

Miljøprojekt Nr. 911 2004
Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening.

Strategier for kortlægning af diffus jordforurening i byområder

Delrapport 1

Jacqueline Anne Falkenberg og Bjarne Persson
NIRAS

Jens Strodl Andersen
JSA-EnviroStat

Miljøstyrelsen vil, når lejligheden gives, offentliggøre rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, finansieret af Miljøstyrelsens undersøgelsesbevilling.

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.

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
SUMMARY AND CONCLUSIONS	11
1 INDLEDNING OG FORMÅL	15
1.1 BAGGRUND	15
1.2 FORMÅL VED FASE II	15
1.3 LÆSEVEJLEDNING	16
2 FORURENINGSMODELLER	17
3 PLANLÆGNING AF EN UNDERSØGELSESTRATEGI	21
3.1 SYSTEMATISK OPBYGNING AF EN UNDERSØGELSESTRATEGI	21
3.2 DEN HISTORISKE REDEGØRELSE	22
<i>Hvilke aktiviteter kan have medført diffus jordforurening?</i>	22
3.3 OPSTILLING AF EN KONCEPTUEL MODEL	23
<i>Hvilke forureningsstoffer kan være til stede?</i>	24
<i>Indikatorparametre</i>	24
3.4 AREALAFGRÆNSNING	27
3.5 DEFINERE HYPOTESER	29
3.6 ANALYSEPARAMETRE OG MÅLETEKNIKKER	31
<i>Indikatorparametre og støtteparametre</i>	31
<i>Kvalitetsmål for måleteknikker</i>	31
<i>Målemetode for tungmetaller</i>	31
<i>Målemetoden for PAH</i>	32
3.7 DESIGN AF FORSØGSPLAN	32
<i>Antal og afstand mellem prøvetagningspunkter</i>	33
<i>Prøvetagningsdybde</i>	33
<i>Nedfaldsmodel</i>	34
<i>Liniemodell</i>	37
<i>Bidragssmodel</i>	40
<i>Overflademodell</i>	43
<i>Fyldjordsmodell</i>	44
4 GODE RÅD OM UDFØRELSE	45
4.1 BESIGTIGELSE	45
4.2 PRØVETAGNINGSG- OG ANALYSEPLAN	45
4.3 FASEOPDELING	46
4.4 PRØVETAGNING	46
5 DATABEHANDLING	49
5.1 VURDERING AF ENSARTEDE FORURENINGSNIVEAUER	50
<i>Deskriptiv statistik</i>	50

	<i>Geostatistik</i>	55
	<i>Beregning af sandsynlighed som grundlag for kortlægning</i>	59
5.2	VURDERING AF FORURENING SOM AFTAGER MED AFSTAND TIL KILDEN	64
6	ORDFORKLARING	65
7	REFERENCER	69

Boks

Boks 1	Tjekliste for den indledende historiske redegørelse
Boks 2	Potentielle kilder, forureningsmodeller, og forureningsparametre
Boks 3	Tjekliste ved afgrænsning af undersøgelsesareal
Boks 4	Eksempler på hypoteser vedr. forureningsmodeller
Boks 5	Eksempler på hypoteser vedr. kortlægningsgrundlag
Boks 6	Eksempler på supplerende hypoteser
Boks 7	Forsøgsplan for nedfaldsmodel - Fase 1
Boks 8	Forsøgsplan for nedfaldsmodel - Fase 2 og 3
Boks 9	Forsøgsplan for liniemodel - Fase 1
Boks 10	Forsøgsplan for liniemodel - Fase 2 og 3
Boks 11	Forsøgsplan for bidragsmodel - Fase 1
Boks 12	Forsøgsplan for bidragsmodel - Fase 2 og 3
Boks 13	Eksempler på oplysninger og observationer

Bilag

Bilag A	Erfaringstal for diffus jordforurening i byområder
---------	--

Forord

Nærværende udredningsprojekt om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er iværksat af Københavns Kommunes Miljøkontrollen under Miljøstyrelsens teknologiprogram for jord- og grundvandsforurening. Projektet har det overordnede formål, at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved kortlægning af diffus jordforurening i byområder på Vidensniveau 2.

Amterne nedprioriterer i dag kortlægningen af diffust forurenede områder, indtil man er færdig med de mere forurenede punktkilder. Depotrådet er enig i denne praksis. Projektet kan medvirke til udvikling af en ny og mere enkel fremgangsmåde for amternes kortlægning af de diffust forurenede områder. I første omgang vil projektet indgå som baggrundsmateriale for den arbejdsgruppe, som nedsættes ifølge aftale mellem regeringen og Amdrætsforeningen, og som i 2004 skal undersøge mulighederne for at klargøre og forenkle reglerne vedrørende jordforurening. Gruppen vil beskæftige sig med jordforureningslovens bestemmelser om kortlægning og jordflytning. I arbejdsgruppen deltager Miljøministeriet, Justitsministeriet, Finansministeriet og de kommunale parter.

Projektet er opdelt i 2 faser, hvor Fase I er afsluttet og omfatter indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt forslag til teknikker og metoder til undersøgelse af diffust forurenede jord. Fase II omfatter en fysisk afprøvning af disse og på baggrund heraf er der udarbejdet konkrete anvisninger for strategier ved undersøgelse af diffus jordforurening i byområder.

I Fase II af projektet om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er udarbejdet følgende fire delrapporter:

- Delrapport 1: Strategier for kortlægning af diffus jordforurening i byområder
- Delrapport 2: Datarapport: Diffus jordforurening og kulturlag
- Delrapport 3: Datarapport: Diffus jordforurening og trafik
- Delrapport 4: Datarapport: Diffus jordforurening og industri

Nærværende rapport er delrapport 1 og omfatter en beskrivelse af undersøgelsesstrategier.

Projektet er udført af NIRAS Rådgivende ingeniører og planlæggere A/S i samarbejde med styregruppen. Følgende personer har deltaget i styregruppen:

- Mariam Wahid, Københavns kommune, Miljøkontrollen (formand)
- Ulla Højsholt, Miljøstyrelsen
- Arne Rokkjær, Amternes Videncenter for Jordforurening
- Pernille Milton Smith, Københavns Amt
- Poul Aaboe Rasmussen, Frederiksborg Amt
- Martin Stærmose, Vestsjællands Amt

Sammenfatning og konklusioner

Nærværende rapport omhandler en beskrivelse af undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Projektet er iværksat af Københavns Kommunes Miljøkontrollen under Miljøstyrelsens Teknologi-program med det overordnede formål, at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved kortlægning af diffus jordforurening på Vidensniveau 2.

Rapporten er baseret på dels en erfaringsopsamling i Fase I og dels resultaterne af den fysiske afprøvning af indledende strategier på testarealer i København og Ringsted i Fase II.

Da formålet med projektet er at forenkke kortlægningen af arealer med diffus jordforurening, skal undersøgelsesstrategierne dokumentere, at der er en høj grad af sikkerhed for, at *“et areal som helhed er forurennet”*, og at man kan interpolere mellem målepunkter og være sikker på, at jorden her også er forurennet. Dette kræver bevis for *“et sammenhængende forureningsmønster og en sammenhængende arealanvendelsesmæssig historik”*, samt for, at arealet er forurennet (dvs. at et flertal af målinger overskrider jordkvalitetskriteriet, JKK).

Forureningsmodeller

Mens de traditionelle forureningsundersøgelser er baseret på en forureningsmodel, hvor der sker spredning fra en punktkilde til det omkringliggende miljø, er diffus jordforurening ofte forårsaget af flere tilfældige (diffuse) spredte hændelser. Undersøgelsesstrategien for et diffust forurennet areal tager derfor udgangspunkt i den konceptuelle model for diffus jordforurening for det aktuelle geografiske areal, dvs. den måde (mekanismen), hvorpå jordforureningen er opstået. Det er vigtigt at afgrænse arealer med en sammenlignelig historik, idet det er her, man kan forvente en sammenhængende diffus jordforurening.

I Fase I, delrapport 1 om erfaringsopsamling, er der defineret fem typiske forureningsmodeller. Disse anvendes til at definere fem undersøgelsesstrategier, som beskrevet i nærværende rapport. De fem modeller er nedfaldsmodellen, liniemodellen, overflademodellen, bidragsmodellen og fyldjordsmodellen.

Udførte undersøgelser

Den fysiske afprøvning af strategierne har beskæftiget sig med tre af de fem forureningsmodeller; bidragsmodel, liniemodel og nedfaldsmodel, idet undersøgelsesstrategien for bidragsmodellen også kan anvendes ved de sidste to modeller, henholdsvis overflademodellen og fyldjordsmodellen.

I forbindelse med de fysiske undersøgelser er der, ud fra en række erfaringstal for bl.a. typiske forureningskomponenter, koncentrationsniveauer og fordelingsmønstre i jordlagene, foretaget en karakterisering af de forskellige typer af diffus jordforurening. En sådan karakterisering betyder, at

undersøgelingsstrategierne kan målrettes og optimeres til kun at omfatte et mindre antal kontrolmålinger.

Endvidere er der foretaget en geostatistiske databehandling til vurdering af sandsynlighed for overskridelse af en vilkårlig koncentrationsgrænse, f.eks. et afskæringskriterium (ASK) eller en anden grænseværdi.

Undersøgelingsstrategi

Erfaringerne fra de fysiske undersøgelser og databehandlingen har ført frem til nedenstående systematiske trin for en undersøgelingsstrategi for kortlægning af diffust forurenede arealer:

- Udarbejdelse af den historiske redegørelse, dvs. inddragelse af eksisterende viden om området samt erfaringer fra lignende sager.
- Opstilling af en eller flere konceptuelle modeller for diffus jordforurening i det aktuelle område.
- Geografisk afgrænsning af det areal, der skal undersøges, dvs. definere delområder hvor der forventes sammenligneligt forhold som kan beskrives ved den konceptuelle model.
- Opstilling af hypoteser.
- Valg af passende analyseparametre og måleteknikker.
- Design af forsøgsplan.

Den historiske redegørelse og den konceptuelle model

Der er angivet tjeklister til hjælp ved udarbejdelse af den historiske redegørelse og ved vurdering af forureningsarten og spredningen til omgivelserne herunder udarbejdelse af en konceptuel model.

Areal afgrænsning

Det er vigtigt at afgrænse arealer med sammenlignelig historik, idet det er her, der kan forventes en sammenhængende diffus forurening.

Ved den udførte afprøvning af undersøgelingsstrategien har det vist sig, at undersøgelsesarealerne bør have en vis størrelse, f.eks. 0,2 – 1 km², hvis der skal anvendes geostatistisk databehandling.

Hypoteser

For at sikre, at undersøgelsen giver et tilstrækkeligt sikkert men samtidig målrettet grundlag for beslutning om kortlægning (dvs. at der ikke udføres unødvendigt arbejde) skal der defineres en række hypoteser om forureningsforhold, som enten kan bekræftes eller afvises.

I rapporten er der angivet eksempler på hypoteser, som kan anvendes ved de forskellige forureningsmodeller. De mest almindelige hypoteser ved kortlægning vil være at:

- De indsamlede data stemmer overens med den konceptuelle model for det afgrænsede delområde
- Jordkvalitetskriteriet er (ikke er) overskredet
- Afskæringskriteriet er (ikke er) overskredet.

Analyseparametre og måleteknikker

Bly og benzo(a)pyren (BaP) er de væsentligste forureningskomponenter ved diffus jordforurening fra trafikken (liniemodellen) og i kulturlag i byområder (bidragsmodellen). Supplerende analyser for støtteparametre, eksempelvis

andre tungmetaller (cadmium, kobber og zink) og sum af PAH vil sikre en bedre beskrivelse af forureningens fordeling og ensartethed over et areal. Ved diffus jordforurening fra emission fra en punktkilde (nedfaldsmodellen), fra udlægning af forurenede materiale (overflademodellen) eller fyldjord (fyldjordmodellen), kan der være andre forureningsparametre, som er bestemt af den aktuelle kilde.

Som målemetode for bly anbefales laboratoriemetoden ICP—AES eller AAS. Som målemetode for benzo(a)pyren anbefales laboratoriemetoden GC-MS-SIM.

Forsøgsplan

I rapporten skitseres forsøgsplaner for de fem forureningsmodeller med angivelse af antal prøvetagningspunkter, prøvetagningstæthed og -dybde. For en geostatistiske analyse anbefales der en tæthed på 200 punkter /km² eller mindst 40 prøvetagningspunkter. Ligeledes anbefales det, at undersøgelsesarealet er mindst 0,2- 1 km².

De fleste former for diffus jordforurening (nedfaldsmodellen, liniemodellen og overflademodellen) findes i jordoverfladen, og forureningen er i værste fald blandet ned til gravdybden (20 - 50 cm). Jordforureningen har vist sig at være størst i de øverste 0 - 30 cm jord, og aftager derefter i styrke. For kulturlag (bidragsmodellen) findes ofte jordforurening i de øverste jordlag, men forurening kan også forsette til større dybder på ældre arealer. De aktuelle dybdemæssige fordelinger i fyldjord (fyldjordsmodellen) kan være meget forskellige.

Det anbefales derfor, at der udtages flest jordprøver fra jordlag under græstørv i 2-10 cm dybde, som antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt samt et passende antal prøver i anvendelsesdybden ned til 1 m's dybde eller intakt jord.

Det anbefales, at jordprøverne udtages i uberørt jord. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves og tilføjes nyt jord og spagnum, og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer og ikke-dyrket jord.

Det anbefales, at jordprøverne udtages som enkeltprøver, idet der skal måles, hvorvidt prøver udtaget tæt på hinanden er mere ensartede end prøver udtaget i større afstand.

Udførelse og prøvetagning

Det anbefales dels, at der foretages en besigtigelse med henblik på at vurdere miljøforhold og adgangsforhold dels at prøvetagningen dokumenteres grundigt med billeder og observationer af prøvetagningsforhold. Disse oplysninger vurderes at være nødvendige i tilfælde af, at der måles afvigende værdier, og der herved opstår behov for en evaluering af prøvetagningspunktet.

Databehandling

Det anbefales, at følgende værdier for alle parametre i alle dybder beregnes og angives:

- antal data
- gennemsnit

- minimum, median, maksimum
- fraktiler (f.eks. 10, 25, 50 75 og 90%).

Overskridelse af henholdsvis JKK og ASK kan vises med en markering, således at man f.eks. direkte kan aflæse om 90% af dataene (0,9 fraktil) er under eller over JKK, eller om forureningsniveauet stiger eller falder i dybden.

Det anbefales, at diffus jordforurening som kan beskrives med en nedfaldsmodel, bidragsmodel, overflade model eller fyldjordsmodel behandles med geostatistik. Den geostatistiske analyse gør det muligt at estimere koncentrationerne over et område ved hjælp af kriging, samt usikkerheden af estimatet. Ligeledes kan sandsynligheden for, om jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet og under afskæringskriteriet beregnes.

I forbindelse med en geostatistiske analyse er det vigtigt at analysere om data er "korrelerede", dvs. at prøver udtaget tæt på hinanden er mere ens end målinger på prøver, der er udtaget med større afstand. En forudsætning for analysen er, at data er normalfordelte eller lognormalfordelte eller at disse betingelser er tilnærmelsesvist opfyldt i delområder.

I rapporten redegøres for forskellige teknikker, herunder grafiske afbildninger, som er relevante ved vurdering af data i forbindelse med den geostatistiske analyse. Der er opstillet et flowdiagram, som belyser de forskellige trin, der kan opnås ved analysen. Ikke alle områder er egnede til en geostatistisk analyse.

Hvis der ikke findes spatiel korrelation, kan der på grundlag af en fordelingsfunktion for normalfordeling foretages en beregning, (med arealets gennemsnit og standardafvigelse), af sandsynligheden for, om koncentrationsniveauet for hele delområdet under ét er højere end JKK og mindre end ASK.

I få tilfælde vil det ikke være muligt at estimere forureningsniveauet for arealet, og det vil være nødvendigt at undersøge med et større detaljeringsniveau, eventuelt helt ned på ejendomsniveau.

For diffus jordforurening, som kan beskrives med liniemodellen, forventes det, at jordforurening aftager i styrke vinkelret til liniekilden. Jordforurening forventes ligeledes, at aftage i dybden af jordprofilen, og der anbefales en simpel grafisk præsentation af koncentration i forhold til afstand fra kilden.

Summary and conclusions

This report presents the investigation strategies for investigation of the diffuse soil pollution in urban areas. The project was initiated and supervised by the Agency of Environmental Protection in the City of Copenhagen under the Danish EPA Technology Program. The overall objective is to prepare methods to optimise and simplify technical investigations by the environment authorities in connection with mapping of diffuse soil pollution at the legislative Knowledge Level 2.

The report is based on a review of previous experience concerning diffuse urban pollution carried out in Phase I and on results of actual trials of the strategies on test sites in Copenhagen and in Ringsted in Phase II.

Since the objective of the project is to simplify mapping of areas with diffuse soil pollution the investigation must document with a high degree of certainty that “*the area as a whole is contaminated*” and that it is possible to interpolate between measured points and be certain that the soil at these points also is contaminated. This requires documentation that there is “*a consistent pollution pattern and a common history of land usage*” and that the area is contaminated - in other words that a majority of the measurements exceed the soil quality criteria.

Conceptual models

While traditional investigations are based on a contaminant model involving transport from a point source to the surrounding environment, diffuse soil pollution will typically comprise contributions from many random sources. The basis for an investigation strategy for a diffuse contaminated area is the conceptual model for the actual geographical area - a model describing the mechanism by which the soil pollution may have arisen. It is important to delineate areas with a common historical development, since comparable diffuse soil pollution can be expected in these areas.

In the Phase I report summarising the present knowledge concerning sources of pollution and experience acquired by investigation of diffuse soil pollution, five pollution models were defined, which are used to identify five overall types of strategy. The five models are the deposition model, the line source model, the surface addition model, the contribution model and the soil fill model.

Physical investigation

The physical trials of the investigation strategies included three of the five conceptual pollution models: deposition model, contribution model and the line model, since the overall investigation strategy for the contribution model can also be used for the surface addition model and the soil fill model.

In connection with the physical trials a range of characteristics and typical values for contaminants and levels and distribution patterns in the soil profiles were identified. Characterisation means that an investigation strategy can be

focused and optimised so that only a minimum of control measurements is required.

Furthermore, a geostatistical data treatment was applied to assess the probability that the soil quality criteria or another limit value is exceeded.

Investigation strategies

On the basis of experience with physical trials of the investigation strategies for mapping of diffuse contaminated areas, the following systematic steps were defined:

- Preparation of the historical description for the area, including actual information as well experience with similar areas.
- Drawing up of one or more pollution models to describe the diffuse soil pollution in the actual area.
- Geographical delineation of the area to be investigated in sub-areas with a common history within which a comparable exposure to pollution can be expected according to the same conceptual model
- Definition of hypotheses, which need to be clarified during the course of the investigation.
- Choice of a suitable analytical parameters and measurement techniques.
- Drawing up of an experimental plan

The historical description and the conceptual model

A checklist to assist in the preparation of the historical description and assess potential contaminants and spreading to the environment according to a conceptual model is presented.

Delineation of the area

It is important to delineate areas with a common history and exposure to diffuse soil pollution, since it is within these areas that a comparable level of pollution can be expected.

It should be noted that experience with the trial of investigation strategies indicated that the investigation area should have a certain size, at least 0.2 – 1 km², if a geostatistical approach is to be used.

Hypotheses

To ensure that the investigation strategy provides a sufficient basis for decisions on mapping, but at same time is goal-orientated (unnecessary work is avoided), a number of hypotheses - which can be accepted or rejected - are defined.

In the report, a number of examples are given which can be used in connection with the different pollution models. The most usual hypotheses will, however, be:

- The collected data is in agreement with the conceptual model for the delineated investigation area.
- The soil quality criteria is (is not) exceeded.
- The soil intervention limit is (is not) exceeded.

Analytical parameters and measurement techniques

The most important contaminants found in diffuse soil contamination in urban areas in the historic fill (contribution model) and the contaminant load due to traffic (line model) are lead and benzo(a)pyrene. Additional analyses for other heavy metals (cadmium, copper, zinc) and sum of PAH contribute to a better description of the contaminant distribution across an area and confirm that the contaminant levels are identical across the area. For diffuse soil contamination due to emissions from a point source (deposition model), spreading of a contaminated media (surface model) or in soil fill (fill soil model), other contaminants can be present depending on the actual source of pollution.

As analytical method for lead, a laboratory method such as ICP-AES or AES is recommended. As analytical method for benzo(a)pyrene, a GC-MS-SIM method is recommended.

Experimental plan

In the report experimental plans for the five concept models are outlined, stating the number and density of sampling points. For a geostatistical analysis, a density of at least 200 sampling points / km² or a minimum of 40 sampling points is recommended. Likewise it is also recommended that the investigation area is at least 0.2 -1 km².

Most diffuse soil pollution (deposition model, line model, and surface model) is found in the soil surface, and contamination is in the worst case mixed down to the level of cultivation. The soil contamination is highest in the upper 0 – 30 cm and decreases in concentration with depth. For historic fill, the soil contamination is found in the upper soil layers, but may also continue to greater depth in older urban areas. Likewise, the actual depth in soil fill (fill soil model) may vary greatly.

It is recommended that most samples are taken from the soil layer under turf at 2- 10 cm's depth, which represents the contaminant levels relevant for assessment of risks by skin contact, and a suitable number of samples are taken at greater depth in the potential contact zone according to land usage - usually 1 m or to intact soil.

It is recommended that samples be taken, if possible, from undisturbed soil. A distinction should be made between vegetable or flowerbeds where digging of the soil and addition of new soil or peat can occur, and undisturbed soil where digging does not occur., for instance turf and uncultivated soil.

It is recommended that soil samples should be taken as discrete and not as composite samples, so that samples taken close to each other can be compared to samples at greater distance, which are assumed to be less alike.

Execution and sampling

It is recommended that a thorough site inspection (walk over) is performed with a view to assessment of environmental and access conditions for sampling sites (avoidance of detrimental sites). It is also recommended that the actual sampling be documented by photography, and that observations are noted which can be of importance in the interpretation of deviant results.

Data treatment

It is recommended that the following descriptive statistics be given for results from all depth intervals:

- Number of data
- Average
- Minimum, median and maximum
- Quantiles (e.g. 10, 25, 50, 75, and 90%)

Values exceeding the soil guideline limit or the soil intervention limit can be shaded, so that it is possible to see if for example 90% of the data are over or under the soil guideline limit (JKK) or if the contaminant levels fall or rise in depth.

It is recommended that diffuse soil pollution that can be described with a deposition model, a contribution surface model or a soil fill model be treated by geostatistical techniques. The geostatistical analysis makes it possible to estimate concentrations across an area by kriging and to estimate the uncertainty of the estimate. Furthermore, the probability that the soil at a given position is above the soil quality criteria and below the soil intervention criteria can be calculated.

In connection with the geostatistical analysis, it is important to analyse if the data is correlated. Correlated data taken in positions close to each other are more alike than measurements for samples taken at positions far apart. A precondition for the analysis is that the data follow a normal distribution or log normal distribution or that these conditions are more or less fulfilled in sub-areas (regionalised).

In the report, various relevant techniques, including graphical methods to assess the data in connection with the geostatistical analysis, are presented. A flow diagram to show the different steps that can be achieved in the geostatistical analysis is defined. Not all areas are suitable for geostatistical analysis.

If no spatial correlation can be found, the probability for exceeding the soil guideline limit can be estimated for the whole area based on a distribution function for the normal distribution and the average value and standard deviation for the area.

In a few situations it is not possible to estimate the contaminant levels for the area, and investigations are required, with a greater level of detail, possibly down to sampling of each land plot.

For diffuse soil pollution, which can be described with the line model, it can be expected that the soil pollution decreases with distance at right angles to the line sources. Soil pollution is expected to decrease with depth in the soil profiles, and it is recommended that a simple graphical presentation of concentration with respect to distance from the source be used.

1 Indledning og formål

1.1 Baggrund

Københavns Kommune, Miljøkontrollen, har under Miljøstyrelsens teknologiprogram iværksat et projekt med det overordnede formål, at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved den forestående kortlægning af diffus jordforurening i byområder.

Projektet er opdelt i 2 faser, hvor Fase I er afsluttet og omfatter indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt teknikker og metoder til undersøgelse af diffuse jordforurening. I Fase I er udarbejdet følgende tre delrapporter:

- Miljørapport 663 Kortlægning af diffus jordforurening i byområder.
Delrapport 1: Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening i byområder /1/.
- Miljørapport 664 Kortlægning af diffus jordforurening i byområder.
Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurenede jord /2/.
- Miljørapport 665 Kortlægning af diffus jordforurening i byområder.
Delrapport 3: Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder /3/.

I Fase II af projektet om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er udarbejdet følgende fire delrapporter:

- Delrapport 1: Strategier for kortlægning af diffus jordforurening i byområder
- Delrapport 2: Datarapport: Diffus jordforurening og kulturlag /4/
- Delrapport 3: Datarapport: Diffus jordforurening og trafik /5/
- Delrapport 4: Datarapport: Diffus jordforurening og industri /6/

Nærværende rapport er delrapport 1 og beskriver undersøgelsesstrategierne for fysiske undersøgelser af diffus jordforurening. Undersøgelsesstrategierne er opstillet således, at de kan anvendes til amternes vurdering af, om der skal kortlægges på Vidensniveau 2 i medfør af jordforureningsloven. Rapporten skal dog ikke læses som en administrativ eller juridisk vejledning, men alene som et teknisk værktøj til amterne.

1.2 Formål ved Fase II

I Fase II er der som grundlag for den endelig redigering af undersøgelsesstrategierne for kortlægning af diffus jordforurening på Vidensniveau 2 foretaget en fysisk afprøvning af de i Fase I udarbejdede undersøgelsesstrategier /3/.

Fase II har til formål at:

- Udføre fysiske undersøgelser i henhold til de i Fase I udarbejdede undersøgelsesstrategier for diffust forurenede arealer i Københavns Kommune og Ringsted.
- Afprøve de i Fase I afprøvede og validerede feltmetoder i forbindelse med undersøgelsesstrategier.
- Effektivisere og forenkle undersøgelsesmetoder og -strategier.
- Vurdere om den diffuse jordforurening i provinsbyer er af en anden karakter end den diffuse jordforurening i Københavns kommune.
- Behandle undersøgelsesresultater med statistiske og geostatistiske værktøjer.
- Foretage vurderinger og angive anbefalinger vedrørende databehandling i forbindelse med fremtidige fysiske undersøgelser af diffust forurenede arealer.
- Revidere undersøgelsesstrategier for fremtidige fysiske undersøgelser af diffus jordforurening.

Foruden de fysiske undersøgelser i København og Ringsted er der inddraget data (bly, cadmium og PAH) fra tidligere undersøgelser udført af Københavns Kommune og Københavns Amt.

Da formålet med projektet er at forenkle kortlægningen af arealer med diffus jordforurening, skal undersøgelsesstrategierne dokumentere, at der er en høj grad af sikkerhed for, at *“et areal som helhed er forurenede”*, og at man kan interpolere mellem målepunkter og være sikker på, at jorden her også er forurenede. Dette kræver bevis for *“et sammenhængende forureningsmønster og en sammenhængende arealanvendelsesmæssig historik”*, samt for, at arealet er forurenede (dvs. at et flertal af målinger overskrider jordkvalitetskriteriet, JKK).

1.3 Læsevejledning

I kapitel 1 er projektets baggrund og formål beskrevet.

I kapitel 2 er de fem forureningsmodeller for diffus forurenede jord beskrevet.

I kapitel 3 redegøres det for planlægningen af en undersøgelsesstrategi.

I kapitel 4 gives gode råd om udførelse af undersøgelser.

I kapitel 5 beskrives databehandling for arealer med diffus jordforurening.

I kapitel 6 angives en ordforklaring for de anvendte forkortelser.

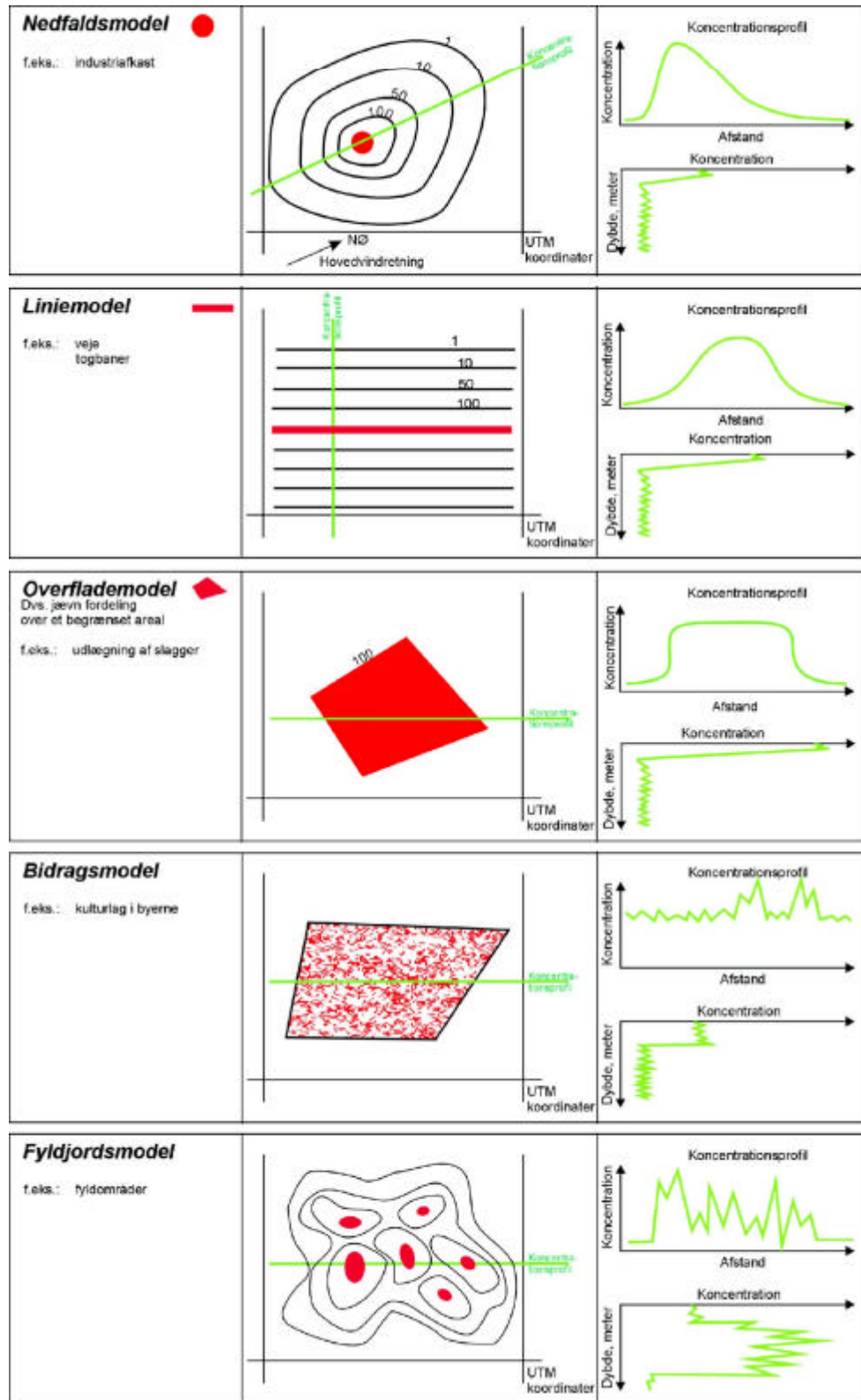
I kapitel 7 angives en referenceliste

2 Forureningsmodeller

I Miljøprojekt 663 /1/ er kilder til diffus jordforurening defineret i forhold til fem forskellige forureningsmodeller for diffus jordforurening, som beskriver den måde, hvorpå en jordforurening er opstået.

De fem forureningsmodeller er som følger /1/:

- Nedfaldsmodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra luftbårne emissioner (støv, gasarter) fra en eller flere punktkilder, f.eks. skorstensafkast fra forbrændingsanlæg, krematorier, m.v.
Den diffuse jordforurening aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og nedfaldsarealet kan være afhængig af vindforhold samt topografiske og fysiske forhold ved punktkilden.
- Liniemodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra et langstrakt element i landskabet, f.eks. veje, jernbaner m.v.
Den diffuse jordforurening aftager i styrke vinkelret fra liniekilden.
- Overflademodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra den jævne udspreddning af et medie, f.eks. en tidligere ukontrolleret udspreddning af slagge, brugt myremalm, spildevandsslam, m.v.
Den diffuse jordforurening udgør en forholdsvis ensartet belastning over hele det påvirkede areal.
- Bidragsmodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra små tilfældige bidrag igennem århundreder, f.eks. de kulturlag, hvorpå byen vokser.
Den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning af topjorden i hele området.
- Fyldjordsmodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra en systematisk påfyldning af jord, affald eller materiale af ukendt oprindelse, f.eks. fyldeområder uden tydelig afgrænsning ved især lavtliggende områder, havne- og kystarealer samt ved byggemodning, terrænregulering og anlægsarbejder.
Den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning i dybden over hele området.



Figur 1.1 De fem forureningsmodeller for diffus jordforurening
The five conceptual pollution models

De fem forureningsmodeller er illustreret i figur 1.1. Bidragsmodellen og fyldjordsmodellen adskiller sig alene ved at fyldjordsmodellen er baseret på en

systematisk påfyldning af jord af ukendt oprindelse, hvor forurenede jordpartier kan have indgået, mens bidragsmodellen er baseret på små tilfældige bidrag igennem århundreder.

Diffuse forureningskilder er typisk industriafkast eller trafik, som medfører luftbåren forurening. Diffus jordforurening kan være forårsaget af både diffuse kilder og punktkilder som beskrevet i det følgende:

- Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser relateret til en eller flere punktkilder, men der er sket en spredning, opblanding eller fortynding, således at forholdet mellem kildestyrken og jordforureningen er sløret.
- Diffus jordforurening er i modsætning til jordforurening ved punktkilder ikke afgrænset til arealer umiddelbart i nærheden af punktkilden, og vil typisk omfatte bidrag fra flere kilder.
- Kilder til diffus jordforurening er derfor svære at identificere, og den diffuse jordforurening er typisk af lettere grad end jordforurening ved punktkilder, såsom industrigrunde eller affaldsdepoter.
- Områder, der igennem tiden har været forurenede af mange forskellige aktiviteter, f.eks. kulturlag i gamle bydele, eller større områder, der er blevet forurenede i forbindelse med jordflytning ved anlægsprojekter, byggemodning, landindvinding m.v., er vurderet som diffust forurenede.

Den fysiske afprøvning af strategierne har beskæftiget sig med tre af de fem forureningsmodeller; bidragsmodel, liniemodel og nedfaldsmodel (jf. figur 1.1 og afsnit 1.1), idet undersøgelsesstrategien for bidragsmodellen også kan anvendes ved de sidste to modeller, henholdsvis overflademodellen og fyldjordsmodellen.

Mens de traditionelle forureningsundersøgelser er baseret på en forureningsmodel, hvor der sker spredning fra en punktkilde til det omkringliggende miljø, er diffus jordforurening ofte forårsaget af flere tilfældige (diffuse) spredte hændelser. Undersøgelsesstrategien for et diffust forurenede areal tager derfor udgangspunkt i den konceptuelle model for diffus jordforurening for det aktuelle geografiske areal, dvs. den måde (mekanismen), hvorpå jordforureningen er opstået. Det er vigtigt at afgrænse arealer med en sammenlignelig historik, idet det er her, man kan forvente en sammenhængende diffus jordforurening.

I forbindelse med de fysiske undersøgelser er det ud fra en række erfaringstal for bl.a. typiske forureningskomponenter, koncentrationsniveauer og fordelingsmønstre i jordlagene forsøgt at karakterisere de forskellige typer af diffus jordforurening. En sådan karakterisering betyder, at undersøgelsesstrategierne kan målrettes og optimeres til at kun omfatte et mindre antal kontrolmålinger. Erfaringstal fra de tre datarapporter /4-6/ er opsummeret i bilag A.

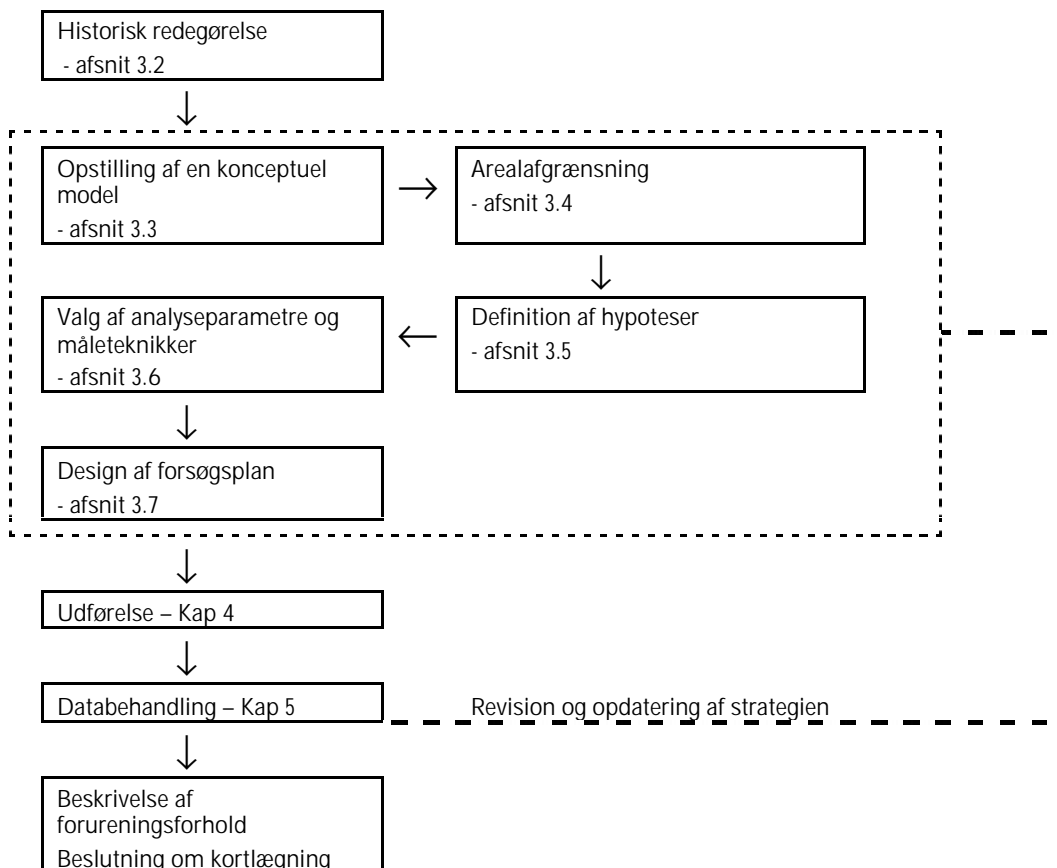
3 Planlægning af en undersøgelsesstrategi

3.1 Systematisk opbygning af en undersøgelsesstrategi

Undersøgelsesstrategien omfatter følgende trin:

- Udarbejdelse af den historiske redegørelse, dvs. inddragelse af eksisterende viden om området samt erfaringer fra lignende sager.
- Opstilling af en eller flere konceptuelle modeller for diffus jordforurening i det aktuelle område.
- Geografisk afgrænsning af det areal, der skal undersøges.
- Opstilling af hypoteser.
- Valg af passende analyseparametre og måleteknikker.
- Design af forsøgsplan.

Trinene i en systematisk udvikling af en undersøgelsesstrategi er vist i figur 3.1.



Figur 3.1 Systematiske trin ved udvikling af en undersøgelsesstrategi
Systematic steps in the development of an investigation strategy

Efter planlægningsfasen iværksættes undersøgelsen, som foreslås udført faseinddelt, jf. afsnit 3.7.

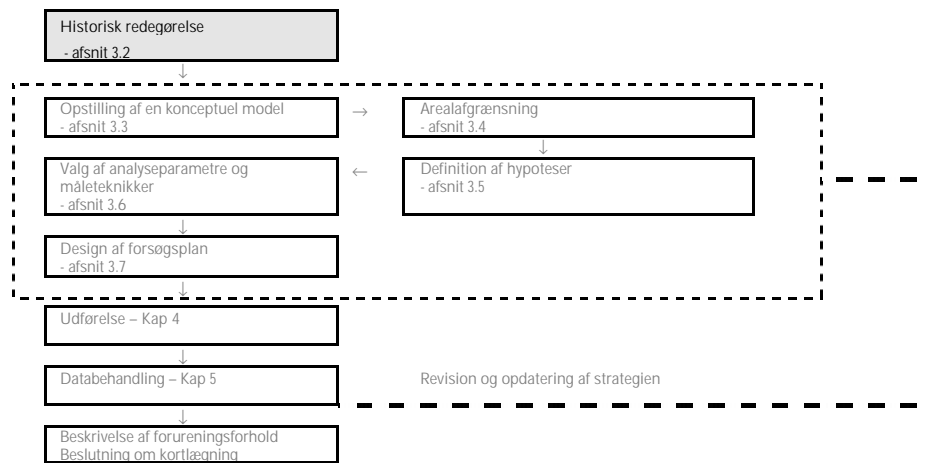
Fase 1 vil typisk omfatte screening for ensartethed, og forskellighed, vurdering af variation ved lille afstand, analyseusikkerhed for de anvendte teknikker, og kontrol af analyseparametre i forhold til forureningsforhold

Fase 2 vil typisk omfatte prøvetagning og analyse til eftervisning af hypoteser.

Fase 3 kan omfatte en supplerende dataindsamling.

Databehandlingen udføres for hver fase, og der anvendes her et trinvis flowdiagram til den geostatistiske databehandling, jf. kap. 5.

3.2 Den historiske redegørelse



Hvilke aktiviteter kan have medført diffus jordforurening?

Ligesom ved andre typer undersøgelser skal der indsamles oplysninger om potentielle forurenende aktiviteter, som kan have bidraget til diffus jordforurening. I Fase I /1/ er der redegjort for typiske kilder til diffus jordforurening, se også boks 2. I modsætning til forurening fra punktkilder, vil en undersøgelse af diffus jordforurening typisk omfatte et større geografisk areal, hvor der kan forventes bidrag fra flere forureningskilder, herunder både punktkilder (nedfaldsmodellen og liniemodellen) og diffuse kilder (bidragsmodellen - kulturlag, fyldjordsmodellen og overflademodellen). Det er også vigtigt at indsamle oplysninger om kendte punktkilder for at undgå prøvetagning i disse arealer. I boks 1 ses en tjekliste over oplysninger, der anvendes ved opstilling af en konceptuel model for diffus jordforurening samt ved afgrænsning af det område, der skal undersøges.

Boks 1: Tjekliste for den indledende historiske redegørelse

Indsamle kortmateriale over arealanvendelser, bygninger, vejnet m.v.

Indsamle materiale om arealets udvikling, f.eks. etableringsår for byggeri, vejnet, erhvervsområder og potentielle kilder til diffus jordforurening

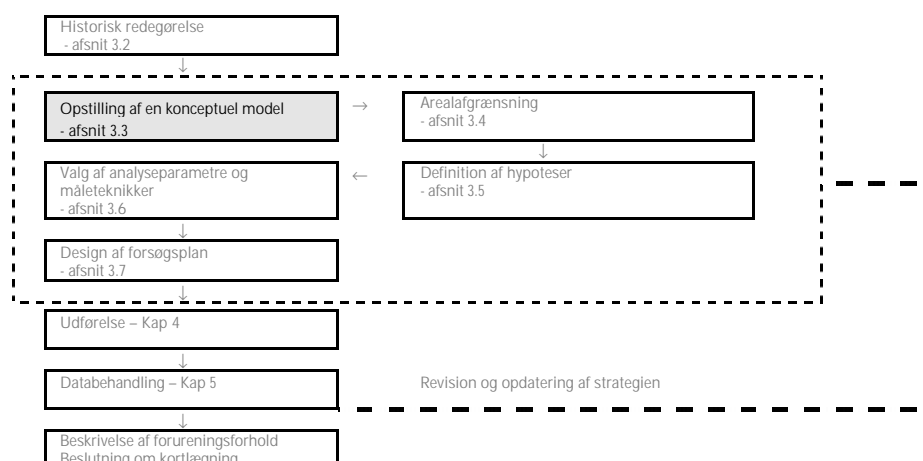
Identificere potentielle områder med tidligere lossepladser, fyldpladser (opfyldning langs lavtliggende områder eller kysten) og jordfyld fra anlægsprojekter (vejnet, jernbane)

Identificere forureningskortlagte ejendomme

Identificere potentielle punktkilder, f.eks. industrier

Diverse oplysninger vil kunne findes hos de kommunale og amtslige myndigheder og yderligere oplysninger om industrier i diverse lokal/nationalhistorisk litteratur samt i litteratur vedr. lokalindustri /7/. Opfyldte områder kan desuden ofte stedfæstes ud fra gamle flyfotos eller ud fra oplysninger fra kommunen /9/. Kilder og metoder til opsamling af historiske oplysninger er udførligt beskrevet i en rapport over historiske arealanvendelser i København /8/.

3.3 Opstilling af en konceptuel model



Den konceptuelle model anvendes ofte som et dynamisk værktøj i traditionelle forureningsammenhænge, hvor undersøgelsens resultater søges indpasset i en samlet beskrivelse af forureningsens opståen og spredning.

Mens den traditionelle forureningsituation er relateret til en lineær model med spredning fra kilden til det omkringliggende miljø, er diffus jordforurening ofte forårsaget af mange tilfældige hændelser. Det er nødvendigt at skabe en overordnet forståelse af helheden i det diffuse mønster, og den konceptuelle model er her kernen for forståelsen af processen.

Den konceptuelle model omfatter en beskrivelse af den tidsmæssige udvikling og historiske aspekter vedrørende spredningen fra kilden og den forventede fordeling og belastning i jordmiljøet.

Opstilling af en konceptuel model indebærer desuden, at der kan antages en række hypoteser om forureningsparametre, om forventelige koncentrationer og fordelingen i jordlaget. Disse hypoteser er baseret på såvel den konceptuelle model og den historiske redegørelse som erfaringer fra tidligere undersøgelser af lignende områder. Samtidig skal hypoteserne relateres til de krav, der er opstillet i forbindelse med kortlægning på Vidensniveau 2, f.eks. "om jordkvalitetskriteriet for bly er overskredet i undersøgelsesområdet". Hvis de indsamlede undersøgelsesdata ikke er i overensstemmelse med modellen, bør både modellen og forsøgsplanen revideres, således de afvigende målinger kan forklares. Da de indsamlede data skal afstemmes med den konceptuelle model, kan den konceptuelle model bidrage til sikring af datakvaliteten.

I kapitel 2 og figur 2.1 er der defineret fem forskellige forureningsmodeller for diffus jordforurening. Disse modeller danner grundlag for en konceptuel model for det aktuelle geografiske areal, der skal undersøges.

Hvilke forureningsstoffer kan være til stede?

Den historiske redegørelse og erfaringer fra andre undersøgelser af tilsvarende lokaliteter udgør hovedkilderne til den viden, der kan opnås om mulige forureningsparametre på en given lokalitet, jf. boks 2, og bilag A. I rapporten over erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening /1/ er der redegjort for typiske kilder og forureningsparametre. Tidligere undersøgelser af diffus jordforurening har hovedsagelig fokuseret på tungmetaller og PAH.

Ved afprøvning af undersøgelsesstrategierne i Fase II er der ud over tungmetaller, PAH og oliekulbrinter også undersøgt for PCB, phthalater, pesticider og dioxiner. Det er konkluderet, at de forureningskomponenter, der er af betydning ved diffus jordforurening i byområder (bidragsmodellen - kulturlag) er bly og benzo(a)pyren (BaP). Supplerende analyser for andre tungmetaller (cadmium, kobber og zink) og sum af PAH vil medvirke til en bedre og mere sikker beskrivelse af såvel forureningsfordeling som - ensartethed over et areal.

Derimod er der fundet kun lavt indhold af PCB, phthalater, pesticider og dioxiner under danske eller udenlandske jordkvalitetskriterier (se Bilag A).

Ved nedfaldsmodellen, overflademodellen og fyldjordsmodellen vil forureningsparametrene være afhængige af henholdsvis de aktuelle industrielle kilder, det påførte materiale og jordfyldens oprindelse.

Ved liniekilder, dvs. jordforurening langs veje, er bly og benzo(a)pyren, samt evt. oliekulbrinter de mest kritiske forureningsparametre.

Indikatorparametre

Som indikatorparametre ved diffus jordforurening anvendes generelt bly og benzo(a)pyren, som desuden antages at være de mest kritiske parametre, dvs. de parametre, som hyppigst overskrider JKK og ASK.

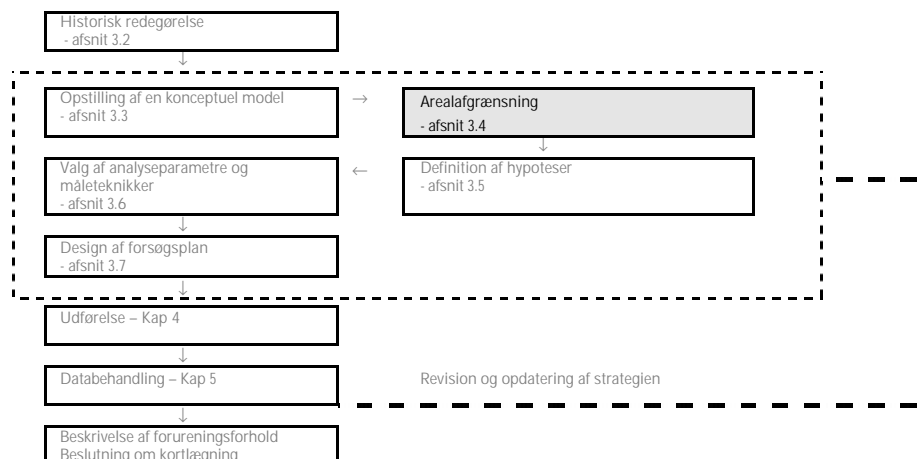
Ved kendskab til diffuse kilder med andre stoffer, f.eks. fra skorstensafkast, medtages også disse stoffer.

I boks 2 er gengivet en oversigt over potentielle kilder og forureningsparametre /1, 4, 5, 6/. Listen er ikke udtømmende.

Boks 2: Forureningsmodeller, potentiel kilder og forureningsparametre (ikke udtømmende)

Forureningsmodel	Kilder	Typiske forureningsparametre	Indikator
Nedfaldsmodel	Emission og støv fra forbrændingsanlæg, kulfyrede kraftværker, industri; metalforarbejdning, autoophug, kabelskrot m.v.	PAH fra forbrænding Tungmetaller: Pb, Cd, Cu, Cr, Zn, Ni Øvrige organiske: Dioxiner, PCB, Phthalater	Kildebestemt
Liniemodel	Emission fra trafik (benzin- og dieseldrevne biler og lastbiler)	Pb, Zn PAH fra forbrænding Øvrige organiske: Dioxiner	Pb, BaP
	Vejvand	PAH-tjære, -olie Oliekulbrinter Tungmetaller: Pb, Cd, Cu, Zn Øvrige organiske: Pesticider, Phthalater	
	Støv fra dækslid	PAH	
	Støv fra asfaltslid	PAH	
	Støv fra bremses	Asbest	
	Emission langs jernbane	Cu Oliekulbrinter, hydraulikolie Øvrige organiske: PCB, Pesticider Asbest	
	Overflademodel	Udlægning af slagger	
	Udlægning af brugt myremalm	Cyanid, sulfat	Cyanid
	Udlægning af slam	PAH Oliekulbrinter Tungmetaller: As, Pb, Cd, Cu, Cr, Zn, Ni Øvrige organiske: PCB, phthalater,	Kildebestemt
Bidragsmodel	Bymæssige kilder: Bly-, kobber- eller zinkinddækning Udledning af regnvand Tagpap Emission fra naturgasanlæg, brændeovne eller fyringsoliefy	PAH-tjære, træbjære Tungmetaller: Pb, Cd, Cu, Hg, Zn Øvrige organiske: PCB, dioxin	Pb, BaP
Fyldjordmodel	Forurenede jord fra anlægsarbejder, rabatjord, sediment	PAH Oliekulbrinter Tungmetaller Pb, Cd, Cu, Hg, Zn	Kildebestemt

3.4 Arealafgrænsning



Det er vigtigt at afgrænse arealer med sammenlignelig historik, idet det er her, der kan forventes en sammenhængende diffus forurening.

Det skal dog bemærkes, at erfaringer fra afprøvning af undersøgelsesstrategier har vist, at undersøgelsesarealerne bør have en vis størrelse, f.eks. 0,2 – 1 km², hvis der skal anvendes geostatistisk databehandling. Ved et større undersøgelsesareal minimeres randeffekterne fra målinger foretaget ved skellet til undersøgelsesarealet.

Ved nedfaldsmodellen vil flere parametre, såsom antal og art af punktkilder, geografi og emissionsforhold betinge omfanget af det forventede påvirkede areal.

Ved liniemodellen vil varigheden og arten af påvirkningen, samt arten af trafik- og vej/jernbaneforhold bestemme omfanget af jordforureningen. Dette betyder, at jordforurening langs en vejtracé kan variere, hvis de fysiske og trafikale forhold langs vejtracéens delsektioner er forskellige.

I boks 3 er der opstillet en liste over oplysninger, som kan være nyttige ved afgrænsning af undersøgelsesarealet, samt ved en eventuel senere opdeling i delområder med ensartede og sammenhængende forureningsforhold i forbindelse med databehandling, jf. kapital 5.

Boks 3: Tjekliste ved afgrænsning af undersøgelsesareal

Bidragsmodellen:

- Bymæssig udvikling: Etableringsalder for boligkvarterer, infrastruktur som vejnet, jernbaner og havne.
- Boligforhold: Villaer, rækkehuse, el. etageejendomme,
- Byggemateriale: Mursten, tagsten, tagpap, eternit, blyinddækning, skorsten,
- Opvarmningsform: Fjernvarme, oliefyr, naturgas.
- Terrænregulering

Liniemodellen:

- Årstal for etablering af vej, ændringer af tracé, vejkryds.
- Trafikmålinger som årsdøgntrafik, typisk trafikhastighed, antal køretøjer fordelt på typer.
- Anlægsaktiviteter (årstal, jordfyld).
- Afledning af vejvand, vejprofil (bredde, støjvold, vejgrøft).
- Omgivelser (fortov, cykelsti, græsplæne, afstand til boligbebyggelse).
- Arealets topografi (nedfaldsarealer og barrierer).
- Typiske meteorologiske data, fremherskende vindretning.

Nedfaldsmodellen:

- Punktkildens industrielle udvikling (arten og den tidsmæssige udvikling).
- Arealets topografi (nedfaldsarealer, barrierer).
- OML-beregninger, nedfaldsarealer, skorstenshøjde, emissioner, produktionsforhold.
- Typiske meteorologiske data, fremherskende vindretning (spredningsmønster).

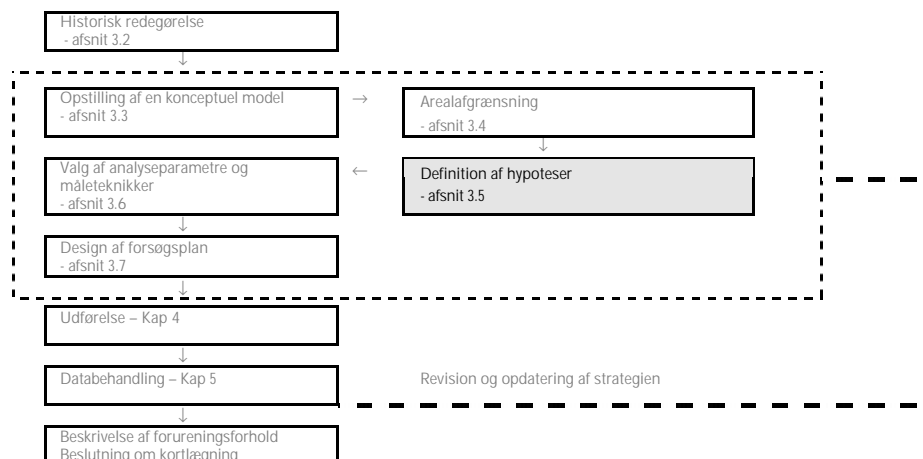
Overflademodellen:

- Evt. matrikelforhold, herunder eventuelle sammenlægninger eller udmatrikuleringer.
- Stofsammensætning og mængden af det udlagte materiale.
- Tidspunktet for udlægning af materiale m.v.

Fyldjordsmodellen:

- Evt. matrikelforhold, herunder eventuelle sammenlægninger eller udmatrikuleringer.
- Evt. tidligere råstofudvinding (grus- og mergelgrave) terrænreguleringer, m.v.
- Oprindelse og alder for jordopfyldning

3.5 Definere Hypoteser



For at sikre, at undersøgelsen giver et tilstrækkeligt sikkert men samtidig målrettet grundlag for beslutning om kortlægning (dvs. at der ikke udføres unødvendigt arbejde) skal der defineres en række hypoteser om forureningsforhold, som enten kan bekræftes eller afvises.

De mest almindelige hypoteser ved kortlægning vil være at:

- De indsamlede data stemmer overens med den konceptuelle model for det afgrænsede delområde
- Jordkvalitetskriteriet er (ikke er) overskredet
- Afskæringskriteriet er (ikke er) overskredet.

I forbindelse med den fysiske afprøvning i Fase II er en række hypoteser for diffus jordforurening i kulturlag, fra trafikken og ved nedfald fra en punktkilde bekræftet eller afvist. Konklusionerne kan anvendes til at vurdere, hvorvidt data stemmer overens med den konceptuelle model.

For diffus jordforurening langs veje, for forurening forårsaget af nedfald fra en punktkilde og for bidragsmodellen for kulturlaget i et boligområde kan de i boks 4 opstillede hypoteser eksempelvis anvendes. Disse er baseret på tidligere erfaringer, jf. /4, 5 og 6/ og bilag A.

Boks 4: Eksempler på hypoteser vedr. forureningsmodellerne

Kulturlag – bidragsmodel
<ul style="list-style-type: none">• Diffus jordforurening i kulturlag har et statistisk højere indhold af forureningskomponenter i forhold til referenceværdier for jord fra landområder.• Forureningsniveauerne aftager med dybden i kulturlaget (idet jordforurening stammer fra bidrag til kulturlaget).• Det forurenede kulturlag findes til mere end 1 m's dybde (idet kulturlaget forventes at være dannet over en periode på mere end 100 år).• Diffus jordforurening har et varierende og tilfældigt indhold af forureningskomponenter i kulturlag over hele arealet, dvs. at der ikke er tendens til højere indhold i bestemte retninger.
Trafik – linemodel
<ul style="list-style-type: none">• Diffus jordforurening langs veje har et statistisk højt indhold af forureningskomponenter set i forhold til referenceværdier for jord fra landområder.• Forureningsniveauerne aftager inden for 0 - 15 m's afstand fra vejen til et niveau, der alene afhænger af de øvrige diffuse kilder i området.• I den forurenede zone fra 0 - 15 m fra vejkanthen, findes forurening til 0 - 0,3m's dybde, som aftager i større dybder.
Punktkilde – nedfaldsmodel
<ul style="list-style-type: none">• Diffus jordforurening i nedfaldsarealet har et statistisk højere indhold af forureningskomponenter i forhold til referenceværdier for jord fra landområder.• Forureningsniveauerne aftager med afstand fra kilden til et niveau, der alene afhænger af områdets øvrige diffuse kilder.• I den forurenede zone findes forurening i 0-0,3m's dybde og niveauet aftager i større dybder herunder.

Som beslutningsgrundlag for kortlægning kan hypoteser i boks 5 anvendes og eventuel udvides med andre relevante stoffer afhængig af kilden.

Boks 5: Eksempler på hypoteser vedr. kortlægningsgrundlag

- Sandsynligheden for overskridelse af JKK for bly er mere end f.eks. 50%*.
- Sandsynligheden for overskridelse af JKK for BaP er mere end f.eks. 50%*.

*Grundlag for kortlægning kræver en administrative beslutning om hvilke grad af sandsynlighed, der er nødvendigt for kortlægning på Vidensniveau 2.

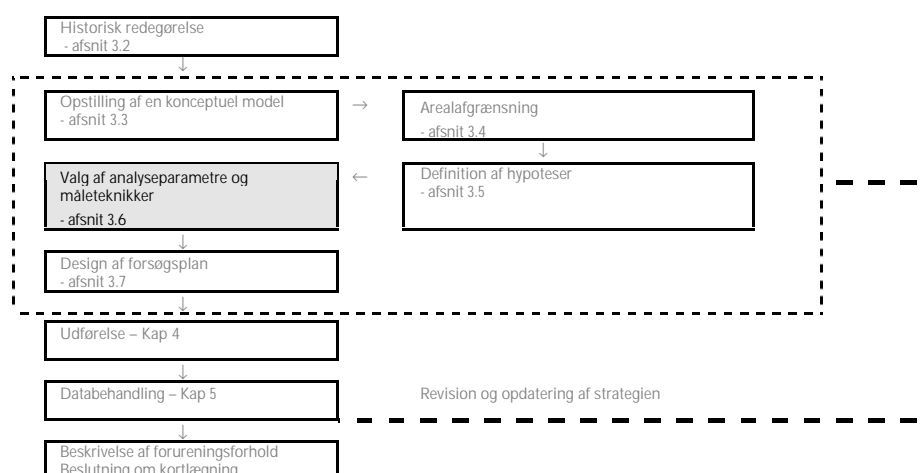
Endelig kan der defineres supplerende hypoteser til at få en bedre og mere sikker beskrivelse af forureningsforhold og -fordeling over et areal, jf. boks 6.

Boks 6: Eksempler på supplerende hypoteser

- Foruden bly og BaP findes der i kulturlaget forhøjede indhold af kobber, zink, cadmium, sum af PAH og olie (totalkulbrinter).
- Der er et lineart forhold mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren (BaP), dibenz(a,h)anthracen (DiBahA) og summen af MST 7 PAH.

Ved afprøvningen af strategierne på testarealerne er en række hypoteser om diffus jordforurening afprøvet og efterfølgende opsummeret i datarapporterne /4, 5, 6/.

3.6 Analyseparametre og måleteknikker



Indikatorparametre og støtteparametre

Bly og benzo(a)pyren (BaP) er de væsentligste forureningskomponenter ved diffus jordforurening fra trafikken (liniemodellen) og i kulturlag i byområder (bidragsmodellen). Supplerende analyser for andre tungmetaller (cadmium, kobber, zink) og sum af PAH vil medvirke til en bedre beskrivelse af forureningsfordeling over et areal, dvs. bedre beskrive og bekræfte om vi har et ensartet forureningsniveau på arealet. Ved diffus jordforurening fra emission fra en punktkilde (nedfaldsmodellen), fra udlægning af forurenede materialer (overflademodellen) eller fyldjord (fyldjordmodellen), kan der være andre forureningsparametre, som er bestemt af den aktuelle kilde.

Kvalitetsmål for måleteknikker

Måleteknikkerne bør have en detektionsgrænse svarende til mindst 1/10 af JKK (dvs. 4 mg Pb/kg TS og 0,01 mg BaP/kg TS), eller hvis ikke der findes JKK, til 1/10 af det forventede baggrundsniveau i ikke-forurenede jord. Analyseusikkerheden bør være mindre end 15% og nøjagtigheden højere end 80% /10/.

Målemetode for tungmetaller

Som analysemetode anbefales laboratoriemetoden ICP-AES (Induktivkoblet-plasma-AtomEmissionsSpektrometri), hvor for de udvalgte metaller måles ved de anbefalede bølgelængder /11/. Analyseusikkerheden er typisk mindre end

15% og nøjagtigheden 90 - 95%. ICP-analyser har desuden den fordel, at der i samme analysegang, kan analyseres 5 - 6 metaller, herunder cadmium,

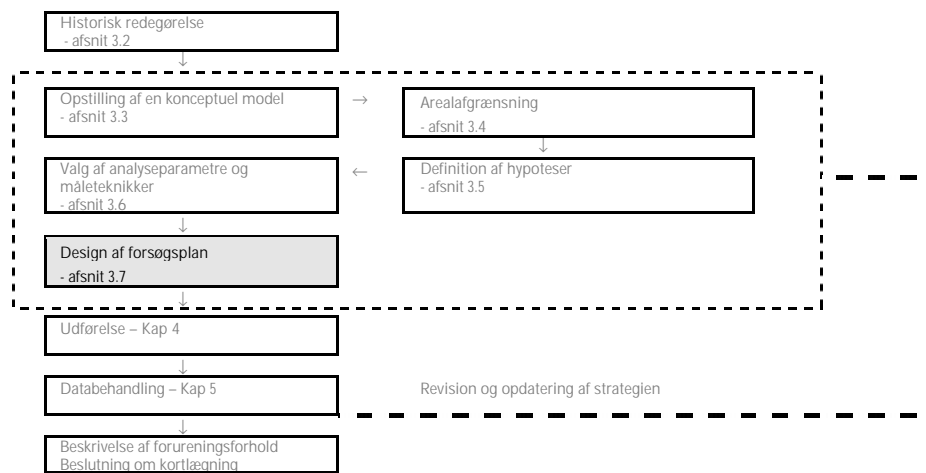
Anvendelse af en feltmetode som EDXRF kan evt. komme på tale, såfremt der inden for samme budget som ved ICP-teknikken kan udføres et væsentligt større antal EDXRF-analyser samt et passende antal (10-15%) kontrolmålinger /4/.

Det kan være omkostningskrævende at analysere alle jordprøver for alle forureningsparametre. Som alternativ til ICP analyse for flere tungmetaller kan der med AAS analyseres for kun én indikatorparameter. F.eks. kan bly anvendes som indikator for diffus jordforurening fra trafikken. Indikatorparameteren belyser forureningsniveauet og spredningsmønstret over arealet. Som dokumentation for forureningsniveauet analyseres herefter et mindre antal repræsentative prøver for andre tungmetaller.

Målemetoden for PAH

Den kritiske parameter er benzo(a)pyren (BaP), som er en af de udvalgte polycykliske aromatiske kulbrinter (PAH), der indgår i Miljøstyrelsens standardmetode for bestemmelse af sum af PAH (MST JKK for sum af PAH omfatter 7 PAH; Fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(j)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenz(ah)anthracen and indeno(123-cd)pyren). Miljøstyrelsens standardmetode er p.t. (august 2003), en GC-MS-SIM-teknik, hvor jordprøven ekstraheres med toluen på rysteapparat i 16 timer. Analyseusikkerheden er angivet som mindre end 20%. Et forslag til ændring af denne standardmetode er under behandling.

3.7 Design af forsøgsplan



Forsøgsplanen tager udgangspunkt i den konceptuelle model for det aktuelle geografiske areal, dvs. den måde (mekanisme), hvorpå den diffuse jordforurening er opstået. I de følgende afsnit skitseres forsøgsplaner for de fem forureningsmodeller. Disse har mange fælles aspekter og især bidragsmodellen er sammenlignelig med henholdsvis strategien for overflademodellen og fyldjordsmodellen, idet der ikke forventes aftagende koncentrationer i bestemte retninger. Disse tre modeller beskriver blandt andet, hvordan en forurening er opstået. Den aktuelle forureningsfordeling i jorden kan i visse tilfælde være sammenlignelig for de tre modeller.

Ved overflademodellen udgør den diffuse jordforurening en forholdsvis ensartet belastning af topjorden, mens der ved bidragsmodellen ses en mere varierende og tilfældig belastning, som ofte fortsætter i dybden. Prøvetagningsstrategien er dermed den samme og variationsmønsteret og forureningsdybdeprofilen belyser eventuelle forskelle mellem de to forskellige modeller.

Ligeledes adskiller bidragsmodellen og fyldjordsmodellen sig ved at fyldjordsmodellen er baseret på en systematisk påfyldning af jord af ukendt oprindelse, hvor forurenede jordpartier kan have indgået, mens bidragsmodellen er baseret på små tilfældige bidrag igennem århundreder. Eventuelle forskelle mellem disse to modeller vil også ses i variationsmønsteret og i forureningens fordeling i dybden.

Antal og afstand mellem prøvetagningspunkter

Det optimale antal prøvepunkter (og afstanden mellem dem) er afhængig af hvorvidt der er en homogen forureningsfordeling over arealet og analyseusikkerheden.

Ved alle forureningsmodeller undtagen liniemodellen skal der derfor udtages prøver med lille (1-10 m) såvel som stor indbyrdes afstand (20 – 500 m). Herved kan det vurderes, hvorvidt variansen mellem målingerne stiger med afstanden.

Dette udføres ved at definere prøvetagningsfelter på ca. 100 m² (dog kun 4 m² for linemodellen), hvorfra der udtages jordprøver fra 1-3 punkter og hvor prøvetagningsfelter placeres med forskellige indbyrdes afstand.

Hvis den konceptuelle model for det aktuelle areal indikerer, at en forureningsfane kan forventes i en vis retning, er det selvfølgelig nødvendigt, at der udtages prøver både inden for og uden for fanen, således at denne udbredelse kan kortlægges.

Det anbefales, at jordprøverne udtages i uberørt jord. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves og tilføjes nyt jord og spagnum, og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer og ikke-dyrket jord.

Jordprøverne udtages som enkeltprøver, idet der skal måles, hvorvidt prøver udtaget tæt på hinanden er mere ensartede end prøver udtaget i større afstand.

Prøvetagningsdybde

De fleste former for diffus jordforurening (nedfaldsmodellen, liniemodellen og overflademodellen) findes i jordoverfladen, og forureningen er i værste fald blandet ned til gravdybden (20 - 50 cm). Jordforureningen har vist sig at være størst i de øverste 0 - 30 cm jord, og aftager derefter i styrke (gælder dog ikke nødvendigvis for kulturlag eller opfyldte områder) /4, 5, 6/.

Det anbefales derfor at udtage flest jordprøver fra jordlag under græstørv i 2-10 cm dybde, som antages at være repræsentativ for vurdering af risiko for hudkontakt, samt et passende antal prøver i anvendelsesdybde som følger:

2 - 10 cm	Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
20 - 30 cm	Repræsenterer anvendelsesdybden
45 - 55 cm	Repræsenterer anvendelsesdybden
95 - 105 cm	Til afgrænsning af forurening

Nedfaldsmodel

Nedfaldet fra en punktkilde medfører ofte en forureningspåvirkning over et areal i en afstand på op til 1000 m, og med faldende koncentrationer med afstanden til kilden samt i dybden.

Afstanden mellem prøvetagningsfelter bør sættes til mellem 50 og 300 m, dog med en større tæthed tæt på kilden. Antal prøvetagningspunkter og tæthed i de forskellige undersøgelsesfaser er vist i boks 7 og 8 og i figur 3.2. Ligeledes er prøvetagningsdybder og analyseparametre vist i boks 7 og 8. Placering af prøvetagningsfelter vil afhænge af den vurderede nedfaldszone for punktkilden, hvor topografi, skorstenshøjden og vindretning kan påvirke zonen. Som udgangspunkt vurderes nedfaldszone at være ligeligt fordelt omkring punktkilden.

Boks 7: Forsøgsplan for nedfaldsmodellen

Fase 1- Indledende screening

- Prøvetagning fra mindst 36 punkter i mindst 22 prøvetagningsfelter af 100 m² (1- 3 punkter/felt).
- Mindst 10 prøvetagningsfelter (18 punkter) placeres inden for 0 - 200 m's afstand af punktkilden (0,13 km² svarende til ca. 138 punkter/km²)
- Mindst 12 prøvetagningsfelter (18 punkter) placeres inden for 200 - 500 m's afstand af punktkilden (0,65 km² svarende til ca. 27 punkter/km²)
- I 2 - 10 cm's dybde udtages prøver i alle punkter (100%)
- I 20 - 30 cm's dybde udtages prøver i 50% af punkterne.
- I 45 - 55 cm's dybde udtages prøver i 25% af punkterne.
- I 95 - 105 cm's dybde udtages prøver 25% af punkterne.
- Analyseparametre afhænger af kilden, men vil ofte omfatte tungmetaller og PAH, herunder BaP og DiBahA.

På grundlag af de indsamlede data udføres der en indledende dataanalyse - deskriptiv statistik og evt. geostatistik - og der foretages en vurdering af:

- Forureningsniveauerne iht. JKK og ASK
- Forureningsniveauerne som en funktion af afstand til kilden
- Hvorvidt det påvirkede areal er afgrænset og om undersøgelsesarealet skal udvides til 1000 m fra kilden
- Forureningsheterogenitet - variation ved lille afstand (0-10 m)
- Valg af indikatorparametre for forureningskomponenter i nedfaldsarealet
- Kulturlagstykkelsen og jordforureningens vertikale fordeling

Boks 8: Forsøgsplan for nedfaldsmodellen

Fase 2 - Dataindsamling

- Prøvetagning i det afgrænsede eller udvidede undersøgelsesareal fra mindst 30 enkeltpunkter fordelt med forskellige indbyrdes afstand.
- Mindst 10 punkter placeres inden for det påvirkede areal 0 - 200 m fra punktkilden (dvs. i alt 28 punkter over 0,13 km², svarende til ca. 215 punkter/km²)
- Mindst 20 punkter placeres inden for det påvirkede areal 200 - 500 m fra punktkilden (dvs. i alt 38 punkter over 0,65 km² svarende til mindst 58 punkter/km²)
- Evt. yderligere punkter placeres i afstanden 500 – 1000 m (afhængig af Fase 1)
- I 2 - 10 cm's dybde udtages prøver i alle punkter (100%)
- I 20 - 30 cm's dybde udtages prøver i 10 - 25% af punkterne.
- Evt. udtages yderligere prøver til større dybder (afhængig af Fase 1)
- Der analyseres for indikatorparameter og evt. støtteparametre valgt i Fase 1

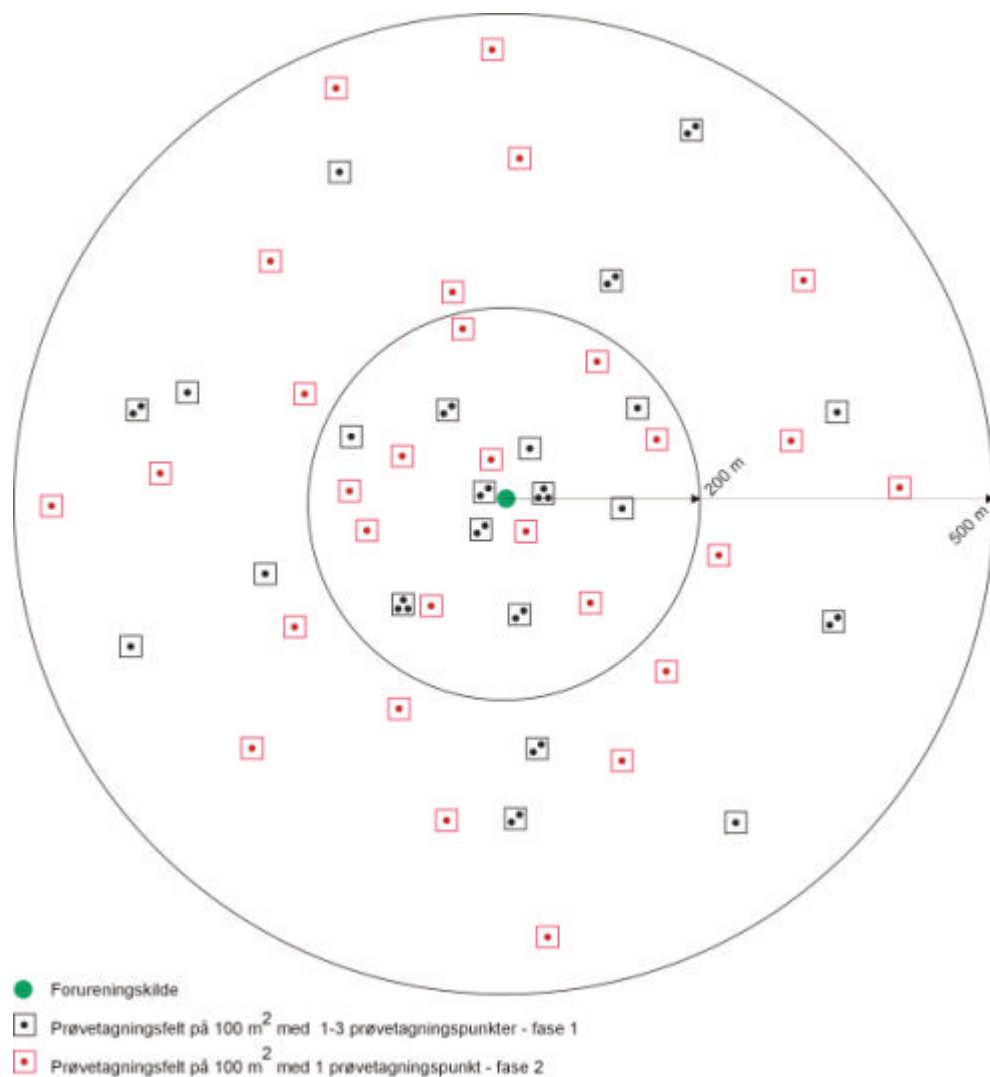
På grundlag af de indsamlede data foretages følgende:

- Dataanalyse - deskriptiv statistik og geostatistik
- Forureningsniveauerne for det påvirkede areal estimeres
- Sandsynlighed for overskridelse af JKK og ASK beregnes

Fase 3 - Supplerende dataindsamling

Evt. supplerende dataindsamling i delområder med afvigende karakteristisk

I figur 3.2 ses en skitse over prøvetagningsplanen for diffus jordforurening iht. nedfaldsmodellen.



Figur 3.2 Skitse over prøvetagningsplanen for diffus jordforurening iht. nedfaldsmodel 1 en.
Sketch over sampling plan for diffuse soil pollution according to the deposition model.

Liniemodell

Forureningsbelastning langs en liniekilde, som f.eks. en vej, aftager med afstanden til kilden og i dybden. Forureningsudstrækningen fra liniekilden er typisk mindre end 20 m. Afstanden mellem prøvetagningsfelterne sættes til mellem 2 og 20 m, dog med en større tæthed tæt på liniekilden. Prøvetagningsfelterne afsættes i en ret vinkel på kilden. I udvalgte delområder udtages prøver med en større tæthed til vurdering af baggrunds niveauet.

Antal prøvetagningspunkter og tæthed i de forskellige undersøgelsesfaser er vist i boks 9 og 10 og i figur 3.3. Ligeledes er prøvetagningsdybder og analyseparametre vist i boks 9 og 10.

Boks 9: Forsøgsplan for liniemodellen

Fase 1 - Indledende screening

- Prøvetagning fra mindst 16 punkter i mindst 8 prøvetagningsfelter af 4 m² (1 - 3 punkter/felt).
- Disse 8 prøvetagningsfelter fordeles i to profiler vinkelret på liniekilden f.eks. til hver siden af vejen
- For hvert profil placeres de fire prøvetagningsfelter i 2, 5, 10 og 20 m's afstand fra liniekilden
- I 2 - 10 cm's dybde udtages prøver i alle punkter (100%)
- I 20 - 30 cm's dybde udtages prøver i 50% af punkterne
- I 45 - 55 cm's dybde udtages prøver i 25% af punkterne
- Analyseparametrene i 2 -10 cm's dybde er Pb, Cu, Zn, BaP, sum af PAH og olie.
- Analyseparametrene i øvrige dybder er typisk Pb og BaP

På grundlag af de indsamlede data udføres en indledende dataanalyse - deskriptiv statistik - og en vurdering af:

- Forureningsniveauerne iht. JKK og ASK
- Forureningsniveauerne som en funktion af afstanden til kilden
- Hvorvidt det påvirkede areal er afgrænset og om undersøgelsesarealet skal udvides
- Forureningsheterogenitet - variation ved lille afstand (0-10 m)
- Valg af indikatorparametre for forureningskomponenter
- Fyldlagstykkelsen og jordforureningens vertikale fordeling

Boks 10: Forsøgsplan for liniemodellen

Fase 2 - Dataindsamling

- Prøvetagning i flere profiler i begge sider af vejanlæg med en indbyrdes afstand mellem profilerne på 50 – 100 m langs det afgrænsede undersøgelsesareal, dvs. den pågældende vejstrækning.
- For hvert profil placeres 3 - 4 prøvetagningsfelter i 2, 5, 10 og evt. 15-30 m's afstand fra liniekilden Der udtages 1-3 prøver pr. felt.
- I 2 - 10 cm's dybde udtages prøver i alle punkter (100%)
- I 20 - 30 cm's dybde udtages prøver i 10 - 25% af punkterne
- Evt. udtages yderligere prøver til større dybder. Der analyseres for indikatorparameterne; bly og BaP samt evt. de støtteparametre, der er valgt i Fase 1

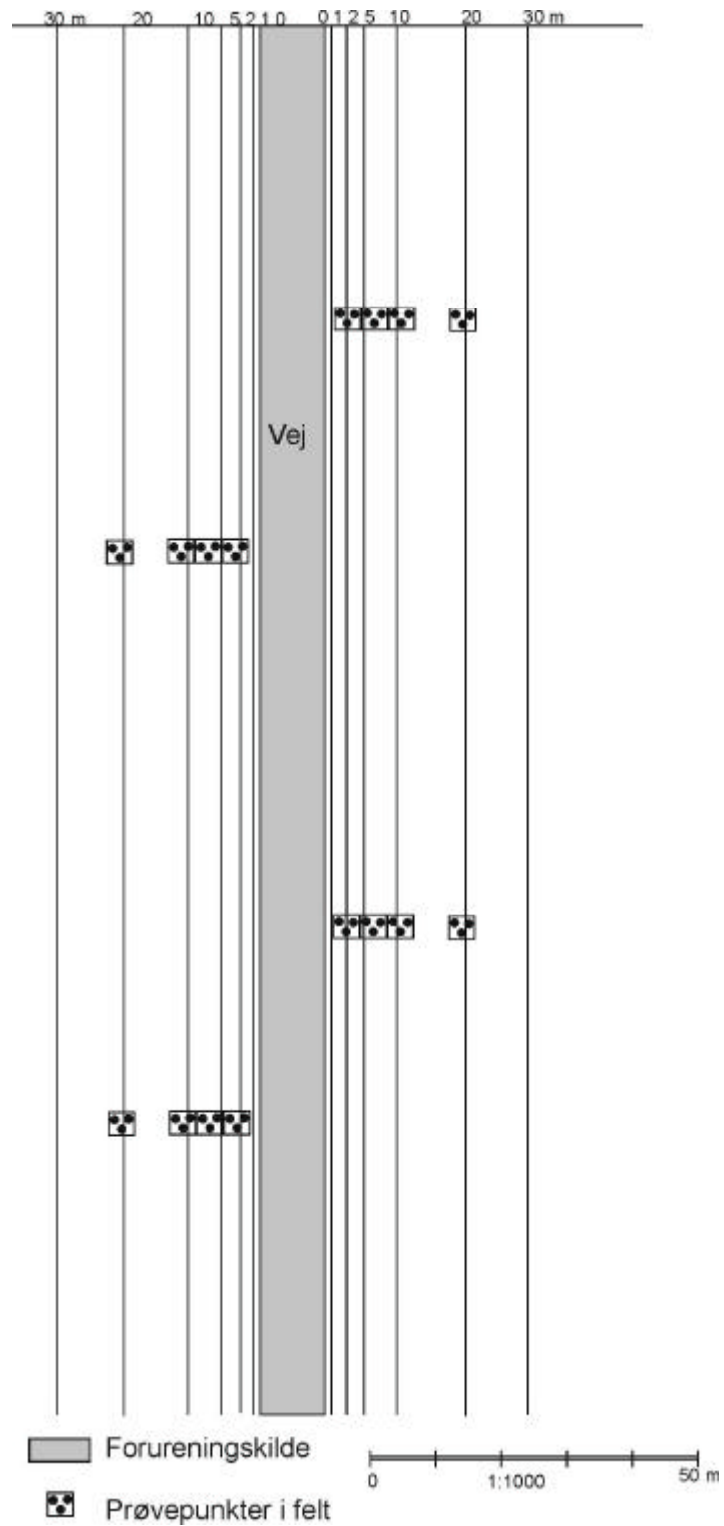
På grundlag af de indsamlede data foretages følgende:

- Dataanalyse - deskriptiv statistik
- Forureningsniveauerne for det påvirkede areal estimeres

Fase 3 - Supplerende dataindsamling

Evt. supplerende dataindsamling i delområder med afvigende karakteristisk

I figur 3.3 ses en skitse over prøvetagningsplanen for diffus jordforurening iht. liniemodellen.



Figur 3.3 Skitse over prøvetagningsplanen for diffus jordforurening iht. Liniemodellen (ikke mål fast).
 Sketch over sampling plan for diffuse soil pollution according to the deposition model.

Bidragsmodel

Modellen forudsætter, at de mange bidrag tilsammen udgør et ensartet niveau, men at de enkelte stikprøver udviser en større variation i både koncentration og forureningsparametre. Undersøgelingsarealet bør være mindst 0,2 km². Afstanden mellem prøvetagningsfelterne bør være mellem 20 og 300 m. I

udvalgte delområder udtages prøver med en større tæthed til vurdering af niveauet og variationsmønstret.

Antal prøvetagningspunkter og tæthed i de forskellige undersøgelsesfaser er vist i boks 11 og 12 og i figur 3.4. Ligeledes er prøvetagningsdybder og analyseparametre vist i boks 11 og 12.

Boks 11: Forsøgsplan for bidragsmodellen

Fase 1 - Indledende screening

- Prøvetagning fra mindst 9 punkter fordelt over mindst 3 prøvetagningsfelter på 100 m² (3 punkter/felt).
- De tre felter placeres tre forskellige steder på undersøgelsesarealet
- I 2 - 10 cm´s dybde udtages prøver i alle punkter (100%)
- I 20 - 30 cm´s dybde udtages prøver i 50% af punkterne
- I 45 - 55 cm´s dybde udtages prøver i 25% af punkterne
- I 95 - 105 cm´s dybde udtages prøver 25% af punkterne
- I ca. 10% af punkterne udtages prøver i større dybde ned til intakt jord
- Analyseparametre i 2 - 10 cm´s dybde: Pb, Cd, Cu, Zn, BaP og sum af PAH. Hg kan også være relevante i ældre områder.
- Analyseparametre i øvrige dybder er typisk Pb og BaP, dog kan Hg eller Cd være relevante i ældre områder

På grundlag af de indsamlede data udføres en indledende dataanalyse - deskriptiv statistik - og en vurdering af:

- Forureningsniveauerne iht. JKK og ASK
- Forureningsheterogenitet - variation ved lille afstand (0-10 m)
- Valg af indikatorparametre for forureningskomponenter
- Kulturlagstykkelsen og jordforureningens vertikale fordeling

Boks 12: Forsøgsplan for bidragsmodellen

Fase 2 - Dataindsamling

- Prøvetagning fra mindst 31 punkter fordelt på mindst 25 prøvetagningsfelter af 100 m² fordelt med forskellige indbyrdes afstand (1-3 punkter/felt) (dvs. i alt mindst 40 punkter inkl. Fase 1)
- Prøvetætheden svarer til ca. 200 punkter/km², dvs. 40 punkter på et areal på 0,2 km² – ved større arealer udtages forholdsvis flere prøver.
- I 2 - 10 cm's dybde udtages prøver i alle punkter (100%)
- I 20 - 30 cm's dybde udtages prøver i 10 - 25% af punkterne
- I 45 - 55 cm's dybde udtages prøver i 10% af punkterne
- I 95 - 105 cm's dybde udtages prøver 10% af punkterne
- Der analyseres for de indikatorparameter, der er valgt i Fase 1 - typiske Pb og BaP samt evt. støtteparametre

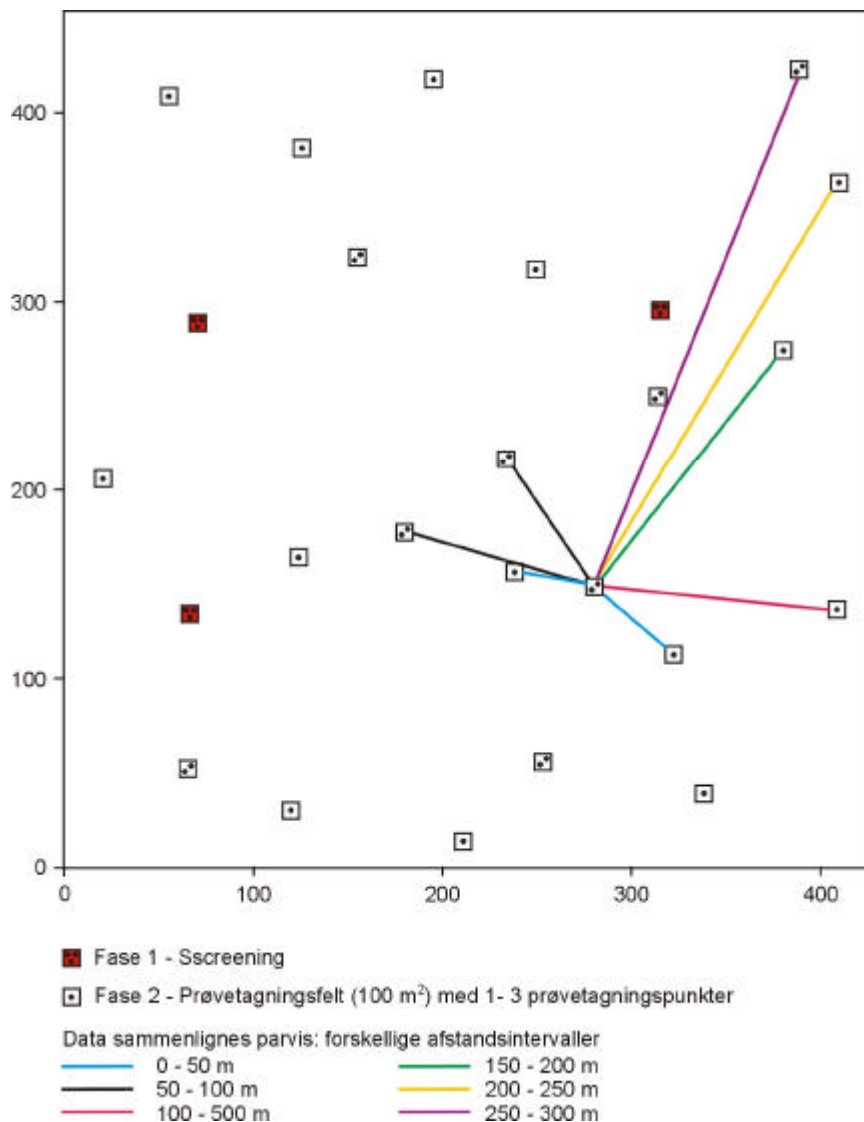
På grundlag af de indsamlede data foretages følgende:

- Dataanalyse - deskriptiv statistik og geostatistik
- Forureningsniveauerne for arealet estimeres
- Sandsynlighed for overskridelse af JKK og ASK beregnes

Fase 3 - Supplerende dataindsamling

Evt. supplerende dataindsamling i delområder med afvigende karakteristik

I figur 3.4 ses en skitse over prøvetagningsplanen for diffus jordforurening iht. bidragsmodellen, overflademodellen og fyldjordmodellen.



Figur 3.4 Skitse over prøvetagningsplanen for diffus jordforurening iht. bidragsmodel len, overflademodell en og fyldjordmodell en (ikke mål fast).
 Sketch over sampling plan for diffuse soil pollution according to the deposition model.

Overflademodel

Modellen forudsætter en ensartet belastning over arealet. Afstanden mellem prøvetagningsfelterne bør være mellem 20 og 300 m. I udvalgte delområder udtages prøver med en større tæthed til vurdering af niveauet og variationsmønstret. Undersøelsesarealet bør være mindst 0,2 km².

Antal prøvetagningspunkter og tæthed i henhold til faseopdelingen er identisk med bidragsmodellen, jf. boks 11 og 12. Derimod er analyseparametrene afhængig af kilden, men vil ofte omfatte udvalgte tungmetaller eller PAH. I Fase 1 evalueres fyldlagstykkelsen og jordforureningsvertikale fordeling, som forventes at være begrænset til det øvre jordlag. I Fase 2 vil der typisk udtages prøver i alle prøvetagningspunkter i 2-10 cm's dybde, men evt. kun 10 - 30 % af prøvetagningspunkter i 20 - 30 cm's dybde og ingen prøver i de dybere uforurenede lag.

Fyldjordsmodel

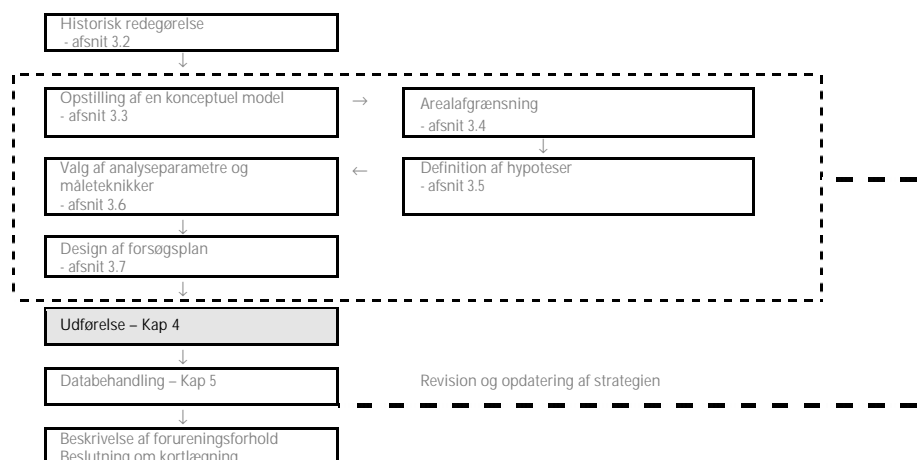
Jordforureningen kan forventes at udvise endnu større variationer mellem de enkelte stikprøver end ved bidragsmodellen. Afstanden mellem prøvetagningsfelterne bør være mellem 20 og 200 m. Undersøgelsesarealet bør være mindst 0,2 km².

I udvalgte delområder udtages prøver med en større tæthed til vurdering af niveauet og variationsmønsteret.

For områder, hvor der er foretaget terrænregulering med fyldjord, kan der være tilkørt forurenet jord. Der kan være tale om få eller mange læs forurenet jord af varierende sammensætning. Dette kan medføre store variationer mellem de indbyrdes målepunkter samt i dybden. Forurenet jord kan have været påført fyldområdet som et jævnt lag spredt ud over arealet, hvor der evt. tilføjes flere lag lagt oven på hinanden eller tippet over en skrænt, hvor hvert læs jord udgør en ny skrænt. Det er ikke sikkert, at der vil kunne gennemføres en geostatistisk analyse, hvis der er mange delområder med forskellige egenskaber. Såfremt prøvetagningsnettet er tilstrækkeligt tæt, vil man evt. få bekræftet hypotesen om, at forureningen skyldes tilfældige forurenede jordlæs. Det kan anbefales, at der indledende foretages en prøvegravning (en rende) til vurdering af jordprofilet.

Antal prøvetagningspunkter og tæthed i henhold til faseopdeling er identiske med bidragsmodel, jf. boks 11 og 12. Derimod er analyseparametrene afhængig af kilden, men vil ofte omfatte udvalgte tungmetaller eller PAH. I Fase 1 evalueres fyldlagstykkelsen og jordforureningsvertikale fordeling, som forventes at fortsætte til større dybder (dvs. i ca. 10% af punkterne udtages prøver i større dybde ned til intakt jord). I Fase 2 vil prøvetagningsdybden typisk blive udvidet til at dække alle relevante forurenede lag.

4 Gode råd om udførelse



Undersøgelserne udføres i henhold til god praksis og gældende vejledninger. I dette kapitel opsummeres de erfaringer, der er indhentet ved de fysiske undersøgelser i Fase 2 af dette projekt /4, 5, 6/.

4.1 Besigtigelse

På grundlag af kortmaterialet og forsøgsplanen udarbejdes der et forslag til prøvetagningspositioner. Positionerne bør placeres med henblik på at undgå forurenende punktkilder samt områder, hvor den oprindelige jord kan forventes bortkørt. Herefter kan der foretages en besigtigelse, og positionerne kan justeres i henhold til observationer og adgangsforhold.

I de ældre bydele i København har det vist sig problematisk at finde egnede lokaliteter, dvs. jord uden befæstelser. Ofte har det været nødvendigt at udtage prøver i bede, hvor der er risiko for, at der er sket en udskiftning af jorden. Erfaringen er, at arbejdet med besigtigelse og vurdering af prøvetagningsfelters egnethed skal prioriteres højt, og forsøgsplanen efterfølgende revideres.

4.2 Prøvetagnings- og analyseplan

På basis af kortmaterialet over de efter besigtigelsen, planlagte prøvetagningspunkter angives boringsnr. og der udarbejdes en prøvetagnings- og analyseplan. Planen angiver hvilke prøver, der skal udtages i de forskellige dybder ved hvert prøvetagningspunkt, og hvilke analyser, der skal udføres på de enkelte jordprøver.

4.3 Faseopdeling

For at optimere prøveudtagning udføres denne fordelt i 2 eller flere faser. Efter hver fase revideres og optimeres såvel prøvetagningspositionerne som prøvetagnings- og analyseplanen.

4.4 Prøvetagning

Jordprøverne bør tilstræbes udtaget i jord, hvor der ikke jævnlige foretages jordarbejder, f.eks. græsplæner, men ikke bede.

Jordprøverne kan udtages med et håndbor, med et B-rør (intakt prøve som tages i bunden af håndboring), med et karteringsspyd eller spade ved at jorden fjernes indtil toppen af det ønskede jordlag, hvorefter udstyret renses for jorden. Anvendelse af et karteringsspyd giver sandsynligvis et mere præcist geologisk profil, men jordmængden kan ved denne metode være for lille i forhold til analysebehovet. Ved brug af håndbor kan man fornemme fremmede genstande, mens der med et karteringsspyd er risiko for at banke spyddet igennem ledninger m.v., hvis disse ikke er meget præcist angivet på ledningsplanerne.

Prøvetagningen bør dokumenteres med billeder og beskrivelser af prøvetagningsforhold og observationer. Herudover skal der i feltjournalen udføres en geologisk beskrivelse af det opborede materiale.

I boks 13 angives en række eksempler på oplysninger som skal beskrives i forbindelser med prøvetagning. Dette gøres ved indskrivning på en feltjournal eller indtegnning på et feltkort. Disse oplysninger vurderes at være nødvendige i tilfælde af, at der måles afvigende værdier, og der opstår behov for at evaluere, om der kan være forhold omkring prøvetagningspunktet, som har betydning for forureningsforholdene.

Boks 13: Eksempler på oplysninger og observationer (ikke udtømmende)

Prøvetagningsforhold

- lokalitetsnavn
- dato
- feltnr.
- initialer på feltfolk
- skitse af prøveudtagningsstedet
- indmåling i forhold til referencepunkt (hvis GPS-måling umulig)
- prøvetagningsfeltets indbyrdes beliggenhed
- antal boringer/felt
- antal prøver/boring
- dybde for prøveudtagningen

Herudover bør der noteres observationer vedrørende:

- afstande til trafik (tilladt hastighed)
- vejkryds
- busstoppesteder
- jernbaner
- belægninger; asfalt, jernbanesveller, grus, bede, buskads

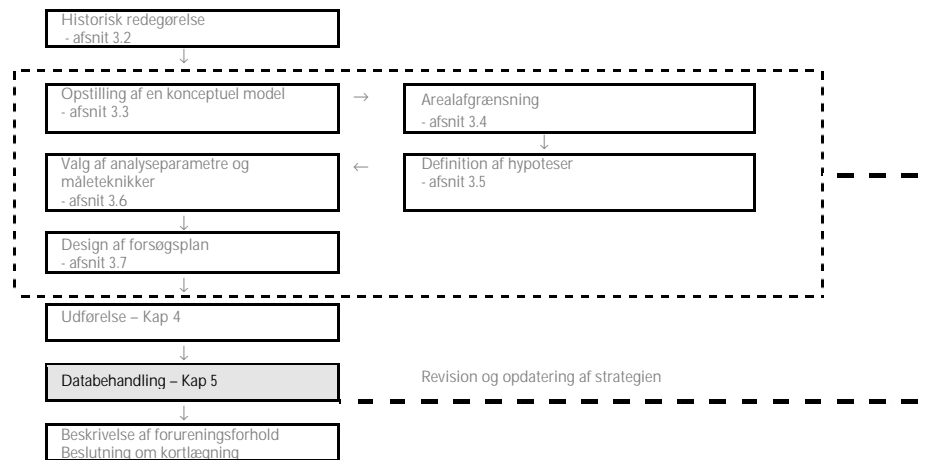
samt arealanvendelser, såsom

- beboelse (bygningstype, bygningsmaterialer herunder tag, boligopvarmning, m.v.)
- afledning af tagvand
- legepladser
- bålpladser
- evt. dyrehold
- oplysninger om tidligere forhold på lokaliteten

Prøvetagningspunkter bør indmåles med GPS-koordinater og terrænkote med mm nøjagtighed. GPS-målingerne foretages typisk ud fra signaler fra ca. 6 – 8 satellitter (Signalet fra disse kan være svagt på visse tidspunkter af dagen, men disse tidspunkter kan aflæses i en web-almanak /12/). Der kan desuden være forstyrrelser ved måling tæt på høje bygninger eller under høje træer. Det anbefales derfor at indmåle enkelte referencepunkter med GPS, så baggrundskort og indmålte boringer kan vurderes i forhold til hinanden. GPS-målingerne bør i øvrigt foretages i det samme koordinatsystem, som grundkortet findes i, da omregninger mellem de forskellige koordinatsystemer vil øge usikkerheden.

Alle jordprøver bør udtages i egnet emballage, f.eks. gastætte poser (rilsan eller duobags) eller evt. ekstraktionsglas (redcap, duran) /13/. Prøverne skal opbevares i køletaske fra umiddelbart efter prøvetagning og indtil aflevering på analyselaboratoriet. Der bør måles PID og foretages geologisk beskrivelse af jordprøver udtaget i gastætte poser.

5 Databehandling



Ved databehandlingen vurderes, om hypoteserne vedrørende forureningsforhold kan dokumenteres. Data fra den historiske redegørelse og evt. tidligere data medtages i databehandlingen.

Der er tre formål med databehandlingen:

- at kontrollere, at der er overensstemmelse mellem den konceptuelle model og de aktuelle forureningsdata
- at vurdere, om der er indsamlet tilstrækkelige data
- at vurdere, om der er et tilstrækkeligt grundlag for kortlægning på Vidensniveau 2

Da formålet med projektet er at forenkle kortlægningen af arealer med diffus jordforurening, skal undersøgelsesstrategierne dokumentere, at der er en høj grad af sikkerhed for, at *“et areal som helhed er forurennet”*, og at man kan interpolere mellem målepunkter og være sikker på, at jorden her også er forurennet. Dette kræver bevis for *“et sammenhængende forureningsmønster og en sammenhængende arealanvendelsesmæssig historik”*, samt for, at arealet er forurennet (dvs. at et flertal af målinger overskrider jordkvalitetskriteriet, JKK).

Derfor er det vigtigt at kontrollere, at der er overensstemmelse mellem den konceptuelle model og de aktuelle forureningsdata. Endvidere kan den geostatistiske databehandling anvendes til vurdering af sandsynligheden for overskridelse af en vilkårlig koncentrationsgrænse, f.eks. et afskæringskriterium (ASK) eller en anden grænseværdi.

Som grundlag for databehandlingen anbefales anvendt metoder fra en amerikanske US EPA rapport om dataanalyse /14/.

5.1 Vurdering af ensartede forureningsniveauer

For diffus jordforurening, som kan beskrives med bidragsmodellen, fyldjordmodellen eller overflademodellen vil der kunne forventes en ensartede, eventuel varierende og tilfældig belastning af topjorden.

I datarapporten for kulturlag er der angivet eksempler på databehandling /4/.

Deskriptiv statistik

I datarapporten om kulturlag /4/ er der givet en detaljeret beskrivelse af databehandlingen, og redegjort for datahåndtering - bl.a. beregning af gennemsnit og median - i tilfælde af kun få datapunkter, og af prøver, hvor intet er påvist.

Såfremt der er flere end 7 værdier anbefales det, at følgende værdier for alle parametre i alle dybder beregnes og angives, jf. tabel 5.1:

- antal data
- minimum, median, maksimum
- fraktiler (f.eks. 10, 25, 50 75 og 90%)
- gennemsnit

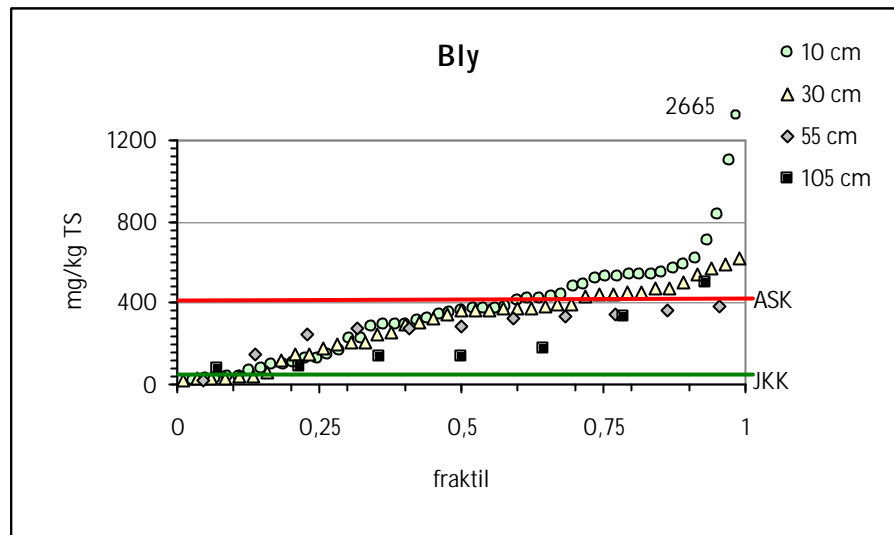
Overskridelse af henholdsvis JKK og ASK kan vises med en markering, således at man f.eks. direkte kan aflæse, om 90% af dataene (0,9 fraktil) er under eller over JKK, eller om forureningsniveauet stiger eller falder i dybden.

Parameter	Dybde m	Antal pkt.	min	Fraktiler					max	gns.	JKK	% >JKK	ASK	% >ASK
				0,1	0,25	0,5	0,75	0,9						
Bly	0,1	51	23	44	140	360	530	590	2700	390	40	90	400	41
	0,3	41	18	35	180	370	440	500	620	310		88		29
	0,55	11	19	140	260	280	340	360	380	270		91		
	1,05	7	78	93	130	140	180	330	510	210		100		14

i.p.: ikke påvist gns.: gennemsnit
 Overskridelse af JKK – Jordkvalitetskriteriet /15/.
 Overskridelse af ASK – Afskæringskriteriet /15/.

Tabel 5.1 Eksempel af en tabel over resultater (mg/kg TS).
Example of a table with results.

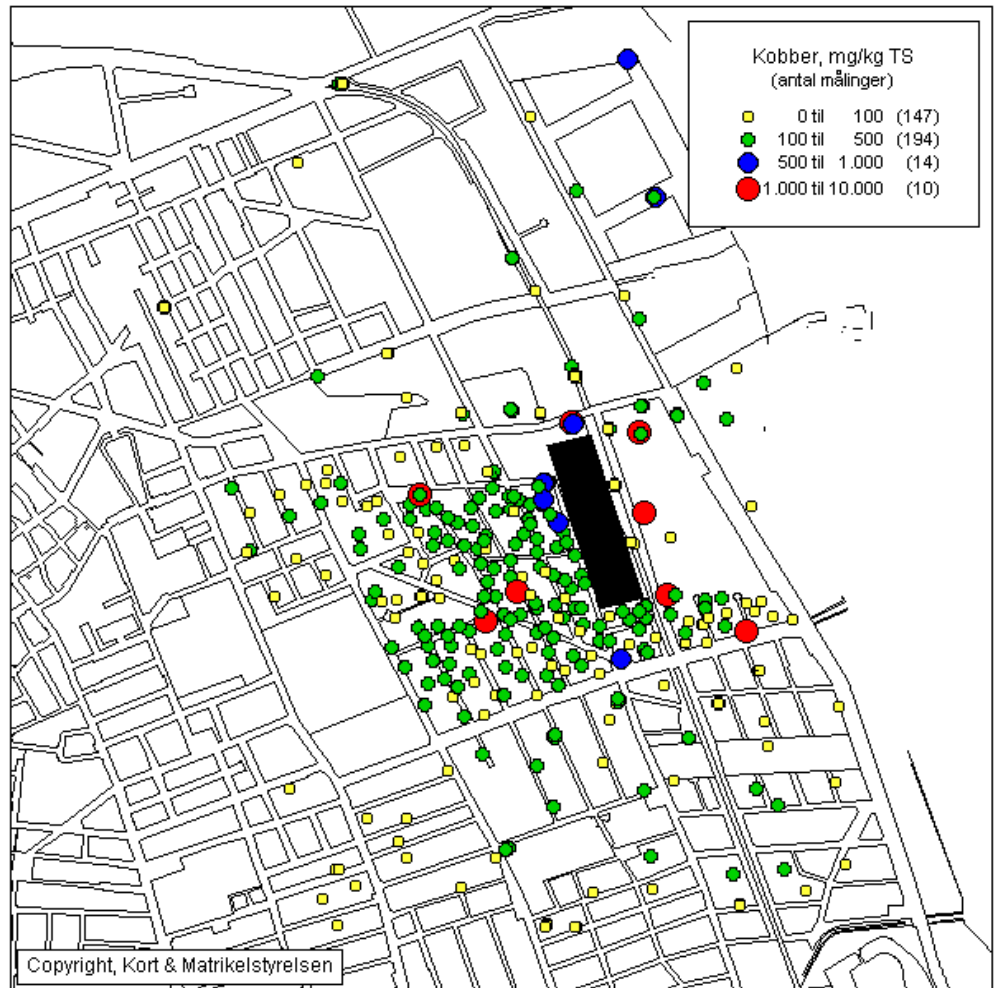
Hvis gennemsnittet og 0,5 fraktil (medianværdien) er forskellige, er der tale om en asymmetrisk fordeling – men hvis der f.eks. findes enkelte høje værdier, vil gennemsnittet være højere end median. Gennemsnittet vurderes ikke altid at være repræsentativt for diffust forurenede arealer, idet et gennemsnit i teorien kun kan anvendes til at beskrive data, der er normalfordelte (en fordeling af høje og lave værdier, der er symmetriske omkring en gennemsnitsværdi). Data kan desuden vises som et fraktilplot, jf. figur 5.1, hvor alle datapunkter vises.



Figur 5.1 Eksempel på et fraktilplot for bly
Example of a quantile plot for lead

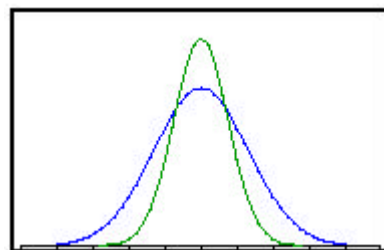
Hvis dataene er normalfordelte (symmetriske omkring gennemsnittet), vil et fraktilplot have en S-form med en relativt flad sektion i midten. Derimod vil en stor spredning i koncentrationsniveauet betyde, at kurven stiger brat. Hvis dataene er asymmetriske med en lang hale (høje værdier) til højre, ses en stejl stigning i den øverste højre del af kurven i forhold til den nederste venstre del, jf. figur 5.1.

Desuden kan der tegnes tematiske kort som viser koncentrationer i de enkelte målepunkter. Kortene illustrerer eventuelle tendenser til stigende eller faldende forureningsniveauer over undersøgelsesarealet, jf. figur 5.2.



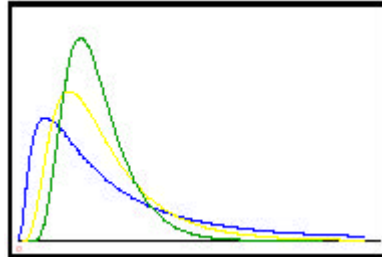
Figur 5.2 Kort over blymålinger i 10 cm's dybde
 Map showing lead measurements in 10 cm's depth

Hvis et sæt prøver repræsenterer punkter fra en normalfordeling, kan resultaterne beskrives ved gennemsnit og varians (symmetrisk spredning af data på hver side af gennemsnittet). Et sæt prøver fra en normalfordeling vil i praksis være begrænset til en endelig størrelse og vil derfor være t-fordelt. Histogrammerne for såvel en normalfordeling som t-fordeling illustreres i figur 5.3.



Figur 5.3 Histogrammer for en normal- og en t-fordeling
 Histograms showing a normal and a t-distribution

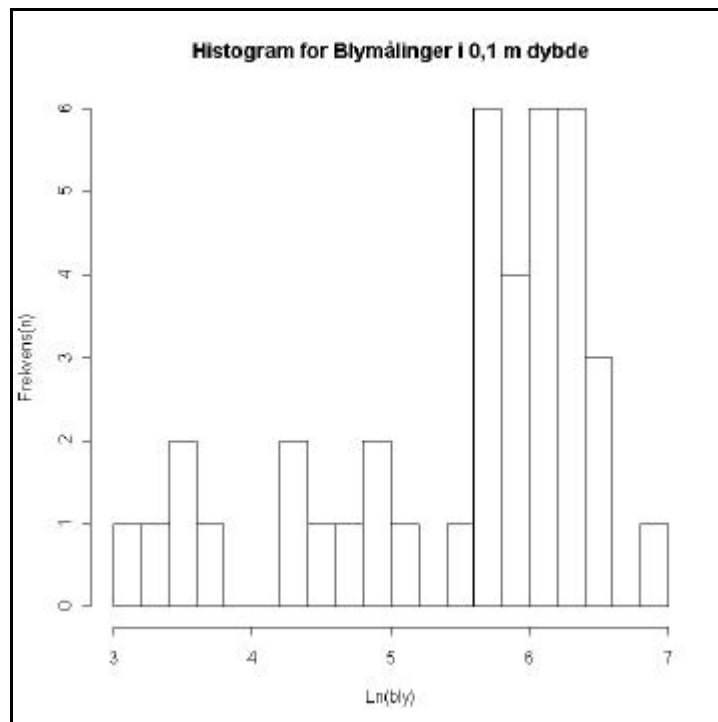
Miljødata viser derimod ofte en asymmetrisk fordeling af værdier med en lang hale til højre på fordelingen (høje værdier), jf. figur 5.4. Dette betyder, at forudsætningen ikke er opfyldt for mange statistiske standardtests. Da funktionen $Y=\ln(X)$ for lognormale data er normalfordelt, kan en logaritmetransformation af værdierne betyde, at dataene bliver tilnærmelsesvis normalfordelte. En sådan transformation er nødvendigt, hvis der skal anvendes statistiske tests eller geostatistiske databehandlinger, idet disse forudsætter, at dataene er normalfordelt.



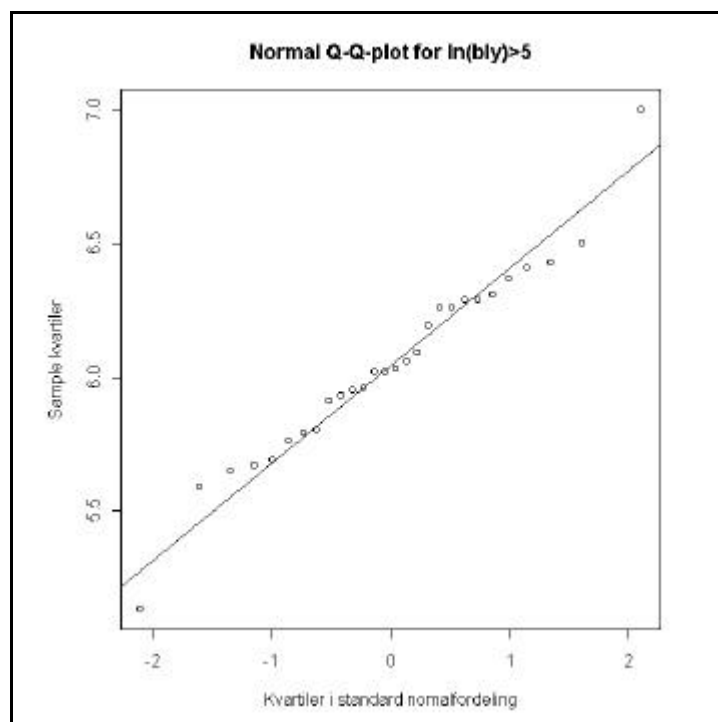
Figur 5.4 Histogrammer for lognormal fordelinger
Histogram showing lognormal distributions

Derfor bør det vurderes om dataene er normal- eller lognormalfordelte ved en Shapiro-Wilk (W) test. Testen bygger på korrelationen imellem fraktilerne i en standard normalfordeling samt på de rangordnede værdier i datasættet. Den er dermed direkte relateret til det Q-Q-plot, der er beskrevet herunder. Nulhypotesen for Shapiro-Wilk testen er, at den sande fordeling er en normalfordeling. Sandsynligheden (p) for det aktuelle udfald af hver test angives. Ved $p < 0,05$ er testen signifikant og nulhypotesen forkastes, dvs. at datafordelingen ikke er normalfordelt.

Der kan desuden anvendes visuelle grafiske teknikker (fraktilplot, histogram, eller Q-Q-plot, jf. figur 5.1, 5.5 og 5.6). For et normal-Q-Q-plot plottes data i forhold til fraktilerne i en normalfordeling. Dette svarer til at plote data på normalfordelingspapir. Her er blot som x-akse anvendt teoretiske variabler i en standard normalfordeling frem for fraktiler. Disse akser er lineære og kan bedre håndteres af et elektronisk medie. For en ideel normalfordelt variabel vil punkterne ligge på en ret linie. Ekstreme værdier eller såkaldte "outliers" - afvigende punkter - kan identificeres ved deres beliggenhed langt fra denne linie. En prøve fra en normalfordeling vil i praksis være begrænset til en endelig størrelse, og vil derfor være t-fordelt og udgøre en svag s-form i plottet. En udpræget s-form betyder imidlertid, at fordelingen har længere haler end normal- eller t-fordelingen. En U-form betyder, at fordelingen er skæv i forhold til en normal- eller t-fordeling.



Figur 5.5 Eksempel på et histogram for logaritme-transformerede værdier for bly
Example of a histogram for the log transformed values for lead



Figur 5.6 Eksempel på et Q-Q-plot for logaritmetransformerede blydata
Example of a quantile-quantile plot of a subset of the log transformed data

Ved at identificere afvigende punkter kan disse vurderes i henhold til deres fysiske position i undersøgelsesarealet og delområdets historik. Herefter kan

det overvejes at fjerne et datapunkt eller at opdele dataene i subgrupper, svarende til et mindre delområde med et mere sammenhængende forureningsniveau.

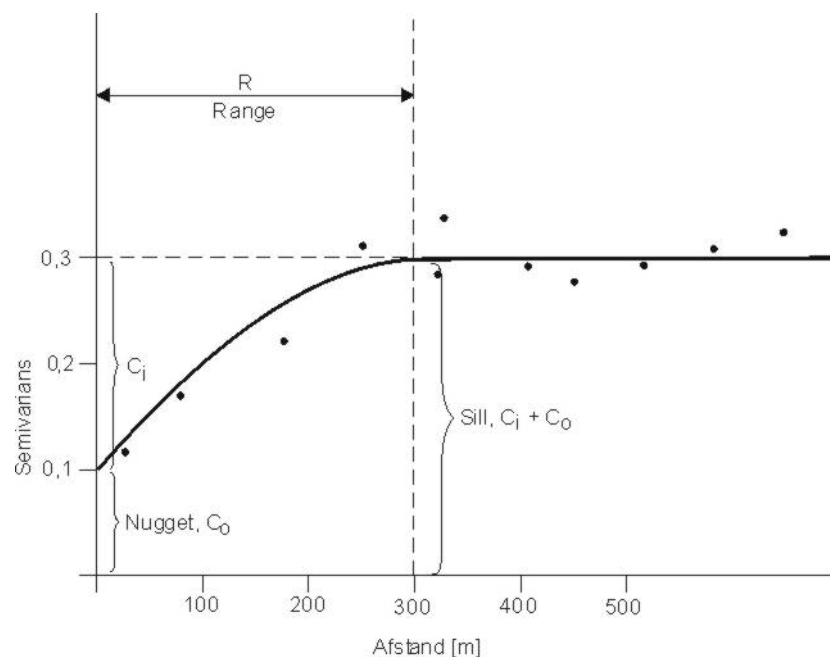
Til vurdering af, hvorvidt data i f.eks. forskellige dybder eller fra forskellige delområder er forskellige fra hinanden, anbefales en non-parametrisk test, "Wilcoxon Rank Sum Test", såfremt fordelingerne ikke er normalt fordelt. Til sammenligning af gennemsnitsværdier kan der for normal eller log-normalfordelte data anvendes en t-test. Sandsynligheden for overskridelse af JKK og ASK kan beregnes på basis af t-fordelingen.

Den deskriptive statistik giver et overblik over forureningsniveauet for de enkelte områder, men siger ikke noget om rumlige (spatielle) tendenser (f.eks. at forureningsniveauet aftager i en vis retning).

Geostatistik

Den geostatistiske analyse gør det muligt at estimere koncentrationerne over et område ved hjælp af kriging, samt usikkerheden af estimatet. Ligeledes kan sandsynligheden for, om jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet og under afskæringskriteriet beregnes. Men det er dog ikke alle områder, der er egnede til geostatistisk analyse. For eksempel kan det være svært at påvise spatiel korrelation på arealer, der er mindre end 0,2 km² og hvor der er indsamlet mindre end 40 datapunkter, især for arealer med stor inhomogenitet.

Geostatistisk databehandling beregner forskelle i variansen mellem dataværdier, lokaliseret i forskellig afstand af hinanden. Alle data inden for forskellige afstandsintervaller (*lag*), f.eks. 0 - 25, 25 - 50, 50 - 75 m osv. sammenlignes parvis. Herefter laves et XY-plot af forskellen i variansen mod afstanden. Et XY-plot er vist i figur 5.7. Figuren kaldes et eksperimentalt semivariogram. Ved at vælge forskellige lagintervaller, ændres det eksperimentale semivariograms udseende. Det er således vigtigt at foretage følsomhedsberegninger og vælge realistiske lagintervaller i forhold til områdets størrelse og forventningen om forureningsspredningen.



Figur 5.7 Et semivariogram
A semivariogram

Geostatistikken bygger på, at målinger på prøver, der er udtaget tæt på hinanden, er mere ensartede end målinger på prøver, der er udtaget med større afstand. Målingerne siges, at være "korrelerede" inden for en vis afstand. Denne afstandskorrelation betegnes i det følgende som spatiel korrelation.

Det kan i praksis ofte være vanskeligt at afgøre, om den undersøgte parameter opfylder de forudsatte antagelser og betingelser for den geostatistiske analyse. Det gælder ikke mindst antagelsen om normalfordelingen.

Normalfordelingskravet kan undersøges med de metoder, der er nævnt i ovenstående afsnit om anvendte deskriptive metoder. Som det ofte er tilfældet med mange naturlige stokastiske variable, er geokemiske data ofte lognormalfordelte. Det betyder, at det er nødvendigt at logaritme-transformere de pågældende parametre før analysen. Den estimerede koncentration og konfidensintervallet skal derfor tilbagetransformeres, før de kan anvendes ved kortlægning. Ved denne procedure introduceres en uundgåelig bias, der ses som et skævt konfidensinterval, med en forholdsvis høj øvre grænse.

På trods af logaritmisk transformering af data forekommer der på grund af ekstreme værdier i flere tilfælde afvigelser fra normalfordelingen. I sådanne tilfælde kan datafordelingen undersøges isoleret i de forskellige delområder. Såfremt betingelserne for en normalfordeling er tilnærmelsesvis opfyldt i disse delområder, anses det for forsvarligt at udføre analysen for området som helhed.

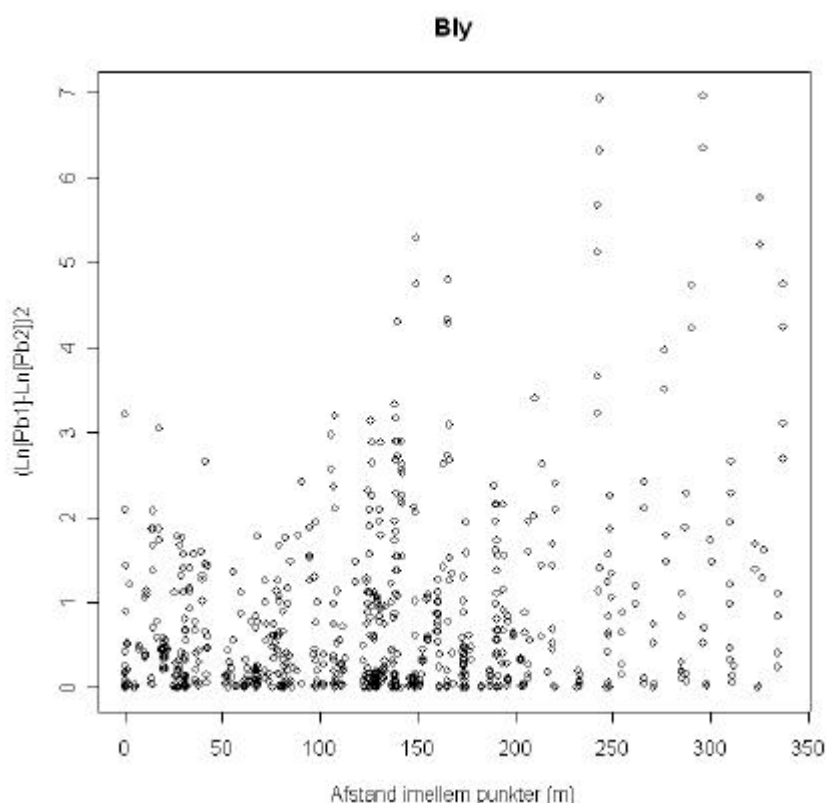
Det kan ligeledes være nødvendigt med en særskilt undersøgelse af semivariogrammerne inden for forskellige delområder, idet variogrammet kan ændre karakter inden for det undersøgte område.

Validering af den spatielle korrelation, som anvist af den valgte teoretiske model, kan testes med Moran's I-test. Testen er imidlertid tidskrævende og ikke særlig følsom, hvorfor der oftest anvendes grafiske metoder.

Flere simple plot og grafiske afbildninger er relevante forud for konstruktionen af semivariogrammet. Der bør foretages følgende aktiviteter:

- granske datamaterialet på kort
- evaluere fordelingerne i forhold til normalfordelingen
- identificere eventuelle ekstreme værdier

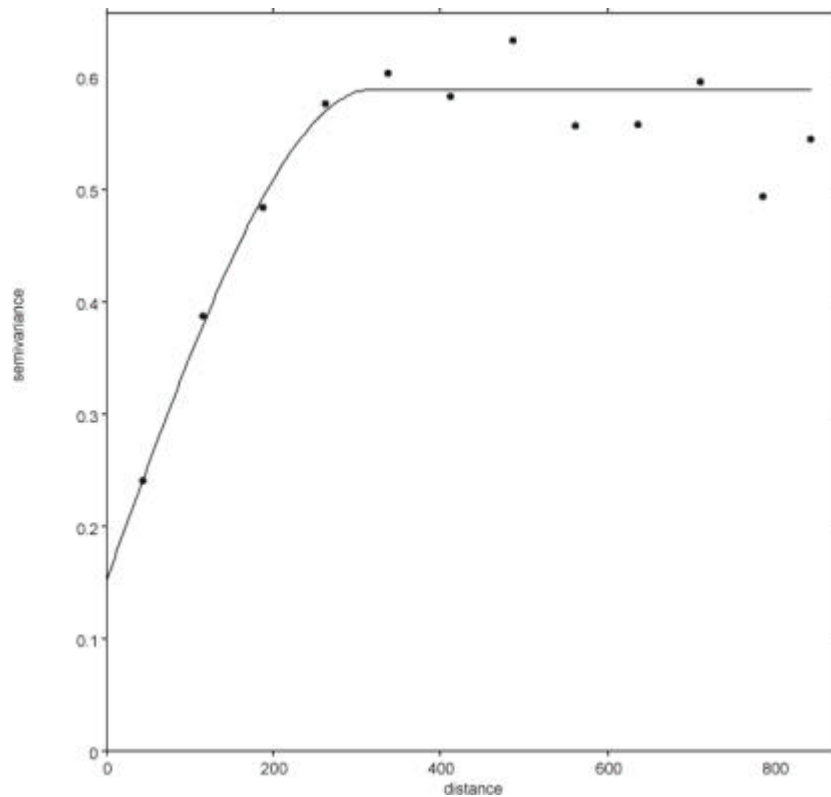
Scatterplot af kvadrerede differencer plottet mod afstanden mellem punkt-observationer kan bidrage til et grundlæggende og simpelt billede af den spatielle korrelation, samt med informationer om den geografiske skala for variationen. Hvis der er en spatiel korrelation, må det forventes, at de kvadrerede differencer vokser med afstanden imellem prøvepunkterne. Et scatterplot illustreres i figur 5.8.



Figur 5.8 Eksempel af et scatterplot af afstande og kvadrerede differencer imellem logaritmisk transformerede koncentrationer i parvise prøvepunkter for bly.
Example of a scatterplot of distance and squared difference of the log transformed concentrations in pair wise sampling points for lead.

Ved spatiel korrelation må der forventes en positiv korrelation imellem de kvadrerede differencer og afstande. En sådan korrelation kan evt. testes med Spearmans korrelationskoefficient, der er velegnet til at vurdere voksende (monotone) stokastiske funktioner. Spearmans korrelationskoefficient-test er en såkaldt "fordelingsfrit" rangtest.

I figur 5.9 vises et aktuelt semivariogram fra afprøvning af strategierne i testarealerne.



Figur 5.9 Eksempel af et semivariogram for logaritme-transformerede blydata.
Example of a semivariogram from log transformed lead data

Ved evalueringen af variogrammet er det især vigtigt at evaluere de punkter i semivariogrammet, som viser større eller mindre hop eller dyk i estimerede semivarianser, idet disse også kan påpege særlige spatielle forhold på det undersøgte område (en vej, et areal med andet forureningsmønster m.fl.). Disse afvigelser er dog kun relevante, hvis de ses inden for den korrelerede *range* for varians (mindre end 300 m i figur 5.7). Større eller mindre hop eller dyk i estimerede semivarianser ved større "*lag-afstand*" end "*range*" kan snarere skyldes tilfældige irrelevante forhold end de egenskaber, der er knyttet til den spatielle variation.

Det kan være vanskeligt at vurdere, om semivariansen er en entydigt voksende funktion, især når *nugget* udgør en betydelig del af den totale variation, som det ofte kan være tilfældet ved diffus jordforurening.

Endelig er det vigtigt at vurdere, hvilken indflydelse ekstreme værdier har på variogrammet. Den mest sårbare kombination er ekstreme værdier kombineret med ekstrem beliggenhed. Variogrammet kan evt. konstrueres både med og uden disse værdier.

Beregning af sandsynlighed som grundlag for kortlægning

Et væsentligt resultat af den statistiske databehandling er muligheden for beregning af sandsynligheden for, at:

1. Jordkvalitetskriteriet er overskredet.
2. Afskæringskriteriet ikke er overskredet.

Det vil sige, at man skal være sikker på disse forhold, før man kan tage beslutning om kortlægning på Vidensniveau 2 og videre tiltag.

Ad 1. Det er vigtigt at være sikker på, at der en vis sandsynlighed for, at jorden et givet sted i delområdet overskrider JKK, idet man ikke vil kortlægge på et ubegrundet grundlag.

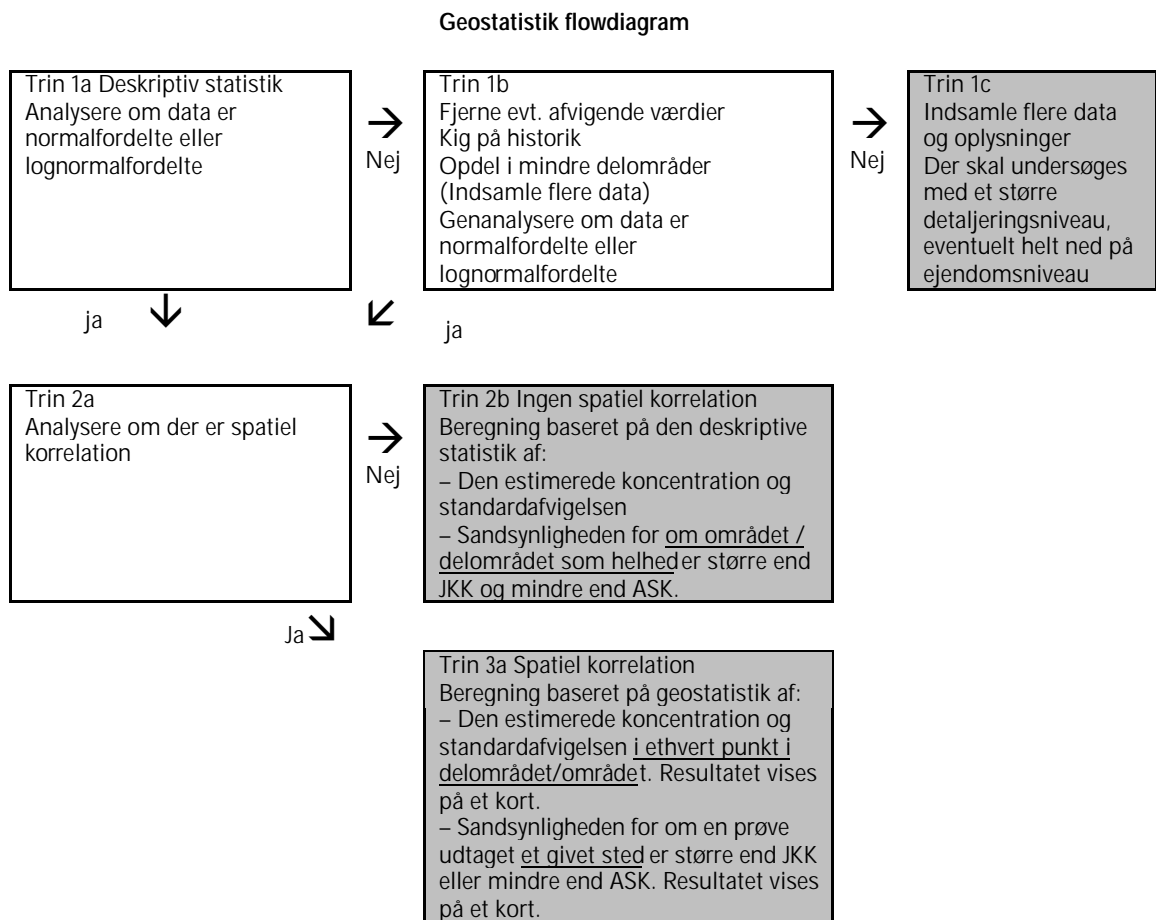
Ad 2. Det er vigtigt at være sikker på, at der er en vis sandsynlighed for, at forureningsniveauet et givet sted i delområdet er mindre end afskæringskriteriet.

Det er i forbindelse med kortlægning af diffus jordforurening nødvendigt med en administrativ beslutning om, hvilken grad af sandsynlighed, der er nødvendig ved disse to beslutninger. Her skelnes mellem kortlægning på ejendomsniveau, hvor der indsamles data om en aktuel matrikel, og kortlægning af arealer med et fælles forureningsmønster.

Geostatistik anvendes til at beregne sandsynligheden for, om jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet eller under afskæringskriteriet. Men det er dog ikke alle områder, der er egnet til en geostatistisk analyse.

For eksempel kan der ikke umiddelbart anvendes en geostatistisk behandling for jordforurening, som kan beskrives med en liniemodell, dvs. diffus jordforurening fra trafikken, idet der vil være behov for flere målepunkter tæt på vejen end målt ved den anvendte strategi.

Den geostatistiske databehandling er opsummeret i figur 5.10.



Figur 5.10 Flowdiagram for geostatistik
Flow diagram for geostatistical analysis

Trin I: Er data normal- eller lognormalfordelte?

- Data skal være normalfordelte (eller lognormalfordelte) for at der kan foretages estimering af koncentrationsniveauer, konfidensintervaller eller sandsynlighed for overskridelser af JKK og ASK.
- Da dataene skal være normalfordelte, vil analysen være følsom over for afvigende data punkter, og for delområder, som viser stor heterogenitet, for skævhed i prøvetagningsplanen (f.eks. at der indsamles flere punkter fra et delområde med et afvigende niveau) eller over for historiske begivenheder, som har påvirket kulturlaget.
- Hvis det ikke ved en dyberegående dataanalyse og opdeling i delområder iht. historik er muligt at beskrive, hvorvidt data er normal- eller lognormalfordelte (trin 1b) bør det vurderes, om der skal udtages flere jordprøver (trin 1c).
- Arealer med stor heterogenitet findes især i områder med høj udnyttelsesgrad, lang historik og mange skiftende arealanvendelser, hvor der er foretaget diverse renoveringer og jordudskiftning. Disse typer

arealer kan formentlig kun kortlægges ved med et større detaljeringsniveau, eventuelt helt ned på ejendomsniveau.

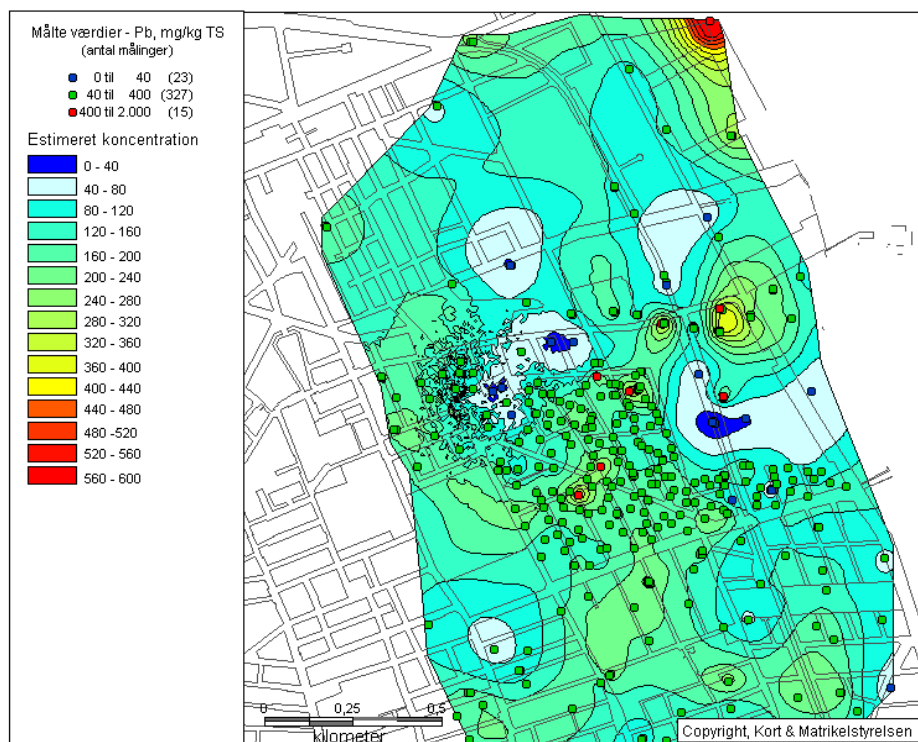
Trin 2: Analyse af spatiel korrelation

- Hvis variansen mellem punkter tæt på hinanden er af samme størrelse som mellem punkter med stor afstand, er der ingen spatiel korrelation.
- Der skal være et vist antal punkter inden for hvert afstandsinterval. Forskellige parametre kan optimeres i forbindelse med analysen, f.eks. lagafstanden, men det er vigtigt, at der er et tilstrækkeligt antal datapunkter til at definere formen for det eksperimentelle semivariogram – der skal altså være et vist antal prøver. Antallet er til dels uafhængigt af arealets størrelse, men er ofte afhængigt af områdets heterogenitet.
- På de ældre områder ses stor variation i koncentrationsniveauet. Dette betyder, at “nugget” – variansen inden for kort afstand tilnærmer sig værdien for “sill” – variansen mellem ukorrelerede punkter på stor afstand. Dette giver meget støj i semivariogrammet og gør det svært at validere hvilken teoretisk modelligning, der skal anvendes til at beskrive data i det eksperimentale semivariogram. Dette betyder også, at arealer uden spatiel korrelation kan vise ren “nugget” effekt, dvs. variansen mellem punkterne tæt på hinanden er samme størrelse som mellem punkter på stor afstand.
- Mens værktøjet til at lave krydssemivariogrammer er meget nyttigt, idet mange parametre kan evalueres samtidigt i forbindelse med simulering af den matematiske modelformulering, har det vist sig problematisk at anvende cokriging. Ordinær kriging er anvendt til estimering af koncentrationsniveauer m.v.
- Scatterplot af kvadrerede differencer plottet mod afstanden mellem punktobservationer kan bidrage til et grundlæggende og simpelt billede af den spatielle korrelation, og med information om den geografiske skala for variationen.
- Hvis en spatiel korrelation ikke kan påvises, vil den indledende databehandling i forbindelse med den geostatistiske analyse (efter inddragelse af historik, følsomhedsanalyse af afvigende målinger m.v.) ofte indikere en rationel opdeling i delområder, og det kan undersøges, om data fra delområdet er normal- eller lognormalfordelte, jf. trin 1b. Ligesom i trin 1b, kan det vurderes, om der skal udtages flere jordprøver.
- Hvis der ikke findes spatiel korrelation, kan alle data for et delområde behandles under ét, dvs. at der kan laves ét gennemsnit og ét konfidensinterval for hele delområdet, jf. trin 2b.
- Hvis der ikke findes spatiel korrelation kan der på grundlag af en fordelingsfunktion for normalfordeling foretages en beregning med arealets gennemsnit og standardafvigelse af sandsynligheden for, om koncentrationsniveauet for hele delområdet under ét er højere end JKK og mindre end ASK.

- Logaritme-transformerede data eller ikke- transformerede data kan kun bruges, hvis de er normalfordelte. Dette kræver en omhyggelig afgrænsning af delområderne.
- Ligesom i trin 1c, kan det vurderes, om der skal udtages flere jordprøver for at forbedre datagrundlag i kritiske delområder.

Trin 3: Anvendelse af spatiel korrelation

- Når der er opnået en matematisk beskrivelse af, hvorledes de enkelte punkter er relateret til hinanden i forhold til deres indbyrdes afstand, kan man estimere koncentrationen og konfidensintervaller for ethvert position i undersøgelsesarealet, jf. figur 5.11 taget fra /6/.
- Sandsynligheden for overskridelse af JKK og ASK kan i ethvert position beregnes på grundlag af den geostatistiske analyse, dvs. semivariogrammodellens estimat af såvel koncentration som standardafvigelse, jf. figur 5.12 taget fra /6/.
- Alle usikkerhedsbidrag vil være indeholdt i denne sandsynlighed, der grundlæggende er et udtryk for, med hvilken sandsynlighed der vil kunne måles en koncentration over eller under jordkvalitetskriteriet, hvis en prøve fra det pågældende sted blev udtaget og analyseret.
- Fordelen ved beskrivelsen af det spatielle (rumlige) forhold er, at koncentrationen beskrives som et kontinuum, og at det er muligt at håndtere mindre delområder, hvor der findes større eller mindre varians. Det vil sige, at estimatet for koncentrationsniveau og konfidensinterval samt sandsynligheden for, hvorvidt jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet, er baseret på de faktiske målinger i nærheden af stedet – altså den spatielle korrelation, idet målinger tæt på hinanden vil være mere ensartede end målinger foretaget på større afstande.



Figur 5.11 Estimat for Bly-koncentration. Koncentration i målepunkter er anvist med en farveskala. JKK er 40 mg/kg TS
Estimate for the concentration of lead. Soil guidance level is 401 mg/kg TS



Figur 5.12 Sandsynligheden (p) for at en prøve udtaget et givet sted er større end JKK. Bly-koncentrationen i prøvepunkterne er angivet eksakt.
Probability (p) for a sample taken a certain position exceeds the soil guidance level. Lead concentrations in individual position are shown exact.

5.2 Vurdering af forurening som aftager med afstand til kilden

For diffuse jordforureninger, som kan beskrives med nedfaldsmodellen forventes det, at jordforureningen aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og at nedfaldsarealet vil være afhængigt af vindforhold samt topografiske og fysiske forhold ved punktkilden. Jordforureningen forventes at aftage i dybden.

Databehandling foretages efter samme principper som i afsnit 5.1, idet der kan anvendes geostatistisk databehandling. I datarapporten for industri er der angivet eksempler på denne type databehandling /6/.

For diffus jordforurening, som kan beskrives med liniemodellen forventes det, at jordforureningen aftager i styrke vinkelret på liniekilden. Jordforureningen forventes, at aftage i dybden.

Datapræsentation kan foretages efter samme principper som i afsnit 5.1, men i stedet for en geostatistisk databehandling anbefales en simpel grafisk præsentation af koncentrationerne i forhold til afstanden fra kilden. Det var i forbindelse med afprøvningen af strategierne ikke muligt at etablere en generel forklaringsmodel for koncentration og afstand fra veje, men en påvirkning fra trafikken ses typisk inden for en afstand af 10 – 20 m fra vejen med aftagende koncentrationer i dybden. I datarapporten for trafik er der angivet eksempler på denne type databehandling /5/.

6 Ordforklaring

Ag	Sølv
As	Arsen
Au	Guld
AVJ	Amternes V idencenter for Jordforurening
BaP	B enzo(a) P iren
BTEX	Samlet betegnelse for B enzen, T oluen, E thylbenzen og X ylener
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kobber
DDT	D ichlor D iphenyl T richlorethan Chlorholdige pesticid
DEHP	D i(2-ethyl- h exyl) p hthalat
Deposition	Engelsk ord for nedfald
DiBahA	D ibenz(a,h) A nthracen, se PAH
Diffus jordforurening	Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser, der er relateret til en eller flere punktkilder, men hvor der er sket en spredning, opblanding eller fortynding, således at forholdet mellem kildestyrken og jordforureningen er blevet sløret
Diffus kilde	Diffuse forureningskilder er typisk industriafkast eller trafik, som medfører luftbåren forurening
Dioxiner	Dioxiner er en samlet betegnelse for de 75 forskellige P oly C hlorede D ibenzo- p - D ioxiner (PCDD) og de 135 forskellige P oly C hlorede D ibenzo F uraner (PCDF).
EDXRF	E nergi D ispersiv (X ray) R øntgen F luorescens: analysemetode for metaller
Forureningsmodel	Oftest kaldt en konceptuelle model fra den engelske betegnelse "conceptual pollution model". En beskrivelse af forurenings kilde, spredning/transport og fordeling i miljøet.
GC	G as C hromatografi: analysemetode for organiske forbindelser
GC-FID	G as C hromatografi med F lamme I onisations D etektor.
GC-MS-SIM	G as C hromatografi med M asse S pektrometri med S elektiv I on M onitoring

Geostatistik	Geostatistik er anvendelse af statistik til at evaluere den rumlige fordeling af geokemiske data.
gns.	Gennemsnit
Hydrocarbon	Kulbrinte
ICP	Induktivt (Coupled) Plasma: analysemetode for metaller
Konceptuel model	Fra den engelske betegnelse "conceptual site model - CSM". En beskrivelse af forurenings kilde, spredning/transport og fordeling i miljøet for den aktuelle lokalitet.
Kurtosis	Længden (størrelsen) af halen, hvor en normalfordeling har en værdi på 0. Se afsnit 2.11
Kulbrinte	Et stof bestående af kulstof og brint
Mo	Molybdæn
Nedfald	Ofte betegnet deposition
Ni	Nikkel
OML	Operational Meteorologisk Luftkvalitetsmodel se www.oml.dmu.dk
outliers	Afvigende målinger
P	Sandsynligheden (p) har en værdi mellem 0 og 1. Se afsnit 2.11
PAH	Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner omfatter et antal af kulbrinter (forbindelser som alene indeholder kulstof og brint), der består af to eller flere aromatiske ringe. PAH kan være usubstituerede eller alkylsubstituerede.
Pb	Bly
PCB	PolyChlorBiphenyler
Persistente	ikke nedbrydelig
Phthalater	Phthalater er anvendt som plastblødgørere.
Q-Q plot	Data er plottet i forhold til fraktilerne i en normalfordeling. Dette svarer til at plote data på normalfordelingspapir. Se afsnit 2.11
R	Range ved den geostatistiske analyse. Se afsnit 2.12
R	R er statistiske og grafiske værktøjer udviklet ved Bell Laboratories som "open source" og kan gratis downloades fra Internettet, http://www.r-project.org/
R	Pearson's korrelationskoefficient indikerer, om der er et lineart forhold mellem to parametre, hvor en positiv værdi på 1 betyder et perfekt positivt lineart forhold (begge parametre vokser) og en negativ værdi på -1 betyder et perfekt negativt lineart forhold (en parametre aftager, mens den anden vokser). En værdi tæt på 0 betyder, at der ingen korrelation er mellem parametre. Se afsnit 2.11
R ²	R ² , forklaringsgrad, Kvadrat af Pearson's korrelationskoefficient som angives ved regressionanalyse og ved x-y plots. Se afsnit 2.11

Sb	Antimon
Se	Selen
Shapiro Wilk (W)	Shapiro-Wilk test (W): Test til at vurdere om data er normalfordelte. Se afsnit 2.11
Skewness	Afvigelse fra symmetri omkring gennemsnit, hvor en normalfordeling har en værdi på 0. Positive værdier indikerer en lang hale til højre og negative værdier indikerer en lang hale til venstre.
Sn	Tin
t-test	Anvendes til at undersøge, om to stikprøvers middelværdi er ens. Se afsnit 2.11
ITE	Internationale toksicitetsækvivalenter for en specifik dioxin, f.eks. TEQ ift. 2,3,7,8-TCDD- ækvivalenter, Sevesodioxin, 2,3,7,8-tetrachlor-dibenzo-p-dioxin)
UK	United Kingdom
USA-EPA	United States Environmental Protection Agency
V	Vanadium
Vidensniveau 2	Defineret i Jordforureningslov ifm. kortlægning, hvor der tilvejebragt et dokumentationsgrundlag, der gør, at det med høj grad af sikkerhed kan lægges til grund, at der på et areal er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forurening kan have skadelig virkning på mennesker og miljø.
Wilcoxon Rank Sum Test	En non-parametrisk test til at sammenligne data. Anvendes hvis data ikke er normalfordelte. Se afsnit 2.11.
Zn	Zink
AAS	Atom Absorption Spektrometri, analysemetode for metaller

7 Referencer

- /1/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljøprojekt 663. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 1: Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /2/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljørapport 664. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurenede jord. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /3/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljørapport 665. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 3: Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /4/ Miljøstyrelsen. 2003. Miljøprojekt. Fase II. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 2: Diffus jordforurening og kulturlag. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /5/ Miljøstyrelsen. 2003. Miljørapport. Fase II. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 3: Diffus jordforurening og trafik. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /6/ Miljøstyrelsen. 2003. Miljørapport. Fase II. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 4: Diffus jordforurening og industri. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /7/ Miljøstyrelsen. Lossepladsprojektet. 1986. Kilder til industrikortlægning. Bibliografi over industrihistorisk litteratur og kildemateriale. Udredningsrapport U6.
- /8/ Københavns Kommune. Miljøkontrollen. 1996. Eriksen, J.M. Lossepladser og opfyldning i København. Historisk redegørelse for Københavns opfyldninger og lossepladser fra omkring århundredeskiftet til 1995.
- /9/ Københavns Kommune. Miljøkontrollen. 1998. Arealanvendelse. Historiske kortlægning af arealanvendelse i København.
- /10/ Amternes Videncenter for Jordforurening. 2001. Håndbog i analysekvalitet for laboratoriebrugere. Teknik og Administration. nr. 4. DHI
- /11/ Miljøstyrelsen. 1998. Vejledning nr. 13. Prøvetagning og analyse af jord.
- /12/ [www.trimble.dk/ services /almanakken](http://www.trimble.dk/services/almanakken)

- /13/ Amternes Videncenter for Jordforurening. 2003. Håndbog i prøvetagning af jord og grundvand. Teknik og Administration. nr. 3. DHI. Miljø og ressourcer, DTU. NIRAS.
- /14/ United States Environmental Protection Agency. 2000. Guidance for Data Quality Assessment. Practical Methods for Data analysis. EPA QA/G-9 QA00 Update EPA/600/R-96/084.
- /15/ Miljøstyrelsen. 2003. Liste over Kvalitetskriterier i relation til forurenede jord. Juli 2003. www.mst.dk /affald, jord og rotter/jord

Erfaringstal for diffus jordforurening i byområder

1 Erfaringstal for diffus jordforurening i byområder

Den fysiske afprøvning af undersøgelsesstrategierne i projektets fase II er foretaget på testarealer i København og Ringsted og har omfattet afprøvning af strategier til undersøgelse af diffus jordforurening, som kan beskrives med følgende forureningsmodeller:

- Bidragsmodel (herunder overflademodellen og fyldjordsmodellen)
- Liniemodell
- Nedefaldsmodell

Resultaterne er beskrevet i følgende tre datarapporter:

- Delrapport 2: Datarapport: Diffus jordforurening og kulturlag /4/
- Delrapport 3: Datarapport: Diffus jordforurening og trafik /5/
- Delrapport 4: Datarapport: Diffus jordforurening og industri /6/

I forbindelse med de fysiske undersøgelser er der på baggrund af en række erfaringstal for bl.a. typiske forureningskomponenter, koncentrationsniveauer og fordelingsmønstre i jordlagene, forsøgt udført en karakterisering af de forskellige typer af diffus jordforurening. En sådan karakterisering betyder, at undersøgelsesstrategierne kan målrettes og optimeres til at kun omfatte et mindre antal kontrolmålinger.

I tabel A.1 angives en oversigt over forureningsniveauer for diffus jordforurening i 2 - 10 cm's dybder. Med henblik på at skabe et visuelt indtryk af forureningsniveauer og sammenligne data fra forskellige områder er resultaterne præsenteret som medianværdier, dvs. at 50% af dataene er lig med eller mindre end medianværdien. Gennemsnittet vurderes ikke at være repræsentativt for så stort et areal som testarealerne, idet et gennemsnit i teorien kun kan anvendes til at beskrive data, der er normalfordelte (en fordeling af høje og lave værdier, der er symmetriske omkring en gennemsnitsværdi). For yderligere data henvises til de tre datarapporter /4, 5 og 6/.

I de følgende afsnit sammenfattes hovedresultaterne fra de tre datarapporter /4, 5, 6/.

2 Diffus jordforurening og kulturlag

Undersøgelsesstrategien for bidragsmodellen er afprøvet i kulturlag i 10 forskellige boligområder i Københavns Kommune og Ringsted samt på et referenceområde (rekreativt område) i Københavns bykerne /4/. Der er ikke udtaget prøver fra områder, hvor der er oplysninger eller mistanke om punktkildeforureninger, opfyldte arealer eller lossepladser.

Med kulturlag menes jordbund, der gennem tiden er påvirket af menneskelige aktiviteter. Den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning af topjorden, men forventes at aftage med dybden.

2.1 Forureningskomponenter

Tungmetaller, olie og PAH

Jordkvalitetskriterierne (JKK) for bly, sum af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) herunder benzo(a)pyren (BaP) overskrides hyppigt i det øverste jordlag (0 - 0,3 m u. t.). I de ældste byområder ses også overskridelse af afskæringskriterierne (ASK) for bly og BaP. Forureningsmønstret er for bly og BaP forskellige, dvs. at forureningen formentlig stammer fra forskellige kilder. På nogle testarealerne ses også mindre overskridelser af JKK for totalkulbrinter (olie), cadmium, kviksølv og dibenz(a,h)anthracen (DiBahA). I byområder forhøjede indhold i forhold til "baggrunds niveauet for landområder" er fundet for kobber og zink. Generelt ses der ikke forhøjede indhold af arsen, nikkel og chrom.

PCB

Generelt er der ikke påvist indhold af polychlorerede biphenyler (PCB) i jordprøver fra boligområder (intet påvist i 90% af prøver). Der er intet dansk jordkvalitetskriterium (JKK) for PCB, men kriteriet i Holland er 20 µg/kg TS for 7 PCB congener.

Phthalater

Der er målt lavt indhold af phthalater, men der er ingen overskridelse af den danske JKK på 250 mg/kg TS (der er intet påvist i 30% af prøverne og kun én prøve har et indhold på mere end 1/250 af JKK).

Dioxiner

Der er i alle jordprøver fundet et lavt indhold af dioxiner (1 - 20 ng internationale toksicitetsækvivalenter (ITE)/kg TS). Der er intet dansk jordkvalitetskriterium (JKK) for dioxin, hvorfor den sundhedsmæssige betydning kan ikke umiddelbart vurderes. Til orientering kan det nævnes, at baggrunds niveauet i landbrugs- og byområder i Tyskland er henholdsvis 1- 5 ng ITE/kg TS og 10 - 30 ng ITE/kg TS.

Pesticider

Pesticidindholdet (kun pesticider med lange nedbrydningstider) er analyseret i 10 jordprøver, men kun lavt indhold af DDT og parathion er fundet i 4 af de 10 prøver. JKK på henholdsvis 0,5 og 0,1 mg/kg TS er ikke overskredet.

Sammenfatning

Forureningskomponenter af betydning ved diffus jordforurening i byområder er bly og benzo(a)pyren (BaP). Supplerende analyser for andre tungmetaller (cadmium, kobber, zink) og sum af PAH vil medvirke til en bedre beskrivelse af forureningsfordeling over et areal, dvs. bedre beskrive og bekræfte om vi har et ensartet forureningsniveau på arealet. Der er intet grundlag for at analysere for PCB, phthalater, dioxiner og pesticider.

	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Hg	Ni	Zn	PAH	BaP	Olie	Phthalater	PCB	Dioxin ITE ng/kg TS
	mg/kg TS											µg/kg TS		
Diffus jordforurening og kulturlag														
KØBENHAVN														
Testareal A - 1600	4,7	350	0,75	80	9,1	1,2	8,3	500	1,70	0,25	16	300	i.p.	20
Testareal B -1880	5	210	0,78	59	10	0,6	9,3	460	9,0	1,5	120	470	i.p.	9,4
Testareal C -1915	5,5	130	0,48	63	14	0,2	12	280	5,6	0,95	180	200	i.p.	-
Østerbro - 1920	-	64	0,33	29	11	0,06	9,6	93	2,75	0,48	-	-	-	-
Grøndal - 1920	-	81	-	-	-	-	-	-	3,1	0,62	-	-	-	-
Amager valseværk- 1930 *	6,2	170	0,77	110	13	0,67	14	390	3,2	0,56	51	320	i.p.	8,9
Brønshøj - 1940	-	50	0,4	25	15	0,03	11	140	2,6	0,46	-	-	-	-
Testareal D -1950	6,4	82	0,44	41	13	0,14	12	180	1,3	0,24	69	60	i.p.	5,6
Testareal E -1960	3,4	33	0,28	25	15	0,04	13	110	0,74	0,14	42	120	i.p.	-
Reference område R -1850	-	66	0,36	42	11	-	9,3	100	0,36	0,06	i.p.	26	i.p.	4,7
RINGSTED														
Testareal F -1880	3,2	56	0,46	25	8	0,15	8	130	5,6	1,0	100	270	i.p.	4,7
Testareal G -1920	3,9	47	0,44	23	12	0,12	9,4	130	8,5	1,6	96	110	34	6,5
Testareal H -1940	2,7	28	0,56	22	7,8	0,05	7,6	74	1,2	0,23	-	i.p.	i.p.	-
Testareal I -1950	3,5	22	0,51	15	12	0,05	9,6	71	0,2	0,04	10	90	i.p.	1,5
Testareal J -1980	2,9	16	0,38	9,7	9,4	0,04	7,6	48	0,25	0,05	-	60	i.p.	1,1
Diffus jordforurening og industri														
NKT <150 m fra anlæg	6,2	160	0,87	190	16	0,38	15	530	3,27	0,59	57	320	i.p.	12
NKT >150 m fra anlæg	6,2	170	0,71	100	17	0,75	16	380	3,19	0,56	46	110	i.p.	8,7
Diffus jordforurening og trafik														
Hareskovsvej														
< 10 m fra hovedvej	2,8	160	0,67	46	14	-	9,5	143	1,1	0,21	38	583	i.p.	3,5
> 10 m fra hovedvej	-	41	0,38	25	12	-	9,7	78	0,27	0,06	i.p.	270	i.p.	4,2
Frederikssund														
< 10 m fra hovedvej	-	130	0,75	56	11	-	12	210	3,0	0,54	230	1900	i.p.	4,6
> 10 m fra hovedvej**	-	260	1,2	201	17	-	25	730	1,2	0,22	210	217	i.p.	-
> 10 m fra hovedvej***	-	49	-	28	-	-	-	118	0,6	0,12	-	-	-	-

- Ingen målinger

* alle data vist fra industri område mhp. sammenligning af boligområder

** Hotspot i et felt 20 m fra vejen

*** data uden felt med hotspot

Tabel A.1 Erfaringstal for diffus jordforurening (medianværdier) /4, 5, 6/
Typical values (median) for diffuse soil contamination

2.2 Boligalder og forureningsdybde

Til illustration af betydningen af boligalder og dybden i jordprofilet er data for bly, cadmium, kobber, zink og BaP fra de 10 testområder og området omkring et tidligere valseværk (se afsnit 4) samt fra tidligere undersøgelser præsenteret i figur A.1 – A.5 som medianværdier, dvs. 50 % af resultaterne ligger over medianværdien. Det er vigtigt at bemærke at de enkelte målinger ligger under eller over medianværdien og der kan være stor spredning i disse.

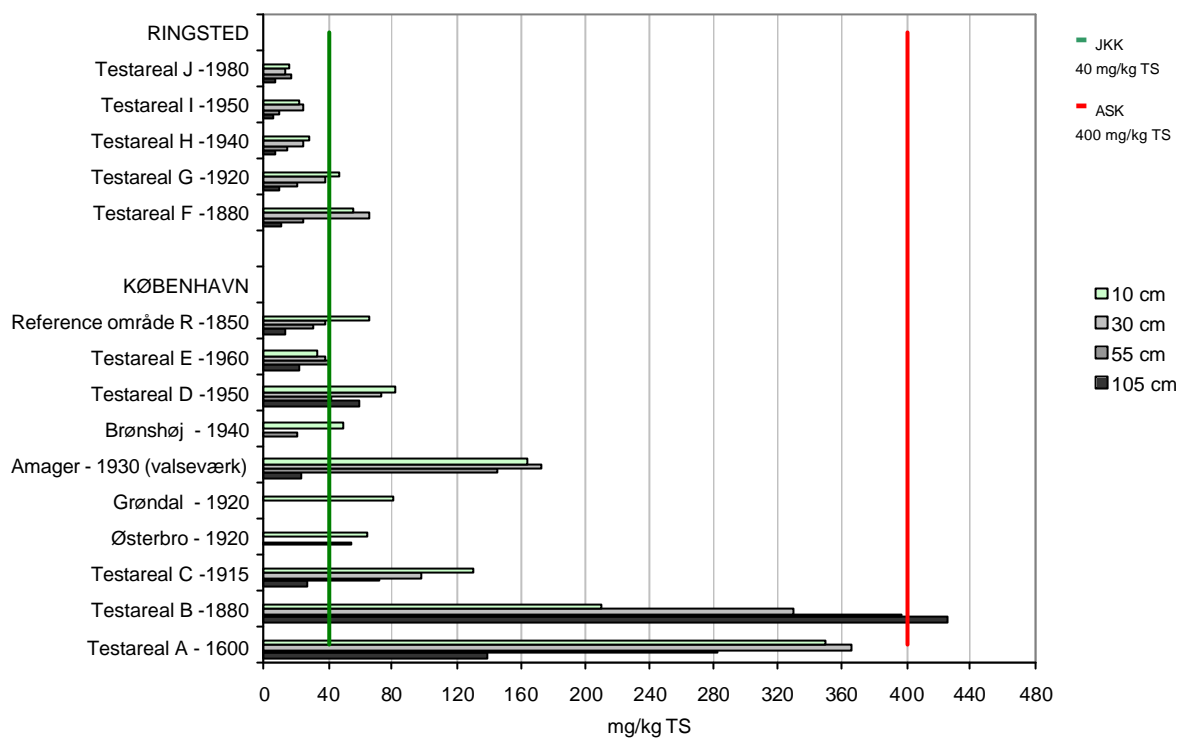
Figurerne viser, at forureningsniveauerne for bly og BaP er signifikant højere for arealer af højere alder og med en større udnyttelsesgrad.

Bly

Blyniveauet er væsentlig højere end baggrundsniveauet for landområder (10 – 12 mg/kg TS) og JKK på 40 mg/kg TS overskrides på flere af testarealerne. Som det ses af figur A.1, er blyniveauet højest i København, og JKK er overskredet for medianværdien på alle testarealer, mens der i Ringsted ingen overskridelser ses i boligområder etableret efter 1940. I de ældste boligområder i København etableret før 1900, ses også overskridelser af afskæringskriterierne (ASK) for medianværdier for bly. Da figur A.1 viser medianværdier kan der i de yngre områder dog være enkelte målinger som overskrider JKK eller ASK.

I København findes det blyforurenede kulturlag til mindst 1 m's dybde i de ældste boligområder (før 1915), men er typisk mindre i de nyere boligområder (efter 1915). I Ringsted findes det forurenede kulturlag til mindst 50 cm's dybde i de ældre områder (før 1920).

Median* for bly



* Medianværdi betyder at 50% af datapunkter er højere end den angivne værdi.
 ** Bemærk at der også er vist data fra undersøgelsen i boligområdet omkring det tidligere valseværk på Amager.

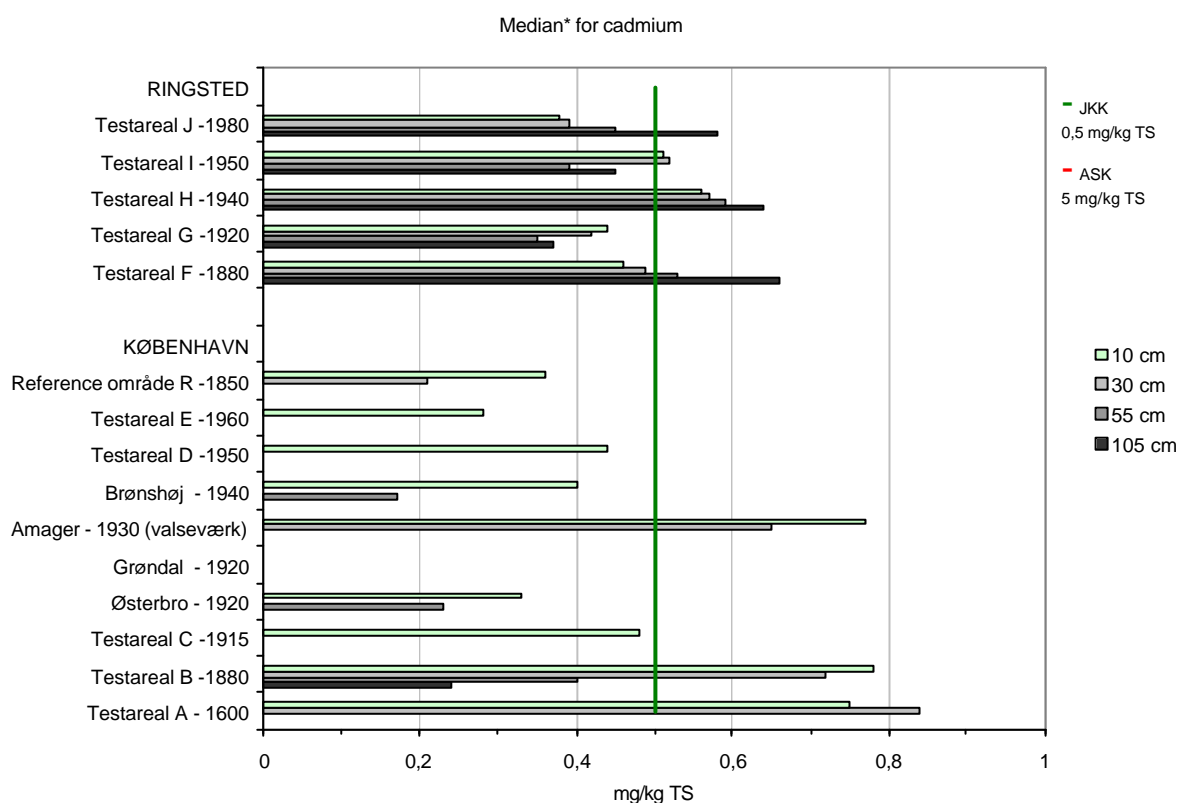
Figur A.1 Diffus jordforurening med bly ift. boligalder og dybden i jordprofilen
 Diffuse soil contamination with lead in relation to housing age and depth in the soil profile

Cadmium

På alle testarealer ligger koncentrationsniveauet over baggrunds niveauet for landområder (0,13-0,22 mg/kg TS).

I de ældste (og mest blyforurenede byområder) i København ses også forurening med cadmium, som overskrider JKK, jf. figur A.2. I Ringsted er cadmiumindholdet forholdsvis højt, og omkring JKK i alle dybder. Der ses ingen overskridelser af ASK.

Det er tydeligt, at cadmiumforureningen i København er tilknyttet den diffuse jordforurening og kan relateres til boligområdets alder, mens den i Ringsted er tilknyttet jordarten. I København ses ingen overskridelser i boligområder opført efter 1920, og de forurenede arealer i de ældre områder viser en tendens til faldende koncentrationer i dybden – dog er der kun få målinger i testarealer i København. Boligområdet omkring det tidligere produktionsanlæg (valseværk) på Amager viser et lidt forhøjet niveau i forhold til den aldersmæssige rækkefølge vist i figur A.2.



* medianværdi betyder at 50% af datapunkter er højere end den angivne værdi.
** Bemærk at der også er vist data fra undersøgelsen i boligområdet omkring det tidligere valseværk på Amager.

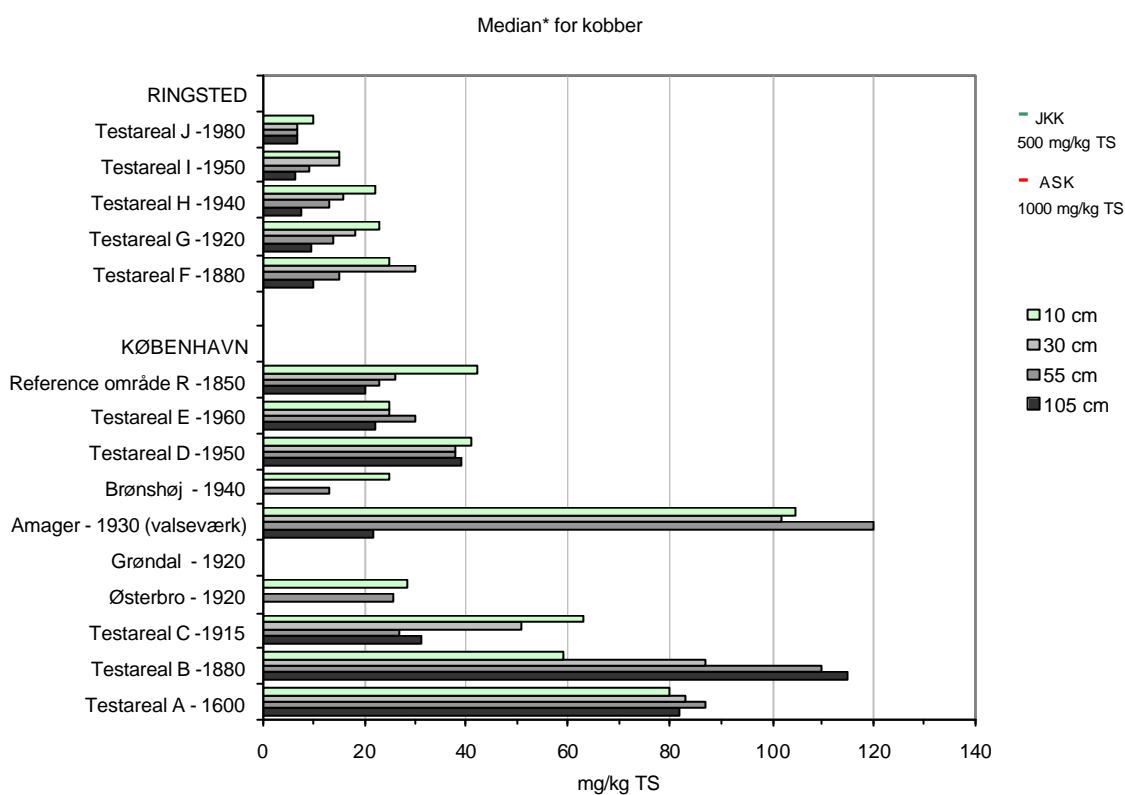
Figur A.2 Diffus jordforurening med cadmium ift. boligalder og dybden i jordprofilen
Diffuse soil contamination with cadmium in relation to housing age and depth in the soil profile

Kobber

Kobberniveauet er væsentligt højere end baggrunds niveauet for landområder (5,6 - 9 mg/kg TS), men ingen jordprøver overskrider JKK.

Som det ses af figur A.3 ses en tendens til, at jordforurening kan relateres til et boligområdets alder, dvs. de ældste områder er mest forurenede, men at jordforureningen generelt er højere i Købehavn end i Ringsted.

Ligesom for bly ses ingen tendens til faldende koncentrationer i dybden i jordlaget i de ældste områder - tværtimod ses en stigende koncentrationer i nogle områder. I de yngre områder ses derimod en tendens til faldende koncentrationer med dybden. Boligområdet omkring en industrikilde (valseværk) på Amager viser et væsentligt forhøjet niveau i forhold til den aldersmæssige rækkefølge i figur A.3.



* medianværdi betyder at 50% af datapunkter er højere end den angivne værdi.

** Bemærk at der også er vist data fra undersøgelsen i boligområdet omkring det tidligere valseværk på Amager.

Figur A.3 Diffus jordforurening med kobber ift. boligalder og dybden i jordprofilen

Diffuse soil contamination with copper in relation to housing age and depth in the soil profile

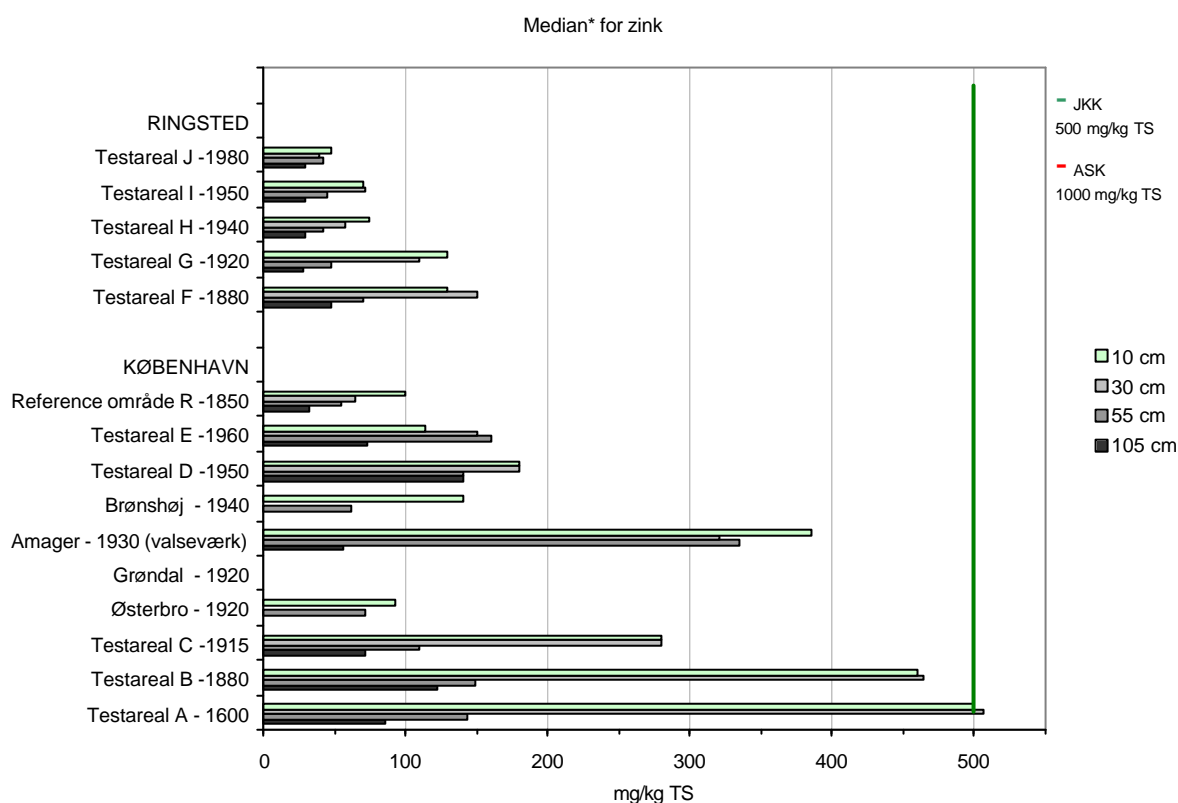
Zink

Zinkniveauet er væsentligt højere end baggrundsniveauet for landområder (18 - 45 mg/kg TS) på alle testarealer. JKK er kun overskredet på det ældste boligområde i København. ASK overskrides ikke.

Der ses en tendens til, at jordforurening kan relateres til et boligområdets alder, dvs. de ældste områder er mest forurenede.

Det ses det tydeligt, at jordforureningen er højere i København end i Ringsted.

På alle områder ses en tendens til faldende koncentrationer med dybden. Boligområdet omkring en industrikilde (valseværk) på Amager viser et lidt forhøjet niveau i forhold til den aldersmæssige rækkefølge i figur A.4



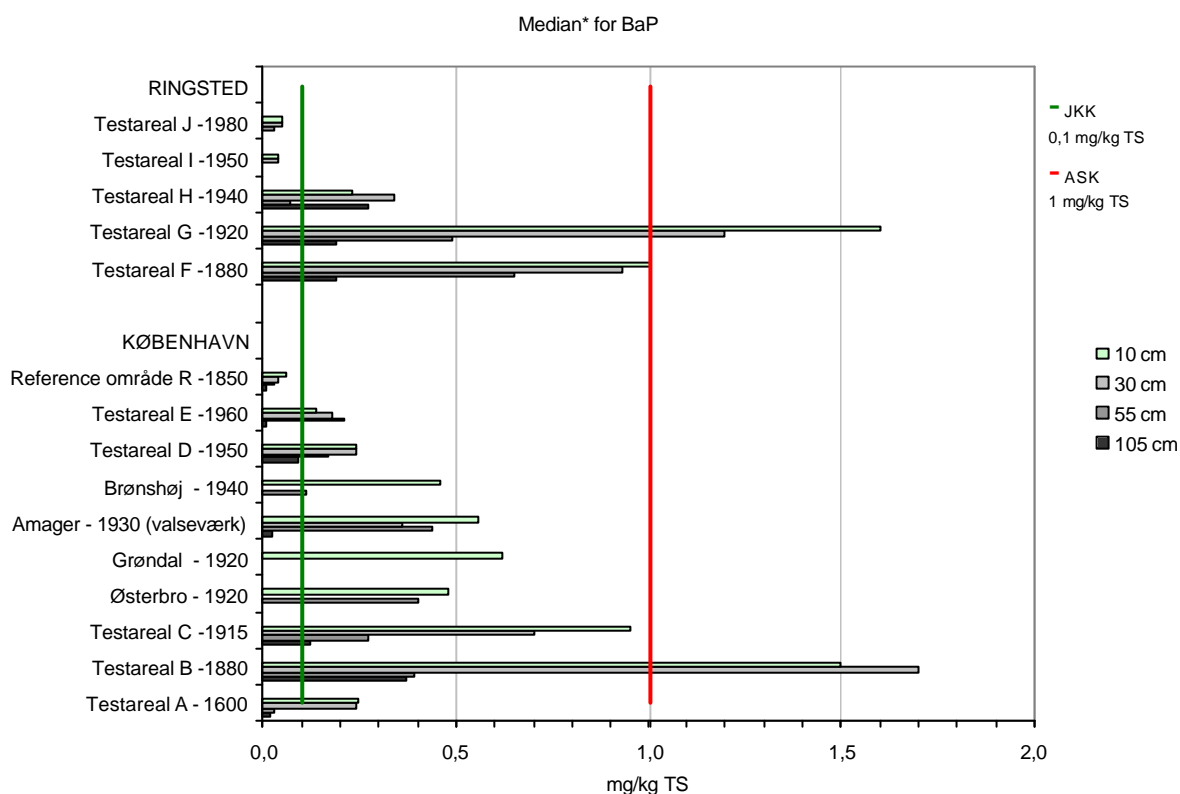
- * medianværdi betyder at 50% af datapunkter er højere end den angivne værdi.
** Bemærk at der også er vist data fra undersøgelsen i boligområdet omkring det tidligere valseværk på Amager.

Figur A.4 Diffus jordforurening med zink ift. boligalder og dybden i jordprofilet
Diffuse soil contamination with zinc in relation to housing age and depth in the soil profile

BaP

Som det ses af figur A.5, er BaP-niveauerne højest i de ældste boligområder i København og Ringsted. JKK er overskredet i forhold til medianværdien i alle boligområder i København, mens der efter 1950 ikke ses overskridelser i Ringsted. I de ældste boligområder i København og Ringsted etableret før 1920 ses ofte overskridelser af afskæringskriterierne (ASK) for medianværdier for BaP. Da figur A.5 viser medianværdier kan der i de yngre områder dog være enkelte målinger som overskrider JKK eller ASK.

I København og Ringsted findes det forurenede kulturlag til mindst 0,5 - 1 m's dybde i de ældre boligområder (før 1950), men er typiske mindre i de yngre boligområder (efter 1950).

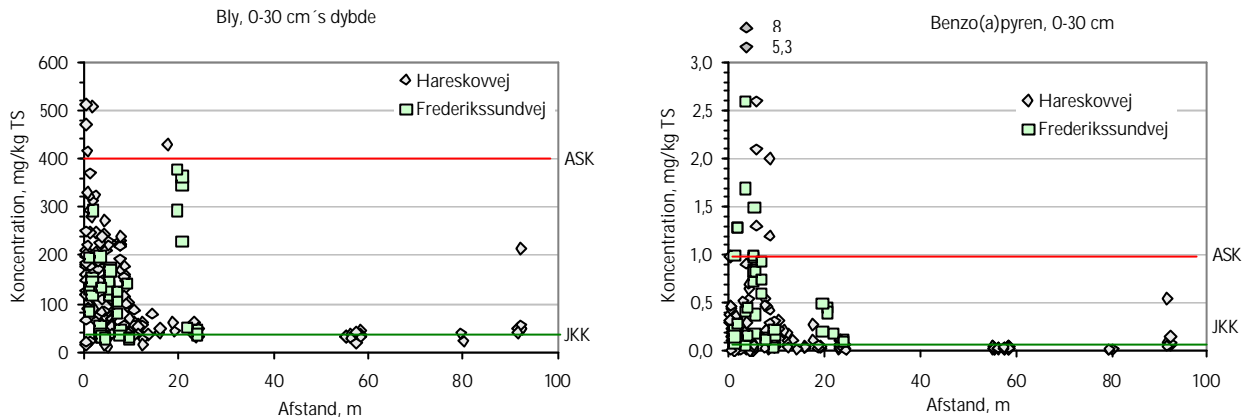


* medianværdi betyder at 50% af datapunkter er højere end den angivne værdi.
** Bemærk at der også er vist data fra undersøgelsen i boligområdet omkring det tidligere valseværk på Amager.

Figur A.5 Diffus jordforurening med benzo(a)pyren ift. boligalder og dybden i jordprofilen
Diffuse soil contamination with Benzo(a)pyrene in relation to housing age and depth in the soil profile

3 Diffus jordforurening og trafik

Afprøvningen af undersøgelsesstrategien for liniemodellen er foretaget på to vejstrækninger i København /5/. Det var forventet, at den diffuse jordforurening aftager i styrke vinkelret fra liniekilden samt i dybden. Resultaterne er opsummeret i figur A.6.



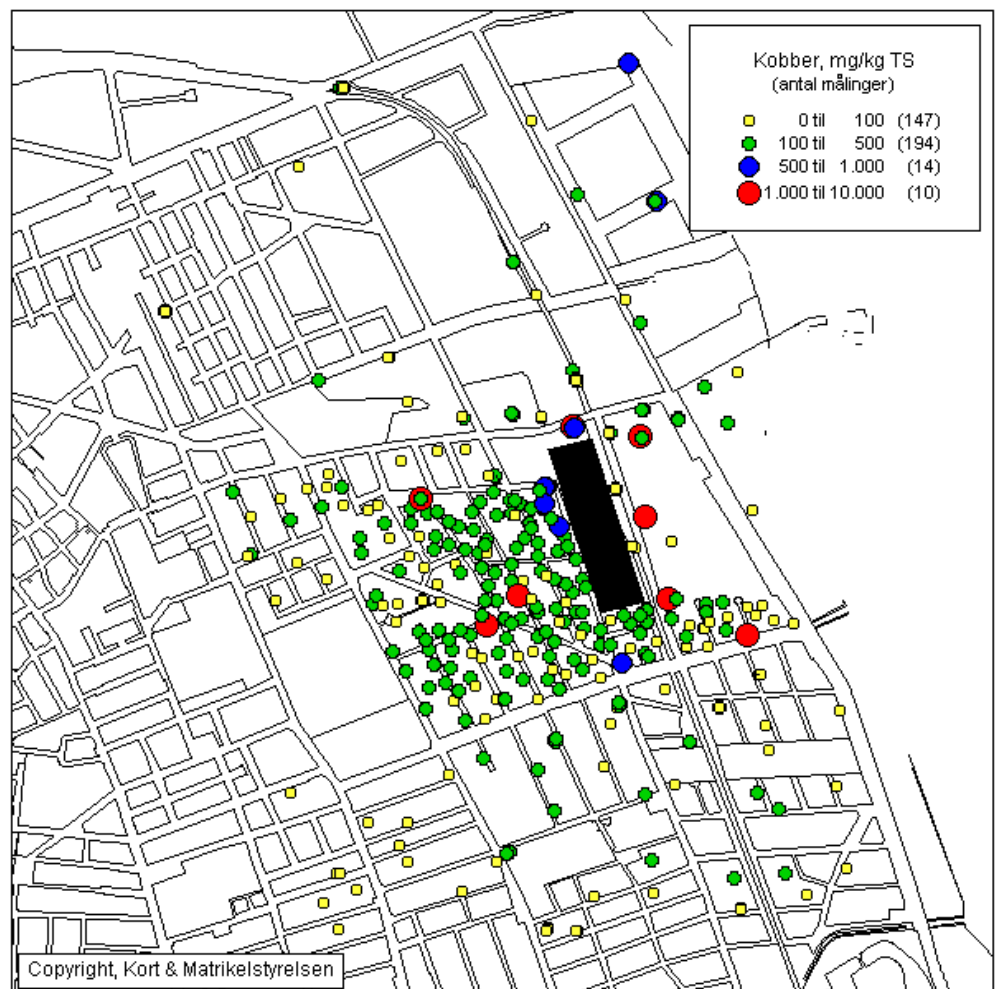
Figur A.6 Koncentration af bly og benzo(a)pyren med afstand til vejkant
Concentration of lead and benzo(a)pyrene with distance from the road verge

Tæt på de to veje er indholdet af bly, kobber, zink og PAH, herunder benzo(a)pyren forhøjede. JKK og til dels ASK overskrides for bly og BaP, men koncentrationerne falder i dybden i jordprofilen og med afstanden fra vejen. Forurening kan måles inden for en afstand af ca. 10 – 15 m fra vejkannten, jf. figur A.6. Ved større afstande kan påvirkning fra trafikken sjældent skelnes fra baggrunds niveauet for området. Som det ses af figur A.6 er der alligevel en del prøver med lavt indhold tæt på vejen, og det antages, at der ved nogle prøvetagningsfelter er foretaget jordudskiftning eller afhøvling af jord i forbindelse med vedligeholdelse og anlægsarbejde.

4 Diffus jordforurening og industri

Afprøvning af strategien for nedfaldsmodellen er foretaget omkring en industrikilde (tidligere valseværk) på Amager på Øresundsvej /6/. Det er forventet, at den diffuse jordforurening aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og nedfaldsarealet kan være afhængig af vindforhold, topografiske og fysiske forhold ved punktkilden. Der er tidligere foretaget undersøgelser i boligområdet lige ved siden af det tidligere valseværk, og disse data er også anvendt i databehandling. Generelt ses overskridelser af JKK for bly, cadmium og BaP i det undersøgte område, samt overskridelser af ASK for BaP.

Resultaterne for kobber, zink og cadmium viser en faldende tendens med afstand fra valseværket, men der ses både høje og lave værdier inden for kort afstand, som slører billedet, jf. figur A.7.



Figur A.7 Kobbenniveauet i jordprøver fra omkring NKT tidligere valseværk på Amager
Copper levels in soil samples around a former rolling mill on Amager

Det er antaget, at diffus jordforurening kan tilskrives bidrag fra boliger (boligvedligeholdelse, boligmateriale, boligopvarmning m.v.) samt fra nedfald af støv og emissioner fra skorsten og maskiner fra det tidligere valseværk.

I figur A.1 kan det ses, at blyniveauet for området tæt på det tidligere valseværk tilsyneladende er lidt højere end for boligområder med en tilsvarende alder i København, mens BaP-niveauet, jf. figur A.5 svarer til det aldersmæssige (rækkefølge) forhold. En eventuel påvirkning fra valseværket ses dog mest tydeligt for kobber og evt. cadmium, idet niveauet er meget forskelligt i forhold til andre boligområder, jf. figur A.2 og A.3. Det antages derfor, at forurening med BaP og bly stammer fra boliger, mens det tidligere valseværk har bidraget til en højere belastning med tungmetaller herunder især kobber, zink og cadmium. JKK for kobber og zink er dog ikke overskredet i området.