

Miljøprojekt Nr. 665 2002

Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening

Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 3

Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for
kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder

Jacqueline Anne Falkenberg
NIRAS Rådgivende Ingeniører A/S

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 FORMÅL	15	
2 PLANLÆGNING AF UNDERSØGELSESTRATEGIER	16	
2.1 DEFINITIONER FOR DIFFUS JORDFORURENING	16	
2.2 SYSTEMATISKE TRIN VED OPBYGNING AF STRATEGIER	17	
2.3 DEN HISTORISKE REDEGØRELSE	17	
2.4 FORURENINGSMODELLER	19	
2.5 HYPOTESER	22	
2.6 STATISTISKE OG GEOSTATISTISKE DATA	24	
2.7 VALG AF ANALYSEPARAMETRE OG MÅLETEKNIKKER	26	
2.7.1 <i>Analyseparametre</i>	26	
2.7.2 <i>Indikatorparametre, feltteknikker og screeningsanalyser</i>	26	
2.7.3 <i>Dokumentationsanalyser</i>	29	
2.8 PRØVETAGNINGS- OG ANALYSEPLAN	30	
2.8.1 <i>Afstand og antal af målepunkter</i>	30	
2.8.2 <i>Prøvetagningsnet iht. forureningsmodellen</i>	30	
2.8.3 <i>Prøvetagningsdybden</i>	31	
2.8.4 <i>Blandeprøver</i>	31	
2.9 DATABEHANDLING OG RAPPORTERING	32	
3 FORSLAG TIL UNDERSØGELSESPROGRAMMER	34	
3.1 NEDFALDSMODEL	34	
3.2 LINIEMODEL	37	
3.3 OVERFALDSMODEL	41	
3.4 BIDRAGSMODEL	43	
3.5 FYLDJORDSMODEL	45	
4 ORDFORKLARING	48	
5 REFERENCER	50	
Bilag A	Strategiske overvejelser i forbindelser med undersøgelse af diffus jordforurening	55
Bilag B	Statistisk behandling af tidligere data vedrørende diffus jordforurening på Østerbro	69
Bilag C	Diffus jordforurening på Østerbro. Geostatistisk analyse af målinger af bly.	81
Bilag D	Eksempel på samspil mellem dataindsamling i prøvetagningsfelter, databehandling og hypoteser.	91

Forord

Nærværende udredningsprojekt om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er iværksat af Københavns Kommune, 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 den forestående kortlægning af diffus jordforurening i byområder på vidensniveau 2.

Projektet er opdelt i 2 faser, hvor Fase I omfatter indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt teknikker og metoder til undersøgelse af diffust forurennet jord. Fase II omfatter en fysisk afprøvning af de i Fase I udarbejdede undersøgelsesstrategier og på baggrund af de herved opnåede undersøgelsesresultater foretages en endelig redigering af strategierne.

Nærværende rapport er en af tre delrapporter udarbejdet under Fase I.

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 Videnscenter for Jordforurening
- Tyge Wanstrup, Vestsjællands Amt
- Poul Aaboe Rasmussen, Frederiksborg Amt

Sammenfatning og konklusioner

Nærværende delrapport 3 om indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder er én af tre delrapporter under Fase I af projektet om kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Projektet er iværksat af Københavns Kommune, Miljøkontrollen, under Miljøstyrelsens teknologiudviklingsprogram med det overordnede formål at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved kortlægning af diffus jordforurening på vidensniveau 2. Fase I har omfattet indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder og undersøgelses metoder samt udarbejdelse af undersøgelsesstrategier.

Formålet med delrapport 3 er:

- At udarbejde undersøgelsesstrategier (tekniske undersøgelser) til kortlægning af diffust forurenede jord på vidensniveau 2
- At vurdere hvilke analyseparametre og prøvetagningskrav/feltmetoder, der vil være mest hensigtsmæssige

Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser, der er relateret til en eller flere punktkilder, men der er sket en spredning, opblanding eller fortynding, således at forholdet mellem kilden og jordforureningen er blevet sløret. I modsætning til jordforurening ved punktkilder er diffus jordforurening ikke afgrænset til arealer i umiddelbar nærhed 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.

Udgangspunktet for en undersøgelsesstrategi er, at den diffuse jordforurening, ud fra en historisk redegørelse for området, skal kunne relateres til en eller flere hændelser, der kan være årsag til at området som helhed er forurenede, og dermed kan beskrives ved hjælp af statistisk værktøj. Ved diffuse jordforurening kan selv mange jordanalyser ikke sandsynliggøre, at et større område er forurenede. De enkelte analyser beviser kun, at punkterne, hvori de analyserede jordprøver er udtaget, er forurenede. Hvis derimod området mellem punkterne skal dokumenteres som værende forurenede, forudsætter dette en bevisførelse herfor. Denne bevisførelse kræver, at der, ud fra den historiske redegørelse, opstilles en sandsynlig forureningsmodel for forurenings oprindelse, og at der i overensstemmelse hermed findes en indbyrdes og statistisk velfunderet relation mellem punktmålingerne i det aktuelle område.

Planlægning af en undersøgelsesstrategi for kortlægning af diffust forurenede arealer omfatter følgende systematiske trin:

- Udarbejdelse af den historiske redegørelse
- Opstilling af en eller flere forureningsmodeller for diffus jordforurening.
- Definerings af hypoteser, som undersøgelsen skal belyse.
- Definerings af databehov iht. statistiske såvel som geostatistiske beviser for accept eller afvisning af hypoteser
- Valg af passende analyseparametre og måleteknikker
- Opstilling af prøvetagnings- og analyseplan (evt. faseopdelt)

Den historiske redegørelse

Den historiske redegørelse, herunder afklaring af forureningsarten og spredningen til omgivelserne udarbejdes. Desuden afklares om der kan være punktkilder i området.

Forureningsmodeller

Der opstilles en eller flere forureningsmodeller for det diffust forurenede areal, der tager udgangspunkt i den måde (mekanismen), hvorpå en jordforurening er opstået, dvs. kilden, spredningen herfra og den forventede fordeling og belastning i jordmiljøet. I delrapport 1 om erfaringsopsamling er der derfor defineret fem typiske forureningsmodeller, som anvendes til at definere fem undersøgelsesstrategier. De fem modeller er nedfaldsmodellen, liniemodellen, overflademodellen, bidragsmodellen og fyldjordsmodellen.

Hypoteser

Der defineres de hypoteser, som undersøgelsen skal belyse. F.eks. at blyniveauet i det specificerede areal overskrider jordkvalitetskriteriet og at forureningsniveauet er "ens" over arealet og kan repræsenteres af et gennemsnitsindhold og et konfidensinterval.

Statistiske databehov

Der defineres hvilke data der er behov for til beregninger af både den deskriptive statistik, d.v.s. analytiske usikkerhed og nøjagtighed, lognormal plot, kumulativt frekvensplot, geografiske variationer og korrelation mellem parametre (f.eks. bly og PAH) samt geostatistik (spatielle statistik), som estimerer den geografiske korrelation og udnytter denne til interpolation af koncentrationsniveauet samt usikkerheden på dette over hele arealet, da disse anvendes som bevis for accept eller afvisning af hypoteser. I delrapport 1 er statistiske metoder til vurdering af diffus jordforurening beskrevet.

Analyseparametre og måleteknikker

Baseret på den historiske redegørelse og forureningsmodellen vælges der passende analyseparametre og måleteknikker. Tidligere undersøgelser af diffus jordforurening har hovedsagelig fokuseret på tungmetaller, især bly, samt olie og PAH og disse er de meste kritiske parametre ved de fleste undersøgelser. Der kan dog være andre relevante parametre jf. den historiske redegørelse, f.eks. cyanid, svovl, sulfat, PCB, phthalater, blødgørere og dioxiner. Da det er omkostningskrævende at analysere alle jordprøver for samtlige forureningsparametre kan der som alternativ analyseres for et antal indikatorparametre, evt. ved feltmetoder, der belyser forureningsniveauet og –spredningsmønstret over arealet. Herefter analyseres et mindre antal repræsentative prøver for en række forureningsparametre ved hjælp af specifikke akkrediterede laboratorieanalyser, som udgør myndighedernes beslutningsgrundlag. I delrapport 1 er analyseparametre og analyseresultater ved forskellige former for diffus jordforurening vurderet og rapporteret.

Prøvetagnings- og analyseplan

På grundlag af de foregående trin opstilles en prøvetagnings- og analyseplan. Det nødvendige antal af prøver og afstanden mellem prøvetagningspunkterne er dels bestemt af ambitionsniveauet og dels af den "naturlige" variation i jorden. Hvorvidt antallet af prøver er tilstrækkeligt til at beskrive forureningsniveauet kan vurderes statistiske. De fleste former for diffus jordforurening (nedfaldsmodellen, liniemodellen og overflademodellen) findes i jordoverfladen, og forureningen er i værste fald blandet ned til plovdybden. Dette gælder dog ikke arealer i opfyldte områder og i gamle byområder.

Igangsættelse og udførelse af undersøgelsen

Undersøgelsen kan herefter iværksættes. Der foretages en løbende vurdering af de indsamlede oplysninger og resultater med henblik på en justering af hypoteserne eller strategien. Undersøgelsen rapporteres i en datarapport og resultaterne beskrives statistisk. Ved databehandlingen vurderes der, om hypoteserne vedrørende forureningsforhold kan dokumenteres. Der vurderes om der er opnået en afklaring vedrørende kortlægning på vidensniveau 2, herunder en indbyrdes og statistisk velfunderet relation mellem punktmålingerne i området. Der vurderes om der er behov for yderligere undersøgelser, f.eks. supplerende faser.

Forslag til undersøgelsesprogrammer for de fem forureningsmodeller omfattende alle de systematiske trin er angivet i rapporten.

Summary and conclusions

This review report concerning strategies for investigation of the diffuse soil pollution is part 3 of a three-part report prepared under Phase I of a project on mapping of diffuse soil pollution in urban areas.

The project is instigated and supervised by the Agency of Environmental Protection in Copenhagen under the Danish Environmental Protection Agency's technology development 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. Phase I has included a review of information concerning the sources of pollution, measurements from actual investigations, analytical and sampling techniques and investigation strategies.

The objectives for the part 3 report are;

- To prepare investigation strategies (technical investigations) to map diffuse contaminated soil at knowledge level 2.
- To assess which analytical parameters and sampling requirements / techniques are most suitable for the investigations.

Diffuse soil contamination is originally caused by events that are related to one or more point sources, but where emission, transformation and dilution of the pollutants in other media has occurred, so that the relationship between the pollution source and the soil contamination is indistinct. Diffuse soil pollution is not restricted to areas close to a point source and will typically comprise contributions from many sources. Sources of diffuse soil pollution are therefore difficult to identify and the diffuse soil pollution is less heavy than soil pollution at point sources such as industrial sites or waste disposal suites.

The basis for an investigation strategy is that the diffuse soil pollution via the historical description of activities for the area can be related to one or more events that caused the overall diffuse pollution of the area, and therefore can be described by statistical tools. Many individual soil analyses will seldom be sufficient to document that a larger area is polluted since the individual analyses can only demonstrate that the points from which the analysed soil samples are taken are contaminated. More evidence must be provided if the area between the sampling points is also to be documented as contaminated. This evidence can be provided by proposing a conceptual pollution model, which accounts for the origin of the contamination according to the historical description of activities in the area, and by showing that there is a reciprocal and statistically well founded relationship between point measurements within the area of interest, which is in accordance with the proposed model.

The planning of an investigation strategy for mapping of diffuse contaminated areas comprises the following systematic steps:

- Preparation of the historical description for the area.
- Drawing up of one or more conceptual pollution models to describe the diffuse soil pollution.

- Definition of hypotheses, which need to be clarified during the course of the investigation.
- Definition of the data needed to satisfy the statistical as well as the geostatistical data treatment for acceptance or rejection of the hypotheses.
- Choice of suitable analytical parameters and measurement techniques.
- Drawing up of a sampling and analytical programme (one or more phases).

The historical description

The historical description including the identification of potential contaminants, spreading to the environment and the possible presence of point sources is prepared.

Conceptual Pollution Model

One or more conceptual pollution models are proposed to describe the diffuse polluted area taking account of the way (mechanism) in which diffuse soil pollution can have occurred. The nature of the source, the emission, the spreading and expected loading of the soil environmental are important parameters. In the part 1 report summarising the present knowledge concerning sources of pollution and experiences acquired by investigation of diffuse soil pollution, five pollution models have been defined, which are used to define 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.

Hypotheses

The hypotheses, which are to be elucidated during the course of the investigation, are defined. For example that the content of lead in the specified area exceeds the soil quality limit and that the contaminant level is uniform throughout the area and can be represented by an average and a confidence interval.

Statistical data needs

The data required to calculate both the descriptive statistics; analytical uncertainty and accuracy, log normal plot, cumulative frequency plot, geographical variation across the area and correlation between parameters (e.g. lead and PAH); as well as the geostatistical treatment (spatial statistics), which estimates the geographical correlation and uses this for interpolation of the concentration levels and uncertainty in these across the area of interest. The statistical treatments are used to confirm or reject the hypotheses. In the part 1 report, statistical methods for investigation of diffuse soil pollution are described.

Analytical parameters and measurement techniques

Based on the historical description of the area and the conceptual pollution model, suitable analytical parameters and measurement techniques are chosen. Previous investigations of diffuse soil pollution have mainly focussed on heavy metals especially lead, oil and PAH, and these are the most critical parameters for most investigations. However, other pollutants such as cyanides, sulphur, sulphate, PCB, phthalates, plasticizers and dioxins may be present and the range of relevant parameters is dependent on the historical description of the area. Since it is expensive to analyse soil samples for all potential pollutants, an advantageous alternative is to initially analyse indicator parameters and if possible to use field-screening techniques to assess the pollution levels and the pattern of distribution across the whole area. After the pattern of distribution is established, a number of representative samples can be sent to accredited laboratory analysis to confirm the content of a wide range of contaminants, which then constitutes the Environmental Authorities decision-making legal basis. In the part 1 report, analytical parameters and results from former investigations of diffuse soil pollution are assessed and reported.

Sampling and analytical programme

On the basis of the aforementioned systematic steps, a sampling and analytical programme is drawn up. The necessary number of samples and distance between the sampling points is partly determined by the ambition level for the investigation and partly by the natural variation in the soil and distribution pattern.

Whether the number of samples is adequate to describe the pollution distribution pattern can be estimated statistically. Most of the pollution models for diffuse soil pollution (deposition model, line source model, surface addition model) give rise to pollution of the topsoil surface and the pollution is not mixed to more than plough depth. This is however not true for areas built on fill (soil fill model) and in the older areas in towns (contribution model).

Initiation and execution of the investigation

After completion of the systematic steps in the planning phase, the investigation can be initiated. Assessment of the collected information and data with a view to adjusting the hypotheses or strategy must be undertaken continuously. The investigation is reported in a data report and the results are described statistically. During the data treatment, the hypotheses concerning the pollution model and distribution can be confirmed. Conclusions can be drawn as whether the area can be documented as polluted at the legislative knowledge level 2, and if an reciprocal and well founded relationship between point measurements in the area under consideration is established giving veracity to the original hypotheses. It is assessed whether further investigations in supplementary investigation phases are needed.

Suggestions for investigation strategies for the five conceptual pollution models including all the systematic steps are given in the report.

1 Formål

Som noget nyt i forhold til tidligere lovgivning omfatter jordforureningsloven bestemmelser om diffust forurenede arealer /ref. 1/. Jordforureningsloven indeholder dermed hjemmel til at kortlægge arealer med diffus jordforurening eller forventet diffus jordforurening. Der mangler dog et generelt videngrundlag til med større sikkerhed at kunne udpege disse arealer.

Diffus jordforurening har et andet forureningsmønster end punktforureninger, hvilket stiller særlige krav til forskellige undersøgelsesstrategier til brug ved dokumentation af signifikante diffuse forureningsniveauer.

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

Projektet er opdelt i 2 faser, hvor Fase I har omfattet indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt teknikker og metoder til undersøgelse af diffust forurenede jord. Endvidere omfattede Fase I udarbejdelse af en strategi til afprøvning af fysiske undersøgelsesmetoder på diffust forurenede jord, inklusiv vurdering og validering af egnede feltmetoder. Undersøgelsesstrategier skal føre til beslutning om eventuel kortlægning af diffust forurenede arealer på vidensniveau 2.

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

- Delrapport 1: Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening i byområder /ref. 2/.
- Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurenede jord /ref. 3/.
- Delrapport 3: Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder /nærværende rapport/.

I Fase II skal der foretages en fysisk afprøvning af de i Fase I udarbejdede undersøgelsesstrategier. På baggrund af de opnåede undersøgelsesresultater skal der i Fase II foretages en endelig redigering af undersøgelsesstrategierne for kortlægning af diffus jordforurening på vidensniveau 2.

Nærværende delrapport 3 har til formål:

- At udarbejde undersøgelsesstrategier (tekniske undersøgelser) for kortlægning af diffust forurenede jord på vidensniveau 2
- At vurdere hvilke analyseparametre og prøvetagningskrav/feltmetoder, der vil være mest hensigtsmæssige

2 Planlægning af undersøgelsesstrategier

2.1 Definitioner for diffus jordforurening

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 den følgende:

- 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 kilden og jordforureningen er blevet sløret.
- Diffus jordforurening er i modsætning til jordforurening ved punktkilder ikke afgrænset til arealer umiddelbart i nærhed 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., vurderes som diffust forurenede.

I nærværende projekt er der i rapporten om erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening i byområder /ref. 2/ defineret fem forureningsmodeller, som beskriver den måde, hvorpå en jordforurening kan være opstået.

- Nedefaldsmodel
- Liniemodell
- Overflademodell
- Bidragsmodell
- Fyldjordsmodell

Disse fem modeller er gengivet og illustreret i afsnit 2.4 og figur 2.2.

Udgangspunktet for en undersøgelsesstrategi er, at den diffuse jordforurening ud fra en historisk redegørelse for området skal kunne relateres til en eller flere hændelser, der kan være årsag til at området som helhed er forurenede, og dermed kan beskrives ved hjælp af statistisk værktøj.

Ved diffus jordforurening kan selv mange jordanalyser ikke sandsynliggøre, at et større område er forurenede. De enkelte analyser beviser kun, at punkterne, hvori de analyserede jordprøver er udtaget, er forurenede. Hvis derimod området mellem punkterne skal dokumenteres som værende forurenede, forudsætter dette en bevisførelse herfor. Denne bevisførelse kræver, at der ud fra den historiske redegørelse opstilles en sandsynlig forureningsmodel for forureningsens oprindelse,

og at der i overensstemmelse hermed findes en indbyrdes og statistisk velfunderet relation mellem punktmålingerne i det aktuelle område.

2.2 Systematiske trin ved opbygning af strategier

Planlægning af en undersøgelsesstrategi for kortlægning af diffust forurenede arealer omfatter følgende trin:

- Udarbejdelse af den historiske redegørelse, dvs. inddragelse af eksisterende viden om arealet og tidligere erfaringer fra lignende typer forureninger samt en geografisk afgrænsning af det areal, der skal undersøges, jf. 2.3.
- Opstilling af en eller flere forureningsmodeller for diffus jordforurening, jf. 2.4.
- Definering af de hypoteser, som undersøgelsen skal belyse, jf. 2.5.
- Definering af databehov til beregning af statistiske såvel som geostatistiske beviser for accept eller afvisning af hypoteser, jf. 2.6.
- Valg af passende analyseparametre og måleteknikker, jf. 2.7.
- Opstilling af prøvetagnings- og analyseplan (evt. faseopdelt), jf. 2.8.
- Igangsættelse og udførelse af undersøgelsen.
- Statistisk behandling af indsamlede data, jf. 2.9.
- Vurdering af forureningsforhold, jf. 2.9.
- Justering af hypoteserne eller strategien, jf. 2.9.
- Udførelse af evt. supplerende undersøgelser.
- Afklaring vedrørende kortlægning på vidensniveau 2.

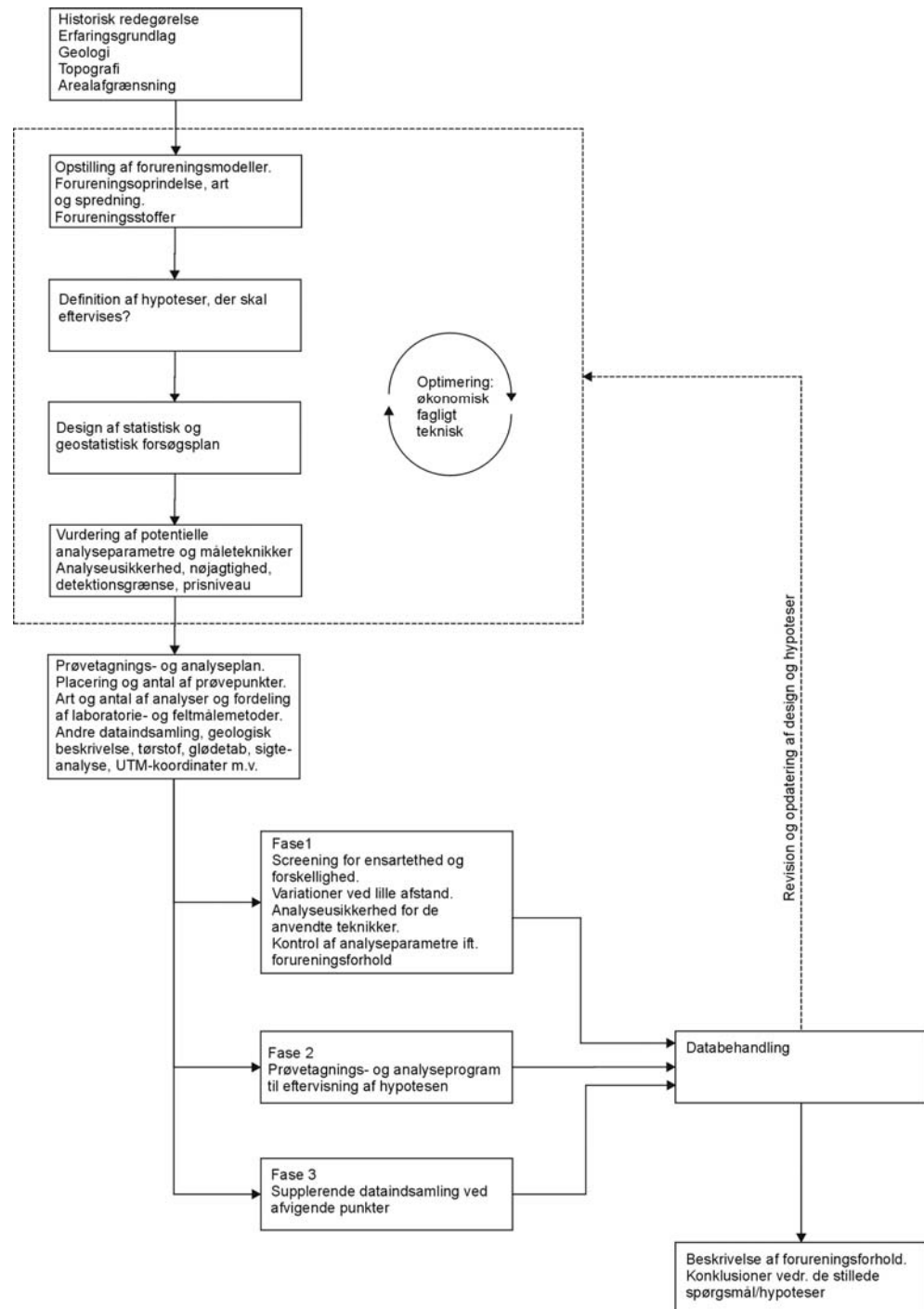
Trinene i en systematisk udvikling af en undersøgelsesstrategi er vist i figur 2.1.

2.3 Den historiske redegørelse

Ligesom ved andre typer undersøgelser skal der indsamles oplysninger om potentielle forurenende aktiviteter i området, herunder både punktkilder og diffuse kilder, og der skal defineres en præcis afgrænsning af undersøgelsesarealet. I modsætning til forurening ved punktkilder er der typisk tale om et større geografisk areal og dermed mulighed for bidrag fra flere forureningskilder.

Ved diffus jordforurening er det relevant at indsamle oplysninger om følgende:

- Potentielle punktkilder, herunder placering, forureningsart, forureningens mulige spredningsmønster m.v.
- Potentielle lokale, regionale og fjernt diffuse kilder til atmosfærisk nedfald (boligopvarmning, veje, industriafkast).
- Geologiske og hydrogeologiske data.
- Jordfyld, evt. opfyldningers oprindelse.
- Arealanvendelse.



Figur 2.1 Systematiske trin ved udvikling af en undersøgelsesstrategi
Systematic steps in the development of an investigation strategy

Ved nedfaldsmodellen vil det desuden være relevant med oplysninger om følgende:

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

Ved liniemodellen vil det være relevant med oplysninger om følgende:

- Anlægsaktiviteter (årstal, jordfyld).

- Afledning af vejvand, vejprofil (bredde, støjvold, vejgrøft).
- Vejalder/tracé, veikryds.
- Omgivelser (fortov, cykelsti, græsplæne, afstand til boligbebyggelse).
- Trafikmålinger som årsdøgntrafik, typisk trafikhastighed, antal af køretøjer fordelt på typer.
- Arealets topografi (nedfaldsarealer, barrierer).
- Typiske meteorologiske data, fremherskende vindretning, nedbør (spredningsmønster).

Ved overflademodellen vil det være relevant med oplysninger om følgende:

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

Ved bidragsmodellen vil det være relevant med oplysninger om følgende:

- Bymæssig udvikling, inklusive boligkvarterer, infrastruktur som vejnet, jernbaner og havne.
- Terrænregulering.

Ved fyldjordsmodellen vil det være relevant med oplysninger om følgende:

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

Diverse oplysninger vil kunne findes i diverse lokal/nationalhistorisk litteratur samt i litteratur vedr. lokalindustri /ref. 4/. Opfyldte områder kan desuden ofte stedfæstes ud fra gamle flyfotos. Kilder og metoder til opsamling af historiske oplysninger er grundigt beskrevet i en rapport over historisk arealanvendelse i København /ref. 5/.

2.4 Forureningsmodeller

En undersøgelsesstrategi for et diffust forurennet areal tager udgangspunkt i den måde (mekanismen), hvorpå en jordforurening er opstået, dvs. kilden, spredningen herfra og den forventede fordeling og belastning i jordmiljøet.

Der kan beskrives fem forureningsmodeller, som er typiske for diffus forurening. Diffust forurenede arealer vil dog ofte have været udsat for mere end en form for belastning.

De fem forureningsmodeller er baseret på et koncept udarbejdet af Amternes Videncenter for Jordforurening, som følger, jf. figur 2.2:

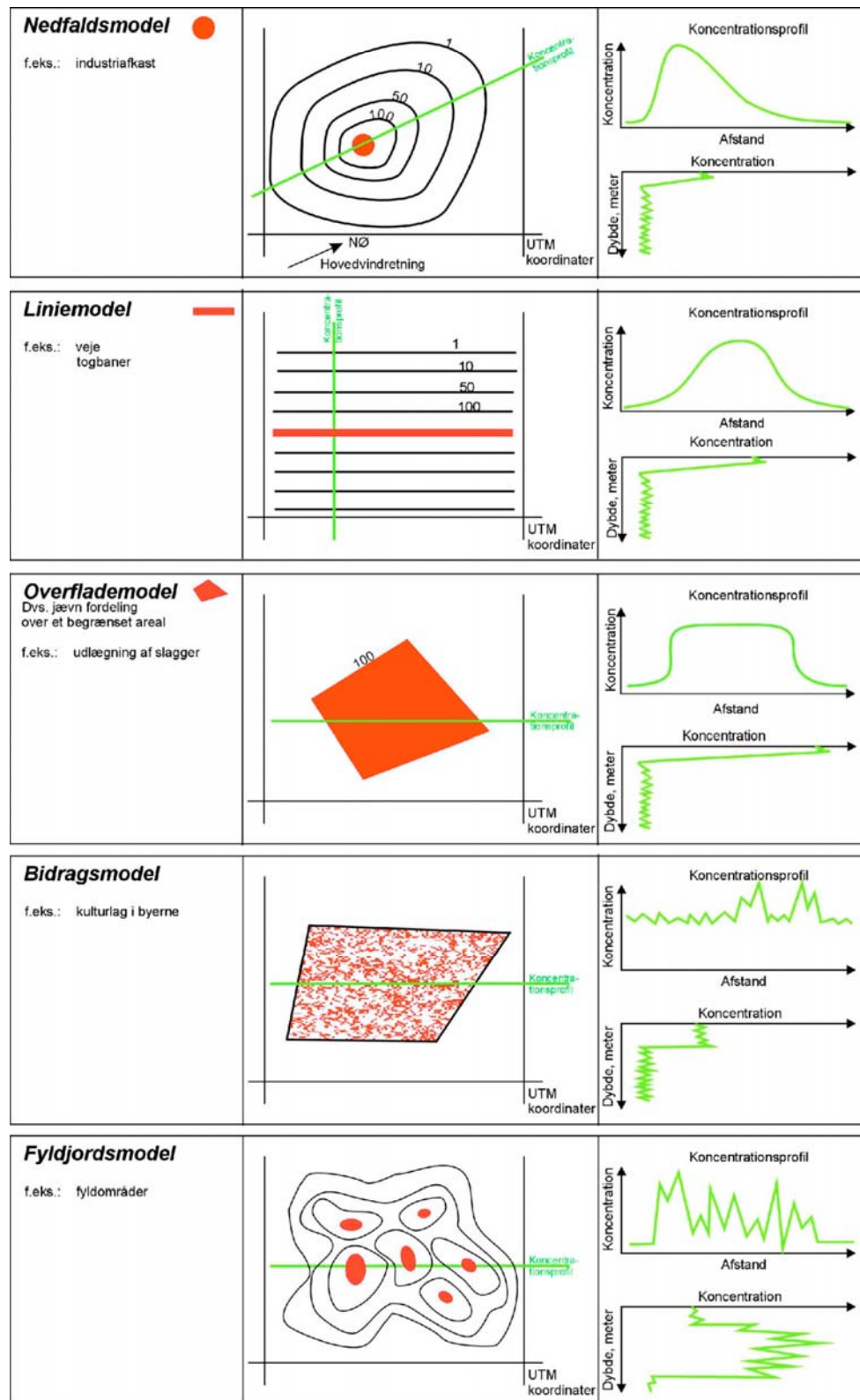
Nedfaldsmodel: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra luftbårne emissioner (støv, gasarter) fra en eller flere punktkilder, f.eks. skorstensafkast fra forbrændingsanlæg, krematorier, m.v. Den diffuse jordforurening aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og nedfaldsarealet kan være afhængig af vindforhold, topografiske og fysiske forhold ved punktkilden.

Linieimodel: 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 i den øverste jordlag over hele det påvirkede areal.
- Bidragsmodel: En belastning, der i sin oprindelse stammer fra små tilfældige bidrag på jordoverfladen 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. fyldområder 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.

De fem forureningsmodeller er illustreret i figur 2.2.



Figur 2.2 De fem forureningsmodeller for diffus jordforurening
The five conceptual pollution models

For alle fem typer diffust forurennet jord er de tidsmæssige og historiske aspekter vedrørende spredning i miljøet væsentlige. For det aktuelle geografiske areal skal der opstilles en model eller modeller for forureningsforhold og sandsynlige forureningsparametre baseret på den historiske redegørelse.

Typiske kilder og forureningstyper er beskrevet i rapporten over erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening /ref. 2/.

I tabel 2.1 er gengivet en oversigt over potentielle kilder og forureningsparametre /ref. 2/. Listen er ikke udtømmende.

Forureningsmodel	Kilder	Forureningsparametre
Nedfaldsmodel	Emission fra forbrændingsanlæg Emission fra kulfyrede kraftværker Emission og støv fra industri; metallforbejdning autoophug kabelskrot	PAH-forbrænding, dioxiner, Pb PAH-forbrænding; dioxiner, Pb PAH-forbrænding; dioxiner, Pb, Mn, Cd, Cu, Cr, Zn, Ni, Mo PCB, Phthalater
Linieimodel	Emission fra trafik (biler, lastbiler) Vejvand Støv fra dækslid Støv fra asfaltslid Støv fra bremses Emission langs jernbane	Olie, Pb, PAH-forbrænding, dioxiner PAH-tjære, PAH-olie, Pesticider Tungmetaller, PAH, Phthalater PAH Cu Cu, PAH, olie, Hydraulikolie, PCB Asbest**
Overfaldsmodel	Udlægning af slagge Udlægning af brugt myremalm Udlægning af slam	Tungmetaller Cyanid PAH, olie, PCB, phthalater
Bidragmodel	Bymæssige kilder	PAH, Pb, Cu, træetjære PCB Asbest**
Fyldjordsmodel	Forurenet jord fra anlægsarbejdet Forurenet jord fra vej Forurenet sediment	Olie, Mo, V, Ni PAH'er Tungmetaller inkl. Hg Asbest**

**Analyseteknisk problemer

Tabel 2.1 Forureningsmodeller, potentielle kilder og forureningsparametre /ref. 2/.
Conceptual pollution models, potential sources and pollutants

2.5 Hypoteser

Undersøgelsesstrategien for diffust forurenet jord har til formål at besvare spørgsmål om forureningsforhold, eller at bekræfte en hypotese, f.eks.:

- Spørgsmål: Hvad er niveauet for blyforurening i det specificerede, geografiske areal?
- Hypotesen: Blyniveauet aftager med afstanden fra vejen
- Hypotesen: Blyniveauet i det specificerede, geografiske areal overskrider jordkvalitetskriteriet.

Andre hypoteser, der kan stilles ved vurdering af diffust forurenede arealer, er listet nedenfor (listen er dog ikke udtømmende).

- Arealet er belastet med et defineret stof.
- Koncentrationsniveauet er større end baggrunds niveauet for tilsvarende arealer, f.eks. i byer eller på landet.
- Jordkvalitetskriteriet for et defineret stof er overskredet.
- Forureningsniveauet er "ens" over arealet (Hvad er det gennemsnitlige indhold og konfidensinterval?).
- Der er en sammenhæng mellem forureningsniveauet og afstanden til kilden.
- Forureningsniveauet kan forklares med en specifik forureningsmodel (d.v.s. forureningsspredningen er i overensstemmelse med forureningsmodellen).

- Den kemiske sammensætning er “ens” over hele arealet (f.eks. olietype, PAH-profile)

Hypoteser og spørgsmål kan belyses trinvist i takt med den løbende dataindsamling og revidering af strategien. Ved en veltilrettelagt prøvetagnings- og analyseplan bør alle konkrete stillede spørgsmål/ hypoteser kunne besvares. Uspecifikke udsagn som f.eks. “er arealet forurenet?”, kan ikke undersøges, men specifikke udsagn, som f.eks. “er forureningsniveauet for bly ens over arealet og er det gennemsnitlige indhold af bly større end jordkvalitetskriteriet?”, kan undersøges med en egnet prøvetagnings- og analyseplan. Som grundlag for opstilling af hypoteser kan der desuden tages udgangspunkt i de 10 hypoteser om diffus jordforurening, som er opstillet i den statistiske bearbejdning af data i rapporten fra Amternes Videncenter for Jordforurening /ref. 6/. Disse er gengivet i tabel 2.2.

Nr.	Hypotese	Forventet sammenhæng
1	Der er en sammenhæng mellem koncentrationsniveauer og størrelsen af byområdet. Datamaterialet opdeles i grupperne: Land, mindre byer, middelstore byer og hovedstadsområdet.	Det forventes, at gennemsnit af koncentrationsniveauerne i Hovedstadsområdet er større end i de middelstore byer osv. Sammenhængen forventes at gælde for i det mindste bly og PAH-forbindelser.
2	Der er en sammenhæng mellem forureningsdybde koncentration og størrelse af byområde. Datamaterialet opdeles i grupperne. Hovedstadsområdet og resten af landet.	Det forventes, at forureningerne i hovedstadsområdet træffes til større dybde end i resten af landet.
3	Der er en sammenhæng mellem forureningskoncentrationerne og jordtype. Datamaterialet opdeles i udvalgte jordtyper.	Det forventes, at der er forskel på koncentrationsniveauerne i de forskellige jordtyper.
4	Der er en sammenhæng mellem forureningsdybden og om data er bestemt i enten intakte aflejringer eller “omrørte” jordlag (kulturlag i byen).	Det forventes, at koncentrationsniveauerne i de intakte aflejringer er mindre end i de omrørte aflejringer.
5	Der er en sammenhæng mellem afstanden fra punktkilden og forureningsniveauet.	Det kunne godt tænkes, at der er en sammenhæng mellem maks. koncentrationerne og afstanden til -kilden. Alternativt kunne der være en sammenhæng mellem den relative ændring af koncentration og afstanden fra kilden.
6	Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren, og total PAH. Datamaterialet generelt.	Der forventes at være et fast forhold mellem indholdet af benzo(a)pyren og total PAH i det indsamlede datamateriale.
7	Der er en sammenhæng mellem total PAH, defineret jf. Miljøstyrelsens vejledning og indhold af benzo(a)pyren.	Der forventes at være et fast forhold mellem indholdet af benz(a)pyren og total PAH i det indsamlede datamateriale.
8	Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren/total PAH og bly.	Der anvendes kun datamateriale for undersøgelser af belastning fra trafik. Da trafik har givet anledning til belastning med såvel bly som PAH-forbindelser er det tænkeligt, at der er en direkte sammenhæng mellem de påviste koncentrationsniveauer.
9	Der er sammenhæng mellem trafikintensitet/alt., bystørrelse og forureningens fordeling. Der tænkes på afstand og dybde af forurening set i forhold til kilden. Data opdeles i grupperne: Hovedstadsområdet og resten af landet.	Det forventes, at de største koncentrationer er umiddelbart i top af jordprofilen ved vejkant. Koncentrationen er aftagende med afstand og dybde.
10	Det undersøges om det i blandingsforureninger altid vil være de samme parametre, der er dimensionerende ved risikovurderingen og et evt. afværgeindgreb.	Det forventes, at det i sager med tungmetallforureninger typisk vil være bly, der er den dimensionerende for evt. afværgeindgreb. For PAH-forureninger forventes det, at benzo(a)pyren typisk vil være den dimensionerende for evt. afværgeindgreb.

Tabel 2.2 Hypoteser om datasammenhænge fra AVJ rapport /ref. 6/.

Hypotheses concerning data relationships according to /6/.

2.6 Statistiske og geostatistiske data

I forbindelse med planlægning af en undersøgelse bør der tages stilling til hvilken statistisk behandling af de indsamlede data er nødvendigt for at kunne bekræfte hypoteserne, f.eks. "er det gennemsnitlige indhold af bly større end jordkvalitetskriteriet?". I bilag A er angivet en række strategiske overvejelser vedrørende den statistiske og geostatistiske tilrettelæggelse af et undersøgelsesprogram.

Den statistiske og geostatistiske analyse kan opdeles i to dele:

- Den deskriptive statistik, som anvendes til beskrivelse af den analytiske usikkerhed og nøjagtighed, lognormal plot, kumulativt frekvensplot, geografiske variationer samt korrelation mellem parametre, f.eks. mellem bly og PAH eller mellem de enkelte PAH'er (PAH-profile).
- Den geostatistiske statistik (spatielle), som estimerer den geografiske korrelation og udnytter denne til interpolation af koncentrationsniveauet samt usikkerheden på dette i hele arealet, dvs. visualisering af forureningsniveauer over undersøgelsesarealet. Det er den aktuelle geografiske variation mellem målepunkter, som bestemmer interpolationen ved vurdering af koncentrationsniveauer.

Den deskriptive statistik er især vigtig, hvis det skal dokumenteres, at forureningen er "ens" (homogent fordelt) over et større areal, og f.eks. hvorvidt et jordkvalitetskriterie er overskredet. Hvis forureningen er "ens", er det kun inhomogeniteten i jorden samt analyseusikkerheden, som kan medføre en spredning i resultaterne.

Eksempel på deskriptiv statistik

Blyindholdet er målt i 22 jordprøver udtaget fra et areal på 100.000 m².

Gennemsnitsværdien for 22 målinger af bly er 44 mg/kg TS.

Medianværdien er 37 mg/kg TS.

Variationskoefficient for alle 22 målinger på arealet er 16%.

Analyseusikkerheden ved 5 gentagne analyser på samme prøve $\pm 12\%$.

Variansen over arealet i forhold til analyseusikkerheden er ikke signifikant, og det antages derfor, at forureningen er ens.

Konfidensintervallet for gennemsnittet er 44 ± 6 mg/kg og jordkvalitetskriteriet er 40 mg/kg TS.

Det vil sige, at der i det aktuelle tilfælde skal måles på flere prøver, hvis det med 95 % sandsynlighed skal bevises, at forureningen enten overskrider eller er mindre end jordkvalitetskriteriet.

Feltmetoder vil typisk have en større analyseusikkerhed, men tillader, at der kan analyseres et større prøveantal. Det er således vigtigt, at de almindelige analytiske kvalitetsmål inddrages i resultatbehandlingen /ref. 7/. I rapporten om afprøvning af feltmetoder /ref. 2/ er anvendelse af deskriptiv statistik illustreret ved afprøvning af to feltmetoder. I bilag B beskrives statistikken for undersøgelsesresultater fra en tidligere undersøgelse på Østerbro i København /ref. 11/, og i bilag C vurderes de supplerende resultater for bly indsamlet i forbindelse med rapporten om afprøvning af feltmetoder /ref.2/.

Geostatistiske teknikker anvendes til at evaluere rumlig fordeling af data. Disse teknikker kan anvendes til følgende formål /ref. 9, 10, 12, 13/:

- At reducere prøvetagningsnettet (antal datapunkter).

- At skelne mellem sammenlignelige og ikke sammenlignelige data (outliers - data, som tilhører en anden population).
- At interpolere dataværdier i nabofelter, hvor der ikke foreligger målinger (kriging - en teknik med vægtede gennemsnit).

Geostatistiske teknikker beregner variansen, d.v.s. den statistiske forskel mellem dataværdier lokaliseret i forskellig afstand fra hinanden og alle data inden for en vis defineret afstand sammenlignes parvis.

Ved den geostatistiske vurdering skal der bl.a. bestemmes afstanden mellem prøvetagningspunkterne, om der bør anvendes symmetriske eller tilfældige prøvetagningsnet, og om der i en mindre del af undersøgelsesarealet bør udtages prøver tæt på hinanden. Især ved vurdering af forureningens geografiske fordeling er det vigtigt, at der udtages prøver med lille såvel som stor indbyrdes afstand. Herved kan det vurderes, hvorvidt variansen mellem målingerne stiger med afstanden. I rapporten over erfaringsopsamling og afklaring af kilder /ref. 2/ angives eksempler på anvendelse af geostatistiske teknikker.

Hvis der skal udføres en streng statistisk test, skal både den statistiske nulhypotese og den alternative hypotese defineres, og det skal sikres, at de data, der kan bruges til at bekræfte eller forkaste den nulhypotese. Hvis den mest sandsynlige hypotese vælges som alternativ hypotese, kræves færre data til at forkaste nulhypotesen.

Eksempel på en sandsynlig hypotese som alternativ hypotese.

Hvis der er forventning om, at blyniveauet overskrider jordkvalitetskriteriet (JKK), opstilles følgende hypoteser:

Nulhypotese $H_0: \mu \leq \text{JKK}$

Det sande gennemsnit (μ) er mindre end jordkvalitetskriteriet. Hypotesen er nem at afvise, idet alle data påpeger, at JKK overskrides, og den alternative hypotese accepteres på et relativt begrænset datagrundlag.

Alternativ hypotese $H_A: \mu \geq \text{JKK}$

Det sande gennemsnit (μ) overskrider jordkvalitetskriteriet.

Det er dog ikke altid hensigtsmæssigt at vælge den mest sandsynlige hypotese som alternativ hypotese, idet det er undersøgelsens formål og ambitionsniveau, som bør være bestemmende for valg af nulhypotese.

Eksempel på en sandsynlig hypotese som nulhypotese.

Hvis blyniveauet ikke overskrider jordkvalitetskriteriet (JKK), er der intet juridisk grundlag for at kortlægge arealet på vidensniveau 2, og arealet kan frit benyttes til følsom anvendelse. En fejlbeslutning har store økonomiske og sundhedsmæssige konsekvenser, hvorfor der skal fremføres afgørende beviser for, at jordkvalitetskriteriet ikke er overskredet for arealet som helhed, hvis nulhypotesen skal forkastes.

Der opstilles følgende hypoteser:

Nulhypotese $H_0: \mu \geq \text{JKK}$

Det sande gennemsnit (μ) overskrider jordkvalitetskriteriet. Der skal indsamles afgørende beviser for afvisning af hypotesen, før den alternative hypotese kan accepteres.

Alternativ hypotese $H_A: \mu \leq \text{JKK}$

Det sande gennemsnit (μ) er mindre end jordkvalitetskriteriet.

Ved statistiske tests skal der vælges med hvilken sandsynlighed, testen ønskes udført, f.eks. 95% sandsynlighed. Vejledning i statistiske prøvetagningsstrategier er angivet i /ref. 8, 9 og 10/.

Ved afvigelser fra det forventede statistiske resultat kan afvigende målepunkter evt. fjernes, og der kan foretages følsomhedsberegninger af konsekvenser. Afvigende punkter bør aldrig bare fjernes fra et datasæt, men bør være udgangspunkt for vurdering af konsekvenser for konklusioner og evt. behov for en supplerende dataindsamling.

Enkelte afvigende punkter vil normalt ikke påvirke medianværdien, men har betydning for middelværdien /ref. 7/. Ved identifikation af afvigende måledata bør det vurderes, om der er uoverensstemmelse med den forventede forureningsmodel, og hvorvidt ændringer i undersøgelsesstrategien er nødvendige for at opfylde undersøgelsesformålet, dvs. belyse de oprindelige spørgsmål/hypoteser.

En geostatistisk følsomhedsvurdering (estimering af koncentrationsniveau inden for arealet ved hjælp af semivariogrammer og krigging samt efterfølgende sammenligning med de målte data) kan også anvendes i forbindelse med tolkning af afvigende data.

2.7 Valg af analyseparametre og måleteknikker

2.7.1 Analyseparametre

Den historiske redegørelse og erfaringer fra andre undersøgelser af samme eller tilsvarende lokaliteter udgør hovedkilderne til viden om mulige forureningsparametre på en given lokalitet, jf. tabel 2.1

I rapporten over erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening /ref. 2/ er der redegjort for typisk kilder og forureningsparametre. Tidligere undersøgelser af diffus jordforurening har hovedsagelig fokuseret på tungmetaller, inkl. cadmium og kviksølv, men især bly samt olie og PAH. Disse er de meste kritiske parametre ved de fleste undersøgelser. Der kan dog være andre relevante parametre som cyanid, svovl, sulfat, PCB, phthalater, blødgørere og dioxiner, men disse er sjældent blevet undersøgt.

2.7.2 Indikatorparametre, feltteknikker og screeningsanalyser

Det kan være omkostningskrævende at analysere alle jordprøver for alle forureningsparametre. Som alternativ kan der analyseres et antal indikatorparametre, der belyser forureningsniveauet og – spredningsmønsteret over arealet. F.eks. kan bly anvendes som indikator for forurening fra trafikken. Som dokumentation for forureningsniveauet iht. myndighedskravene analyseres herefter et mindre antal repræsentative prøver for andre forureningsparametre ved hjælp af specifikke akkrediterede laboratorieanalyser /ref. 14, 15/.

Endvidere kan der anvendes screeningsanalyser, hvor en række stoffer analyseres på et semi-kvantitativt eller kvalitativt niveau, f.eks. GC-FID-screening for olieculbrinter, tjære og andre kulbrinter. Screeningsanalyserne er typisk mindre specifikke metoder med højere detektionsgrænser end de specifikke akkrediterede laboratorieanalyser /ref. 16/.

Det er dog nødvendigt at identificere, hvilke sammenhæng der er mellem indikatorparametre, feltmålinger, screeningsanalyser og de specifikke akkrediterede laboratorieanalyser, som anvendes som dokumentationsanalyser.

Anvendelse af indikatorparametre, feltmålinger og screeningsanalyser skal også opfylde de krav til dataindsamling, der er defineret i det statistiske og geostatistiske

design. Der er et behov for en statistisk vurdering af variationen mellem prøvetagningspunkterne, og dette betyder, at analyser med høj analyseusikkerhed (variation), d.v.s. feltmetoder ikke altid kan bruges. Imidlertid kan feltmetoder og andre parametre som geologi, tørstof, PID-målinger og organisk indhold (glødetab) give vigtige informationer om arealets inhomogenitet, som kan relateres til forureningsforholdene.

Feltmetoder anvendes ofte som screeningsanalyser. I håndbogen om feltmetoder /ref. 17/ er opstillet en oversigt over relevante feltmetoder i forhold til forureningsparametre. Et udsnit af tabellen vedr. parametre og metode som vurderes, som relevant for diffus forurening er gengivet i tabel 2.3.

Feltmetode og henvisning til datablade/ref. 14/	Metaller	CN	Benzin /Olie	PAH	Phthalat	PCB	DDT	Dioxin
Visuel bedømmelse DB-1	U-kval	U-kval	U-kval	U-kval				
Colorimetriske testkits DB-2	S-Semi	S-Semi						
Immunoassay DB-3	Hg S-Semi		F-Semi	F-Semi		F-Semi	F-Semi	F-Semi
EDXRF DB-4	S-kvant							
PID (headspace) DB-5			U-kval					
FID (headspace) DB-6			U-kval					
Felt-GC (headspace) DB-7			S-Semi					
Fluorimeter SoilScan DB-8			F-kval	F-kval				
HNU Hanby farvereaktioner DB-10			F-Semi			F-Semi		
Ekstraktfarve bedømmelse DB-11			U-kval	U-kval				
Petroflag SDI Test Kits DB-12			F-Semi					
Kviksølvdampe måler DB-16	S-Semi							
Dexsil Testkits DB-19						F-Semi		
Enviroil Testkit DB-20				F-Semi				
AccuSensor DB-21			F-Semi					

U: Uspecifik

F: Forureningsspecifik

S: Stofspecifik

Kval: Kvalitativ

Semi: Semi-kvantitative

Kvant: Kvantitative

Tabel 2.3 Oversigt over feltmetoder og forureningsparametre
Overview of field screening methods and pollutants

Som det ses af tabel 2.3, er de to teknikker af interesse ved analyse af henholdsvis metaller og organiske forbindelser, EDXRF og immunoassay.

En fordel ved at anvende immunoassays i stedet for laboratorieanalyser er, at der kan analyseres flere prøver inden for samme budget. En ulempe er dog, at analyseusikkerheden er større (f.eks. >25%) og nøjagtigheden væsentlig mindre (20 -70%) end ved laboratorieanalyser. Immunoassay for PAH og PCB er vurderet i rapporten om afprøvning af feltmetoder /ref. 3/.

Hvis inhomogeniteten over undersøgelsesarealet er endnu større end analyseusikkerheden, kan det alligevel være fordelagtigt at bruge feltmetoder til screening af forureningsniveauet. Resultaterne kan bruges til at vurdere, om

målepunkterne (med en vis sandsynlighed) ligger inden for et givent koncentrationsinterval. Immunoassay kan derfor bruges til screening af et større område i en indledende (fase 1) undersøgelse. En indledende vurdering af forureningsniveauet og den spatielle fordeling kan bruges til justering af det statistiske design i de supplerende fase 2-undersøgelser.

Om der er fordele ved at bruge immunoassay vil derfor være afhængig af prøveantal og størrelsen af det areal, som skal undersøges. Immunoassay kan også bruges til vurdering af, om der findes større arealer inden for undersøgelsesområdet med signifikant forskellige koncentrationer. Ambitionsniveauet for undersøgelsen (formålet) har også betydning, idet immunoassays tillader optimering af et detaljeret prøvetagningsprogram. Immunoassays vil dog sjældent være fordelagtigt ved mindre og mere enkle undersøgelsesprogrammer. Immunoassay-resultaterne kan ikke direkte sammenlignes med GC-MS-SIM-resultaterne, men kan bruges til optimering af prøvetagningen. Ved mindre undersøgelser eller undersøgelser, hvor koncentrationerne ændres inden for kort afstand (liniekilder langs vej), og hvor forureningens sammensætning skal identificeres og kvantificeres, er immunoassay uegnet. Immunoassay kan derimod anvendes til afgrænsning af forurenede arealer og ved estimering af forureningsniveauet over et større areal.

Til analyse af tungmetaller er EDXRF et udmærket værktøj, dog er detektionsgrænsen for visse metaller (As, Cd, Hg) forholdsvis høje, hvilket kan begrænse metodens anvendelighed. Analyseusikkerheden er lille (<15%) og nøjagtigheden 75 - 125 % ved koncentrationsniveauer på 100–500 mg/kg TS. Ved lave koncentrationer tæt på detektionsgrænsen er analysekvaliteten dog mindre god. EDXRF er vurderet i rapporten om afprøvning af feltmetoder / ref. 3/ og kan både anvendes til dokumentation af forureningsforhold suppleret med enkelte akkrediterede kontrolanalyser, og til screening. Ved at udføre kontrolanalyser på jordprøver (hvor EDXRF og ICP/AAS resultater sammenlignes) og kontrolmålinger på referencejord kan analysekvaliteten bestemmes. Vurderingen af analysekvaliteten kan anvendes til vurdering af data samt forureningens geografiske fordeling af over undersøgelsesarealet /ref. 7/.

Eksempel: Anvendelse af screeningsanalyser

Fase 1: Der foretages 100 PAH-immunoassay analyser (ca. 40.000 kr.), herunder 90 målinger af jordprøver med en indbyrdes afstand på 30 - 50 m og 5 målinger til vurdering af analyseusikkerheden. Herudover udføres to sæt af 5 målinger ved GC-MS-SIM på to delområder med forskellig indbyrdes afstand fra 1 - 5 m. 5 af disse prøver analyseres ligeledes ved immunoassay.

Immunoassay indikerer, at PAH-niveauet er jævnt fordelt i intervallet 2-20 mg/kg. Analyseusikkerheden ved immunoassay er $\pm 70\%$ og nøjagtighed i forhold til GC-MS-SIM er 20 - 80%. GC-MS-SIM-analyser indikerer en inhomogenitet på $\pm 150\%$. GC-analyserne indikerer desuden, at forureningssammensætningen i de to delområder er ens og typisk for atmosfærisk nedfald (emission fra forbrænding) /ref. 18/.

Fase 2: PAH-koncentrationsniveauet bekræftes ved yderligere 20 målinger med GC-MS-SIM med en indbyrdes afstand på ca. 20 - 150 m. Til vurdering af analyseusikkerheden for GC-MS-SIM analyser foretages herudover 5 gentagelser på to jordprøver.

I alt opnås oplysninger fra 130 punkter. Kun de 32 GC-MS-SIM-analyser anvendes i de endelige statistiske og geostatistiske vurderingen af forureningsniveauet over arealet. Immunoassay bruges til at forbedre beskrivelsen af forureningsmodellen samt ved optimering af det statistiske og geostatistiske design i fase 2. Ved at bruge GC-MS-SIM-analyser alene er der kun råd til at der måles på 75 punkter, men disse kan dog anvendes i to faser.

Alternativt kan immunoassay vise, at der er en tendens til højere PAH-indhold på den vestlige 3. del af området ved skellet til et industri kvarter. I dette tilfælde kan placeringen af prøvepunkter i fase 2 justeres til afprøvning af hypotesen om, at forureningen ikke er jævnt fordelt over hele området, men stammer fra et industri kvarter, dvs. koncentrationer aftager med afstanden.

2.7.3 Dokumentationsanalyser

Når myndighederne skal træffe afgørelser er det vigtigt, at beslutningsgrundlaget er troværdigt. Der skal derfor udføres et antal analyser, som så præcist som muligt angiver forureningsart og koncentration. Her tænkes på akkrediterede specifikt laboratorieanalyser /ref. 16/.

Tungmetaller

Laboratorieanalyser af metaller er baseret på, at metallerne ekstraheres fra jorden ved opvarmning i salpetersyre. Metallerne bliver således opløst i vand, og analyserne foretages herefter på den vandige opløsning. Analysen foretages på væskeekstrakt ved hjælp AAS (Atom Absorption Spektrometri) eller ved ICP-AES (Induktiv- koblet- plasma-atomemissionsspektrometri), hvor der måles ved de anbefalede bølgelængder for de udvalgte metaller. Ved ICP kan der analyseres for flere metaller i samme analysegang. Analyseusikkerheden er typisk mindre end 10% og nøjagtigheden 90 - 95%. For at opnå tilstrækkelige detektionsgrænser er det nødvendigt med specielteknikker til kviksølv, cadmium, arsen, nikkel og molybdæn, henholdsvis coldvapour-teknik ved AAS for kviksølv og grafitovn ved AAS for cadmium, arsen, nikkel og molybdæn. For de fleste metaller kan opnås væsentlig lavere detektionsgrænser ved grafitovnsteknik.

Meget ofte udgøres en diffus forurening med metaller af flere forskellige stoffer, f.eks. chrom, zink og cadmium fra stålværker, bly, kobber og zink fra trafik og vanadium, bly og antimon fra kulfyrede kraftværker. Derfor er det også ofte af interesse at kunne vurdere koncentrationsniveauet for flere metaller, og multi-element-teknikker som ICP og EDXRF kan anbefales.

Tungmetaller med relativt høje jordkvalitetskriterier i forhold til en lav naturlig baggrundskoncentration, f.eks. kobber og chrom, er sjældent problematiske som diffus forurening, til trods for at der ofte måles markant forhøjede værdier.

Anderledes forholder det sig med bly, nikkel, arsen, cadmium og kviksølv, hvor jordkvalitetskriterierne er tæt på baggrundsniveauerne. Forhøjede tungmetalkoncentrationer kan i visse tilfælde have en naturlig oprindelse.

Organiske Stoffer

Principperne for laboratorieanalyser af organiske forureninger er typisk baseret på GC-teknikker efter ekstraktion med et ekstraktionsmiddel. Ekstraktions- og GC-betingelserne er optimeret for de stoffer, der skal måles. Ved GC-FID identificeres stofferne ved sammenligning af retentionstiden iht. standardstoffer, og derfor kan stoffer med samme retentionstid interferere. GC-MS er mindre sårbar over for interferens fra andre stoffer og identifikationen er derfor mere sikre. Analyseusikkerheden er typisk 15 - 20% og nøjagtigheden 70-95%.

I de senere år har der været en stigende interesse for en nøjere vurdering af forureningssammensætningen, især de organiske parametre som PAH (tjære, olie, emission fra forbrænding) og olieprodukter /ref. 18, 19/. Naturlig forekomst af kulbrinter og PAH-lignende stoffer er ligeledes af interesse, idet disse kan stamme fra tørv, spagnum, organisk-holdige sedimenter m.v.

Olie- og tjæreforurening består altid af flere enkeltstoffer, og selv ved de mere specifikke analyser (GC-MS-SIM) identificeres og kvantificeres kun en mindre del af det totale indhold. I rapporten over statistisk bearbejdning af data over diffus jordforurening /ref. 6/ er det vist, at der er en klar sammenhæng mellem benzo(a)pyren (BaP) og total PAH samt med Miljøstyrelsens jordkvalitetskriteriet (sum af 7 PAH'er). BaP kan derfor anvendes som kriterium ved klassificering af

jord, mens de andre PAH'er og PAH-profilen kan anvendes til vurdering af forureningsart og -oprindelse. I tvivlstilfælde vil PAH-profilen også bekræfte, hvorvidt BaP-indholdet er realistisk.

Metoder til at skelne mellem naturlige kulbrinter og forureninger som olie og tjære, samt til at vurdere, om kilden til PAH-forureninger er pyrogen (forbrænding), petrogen (olie) eller biogen (naturligt), findes, men kræver detaljerede vurderinger af komponentsammensætning og komplicerede laboratorieteknikker som GC-MS-SIM /ref. 19, 20/.

2.8 Prøvetagnings- og analyseplan

En prøvetagnings- og analyseplan omfatter bl.a. beslutninger om:

- Antal prøver til analyser samt placering og dybde af prøvetagningspunkter
- Valg af analyseparametre og -teknikker, herunder fordeling på laboratorieanalyser og feltmålemetoder

Det kan anbefales at faseopdele dataindsamling, men dette kan dog undlades.

2.8.1 Afstand og antal af målepunkter

Afstanden mellem prøvetagningspunkterne er bestemmende for, hvor nøjagtigt koncentrationsniveauerne for området kan bestemmes. Hvis der ikke foreligger informationer om stoffets inhomogenitet i jorden samt om analyseusikkerheden, kan den optimale afstand og antal af prøvepunkter først bestemmes efter en indledende undersøgelse og databehandling, se fase 1 i figur 2.1.

Selv om det indledningsvis vælges at udtage prøverne i en større skala, f.eks. > 100 m, er det vigtigt også, at vurdere variationen mellem prøver med en mindre indbyrdes afstand. Ligeledes skal analysemetodens analyseusikkerhed vurderes ved at der udføres flere bestemmelser på de samme prøver.

Beslutning om, i hvilken skala prøvetagningsnettet skal udføres, bør baseres på den forventede forureningsspredning over arealet. Den historiske redegørelse, erfaringer vedrørende typiske belastningsniveauer langs veje, OML-beregninger, vindretninger, topografi samt det forventede baggrundsniveau er blandt de mange oplysninger, som kan benyttes ved vurderingen af størrelsen af det påvirkede areal samt den forventelige variation i forureningsniveauet.

2.8.2 Prøvetagningsnet iht. forureningsmodellen

Hvis forureningsmodellen, jf. 2.4, indikerer, at en forureningsfane kan forventes i en vis retning (nedfalds- eller liniemodell), er det selvfølgelig nødvendigt, at der udtages prøver både inden for og uden for fanen, således at dens udbredelse kan kortlægges.

Ved en jævn belastning (overflademodell, bidragsmodell) skal der udtages det antal prøver, der anses for tilstrækkeligt, for at kunne vurdere variationen over hele området. Antallet af prøver er dels bestemt af ambitionsniveauet og dels af den "naturlige" variation i jorden. Hvorvidt antallet af prøverne er tilstrækkeligt til at beskrive forureningsniveauet kan først vurderes statistisk, når der er foretaget en beregning af variationen og analyseusikkerheden for de indledende data fra fase 1.

Eksempel: Prøvetagningsnet

Nedfaldsmodellen medfører ofte en forureningsudstrækning på mindst 1000 m og af koncentrationerne aftager med afstanden til kilden.

Liniemodellen har en væsentlig mindre forureningsudstrækning, under 50 m, men koncentrationerne aftager ligeledes med afstanden til kilden.

Overflademodellen forudsætter en ensartet belastning over arealet.

Bidragsmodellen forudsætter, at de mange bidrag tilsammen udgør et ensartet niveau, men at de enkelte stikprøver udviser en større variation i både koncentration og forureningsparametre.

Fyldjordsmodellen kan forventes at udvise endnu større variation mellem de enkelte stikprøver.

2.8.3 Prøvetagningsdybden

De fleste former for diffus jordforurening (nedfaldsmodel, liniemodell og overflademodell) findes i jordoverfladen, og forureningen er i værste fald blandet ned til plovdybden. Jordforureningen er ofte størst i de øverste 0 - 20 cm jord, og aftager derefter i styrken (gælder dog ikke i opfyldte områder og for bidragsmodellen og kulturlag).

Ved kortlægning af diffust forurenede jord er det, i forbindelse med en risikovurdering, jordoverfladen, der er mest kritisk, idet det primært er arealanvendelsen, der skal sikres. Ved nedfald af luftbåren forurening vil jordoverfladen, inkl. græstørv, være belastet. Det kan derfor forventes, at forureningen i de øverste 0–5 cm vil være større end de underliggende lag. Der er dog problemer forbundet med prøvetagning af jorden i det øverste vækstlag, hvorfor der kan også vælges at udtage jordprøver fra jordlag under græstørv i 2-10 cm dybde, som antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.

Det anbefales, at jordprøverne udtages i uberørt jord. Dette gælder navnlig jordprøver, der udtages i dybdeintervallet 0-5 cm. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves, og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer og ikke-dyrket jord.

Ved vurdering af diffust forurenede arealer er det vigtigt, at vurdere om forureningen aftager med dybden (nedfaldsmodell, liniemodell og overflademodell), hvorfor der skal udtages jordprøver i forskellige dybder. Dybdemæssige betragtninger er desuden af interesse, hvis jorden skal bortskaffes.

For områder, hvor der er foretaget terrænregulering med fyldjord, kan der være tilkøbt forurenede jord. Der kan være tale om få eller mange læs forurenede jord af varierende sammensætning. Dette kan medføre stor variation mellem de indbyrdes målepunkter samt over dybden. Prøvetagnings- og analyseplaner kan ikke belyse forureningsniveauet på et sådant areal som helhed, men kan såfremt prøvetagningsnettet er tilstrækkeligt tæt, evt. bekræfte hypotesen om, at forureningen skyldes tilfældige forurenede jordlæs,.

Ved anlægsarbejder udføres ofte større jordflytninger, blandt andet er jord langs veje ofte fyldjord.

2.8.4 Blandeprøver

Ved opstilling af en prøvetagnings- og analyseplan er det væsentligt at overveje, om prøverne skal udtages som blandeprøver eller som stikprøver.

Ved blanding af flere delprøver fås en prøve, som repræsenterer gennemsnittet for de sammenstukne prøver. Blandeprøver er udmærkede, hvis man kun er interesseret i en gennemsnitsværdi.

Fordelen ved blanding af stikprøver er, at analyseomkostningerne kan reduceres, mens resultaterne stadig vil være repræsentative for et større jordvolumen. Blanding af prøver foretages derfor ofte ved vurdering af jordbunker, hvor den spatielle sammenhæng mellem prøvernes placering i det oprindelig jordlag og forureningsniveauet er gået tabt, fordi jorden allerede er opblandet.

Til klassifikation af jord anvendes typisk blandeprøver sammenstukket af fem stikprøver /ref. 15/. Resultaterne anvendes til beregning af gennemsnittet for jordbunken i forhold til en grænseværdi, der højest må overskrides med 50% /ref. 15/. Der foretages naturligvis ikke blanding af stikprøver, hvis der er tale om flygtige stoffer.

Blanding af stikprøver er mindre hensigtsmæssig, hvis resultatet skal bruges til sortering af jord i bunker efter forskellige koncentrationsniveauer, eller til vurdering af jordforureningen i det oprindelig jordlag. I sådanne tilfælde skal prøverne kun blandes, hvis de forventes at være repræsentative for en sammenhængende forurening. Det vil sige, at prøver fra forskellige geologiske lag og dybder ikke bør blandes.

Ved vurdering af diffus jordforurening skal der etableres en indbyrdes og statistisk velfunderet relation mellem alle punktmålinger i området, jf. afsnit 2.1. Det er således vigtigt at vurdere både den indbyrdes variation mellem prøver udtaget tæt på hinanden og med større afstand. Det er derfor ikke ønskeligt, at prøver fra forskellige punkter blandes. Blanding af prøver kan dog evt. anvendes med henblik på at reducere analyseomkostningerne i en indledende vurdering af den spatielle fordeling af forureningen over større arealer med henblik på at identificere delområder, som kræver større opmærksomhed.

Endvidere er det ofte blevet forslået, at blande flere delprøver fra et mindre areal (f.eks. 1 m²) med henblik på at skabe én prøve, som er mere repræsentativ (gennemsnitsværdi) for prøvetagningspunktet end de enkelte stikprøver. Dette betyder bl.a., at en enkelt delprøve med højt forureningsindhold ikke kan identificeres som afvigende (outliers), hvilket kan påvirke den statistiske behandling. Hvis koncentrationer i delprøver alligevel er sammenlignelige, er der ingen fordel i at blande prøverne, idet det ikke giver nogen økonomisk fordel og samtidigt er en meget tidskrævende proces.

Derimod kan det i prøvetagningspunkter, hvor der alligevel er sket opblanding/ behandling af jord, f.eks. i dyrkede bede, overvejes at lave en blandeprøve af 3-5 delprøver for at sikre, at prøven er repræsentativ for feltet og at der ikke er sket en fortynding af forureningen.

Det skal dog bemærkes, at blanding af jordprøver kræver standardiserede teknikker og udstyr.

2.9 Databehandling og rapportering

Undersøgelsen rapporteres i en datarapport og resultaterne beskrives statistisk.

Ved databehandlingen vurderes der, om hypoteserne vedrørende forureningsforhold kan dokumenteres. Der foretages databehandling af de enkelte prøvetagningsfelter, for delområder og for undersøgelsesarealet som helhed. Med henblik på visualisering af koncentrationsniveauerne foretages der en geostatistisk vurdering af forureningsniveauerne over hele undersøgelsesarealet. Data fra den historiske redegørelse og evt. tidligere data indarbejdes i databehandlingen.

Der vurderes ,om der er behov for yderligere undersøgelser (f.eks. en fase 2 eller 3, jf. figur 2.1).

I bilag D er der opstillet et teoretisk eksempel på sammenhængen mellem dataindsamling, hypoteser og databehandling.

3 Forslag til undersøgelsesprogrammer

For de 5 forureningsmodeller er der i de efterfølgende afsnit skitseret aspekter, som bør overvejes som led i opstillingen af undersøgelsesprogrammer.

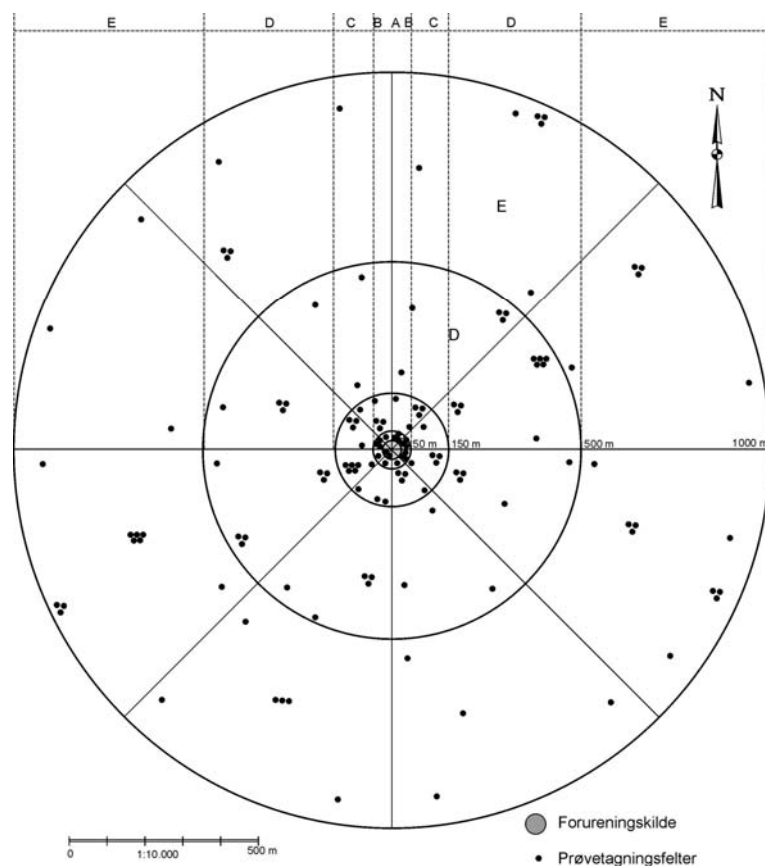
3.1 Nedfaldsmodel

Ved opstilling af en nedfaldsmodel forventes det, at forureningsniveauet i de terrænnære jordlag aftager med afstanden fra forureningskilden. Det forureningspåvirkede areal kan forventes at strække sig fra 100 m til 10 km, alt afhængig af historik vedrørende kildetype, kildestyrke, skorstenshøje, produktionsperiode m.v. En typisk undersøgelsesafstand vil være mindst 1000 m i alle retninger fra forureningskilden. Det vil forventes, at arealet nedstrøms den fremherskende vindretning vil være mere belastet end arealet opstrøms, og det forventes, at jordforureningen aftager i dybden. Endvidere kan topografi og nedbør påvirke omfanget af nedfaldsarealer for luftbåren forurening fra punktkilder. Ligeledes kan produktionsforhold som driftstemperatur, røgrensning, røgpartikelstørrelse m.v. have indflydelse på forureningsmængder og afstand for nedfaldsarealet.

For vurdering af jordforureningen opdeles det forureningspåvirkede areal i forskellige delområder i forskellige afstande (A-E) og retninger (N-NØ, NØ-Ø, Ø-SØ, SØ-Ø, Ø-SV, SV-V, V-NV, NV-N) fra forureningskilden. F.eks.:

- A. Inden for skellet
- B. 0 - 50 m fra skellet
- C. 50 - 150 m
- D. 150 - 500 m
- E. 500 - 1000 m

Delområder opdelt i henhold til afstande og retningen er illustreret i figur 3.1.



Figur 3.1 Forslag til delområder og prøvetagningsfelter for nedfaldsmodel
Proposal for subdivision of investigation area and sampling zones for deposition model

Der kan forventes jordforurening i følgende dybder:

- I 0 - 5 cm Jordoverfladen inkl. græstørv. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer og ikke-dyrket jord.
- II 2 - 10 cm Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
- III 20 - 30 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- IV 45 - 55 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- V 95 - 105 cm Til afgrænsning af forurening.

Forureningsmodellen indikerer, at forureningsniveauet inden for et delområde (A-N-NØ; A-NØ-Ø, ...E-S-SV m.v.) er sammenligneligt (ens). Det vil sige, at indholdet i jordprøver fra samme dybde i hvert enkelt delområde bør være repræsenteret af en gennemsnitsværdi, en medianværdi, en variationskoefficient og et konfidensinterval for den sande gennemsnitsværdi.

Skiftende vindretning og eventuelle ændringer i skorstenhøjde og placering gennem tiden kan betyde, at der vil kunne forventes målbare ændringer i forureningsniveauerne over en afstand på flere hundrede meter.

Der udpeges et antal prøvetagningsfelter af ca. 100 m² i forskellig afstand og retning fra forureningskilden i hvert delområde (A-N-NØ; A-NØ-Ø, ...E-S-SV m.v.). Forureningsniveauet i et prøvetagningsfelt antages at være sammenligneligt (på samme niveau). Derfor undersøges udvalgte prøvetagningsfelter intensivt, mens andre felter kan screenes ved et mindre antal prøvetagningspunkter. De prøvetagningsfelter, som undersøges intensivt, forventes at være repræsentative for delområder i samme afstand, retning og dybde fra kilden.

Prøvetagningsfelterne placeres med forskellig indbyrdes afstand inden for delområdet, jf. figur 3.1. I hvert prøvetagningsfelt udtages jordprøver fra ca. 2 - 5 punkter i forskellig dybde. Jordprøverne udtages i forskellig indbyrdes afstand inden for prøvetagningsfeltet (f.eks. 1, 2, 4, 6 og 10 m). Der udtages hovedsageligt prøver fra 2-10 cm's dybde, men også fra andre dybder.

Prøverne udtages som stikprøver, jf. afsnit 2.8.4. Den indbyrdes variation mellem prøver udtaget tæt på hinanden (1-10 m) og prøver udtaget ved større afstand (20-500 m) anvendes i databehandlingen til at vurdere, om prøver fra forskellige områder er forskellige fra hinanden.

Gennemsnit, median, standardafvigelse, variationskoefficient og konfidensinterval kan beregnes for hvert prøvetagningsfelt eller for grupper af prøvetagningsfelter, f.eks. prøvetagningsfelter i samme afstand og/eller retning fra forureningskilden. Prøvetagningsfelter kan sammenlignes, og det kan vurderes, hvorvidt koncentrationsniveauer udviser signifikante forskelle, og om disse forskelle kan relateres til afstand eller retning fra forureningskilden, eller til dybden.

Der testes, om forureningsniveau inden for samme afstand og retning fra forureningskilden er sammenlignelig, f.eks. om variansen mellem målingerne er af samme størrelse som analyseusikkerheden. Der testes endvidere, om forureningsniveauet i prøvetagningsfelter i forskellig afstand og retning fra forureningskilden er forskellig, og om forureningsniveauet i prøver fra forskellige dybder inden for samme prøvetagningsfelt ligeledes er forskellige.

Analyseparametre vælges primært på grundlag af den historisk redegørelse og forventede emission fra punktkilden. Der udvælges en række indikatorparametre og felt- eller screeningsanalyser med henblik på en reducere af analyseomkostninger. Der foretages dog en vurdering af analyseusikkerheden for indikatorparametrene ved udførelse af dobbeltbestemmelse på delprøver fra samme homogeniserede jordprøve, samt ved sammenligning med akkrediterede analyser. Der vælges analyseteknikker og parametre, som vil kunne bruges til dokumentation af jordforureningsniveauer i forhold til jordkvalitetskriterier og afskæringskriterier.

Der etableres en prøvetagnings- og analyseplan, som skal sikre, at der skabes den nødvendige sammenhæng mellem felt- og screeningsanalyser og dokumentationsanalyser samt opfylder de krav til dataindsamling, som er defineret i det statistiske og geostatistiske design, der belyser de opstillede hypoteser vedrørende den diffuse jordforurening.

Som minimum udtages prøver fra 3-5 punkter i 2 prøvetagningsfelter på 100 m² fra hvert afstandsinterval og i den retning, der har interesse, dog som minimum 30 prøver. F.eks. udtages prøver ved 4 afstandsintervaller og to retninger, i alt 48 prøver.

Den statistiske behandling vil belyse, om de opstillede hypoteser kan bekræftes på basis af de indsamlede data, eller om der er behov for supplerende dataindsamling (eller ændringer af hypotesen).

I tabel 3.1 opstilles forslag (ikke udtømmende) til elementer i undersøgelsesstrategien.

Nedfaldsmodel	
Historik og arealafgrænsning	Historik Afstand fra punktkilde OML beregninger

	Fremherskende vindretninger Topografi Industriudvikling Arealafgrænsning
Forureningsmodel	Skala fra 100 m - 10 km Forurening aftager med afstanden fra kilden
Hypoteser	Forureningsniveauet aftager med afstanden fra punktkilden. Forureningsniveauet er uafhængig af afstanden til punktkilden. Forureningsniveauet er det samme som baggrundsniveau uden for punktkildens nedfaldsområde. Forureningsniveauet aftager med dybden. Forurenings sammensætningen er i overensstemmelse med den forventede emission fra punktkilden. Jordkvalitetskriterier overskrides inden for en given afstand fra kilden.
Statistisk og geostatistisk design	Deskriptiv statistik: Gennemsnit for delområder og sammenligning af delområder, analyseusikkerhed og konfidensinterval for gennemsnit, sammenligning af forureningsniveau med jordkvalitetskriterier. Geostatistisk behandling af data og visualisering af forureningsniveauer over undersøgelsesområdet
Analyseparametre	Typiske parametre: PAH, tungmetaller (Pb, Cd, Cu, Zn, Ni, evt. V, Sb), PCB, Dioxiner
Indikatorparametre	Pb, Cu, Zn, PAH
Feltmålinger og screeningsanalyser	Immunassay-PAH* GC/FID screening EDXRF (Cu, Cr, Pb, Ni, As, Zn) Geologi PID Tørstof Glødetab
Dokumentationsanalyser	GC-MS-SIM: Ved en del af analyser kan der analyseres for MST 7 PAH, i andre prøver for 16-17 eller flere PAH. For et antal prøver evalueres PAH sammensætningen. EDXRF + 10% kontrolanalyser med ICP eller AAS samt for Cd, V, Sb
Prøvetagnings- og analyseplan	Prøvetagningsnet på 1-10 og 50-500 m's afstand. Prøvetagningsdybder: 0-5 cm, 2-10, 20-30, 45-55 og 95-105 cm, dog mest 2-10 cm med mindre der er tale om ny muldjord. Der anbefales en indledende undersøgelse (fase1) med et prøvetagningsnet med stor afstand mellem punkterne og et tættere net i delområder, f.eks. nær forureningskilden. Hypoteser om forureningsforhold revideres og afprøves i fase 2.
Databehandling og rapportering	Data fra prøvetagningsfelter og delområder vurderes ved hjælp af de statistiske værktøjer og iht. de opstillede hypoteser mhp. bevisførelse.

*niveauangivende

Tabel 3.1 Undersøgellesprogram for nedfaldsmodel
Investigation programme in connection with deposition model

3.2 Liniemodel

Ved opstilling af en liniemodel forventes det, at forureningen aftager med afstanden fra vejen, og at det forureningspåvirkede areal strækker sig fra 0 til mindst 30 m fra vejrabatten. Det forventes, at jordforureningen aftager i dybden.

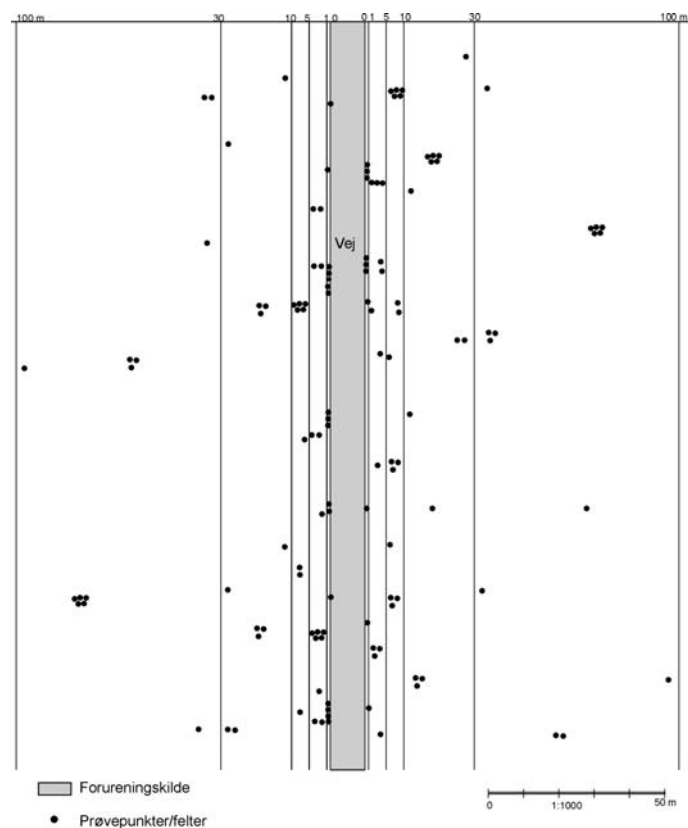
Der bør indsamles supplerende oplysninger om topografi, anlægsaktiviteter (årstal, jordfyld), afledning af vejvand, vejprofil (bredde, støjvold, vejgrøft), vejalder/tracé, omgivelser (fortov, cykelsti, græsplæne, afstand til boligbebyggelse, trafikmålinger som årsgøntrafik, typisk trafikhastighed, antal af køretøjer og fordeling på typer, placering af veikryds, meteorologiske oplysninger om vindforhold og

nedbørmængder, samt om evt. andre kilder, herunder punktfureningskilder i området.

For vurdering af forureningen opdeles det forureningspåvirkede areal i forskellige afstandsintervaller fra den asfalterede vejkant.

- A 0 - 2 m
- B 2 - 5 m
- C 5 - 10 m
- D 10 - 30 m
- E 30 - 100 m

Delområder opdelt i henhold til afstand er illustreret i figur 3.2.



Figur 3.2 Forslag til delområder og prøvetagningsfelter for liniemodell
Proposal for subdivision of investigation area and sampling zones for line model.

Der kan forventes jordforurening i følgende dybder:

- I 0 - 5 cm Jordoverfladen inkl. græstørv. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer, ikke-dyrket jord.
- II 2 - 10 cm Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
- III 20 - 30 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- IV 45 - 55 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- V 95 - 105cm Anvendes til afgrænsning.

Forureningsmodellen indikerer, at forureningsniveauet inden for et delområde (A-E) er sammenligneligt (ens). Det vil sige, at indholdet i jordprøver fra samme dybde i hvert delområde bør være repræsenteret af en gennemsnitsværdi, en medianværdi, en variationskoefficient og et konfidensinterval for den sande gennemsnitsværdi.

Der udpeges et antal prøvetagningsfelter på ca. 4 m² i hvert delområde (A-E). De trafikale forhold langs testarealet er ens, og derfor forureningsniveauet langs vejstrækningen forventes at være ens. Prøvetagningsfelterne placeres i forskellig afstand på begge sider af vejen. Tæt på vejstrækningen forventes ændringerne i forureningsniveauerne at være målbare over afstande på få m, hvorfor udvalgte prøvetagningsfelter undersøges intensivt tæt på vejen, mens andre prøvetagningsfelter screenes med et mindre antal prøvetagningspunkter. De prøvetagningsfelter, som undersøges intensivt, forventes at være repræsentative for delområder i samme afstand og dybde.

Prøvetagningsfelterne placeres med forskellig indbyrdes afstand inden for delområdet, jf. figur 3.2. Der udtages jordprøver fra ca. 2-5 punkter og i forskellig dybde i hvert prøvetagningsfelt. Jordprøverne udtages med forskellig indbyrdes afstand inden for prøvetagningsfeltet (f.eks. 0,5, 0,7, 1, 1,5, 2 m). Der udtages hovedsageligt prøver fra 2-10 cm's dybde, men også fra andre dybder.

Prøverne udtages som stikprøver, jf. afsnit 2.8.4. Den indbyrdes variation mellem prøver udtaget tæt på hinanden (1-2 m) og prøver udtaget ved større afstand (5-30 m) anvendes i databehandling til at vurdere, om prøver fra forskellige områder er forskellige fra hinanden.

Gennemsnit, standardafvigelse, variationskoefficient og konfidensinterval kan beregnes for hver prøvetagningsfelt eller for grupper af prøvetagningsfelter, f.eks. prøvetagningsfelter i samme afstand fra vejen. Prøvetagningsfelter kan sammenlignes, og det kan vurderes, hvorvidt koncentrationsniveauer udviser signifikante forskelle, og om disse forskelle kan relateres til afstanden fra vejen og til dybden.

Det testes, om forureningsniveauet ved samme afstande fra asfaltvejkant er sammenlignelige, f.eks. om variansen mellem prøvepunkterne er af samme størrelse som analyseusikkerheden. Det testes, om forureningsniveauet i prøvetagningsfelter i forskellig afstand og retning fra vejen er forskellige. Det testes, om forureningsniveauet i prøver fra forskellige dybder inden for samme prøvetagningsfelt er forskellige.

Analyseparametre er beskrevet i tabel 3.2 og forventes som minimum at omfatte bly og andre tungmetaller, PAH'er og olie. Ikke alle parametre måles i alle jordprøver, idet der anvendes indikatorparametre. Et mindre antal jordprøver screenes for flere parametre.

Der foretages en vurdering af analyseusikkerheden for indikatorparametrene. Dette gøres ved udførelse af dobbeltbestemmelser på delprøver fra samme homogeniserede jordprøve samt ved sammenligning med akkrediterede analyser.

Der udvælges en række indikatorparametre og felt- eller screeningsanalyser med henblik på reducere af analyseomkostninger. Der vælges analyseteknikker og parametre, som vil kunne bruges til dokumentation af jordforureningsniveauer i forhold til jordkvalitets- og afskæringskriterier. Der etableres en prøvetagnings- og analyseplan, som skal sikre at der skabes den nødvendige sammenhæng mellem felt-, screenings- og dokumentationsanalyser samt opfylder de krav til dataindsamling, som er defineret i det statistiske og geostatistiske design, der belyser de opstillede hypoteser vedrørende den diffuse jordforurening.

Som minimum udtages prøver fra 3-5 punkter i 2 prøvetagningsfelter på 10 m² i hvert afstandsinterval, dog minimum 30 prøver. F.eks. ved 5 afstandsintervaller, i alt 30 prøver.

Den statistiske behandling vil belyse, om de opstillede hypoteser kan bekræftes på basis af de indsamlede data, eller om der er behov for supplerende dataindsamling (eller ændringer af hypotesen).

I tabel 3.2 opstilles forslag (ikke udtømmende) til elementer i undersøgelsesstrategien.

Liniemodell	
Historik og arealafgrænsning	Historik Afstand fra veje m.v. Trafiktal Aflæsning af vejvand Vejkonstruktionen Jernbaneanlæg Fremherskende vindretninger Topografi Arealafgrænsning
Forureningsmodel	Skala fra 0,5 m - 100 m Forurening aftager med afstanden fra kilden
Hypoteser	Forureningsniveauet aftager med afstanden fra liniekilden. Forureningsniveauet er uafhængigt af afstanden til liniekilden. Forureningsniveauet er det samme som baggrundsniveauet. Forureningsniveauet aftager med dybden. Jordkvalitetskriterier overskrides. Forurenings sammensætningen er i overensstemmelse med den forventede emission fra trafikken.
Statistisk og geostatistisk design	Deskriptiv statistik: Gennemsnit for delområder og sammenligning af delområder, analyseusikkerhed og konfidensinterval for gennemsnit, sammenligning af forureningsniveau med jordkvalitetskriterier. Geostatistisk behandling af data og visualisering af forureningsniveauer over undersøgelsesområdet.
Analyseparametre	Typiske parametre: PAH Olie Pb, Cu, Zn, andre tungmetaller, Phthalater Asbest ?(analyseteknisk problemer) Cyanid ?(i vejmateriale, men ikke forventeligt i jorden)
Indikatorparametre	Pb
Feltmålinger og screeningsanalyser	GC/FID screening EDXRF (Cu, Cr, Pb, Ni, As, Zn) Geologi PID Tørstof Glødetab
Dokumentationsanalyser	GC/FID olie GC-MS-SIM: BTEX, PAH En del prøver kan analyseres for MST 7 PAH, andre for flere PAH. For et antal prøver evalueres PAH-sammensætning og oliekulbrinter. EDXRF + 10 % kontrolanalyser med ICP eller AAS samt evt. for Cd, V, Sb
Prøvetagnings- og analyseplan	Prøvetagningsnet på 1-4 og 5-100 m's afstand Prøvetagningsdybder: 0-5 cm, 2-10, 20-30, 45-55 og 95-105 cm, dog mest i 2-10 cm, med mindre der er tale om ny muldjord.
Databehandling og rapportering	Data fra prøvetagningsfelter og delområder vurderes ved hjælp af de statistiske værktøjer og iht. de opstillede hypoteser mhp. bevisførelse.

Tabel 3.2 Undersøgellesprogram for liniemodell
Investigation programme in connection with line model

3.3 Overfaldsmodell

Ved opstilling af en overflademodell forventes vil det, at jordforureningen er jævnt fordelt over området, og at forureningen aftager i dybden.

Der bør indsamle supplerende oplysninger om arealanvendelse samt om hvornår og hvor meget materiale, der er udlagt over arealet.

Der kan forventes jordforurening i følgende dybder:

- I 0 - 5 cm Jordoverfladen inkl. græstørv. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer og ikke-dyrket jord.
- II 2 - 10 cm Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
- III 20 - 30 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- IV 45 - 55 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- V 95 - 105 cm Anvendes til afgrænsning.

Forureningsmodellen indikerer, at forureningsniveauet er sammenligneligt (ens) over arealet. Det vil sige, at indholdet i jordprøverne bør kunne repræsenteres af samme gennemsnitsværdi, medianværdi, variationskoefficient og konfidensinterval.

Der udpeges et antal prøvetagningsfelter på hver 100 m². Prøvetagningsfelterne placeres ved forskellige indbyrdes afstand inden for arealet. I hver prøvetagningsfelt udtages jordprøver med forskellige indbyrdes afstand (f.eks. 1, 2, 4, 10 m) fra ca. 2-5 punkter og ved forskellige dybder.

Prøverne udtages som stikprøver, jf. afsnit 2.8.4. Den indbyrdes variation mellem prøverne udtages tæt på hinanden (1-10 m) samt med større afstand (20-500 m), anvendes i databehandling til at vurdere om prøverne fra forskellige områder er forskellige fra hinanden.

Gennemsnit, standardafvigelse, variationskoefficient og konfidensinterval kan beregnes for hvert prøvetagningsfelt eller for grupper af prøvetagningsfelter. Prøvetagningsfelter kan sammenlignes, og det kan vurderes, hvorvidt koncentrationsniveauer udviser signifikante forskelle.

Det testes, om forureningsniveauet er ens over arealet, dvs. om variansen mellem prøvepunkterne er af samme størrelse som analyseusikkerheden. Det testes, om forureningsniveauet i prøvetagningsfelter i forskellig afstand og retning er forskellige og det testes, om forureningsniveauet i prøver fra forskellige dybder inden for samme prøvetagningsfelt er forskellige.

Analyseparametre vælges primært på grundlag af den historiske redegørelse og den forventede belastning. Typiske måleparametre er beskrevet i tabel 3.3. Der udvælges en række indikatorparametre og felt- eller screeningsanalyser med henblik på reducere af analyseomkostningerne. Ikke alle parametre måles i alle jordprøver, men et mindre antal jordprøver screenes for flere parametre.

Der foretages dog vurdering af analyseusikkerheden for indikatorparametrene ved udførelse af dobbeltbestemmelse på delprøver fra samme homogeniserede jordprøve, samt ved sammenligning med akkrediterede analyser.

Der vælges analyseteknikker og parametre, som vil kunne anvendes til dokumentation af jordforureningsniveauer i forhold til jordkvalitets- og afskæringskriterier.

Der etableres en prøvetagnings- og analyseplan, som skal sikre, at der skabes den nødvendige sammenhæng mellem felt- og screenings- og dokumentationsanalyser samt opfylder de krav til dataindsamling, som er defineret i det statistiske og geostatistiske design, der belyser de opstillede hypoteser vedrørende den diffuse jordforurening.

Som minimum udtages prøver fra 3-5 punkter i 5 prøvetagningsfelter på 100 m², dog minimum 30 prøver.

Den statistiske behandling vil belyse, om de opstillede hypoteser kan bekræftes på basis af de indsamlede data, eller om der er behov for supplerende dataindsamling (eller ændringer af hypotesen).

I tabel 3.3 opstilles forslag (ikke udtømmende) til elementer i undersøgelsesstrategien.

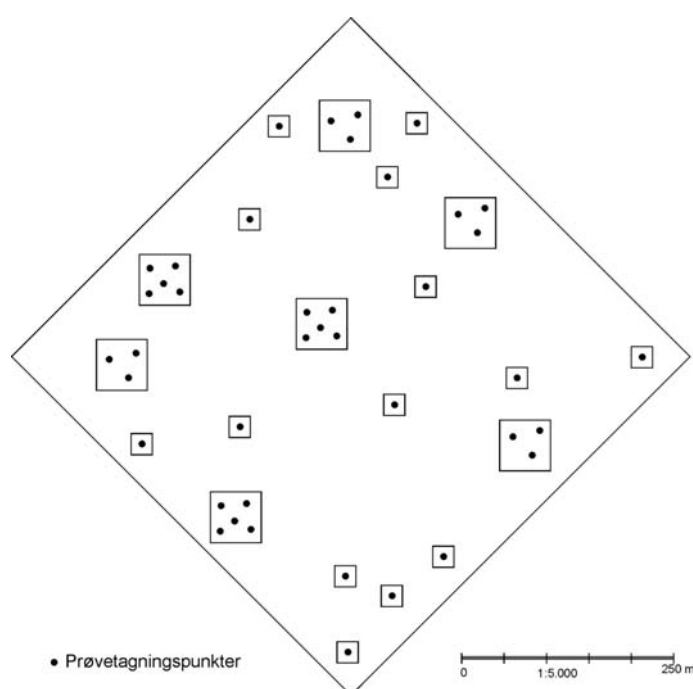
Overflademodel	
Historik og arealafgrænsning	Historik Arealafgrænsning
Forureningsmodel	Skala fra 10 m - 500 m Forurening er ens over arealet og aftager med dybden
Hypoteser	Forureningsniveauet aftager med dybden. Forureningsniveauet er det samme over hele areal. Jordkvalitetskriterier overskrides. Forurenings sammensætningen er i overensstemmelse med historik vedrørende udlægning.
Statistisk og geostatistisk design	Deskriptiv statistik: Gennemsnit og median for arealet, Analyseusikkerhed og konfidensinterval for gennemsnit, sammenligning af forureningsniveau med jordkvalitetskriterier. Geostatistisk behandling af data og visualisering af forureningsniveauer over undersøgelsesområdet.
Analyseparametre	Typiske parametre: PAH, phthalater, PCB, blødgørere Olie Pb, Cu, Zn, andre tungmetaller, cyanid (i myremalm), sulfat
Indikatorparametre	Pb
Feltmålinger og screeningsanalyser	GC/FID EDXRF (Cu, Cr, Pb, Ni, As, Zn) Geologi PID Tørstof Glødetab
Dokumentationsanalyser	GC/FID olie GC-MS-SIM: BTEX, PAH En del af prøver kan analyseres for MST 7 PAH, andre for flere PAH. For et antal prøver evalueres PAH sammensætning og oliekulbrinter EDXRF + 10 % kontrolanalyser med ICP eller AAS.
Prøvetagnings- og analyseplan	Prøvetagningsnet på 1-10 og 10- 500 m's afstand Prøvetagningsdybder: 0-5 cm, 2-10, 20-30, 45-55 og 95-105 cm, dog mest 2-10 cm med mindre der er tale om ny muldjord.
Databehandling og rapportering	Data fra prøvetagningsfelter og delområder vurderes ved hjælp af de statistiske værktøjer iht. de opstillede hypoteser mhp. bevisførelse.

Tabel 3.3 Undersøgelsesprogram for overflademodel
Investigation programme in connection with surface addition model

3.4 Bidragsmodel

Ved opstilling af en bidragsmodel forventes det, at den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning af topjorden i hele området. Det forventes, at jorden i gamle byområder er belastet af mange små bidrag gennem årene og at forureningsniveauerne her er større end med i boligområder uden for bymidten. Det forventes, at forureningsparametre er tungmetaller, PAH, dioxiner, PCB og olie. Der bør indsamles supplerende data om topografi, anlægsarbejder (jordfyld), infrastruktur (vejnet, jernbane), potentielle forureningskilder, lokale industrier, arealanvendelse samt den historiske udvikling for bydelen, m.v. Det vurderes, om der skal undersøges for andre forureningsparametre end tungmetaller, PAH, dioxiner, PCB og olie.

Ved vurdering af forureningen, opdeles det forureningspåvirkede areal i tilfældige prøvetagningsfelter, jf. figur 3.3.



Figur 3.3 Forslag over prøvetagningsfelter for bidragsmodel
Proposal for sampling zones for the contribution model

Der kan forventes jordforurening i følgende dybder:

- | | | |
|-----|-------------|---|
| I | 2 - 10 cm | Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt. |
| II | 20 - 30 cm | Repræsenterer anvendelsesdybden. |
| III | 45 - 55 cm | Repræsenterer anvendelsesdybden. |
| IV | 95 - 105 cm | Anvendes til afgrænsning. |

Forureningsmodellen indikerer, at forureningsniveauet bør være varierende, men sammenligneligt (ens). Det vil sige, at indholdet i jordprøverne fra alle prøvetagningsfelter kan repræsenteres af samme gennemsnitsværdi, medianværdi, variationskoefficient og konfidensinterval.

Der udpeges et antal prøvetagningsfelter på hver 100 m². Prøvetagningsfelterne placeres med forskellig indbyrdes afstand inden for området. I hvert

prøvetagningsfelt udtages jordprøver fra ca. 2-5 punkter i forskellige dybder. Jordprøverne udtages med forskellig indbyrdes afstand inden for prøvetagningsfeltet (f.eks. 1, 2, 3, 5 og 10 m).

Prøvetagningsfelterne placeres tilfældigt over undersøgelsesarealet, dog helst i nogen afstand fra vej. Forureningsniveauet forventes at være varierende, men ens i boligområder.

Der testes, om prøvetagningsfelterne inden for arealet er sammenlignelige, dvs. om variansen mellem punkterne er af samme størrelse som analyseusikkerheden. Der testes endvidere om prøver fra forskellige dybder i et prøvetagningsfelt er forskellige.

Gennemsnit, standardafvigelse, variationskoefficient og konfidensinterval kan beregnes for hvert prøvetagningsfelt eller for grupper af felter. Prøvetagningsfelter kan sammenlignes, og det kan vurderes, hvorvidt koncentrationsniveauer er forskellige og om forskellen kan relateres til områdets bymæssige alder.

Analyseparametre vælges primært på grundlag af den historiske redegørelse, dog vælges som minimum, bly, Cu, Zn og PAH'er, jf. tabel 3.4. Der udvælges en række indikatorparametre og felt- eller screeningsanalyser med henblik på reducere af analyseomkostningerne. Ikke alle parametre måles i alle jordprøver, idet der anvendes indikatorparametre. Et mindre antal jordprøver screenes dog for flere parametre.

Der foretages desuden en vurdering af analyseusikkerheden for indikatorparametrene ved udførelse af dobbeltbestemmelse på delp prøver fra samme homogeniserede jordprøve samt ved sammenligning med akkrediterede analyser.

Den statistiske behandling vil belyse, om de opstillede hypoteser kan bekræftes på basis af de indsamlede data, eller om der er behov for supplerende dataindsamling (eller ændringer af hypotesen).

I tabel 3.4 opstilles forslag (ikke udtømmende) til elementer i undersøgelsesstrategien.

Bidragsmodel	
Historik og arealafgrænsning	Historik Topografi Arealafgrænsning
Forureningsmodel	Skala fra 50 m - 600 m Forurening aftager med dybden.
Hypoteser	Forureningsniveauet aftager med dybden. Forureningsniveauet er uafhængig af dybden. Forureningsniveauet er ens over undersøgelsesarealet. Jordkvalitetskriterier overskrides. Forurenings sammensætningen er i overensstemmelse med det forventede iht. forureningsmodellen.
Statistisk og geostatistisk design	Deskriptiv statistik: Gennemsnit for arealet. Analyseusikkerhed og konfidensinterval for gennemsnit, sammenligning af forureningsniveau med jordkvalitetskriterier.
Analyseparametre	Typiske parametre: PAH, dioxiner Olie Pb, Cu, Zn, Cd, Hg, andre tungmetaller, PCB (i fugemasse ved bygningsrenovering) Asbest **
Indikatorparametre	Pb, PAH
Feltmålinger og screeningsanalyser	Immunoassay: PAH / PCB* GC/FID screening EDXRF (Cu, Cr, Pb, Ni, As, Zn) Geologi PID Tørstof Glødetab
Dokumentationsanalyser	GC/FID olie GC-MS-SIM: BTEX, PAH En del prøver analyseres for MST 7 PAH, andre for flere PAH. For et antal prøver evalueres PAH-sammensætning og oliekulbrinter. EDXRF + 10 % kontrolanalyser med ICP eller AAS samt for Hg og Cd.
Prøvetagnings- og analyseplan	Prøvetagningsnet på 1-10 og 50-600 m's afstand Prøvetagningsdybder: 2-10, 20-30, 45-55 og 95-105 cm, dog mest 2 - 10 cm med mindre der er tale om ny muldjord.
Databehandling og rapportering	Data fra prøvetagningsfelter og delområder vurderes ved hjælp af de statistiske værktøjer iht. de opstillede hypoteser mhp. bevisførelse.

*niveauangivende

** Der mangler en egnede analytisk metode.

Tabel 3.4 Undersøgellesprogram for bidragsmodel
Investigation programme in connection with contribution model

3.5 Fyldjordsmodel

Ved opstilling af en fyldjordsmodel forventes det, at den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning til fylddybden i hele området.

Det forventes, at forureningsparametre er tungmetaller, PAH, dioxiner, PCB, olie, cyanid, phthalater og blødgørere. Der bør indsamles supplerende data om topografi, anlægsarbejder (jordfyld), infrastruktur (vejnet, jernbane), potentielle forureningskilder, lokale industrier, arealanvendelse samt historiske oplysninger m.v. Det vurderes, om der skal undersøges for andre forureningsparametre end tungmetaller, PAH, dioxiner, PCB og olie.

Ved vurdering af forureningen, opdeles det forureningspåvirkede areal i tilfældige prøvetagningsfelter, jf. figur 3.3.

Der kan forventes jordforurening i følgende dybder:

- I 2 - 10 cm Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
- II 20 - 30 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- III 45 - 55 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- IV 95 - 105 cm Anvendes til afgrænsning.
- V > 100 cm Anvendes til afgrænsning.

Forureningsmodellen indikerer, at forureningsniveauet kan være stærkt varierende. Det vil sige, at det er tvivlsomt at indholdet i jordprøverne fra alle prøvetagningsfelter kan repræsenteres af samme gennemsnitsværdi, medianværdi, variationskoefficient og konfidensinterval.

Der udpeges et antal prøvetagningsfelter på hvert. 100 m². Prøvetagningsfelterne placeres ved forskellig indbyrdes afstand inden for området. I hver prøvetagningsfelt udtages jordprøver fra ca. 2-5 punkter i forskellige dybder. Jordprøverne udtages i forskellig indbyrdes afstand inden for prøvetagningsfeltet, (f.eks. 1, 2, 3, 5 og 10 m). Prøvetagningsfelterne placeres tilfældigt i undersøgelsesarealet, dog helst i nogen afstand fra vej.

Der testes, om prøvetagningsfelter inden for arealet er sammenlignelige, dvs. om variansen mellem punkterne er af samme størrelse som analyseusikkerheden. Der testes endvidere, om prøver fra forskellige dybder i et prøvetagningsfelt er forskellige.

Gennemsnit, standardafvigelse, variationskoefficient og konfidensinterval kan beregnes for hvert prøvetagningsfelt eller for grupper af prøvetagningsfelter. Prøvetagningsfelter kan sammenlignes, og det kan vurderes, hvorvidt koncentrationsniveauer er forskellige.

Analyseparametre vælges primært på grundlag af den historisk redegørelse. Der udvælges en række indikatorparametre og felt- eller screeningsanalyser med henblik på reducere af analyseomkostningerne. Ikke alle parametre måles i alle jordprøver, idet der anvendes indikatorparametre. Et mindre antal jordprøver screenes dog for flere parametre.

Der foretages dog en vurdering af analyseusikkerheden for indikatorparametrene ved udførelse af dobbeltbestemmelse på delprøver fra samme homogeniserede jordprøve samt ved sammenligning med akkrediterede analyser.

I tabel 3.5 opstilles forslag (ikke udtømmende) til elementer i undersøgelsesstrategien.

Fyldjordsmodel	
Historik og arealafgrænsning	Historik Topografi Arealanvendelse Arealafgrænsning
Forureningsmodel	Skala fra 50 m - 600 m Forurening aftager med dybden.
Hypoteser	Forureningsniveauet aftager med dybden. Forureningsniveauet er uafhængig af dybden. Forureningsniveauet er meget varierende over undersøgelsesarealet. Jordkvalitetskriterier overskrides. Forureningssammensætningen er i overensstemmelse med det forventede iht. forureningsmodellen.
Statistisk og geostatistisk design	Deskriptiv statistik: Gennemsnit, median og spredning for arealet. Analyseusikkerheden og konfidensinterval for gennemsnit, sammenligning af forureningsniveau med jordkvalitetskriterier.
Analyseparametre	Typiske parametre: PAH, Olie Pb, Cu, Zn, Ni
Indikatorparametre	Pb, PAH
Feltmålinger og screeningsanalyser	Immunoassay: PAH* GC/FID screening EDXRF (Cu, Cr, Pb, Ni, As, Zn) Geologi PID Tørstof Glødetab
Dokumentationsanalyser	GC/FID olie GC-MS-SIM: BTEX, PAH En del prøver kan analyseres for MST 7 PAH, andre for flere PAH. For et antal prøver evalueres PAH-sammensætning og oliekulbrinter. EDXRF + 10 % kontrolanalyser med ICP eller AAS
Prøvetagnings- og analyseplan	Prøvetagningsnet på 1-10 og 50-600 m's afstand Prøvetagningsdybder: 2-10, 20-30, 45-55 og >100 cm.
Databehandling og rapportering	Data fra prøvetagningsfelter og delområder vurderes ved hjælp af de statistiske værktøjer iht. de opstillede hypoteser mhp. bevisførelse.

*niveauangivende

Tabel 3.5 Undersøgelsesprogram for fyldjordsmodel
Investigation programme in connection with soil fill model

4 Ordforklaring

111-TCA	TriChlorEthan
2,4-D	2,4-DiChlorPhenoxyeddikesyre
Ag	Sølv
As	Arsen
Au	Guld
AVJ	Amternes Videncenter for Jordforurening
BaP	Benzo(a)Pyren
BTEX	Samlet betegnelse for Benzen, Toluen, Ethylbenzen og Xylener
Carcinogen	Kræftfremkaldende
Cd	Cadmium
Cr	Chrom
Cu	Kobber
DDT	DichlorDiphenylTrichlorethan
	Chlorholdige pesticid
DEHP	Di(2-ethyl-hexyl)phthalat
Deposition	Engelsk ord for nedfald
DiBahA	Dibenz(a,h)Anthracen, se PAH
Diffus jordforurening	Diffus jordforurening er oprindeligt forårsaget af hændelser, der er relateret til en eller flere punktkilder, men 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 samletbetegnelse for de 75 forskellige PolyChlorederede Dibenzo-p-Dioxiner (PCDD) og de 135 forskellige PolyChlorederede DibenzoFuraner (PCDF).
DNOC	4,6-DiNitro-OrthoCresol, ukrudtsmiddel
EDTA	Ethylen Diamin Tetra
EDXRF	Energi Dispersiv (Xray) Røntgen Fluorescens: analysemetode for metaller
Forureningsmodel	Oftest kaldt en konceptuelle model fra den engelske betegnelse "conceptual pollution model". En beskrivelse af forureningskilden, spredning/transport og fordeling i miljøet.
GC	GasChromatografi: analysemetode for organiske forbindelser
GC-FID	GasChromatografi med Flamme Ionisations Detektor.
GC-MS-SIM	GasChromatografi med MasseSpektrometri med Selektiv Ion Monitoring
Geostatistik	Geostatistik er anvendelse af statistik til at evaluere den rumlige fordeling af

	geokemiske data.
Hydrocarbon	Kulbrinte
ICP	Induktivt (Coupled) Plasma: analysemetode for metaller
Immobil	Ikke vandopløselig eller flygtig, bindes til jorden
Kulbrinte	Et stof bestående af kulstof og brint
LAS	Lineær Alkyl Sulfonater
MCPA	2-Methyl-4-ChloroPhenoxyAcetic acid 2-Methyl-4-ChloroPhenoxyeddikesyre
Mo	Molybdæn
MTBE	Methyl- <i>tert</i> -butylether
Nedfald	Ofte betegnet deposition
Ni	Nikkel
NSO-forbindelser	Heterocycliske aromatiske forbindelser indeholdende kvælstof (N, nitrogen), svovl (S) eller ilt (O, oxygen).
PAH	Polycycliske Aromatiske Hydrocarboner omfatter et utal af kulbrinter(forbindelser som alene indeholder kulstof og brint), der består af to eller flere aromatiske ringe. PAH'er kan være usubstituerede eller alkylsubstituerede.
Pb	Bly
PCB	PolyChlorBiphenyler
PCE	PerChlorEthylen el. TetraChlorEthylen
PCP	PentaChlorPhenol
Persistente	ikke nedbrydelig
Phthalater	Phthalater er anvendt som plastblødgørere.
Sb	Antimon
Se	Selen
Sn	Tin
TCE	TriChlorEthylen el. Trichlorethen
TeCE	TetraChlorEthylen el. Tetrachlorethen
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.

5 Referencer

- /ref. 1/ Miljø- og Energiministeriet. 1999. Lov om forurennet jord. nr. 370 af 2. juni 1999.
- /ref. 2/ Miljøstyrelsen. 2001. Miljøprojekt. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 1: Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /ref. 3/ Miljøstyrelsen. 2001. Miljørapport. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurennet jord. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /ref. 4/ Miljøstyrelsen. Lossepladsprojektet. 1986. Kilder til industrikortlægning. Bibliografi over industrihistorisk litteratur og kildemateriale. Udredningsrapport U6.
- /ref. 5/ Københavns Kommune. Miljøkontrollen. 1998. Areal anvendelse. historiske kortlægning af arealanvendelse i København.
- /ref. 6/ Amternes Videncenter for Jordforurening. 2000. Diffus jordforurening – fase 2. Statistisk bearbejdning af data. Teknik og Administration. nr. 3. 2000.
- /ref. 7/ Amternes Videncenter for Jordforurening. 2001. Håndbog i analysekvalitet for laboratoriebrugere. Teknik og administration. nr. 4 2001. DHI.
- /ref. 8/ 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.
- /ref. 9/ United States Environmental Protection Agency. 1992. Preparation of Soil Sampling Protocols: sampling techniques and strategies EPA/600/R-92/128
- /ref. 10/ United States Environmental Protection Agency. 1991. Seminar publication. Site characterisation for subsurface remediation. EPA/625/4-91/026.
- /ref. 11/ Miljøkontrollen. 1998. Undersøgelse af diffus jordforurening på Østerbro. April 1998. Krüger.
- /ref. 12/ United States Environmental Protection Agency. 1991. GEO-EAS 1.2.1. Geostatistical Environmental assessment software. EPA/600/8-91/008.
- /ref. 13/ United States Environmental Protection Agency. 1990. GEOPACK A geostatistical software system. Geostatistics for waste management. EPA/600/8-90/004.

- /ref. 14/ Miljøstyrelsen. Bekendtgørelse nr. 637 af 30. juni 1997 om kvalitetskrav til miljømålinger udført af akkrediterede laboratorier, certificerede personer m.v.
- /ref. 15/ Vejledning i håndtering af forurenede jord på Sjælland. Juli 2001.
www.vestamt.dk/natur/jordvejledningsjaelland
- /ref. 16/ Miljøstyrelsen. 1998. Vejledning nr. 13. Prøvetagning og analyse af jord.
- /ref. 17/ Amternes Videncenter for Jordforurening. 2001. Håndbogen om feltmetoder til analyse af forurenede jord. Teknik og Administration. nr. 3. NIRAS.
- /ref. 18/ Miljøstyrelsen. 2000. Udvikling af analysemetode til bestemmelse af Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner (PAH'er) i jord. DHI.
- /ref. 19/ Amternes Videncenter for Jordforurening. 2001. Interferenser ved bestemmelse af olie i jordprøver. Teknik og administration. nr. 2 2001. DHI.
- /ref. 20/ Miljøstyrelsen. 2001. (Udkast). Kilder til jordforurening med tjære og benzo(a)pyren. DHI og NIRAS.

Strategiske overvejelser i forbindelser med undersøgelse af diffus jordforurening

Strategiske overvejelser i forbindelser med undersøgelse af diffus jordforurening

Udarbejdet af JSA-Envirostat A/S

Indhold

1	FORMÅL	57
2	DESIGN	58
2.1	FORURENINGSKILDER	59
2.2	INDFLYDELSE AF FORSØGSDESIGN PÅ KONCENTRATIONSBESTEMMELSE OG USIKKERHED	61
3	ANALYSE	63
3.1	DESKRIPTIV STATISTIK	63
3.2	SPATIEL STATISTIK (GEOSTATISTIK)	63
3.2.1	<i>Geografisk korrelation</i>	63
3.2.2	<i>Estimation og kriging</i>	65
	Kriging	65
	Likelihood	66
3.2.3	<i>Valg af metode</i>	66
	Valg af variogramfunktion	66
	Validering af resultaterne	66
4	DISKUSSION	67
4.1	VALG AF SOFTWARE	67
5	REFERENCELISTE	68
5.1	LITTERATUR	68
5.2	SOFTWARE	68

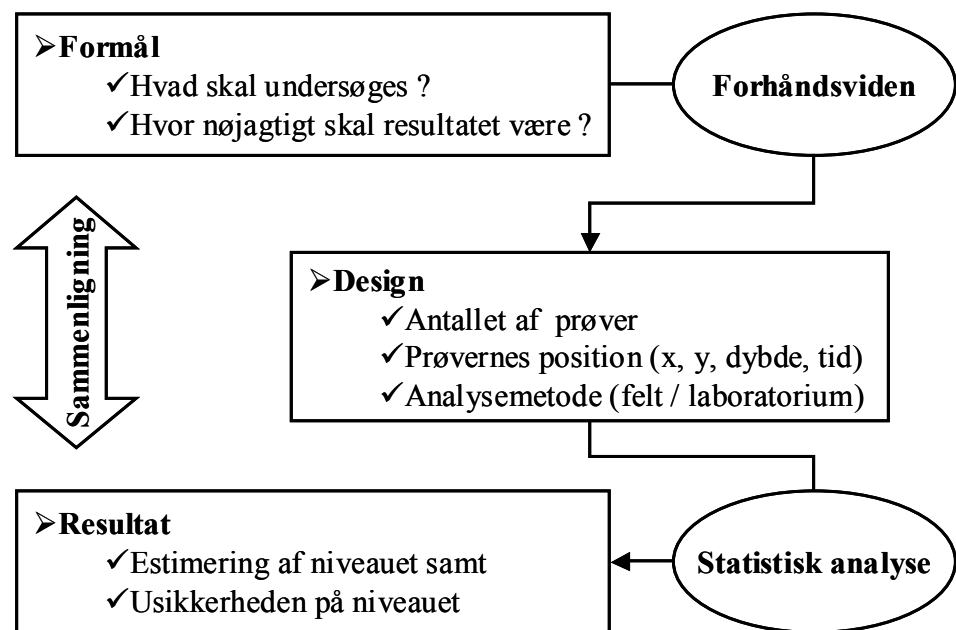
1 Formål

Dette bilag beskriver statistiske overvejelser i forbindelse med udarbejdelse af undersøgelsesstrategier af diffus jordforurening. Endvidere beskrives elementerne i en statistisk analyse af de fremkomne data. Denne type af statistiske analyser betegnes på engelsk "Spatial statistics" og dækker over metoder hvor den spatielle (rumlige eller geografiske) position spiller en specifik rolle i analysen af data.

Undersøgelser af diffus jordforurening har til formål at beskrive koncentrationen af ét enkeltstof eller flere stoffer indenfor et geografisk område. Dette betyder i praksis, at der anvendes forskellige interpolationsmetoder til, at forudsige koncentrationen hvor den ikke er målt ud fra målinger i nærheden. Det væsentligste valg i den forbindelse er antallet af målinger, deres positioner samt måden de observationer udnyttes på i beregningsmetoden. Det er i det følgende forsøgt at beskrive den nødvendige statistik uden anvendelse af detaljerede ligninger, ønskes en mere uddybende beskrivelse henvises til den angivne litteratur. Litteraturen på dette område er enorm, der er derfor udelukkende angivet enkelte centrale referencer, for specielle emner bør der foretages specifikke litteratursøgninger. En god matematisk/statistisk beskrivelse af geostatistik kan findes på følgende web-adresse (<http://www.imm.dtu.dk/~aa/note67153.pdf>).

2 Design

Formålet med en undersøgelse af diffus jordforurening inden for et givet afgrænset geografisk område er at beskrive niveauet af ét eller flere stoffer. Det aktuelle problem består dermed i at beslutte hvor mange prøver samt deres positioner, der skal undersøges for at tilvejebringe tilstrækkeligt med data til at niveauet kan beregnes med en tilfredsstillende nøjagtighed. Der kan anvendes en traditionel videnskabelig angrebsvinkel for at løse dette problem. I Figur 1 er forløbet, dets elementer og deres indbyrdes sammenhæng skitseret.



Figur 1 Oversigt over (statistisk relevante) elementer i undersøgelse af diffus jordforurening.
Overview of statistically relevant elements in investigation of diffuse soil pollution.

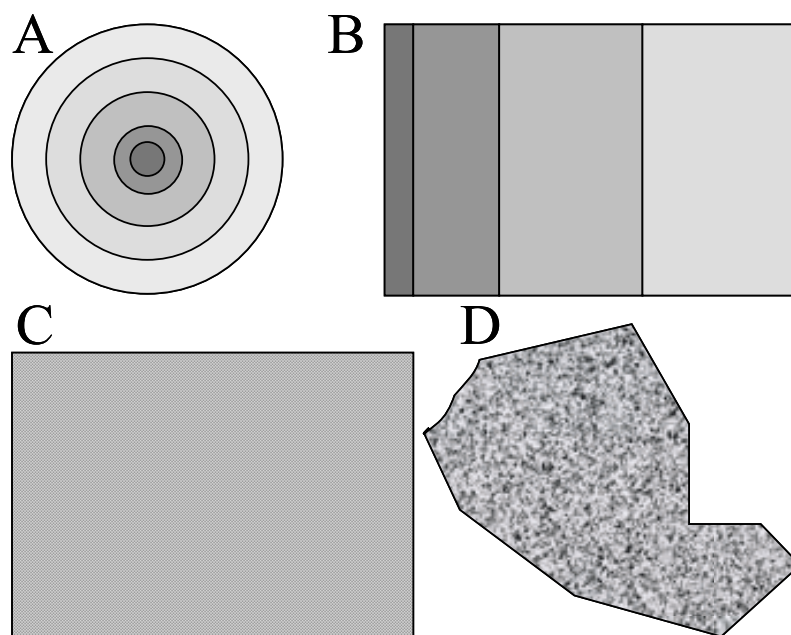
Som skitseret i Figur 1 er det få elementer der indgår i planlægning af undersøgelsen samt analyse af de fremkomne data. En mere uddybende beskrivelse af de enkelte elementer er præsenteret skematisk i Tabel 1, disse vil yderligere blive diskuteret i den efterfølgende tekst.

Element i Figur 1	Uddybende forklaring
Formål	At beskrive niveauet af ét eller flere stoffer indenfor et afgrænset område (også at vurdere niveauet hvor der ikke er udtaget prøver). Endvidere bør nævnes hvilke konsekvenser forskellige resultater vil få.
Hvad skal undersøges ?	Koncentrationen af stof X, f.eks. angivet (mg X/g TS).
Hvor nøjagtigt skal resultatet være	Det skal kunne vurderes om stof X overstiger en given grænseværdi. Der ønskes derfor et konfidensinterval omkring de estimerede værdier. Usikkerheden på estimatet er faktisk mere interessant end estimatet !
Forhåndsviden	Er der tidligere lavet undersøgelser i samme område inddrages informationer fra disse. Historiske oplysninger om arealanvendelse kan give oplysninger om forureningskilder. Undersøgelser fra lignende områder kan give indtryk af variationen i niveauet. Hvad er baggrundsniveauet og variation i ikke-forurenet jord ?
Design	Beskriver undersøgelsesområdet, antallet af prøver der skal undersøges, hvornår de skal foretages samt hvordan de skal analyseres.
Antallet af prøver ?	Hvor mange prøver skal der undersøges.
Prøvernes position (x, y, dybde, tid)	Prøvernes position indenfor det geografiske område samt dybden hvorfra de skal udtages. Endvidere bør prøvetagningstidspunkt for de enkelte prøver fremgå. Et formål kunne være at følge udvikling over tid.
Analysemetode (felt / laboratorium)	Skal prøverne analyseres med flere metoder ? Skal der laves flere bestemmelser pr. prøve?
Statistisk analyse	Der er to dele i en statistisk analyse, en beskrivelse af data og en statistisk model af niveauet baseret på data. Den beskrivende del indeholder generelle deskriptive størrelser, samt en beskrivelse af den geografiske variation. Kvantitativ og visuel inspektion. Model beskrivelsen udnytter den geografiske variation i data til at estimere niveauet samt usikkerheden på dette i hele området. Dette kan gøres på forskellige måder. Modellerne anvender vægtede interpolations-metoder baseret på målinger i nærheden. Måden de omkringliggende observationer udnyttes på er, alt andet lige, afgørende for resultatet. Det bemærkes at "alle modeller er forkerte men nogle er brugbare"
Resultat	Angives ofte som et interpoleret kontur-kort
Estimat af niveauet	Angivelse af koncentrationen af stof X i hele området.
Usikkerheden på niveauet	Usikkerheden på angivelsen, oftest som en standard afvigelse eller et konfidensinterval

Tabel 1 Uddybende forklaring til oversigten præsenteret i Figur 1
Detailed explanation of terms in figure 1.

2.1 Forureningskilder

Diffus jordforurening kan stamme fra en eller flere kilder. Det er ikke muligt at præsentere et generelt design til undersøgelse af diffus jordforurening idet kilderne til diffus jordforurening kan variere mellem områder samt indenfor områder. I Figur 2 er angivet eksempler på udbredelsen af forskellige former for diffus jordforurening Disse kunne stamme fra forskellige kilder



Figur 2 Forskellige forureningstyper, mørk farve indikerer høj koncentration og lys lav koncentration. A: Punktkilde, B: Linjekilde, C: Overfladekilder, D: Mange små tilfældige kilder.
Different pollutant types: Dark and light colours indicate high and low concentrations respectively. A. Point sources. B. Line sources. C. Uniform surface sources. D. Many small haphazard sources.

Beskrivelsen i Figur 2 er ikke udtømmende og variationerne er uendelige. Variationer over A kunne være en ellipse, eller et cirkel udsnit forårsaget af vind eller andre påvirkninger. Variationer over B kunne være en krum linje hvor deponering/niveauer ikke fordeltes jævnt med afstanden, indflydelse af bygninger mv. Variationer over C kunne være parceller hvor forureningen er ens indenfor parceller og forskellig mellem parceller. Variationer over D kunne være lokale områder der er mere homogene end andre eller lokale områder med varierende koncentrationer grundet forskellig oprindelse.

Der vil i sagens natur skulle anvendes forskelligt stikprøveplaner for at kunne beskrive variationen i de scenarier beskrevet i Figur 2. Det er derfor vigtigt (ikke overraskende) at forhåndsviden om området inddrages i planlægning af undersøgelsen. Med den historiske arealanvendelse, resultater fra eventuelle tidligere undersøgelser, meteorologiske forhold samt øvrige relevante oplysninger bør der kunne dannes en forestilling om, hvordan forureningen varierer indenfor området.

Denne forestilling bør formuleres som en hypotese:

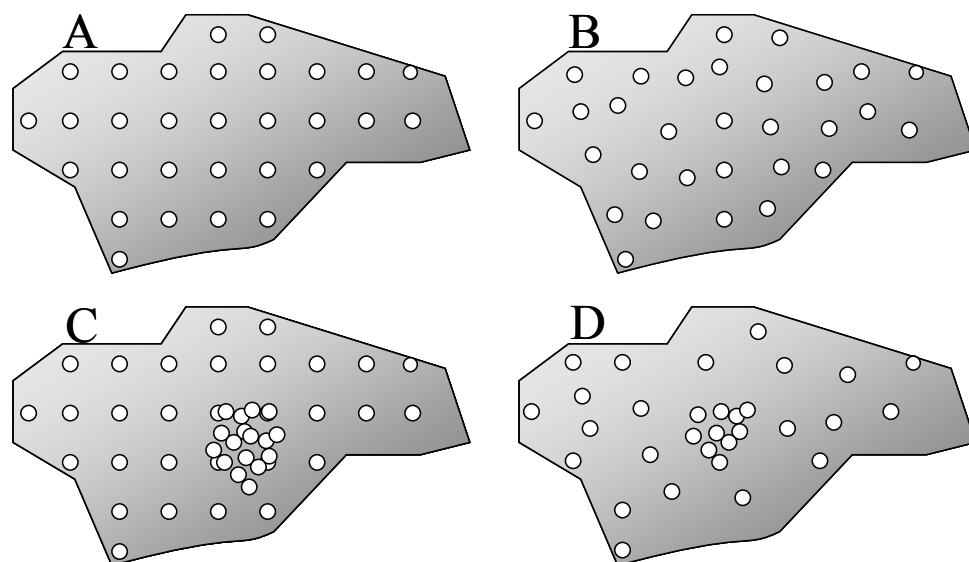
- Eksempel I) Det antages at blyindholdet i jorden aftager med afstanden fra vejen, den sydlige ende af arealet vurderes mindre belastet grundet afskærmning mod vejen.
- Eksempel II) Jorden antages at være opblandet i en sådan grad at der ikke er nogen struktur i koncentrationsniveauet. Der vurderes at være en tilfældig fordeling af koncentrationsniveauet i området. Dog antages det, baseret på tidligere undersøgelser, at niveauet er under grænseværdien.

Hypoteserne beskrevet i eksempel I og II bør lede til to forskellige forsøgsplaner. Fra I) bør der kunne vurderes om trenden er som beskrevet og fra II) skal der undersøges om der findes koncentrationer over grænseværdien. I det efterfølgende uddybes betydningen af forsøgsdesignets indflydelse på vurderingen af den spatielle variation.

2.2 Indflydelse af forsøgsdesign på koncentrationsbestemmelse og usikkerhed

Som det vil fremgå af beskrivelsen af de statistiske værktøjer, der anvendes til at beskrive de data der fremkommer fra analyserne, er der en række egenskaber ved forsøgsdesignet der har betydning for estimationen af niveauet og usikkerheden på dette.

Det optimale design i forhold til estimationen er desværre ikke optimalt i forhold til usikkerheden på denne. I Figur 3 er skitseret en hypotetisk diffus jordforurening. Gråtoningen beskriver niveauet af det undersøgte stof (mørk=høj, lys=lav). Der er en diagonal trend fra øverste venstre hjørne mod nederste højre hjørne. De hvide cirkler angiver punkter, hvor der udtages prøver.



Figur 3 Forskellige undersøgelsesplaner.
Different investigation strategies

I A, C, D er udtaget prøver fra 30 positioner, hvor der i C er udtaget prøver fra 48 positioner. I A er et fastnet med ens afstand l mellem alle positioner, i B er positionerne tilfældige, i C et fast net med ens afstand l mellem alle positioner tilføjet 18 tilfældige positioner indenfor et begrænset område og i D er positionerne tilfældige dog er 10 positioner indenfor et begrænset område.

I det følgende vil blive beskrevet hvilken indflydelse de forskellige designs A-D har på den videre analyse af data. Alle spatielle analyser udnytter at målinger fra positioner tæt på hinanden er mere ens end målinger fra positioner langt på hinanden. Udtages der prøver "lige ved siden af hinanden" forventes det at prøver har stor lighed (er korrelerede). Prøver udtaget i hver sin ende af området forventes derimod ikke nødvendigvis at være ens. Afstanden mellem observationerne er omdrejningspunktet i det følgende

Variansen af målingerne kan anvendes som et mål for "ensheden" (en lille varians mellem observationer/målinger betyder de er meget ens/korrelerede og en stor varians mellem observationer/målinger betyder de er meget forskellige ens/ikke-korrelerede). Første trin i en vurdering af variansens afhængighed af afstanden mellem målepositionerne er at dele den maksimale afstand mellem to målinger i eksempelvis 10 intervaller (maksimal afstand 1000m; der inddeles i intervaller af 100m). Andet trin er at finde alle kombinationer af to målepunkter der har en indbyrdes afstand indenfor hvert af de pågældende intervaller (30 par i intervallet fra 0-100m, 47 par i intervallet fra 100-200m, ..., 12 par i intervallet fra 900-1000m). Tredje trin er at beregne variansen af punkterne i hvert af intervallerne. (variansen af de 30 par i intervallet 0-100m, variansen af de 47 par i intervallet 100-200m, ..., variansen af de 12 par i intervallet fra 900-1000m). Herved kan man vurdere om variansen vokser med afstanden mellem observationerne. En væsentlig ting at bemærke er at vurdering af variansen indenfor afstande mindre end afstanden mellem de to nærmeste punkter er gæsteri. Der fastlægges altså et minimumsvariationsniveau ud fra de nærmeste punkter i analysen. Med andre ord er vurdering af variationer på en skala mindre end denne afstand ekstrapolation. Derfor er den generelle opfattelse, blandt geostatistikere, at det er vigtigt at have nogle målinger meget tæt på hinanden samt gerne gentagne målinger på samme position (evt samme prøve). Se endvidere afsnittet på geografisk korrelation.

Betragtes figur 3 eksempel A vil det ikke være muligt at vurdere den spatielle variation på en skala mindre end maskestørrelsen i "nettet". I figur 3 eksempel B er det muligt at vurdere den spatielle variation fra en skala svarende ca. til den mindste afstand af de tilfældige placerede målinger. I figur 3 eksempel C og D opnås der derimod information om variationen på langt mindre skala (afstand). Denne information er vigtig for at kunne minimere usikkerheden på estimationen.

Relateres Figur 2 og Figur 3 kan følgende opsummeres. Det anvendte forsøgsdesign skal afspejle den hypotese der er beskrevet for området. Forventes en forureningsfane skal der foretages målinger i fanen så dens udbredelse kan følges. Omvendt forventes forureningen at være af mere tilfældig karakter, er der ikke grund til at prøverne skal udtages på bestemt positioner. Variationen mellem de nærmeste punkter bliver et minimumsvariationsniveau og en minimumsinterpolationsafstand. Disse betragtningerne om variation uddybes i afsnittet om geografisk korrelation.

3 Analyse

3.1 Deskriptiv statistik

Som i enhver anden statistisk analyse bør der indledes med en række deskriptive mål og som minimum: Antal data, Fraktiler (minimum, median og maksimum), middelværdi og spredning, histogrammer samt fordelingsplot. Se et eksempel i bilag B.

Hvis de enkelte jordprøver er analyseret for flere forskellige stoffer bør korrelationen mellem enkeltstofferne beregnes. En høj korrelationskoefficient (tæt på 1 henholdsvis -1) betyder at to stoffer er positivt henholdsvis negativt korrelerede. En lav korrelationskoefficient (numerisk tæt på 0) betyder at der ikke er sammenhæng mellem de to enkeltstoffer. Se et eksempel i bilag B.

Er der målt mange enkeltstoffer kan forskellige multivariate teknikker eksempelvis principal komponent analyse (PCA) , Min/Max Autocorrelation Factors (MAF) anvendes til at beskrive korrelation af de stoffer der er interessante (Nielsen 1994, Andersen 1994). Derved kan man reducere dimensionen af datasættet.

Teknikkerne beregner nye variable, der er lineare kombinationer af de oprindelige måleparametre. Disse nye uafhængige variable kan så anvendes i en spatiel analyse. Anvendelse af disse metoder samt tolkningen resultaterne bør foretages af statistikere og miljø/forurenings eksperter i fælleskab.

3.2 Spatiel statistik (geostatistik)

Der findes forskellige statistiske metoder, der estimerer den geografiske varians/korrelationsstruktur ud fra målingerne og udnytter denne i interpolationen mellem målepunkterne samt beregner usikkerheden på interpolationsresultatet.

Disse metoder antager og udnytter, at observationer i nærheden af hinanden er korrelerede mere korrelerede en observationer langt fra hinanden (modsat standard statistiske analyser der antager at observationerne er uafhængige).

3.2.1 Geografisk korrelation

Den geografiske varians/korrelationsstruktur i data kan beskrives på forskellig vis. To principielt forskellige mål anvendes hyppigt.

- 1) Det simple mål tester om data kan antages at være uafhængige af geografien (afstande) og er derfor ikke umiddelbart anvendeligt til beregninger.
- 2) Det mere komplicerede mål kvantificerer variansens (eller korrelationens) afhængighed af afstanden.

ad 1)

Som test for geografisk uafhængighed kan anvendes *Moran's I* , der tester hypotesen om ”ingen spatiel korrelation” (Cliff and Ord, 1973, 1981; Anselin 1995). *Moran's I* beskriver korrelationen mellem "naboer". En stor værdi af *Moran's I* betyder positiv korrelation og en lille (negativ) værdi betyder negativ

korrelation. Det kan testes om (*Moran's I*) korrelationen er signifikant. Resultatet af analysen er udelukkende et ja/nej svar til om der er spatiel korrelation eller ej, der fremkommer ikke noget udtryk der beskriver korrelationens afhængighed af afstanden mellem observationerne

ad 2)

Variogrammer er hyppigt anvendt til at kvantificere den geografiske afhængighed. Der knytter sig normalt 3 parametre til et variogram. De beskriver egenskaber ved variogrammet og betegnes *nugget*, *sill* og *range* (Cressie 1991, Ripley 1988, Diggle 1983).

Nugget er en sum af flere komponenter der med en snedig forsøgsplan kan adskilles, den består af måleusikkerheden samt den variation der er mellem to prøver taget meget tæt på hinanden. Måle usikkerheden kan estimeres ved at lave flere bestemmelser på samme prøve og variationen mellem prøver med meget lille indbyrdes afstand kan estimeres ved at udtage prøver med meget lille afstand.

Sill er den maksimale variation, det vil sige den variation der er i data stammende fra målepunkter med så stor indbyrdes afstand at de er uafhængige.

Denne afstand hvor målingerne ikke længere er korrelerede, dvs. uafhængige kaldes *range*.

Forholdet (*Sill - Nugget*)/*Nugget* er af stor betydning for den videre anvendelse af variogrammet til for eksempel *kriging*. Variogrammet beregnes ved at inddеле afstanden mellem observationerne i en række intervaller. Dernæst beregnes variansen mellem alle observationer i det pågældende interval. Disse varianser plottes derefter mod afstanden mellem observationer som skitseret i nedenstående Figur 4, *Nugget*, *Sill* og *Range* er ligeledes skitseres.

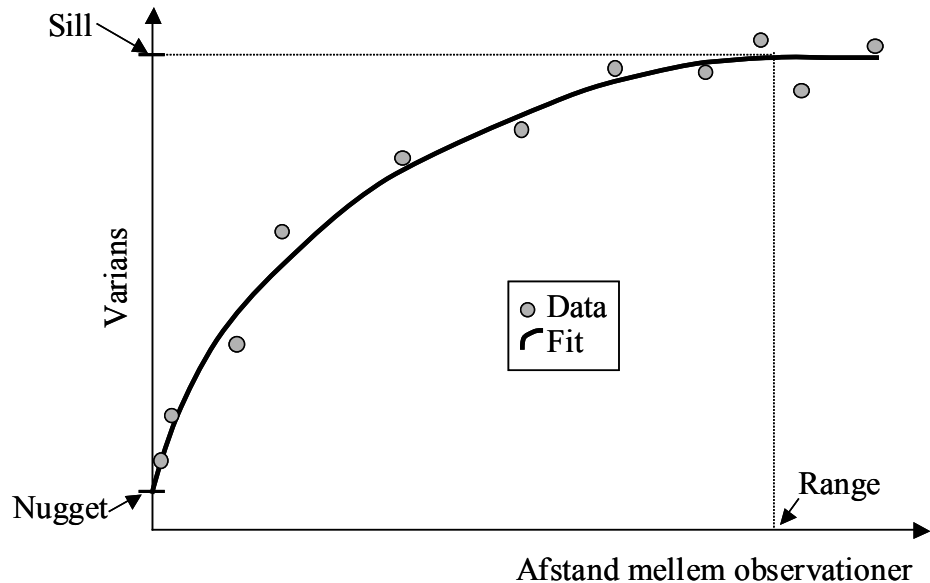
Det er nærliggende at tilpasse (fitte) en kurve til punkterne i variogrammet. Der eksisterer adskillige variogrammodeller – de oftest anvendte er en gaussisk, eksponentiel eller sfærisk funktion (Cressie 1991, Ripley 1983, Diggle Nielsen 1994, Andersen 1994). Parametrene der beskriver disse kurver er netop *nugget*, *sill* og *range*. Der anvendes ofte en vægtet mindste kvadraters metode til at fitte disse funktioner. Der vægtes ofte med antallet af punkter der ligger til grund for de enkelte varians punkter.

Her bør det påpeges at den tilpassede kurve og dermed estimationen af *nugget*, *sill* og *range* vil være afhængig af valget af antal intervaller. Den tilpassede kurve udgør nu det bedste bud på variations afhængighed af afstanden mellem observationer. Den tilpassede variogramkurve benyttes som en vægt i interpolationsmetoden kaldet *kriging*. Det er altså den aktuelle geografiske variation som data udviser der bestemmer med hvilken vægt de skal indgå i analysen, modsat standard interpolationsmetoder som "Nærmeste nabo" eller Euklidisk afstand" hvor der ikke tages hensyn til den struktur data udviser.

Stejlheden af variogrammet beskriver hvor hurtigt variansen/korrelationen ændrer sig

Variogrammet bør estimeres i forskellige retninger, så udelukkende målepunkter i en vis retning kommer i betragtning eks. (0°, 45°, 90°, 135°). Endvidere kan området inddeles i delområder og variogrammet kan estimeres indenfor hvert delområde. Inddeles området i en række delområder bliver det naturligvis på bekostning af antallet af observationer i området.

Den væsentligste indvending mod at anvende traditionel kriging som interpolationsmetode er at variogrammet er afhængig af størrelsen af de valgte intervaller. Dette diskuteres yderligere i efterfølgende afsnit om estimation og kriging.



Figur 4 Teoretisk variogram
Theoretical variogram

3.2.2 Estimation og kriging

I dette afsnit vil der blive præsenteret to forskellige måder (interpolationsmetoder) at estimere niveauet af ét enkelt stof inden for et geografisk område, her betegnet **Kriging** (Cressie 1991, Ripley 1988, Diggle 1983, Nielsen 1994, Andersen 1994) og **Likelihood** (Diggle and Ribeiro 2000, 2001; Christensen, Diggle and Ribeiro 2000, 2001). De to metoder er skitseret i det følgende

Kriging

1. Vælg en maksimal afstand og inddel afstanden i antal intervaller.
2. Estimer variogrammet, dvs. variationen inden for hvert afstandsinterval
3. Estimer parametrene i en variogramfunktion (*nugget*, *sill* og *range*).
4. Benyt variogramfunktionen i kriging til at estimere niveauet
5. Benyt "kriging standard error" til at beregne et konfidensinterval for estimatet

Resultatet er at der på basis af de målte værdier beregnes koncentrationsintervaller for forureningen (enkeltstoffer) over området som helhed.

I simpel/ordinær kriging præsikteres værdierne udelukkende baseret på variogrammet, hvor data vægtes i forhold til den fittede variogram funktion. Dvs. variogrammet benyttes til at forudsige både global og lokal variation. I universel kriging fittes en n'te grads model til data og der foretages ordinær kriging af residualerne, addition af disse giver den predikterede værdi. n'te grads modellen beskriver den globale variation (eks. trend) og kriging af residualerne beskriver den lokale variation (afvigelser fra trenden).

Et specialtilfælde af universel kriging er ordinær kriging hvor $n=0$, dvs et niveau samt kriging af residualerne. Usikkerheden på prediktionen i universel kriging er usikkerheden på kriging af de spatielt korrelerede residualer adderet til usikkerheden på n 'te grads polynomiet. Der benyttes almindelige statistiske betragtninger til at vurdere hvordan parametrene (orden af polynomiet), skal vælges (Venables and Ripley 1999, Cressie 1991)

Likelihood

1. Vælg en variogram funktion
2. Estimer niveauet samt parametrene i variogramfunktionen (*nugget, sill* og *range*).
3. Benyt "standard error" til at beregne et konfidensinterval for estimatet

3.2.3 Valg af metode

Udfra en statistisk betragtning bør Likelihood metoden vælges idet den er uafhængig af valg af intervaller og er derfor at foretrække. Desværre er denne metode ikke så velkendt eller anvendt af andre end statistikere (Diggle and Ribeiro 2000, 2001; Software geoR).

Udfra en praktisk synsvinkel og med den store mængde programmer der kan estimere semivariogrammer og foretage kriging vil denne metode være at foretrække

Valg af variogramfunktion

Der vælges den variogram funktion der ud fra almindelige statistiske betragtninger giver det bedste fit.

Validering af resultaterne

En ofte anvendt metode at slette enkelte datapunkter og dernæst estimere dem med kriging og kigge på forskellen mellem det målte og det estimerede (Cressie 1991, Andersen 1994).

4 Diskussion

Som beskrevet i afsnit 2 er designet afhængig af den hypotese, der er generet om den diffuse jordforureningsudbredelse samt formålet med analysen. Den væsentligste forskel ligger i om formålet er at estimere niveauet i hele det geografiske område eller der udelukkende ønskes en sandsynliggørelse af om en given grænseværdi overskrides.

Det vil til tider kunne betale sig at lave et faseopdelt undersøgelsesprogram med henblik på et dynamisk forsøgsdesign som skræddersyes/optimeres trinvis. Dette ville givetvis have været fornuftigt i eksemplet gennemarbejdet i bilag B.

Det er en fordel at udpege delarealer, hvor der kan forventes kritiske værdier, idet dette giver information om det maksimale niveau af den observerede størrelse.

4.1 Valg af software

Haves data i et GIS (MAPINFO, ARCVIEW, IDRISI) kan de tilhørende spatielle add-in's benyttes til de geostatistiske analyser. På web adressen <http://www.ai-geostats.org/> er en glimrende oversigt over alverdens forskellige programmer, samt henvisninger til litteratur.

Til analyserne i bilag B er anvendt GeoR:
<http://www.maths.lancs.ac.uk/~ribeiro/geoR.html>

En løftet pegefinger: Pas på automatiserede interpolationsprogrammer idet disse ikke altid giver mulighed for at vurdere de underliggende forudsætninger.

5 Referenceliste

5.1 Litteratur

Andersen J.S. (1994). Flerdimensionale rumligt korrelerede forureningsdata, IMM, DTU. Eksamensprojekt 1994-28, ISSN 0909-6256.

Anselin L. (1995). Local indicators of Spatial Association – LISA. *Geographical Analysis*, 27 (2):93-115.

Christensen, O.F. Diggle P.J. and Ribeiro J.R. (2001). Analysing positive-valued spatial data: the transformed Gaussian model. I Monestiez, P., Allard, D. and Froidevaux (eds), *GeoENV III - Geostatistics for environmental applications. Quantitative Geology and Geostatistics*, Kluwer Series, 11, 287--298.

Cressie N.A. (1991). *Statistics for Spatial Data* Wiley and Sons.

Diggle P.J. (1983). *Statistical analysis of spatial point patterns*. Academic press, London.

Diggle P.J. and Ribeiro J.R. (2000). *Model-based geostatistics*. Caxambu: Associação Brasileira de Estatística. (14º SINAPE - Simpósio Nacional de Probabilidade e Estatística).

Diggle P.J. and Ribeiro J.R. (2001). Bayesian inference in Gaussian model-based geostatistics. *Geographical and Environmental Modelling* (to appear)

Nielsen, A.A. (1994). Analysis of Regularly and Irregularly Sampled Spatial, Multivariate, and Multi-temporal Data. Ph.D. Thesis No. 6, Department of Mathematical Modelling, Technical University of Denmark

Cliff A.D. and Ord J.K. (1973). *Spatial autocorrelation*. London: Pion Ltd..

Cliff A.D. and Ord J.K. (1981). *Spatial processes, Models and applications*. London: Pion Ltd.

Ribeiro JR, and Diggle PJ. (1999). *geoS: A geostatistical library for S-PLUS*. Technical report ST-99-09, Dept of Maths and Stats, Lancaster University.

Ripley B. D. (1988) *Statistical inference for spatial processes*. Cambridge University Press. Cambridge

Venables W.M. and Ripley B. D (1999). *Modern applied statistics with S-plus*. 1999 Springer, New York.

5.2 Software

<http://www.ai-geostats.org/>

<http://www.maths.lancs.ac.uk/~ribeiro/geoR.html>

Statistisk behandling af tidligere data vedrørende diffus jordforurening på Østerbro

Statistisk behandling af tidligere data vedrørende diffus jordforurening på Østerbro

Udarbejdet af JSA-Envirostat A/S

Indhold

1	EKSEMPEL MED DATA FRA ØSTERBRO	71
1.1	DESKRIPTIV STATISTIK	71
1.2	DESKRIPTIVE PLOT	72
1.3	GEOGRAFISK KORRELATION AF DATA	74
1.4	VARIOGRAMMER	76
1.5	ESTIMATION OG KRIGING	79
1.6	KONKLUSION	79



JSA-EnviroStat, v. Jens Strodl Andersen
Nivådal 45, DK-2990 Nivå
Internet: hjem.get2net.dk/jsa-envirostat
Email: jsa-envirostat@get2net.dk
Telefon: 49146787

1 Eksempel med data fra Østerbro

Data i dette eksempel stammer fra Østerbro /Miljøkontrollen, 1998/. Der er på 138 positioner målt koncentrationen af Bly og (17) PAH. Koordinaterne på positionerne er angivet i UTM og enheden er derfor meter. Der vil i det følgende blive beskrevet en spatiel analyse for Bly og PAH.

1.1 Deskriptiv statistik

Indledningsvis beskrives det generelle niveau. Det ofte ses ved analyse af jordforureningsdata at en logaritme transformation af værdierne gør at data bliver approksimativt normalfordelte. Der er derfor i nedenstående tabel 1 angivet deskriptive størrelser for både de målte værdier samt de logaritmerede (den naturlige logaritme) værdier

	Bly	PAH	Log _e (Bly)	Log _e (PAH)
Minimum	9,00	0,130	2,20	-2,04
25% Fraktil	32,0	2,80	3,47	1,03
Middelværdi (gennemsnit)	88,6	16,9	4,08	1,72
Median (50% Fraktil)	65,0	5,25	4,17	1,66
75% Fraktil	120	11,6	4,79	2,45
Maksimum	740	981	6,61	6,89
Standard afvigelse (spredning)	95,5	83,6	0,904	1,22
Antal datapunkter	138	138	138	138
Korrelation	0.01		0.46	

Tabel I Deskriptive statistiske størrelser
Descriptive statistics

For de målte værdier bemærkes at der ikke er korrelation ($\rho=0,01$) mellem de målte værdier af Bly og PAH. Dette betyder at man ikke ud fra værdien af Bly kan forudsige hvad værdien af PAH vil være (eller omvendt). Median for både Bly og PAH er lavt i forhold til middelværdi, hvilket indikerer asymmetrisk fordeling af værdierne med en lang højre (høje værdier) hale på fordelingen. Dette betyder at en transformation bør overvejes.

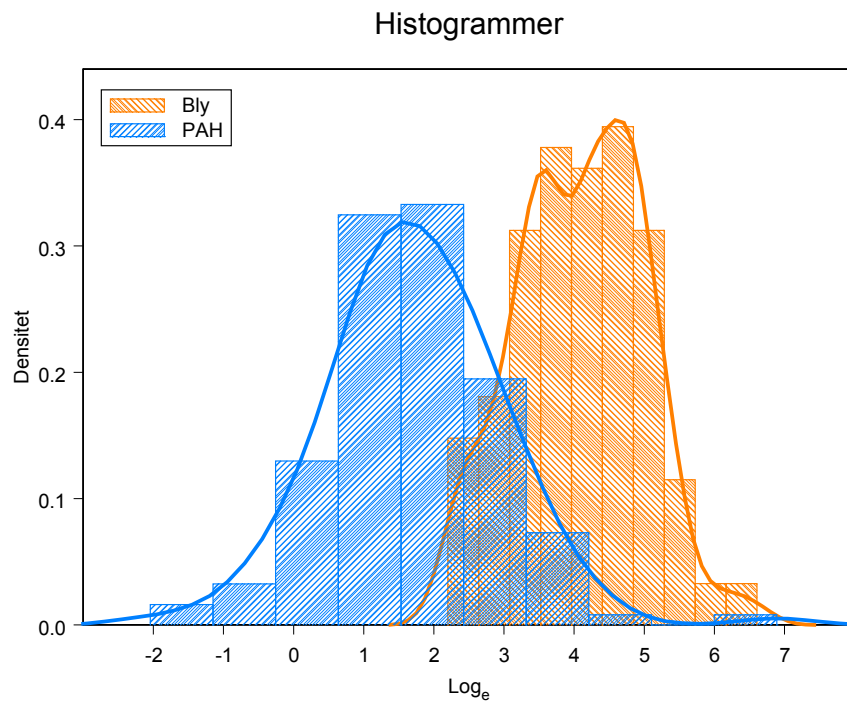
For de transformerede værdier ses en lille positiv korrelation. Medianen er nu for både Log_e(Bly) og Log_e(PAH) tættere på middelværdien hvilket indikerer at fordelingen ikke længere er så asymmetrisk.

Betragtes forholdet mellem middelværdi og spredning (variationskoefficienten) ses at spredningen er af betragtelig størrelse i forhold til middelværdien. Dette vil dog altid være tilfældet hvis der er enkelte høje koncentrationer.

Baseret på ovenstående vil de efterfølgende analyser blive foretaget på de logaritmerede data. Dette vil mindske betydningen af enkelte meget høje koncentrationer.

1.2 Deskriptive plot

Baseret på de deskriptive størrelser i forrige afsnit er i Figur I vist histogrammer (Densiteten) for henholdsvis $\text{Log}_e(\text{Bly})$ i orange og $\text{Log}_e(\text{PAH})$ i blå. Endvidere er den estimerede densitet plottet som en kurve i samme farve som histogrammet. Ingen af de to histogrammer afviger meget fra en sædvanlig ”klokkeformet” normalfordeling.

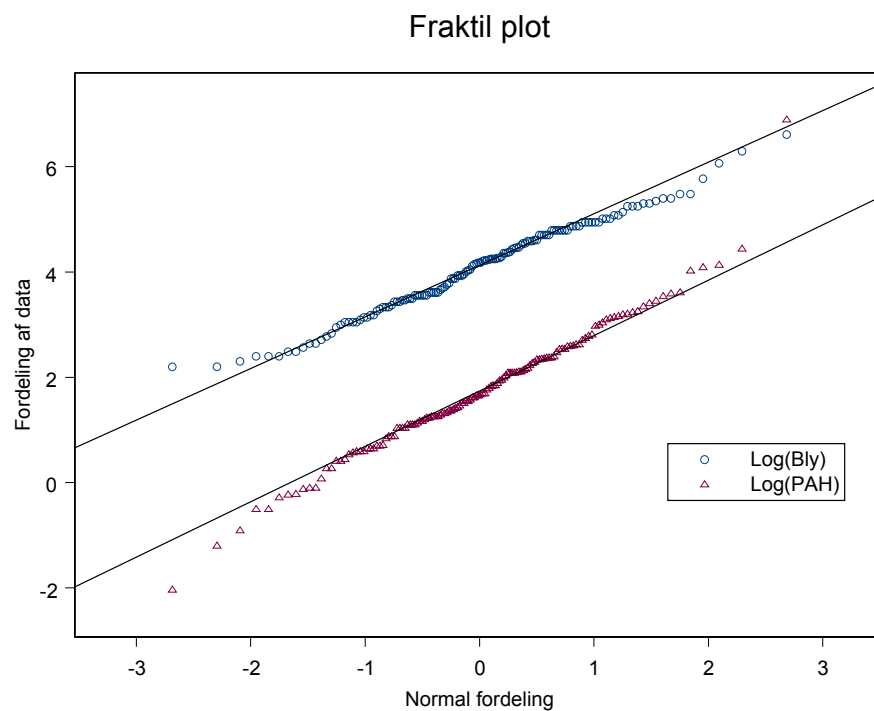


Figur I Histogrammer (Densiteten) for henholdsvis $\text{Log}_e(\text{Bly})$ i orange og $\text{Log}_e(\text{PAH})$ i blå. Endvidere er den estimerede densitet plottet som en kurve i samme farve som histogrammet. De afbildede histogrammer afhænger af valget af intervalbredde og kurven af estimationsmetoden.

Histograms (density) for the $\text{Log}_e(\text{lead})$ in orange and $\text{Log}_e(\text{PAH})$ in blue. Furthermore the estimated density is plotted as a curve for each histogram. The illustrated histograms are dependent on the choice of width for the interval and the method to estimate the curve.

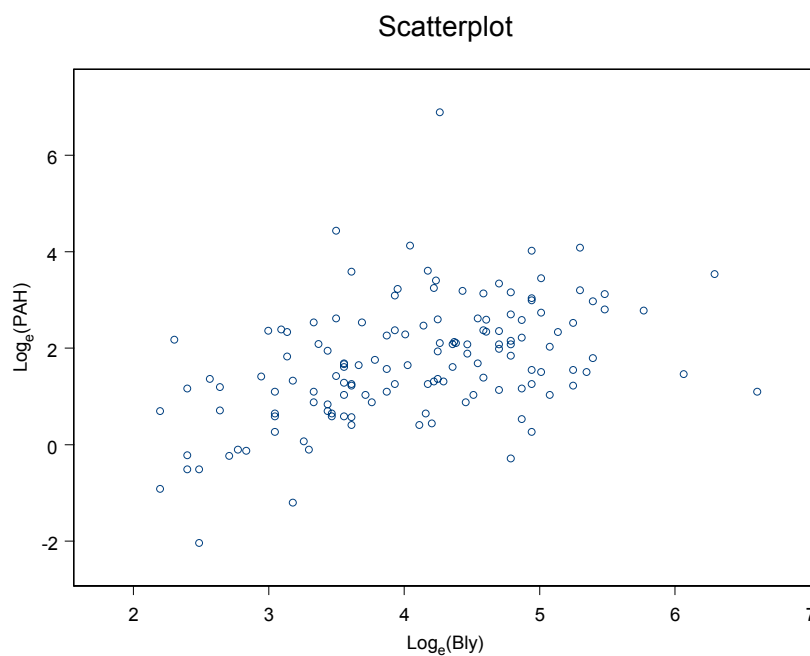
For at yderligere visuelt at undersøge om de transformerede værdier er approksimativt normalfordelte plottes de transformerede værdier ofte mod fraktilerne i en normalfordeling. Dette er vist i fraktil plottet i Figur 2.

Det ses at data bortset fra enkelte ekstreme observationer (både lave og høje) er rimeligt beskrevet ved en normalfordeling. Dette kunne testes, men nytten af disse tests er begrænset (Andersen 1994).



Figur 2 Fraktil plot af $\text{Log}_e(\text{Bly})$ i blå og $\text{Log}_e(\text{PAH})$ i rød.
Fractile plot of $\text{Log}_e(\text{lead})$ in blue and $\text{Log}_e(\text{PAH})$ in red.

Korrelationen mellem $\text{Log}_e(\text{Bly})$ og $\text{Log}_e(\text{PAH})$ kan visualiseres med et plot af de to parametre mod hinanden. Korrelationen på 0,46 kan ses som en svag positiv tendens i Figur 3.



Figur 3 Plot af $\text{Log}_e(\text{Bly})$ mod $\text{Log}_e(\text{PAH})$. Enkelte ekstreme værdier kan observeres
Plot of $\text{Log}_e(\text{lead})$ against $\text{Log}_e(\text{PAH})$. Individual extreme values are noted.

1.3 Geografisk korrelation af data

Indledningsvis skal gives en række deskriptive størrelser for afstanden mellem observationerne, analogt med de deskriptive størrelser for de målte værdier. Det ses at de to observationer, der har den mindste indbyrdes afstand, er placeret med 31 meters afstand og den maksimale afstand er 1930 meter. Dette indebærer at det udelukkende er muligt at vurdere spatiele korrelation i dette interval.

Afstande mellem punkter	X,Y- original (meter)	X,Y-beregning (km)
Minimum	31	0,031
25 % Fraktil	422	0,422
Middel (gennemsnit)	730	0,73
Median	683	0,683
75 % Fraktil	996	0,996
Maksimum	1930	1,930

Tabel 2 Deskriptive størrelser vedrørende observationerne
Descriptive sizes for the observations.

Før positioner og værdierne for henholdsvis $\text{Log}_e(\text{Bly})$ og $\text{Log}_e(\text{PAH})$ plottes beregnes *Moran's I* for at få et førstehånds indtryk af den geografiske korrelation. Hypotesen der testes for *Moran's I* er: "Ingen spatiel korrelation", dvs det antages at data er uafhængige af geografien (afstanden). Er p-værdien meget lille befinder man sig langt ude i halen af fordelingen og hypotesen forkastes og er p-værdien større er der ingen spatiel korrelation. Den kritiske p-værdi vælges standard til $p=0,05$. Beregningerne ses i Tabel 3.

	$\text{Log}_e(\text{Bly})$	$\text{Log}_e(\text{PAH})$
Moran's I	0,0457	0,0266
P-værdi	0,0577	0,224

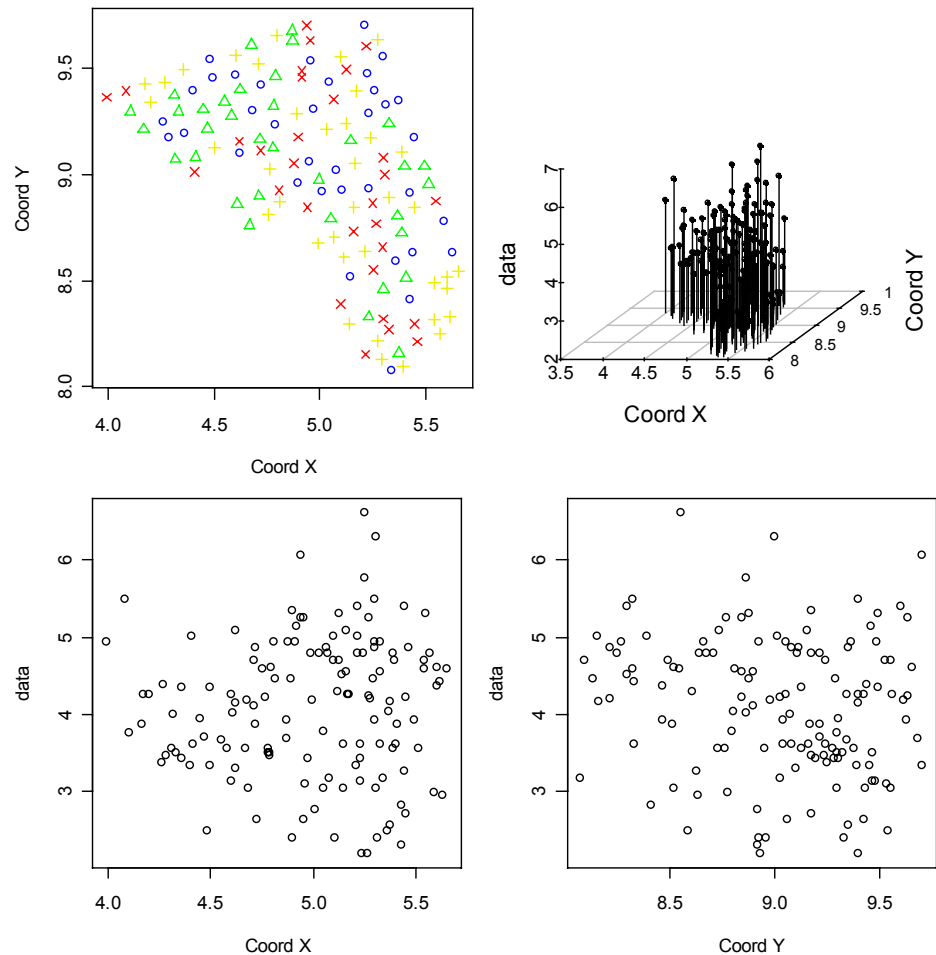
Tabel 3 Mål for geografisk korrelation, P-værdierne indikerer at der ikke er nogen geografisk (afstands) korrelation
Values for the geographical correlation. P-value indicates that there is no geographical (distance) correlation.

Hverken $\text{Log}_e(\text{Bly})$ eller $\text{Log}_e(\text{PAH})$ ser umiddelbart ud til at udvise spatiel korrelation ($p>0,05$). Det betyder at en observation ikke er mere lig dets naboobservationer end observationer længere væk.

Dette er ikke noget bevis for at der ikke er spatiel korrelation, det ser bare ikke ud til at den kan diagnosticeres udfra de observationer (afstanden mellem dem) der er foretaget.

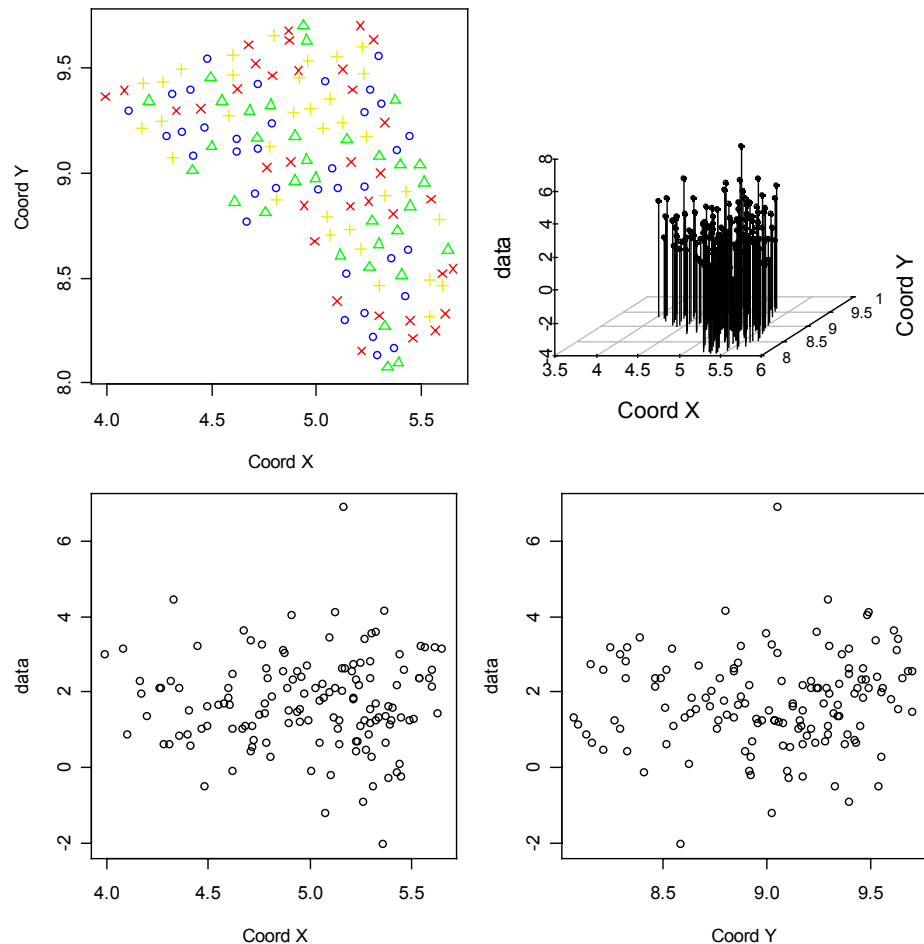
Den mulige spatielle korrelation vil nu blive undersøgt nærmere med flere diagnostiske plot af data. I Figur 4 $\text{Log}_e(\text{Bly})$ og Figur 5 $\text{Log}_e(\text{PAH})$ er vist fire grafer.

- Øverst til venstre: Plot af positionerne med følgende farve og symbol kode Blå cirkel [0:25] % fraktil, Grøn trekant [25-50] % fraktil, Gult plus [50:75] % fraktil, Rødt kryds[75:100] % fraktil
- Øverst til højre: Stavplot af værdier og deres positioner
- Nederst til højre: Plot af værdier mod x-koordinaten
- Nederst til venstre: Plot af værdier mod y-koordinaten



Figur 4 $\text{Log}_e(\text{Bly})$: Blå [0:25]% Fraktil, Grøn [25-50]% Fraktil, Gul[50:75]% Fraktil, Rød[75:100]% Fraktil
 $\text{Log}_e(\text{lead})$: Blue [0:25]% Fractile, Green [25-50]% Fractile, yellow[50:75]% Fractile, Red[75:100]% Fractile.

Der kan ikke umiddelbart diagnosticeres nogen spatielle strukturer ud fra Figur 4. Høje og lave værdier ser ud til at være spredt tilfældigt mellem hinanden. Der observeres heller ikke nogen umiddelbare trends i projektionerne på henholdsvis x- og y-koordinaterne (nederst)



Figur 5 $\text{Log}_e(\text{PAH})$: Blå [0:25]% Fraktil, Grøn [25:50]% Fraktil, Gul[50:75]% Fraktil, Rød[75:100]% Fraktil
 $\text{Log}_e(\text{PAH})$: Blue [0:25]% Fractile, Green [25:50]% Fractile, Yellow [50:75]% Fractile, Red [75:100]% Fractile

Der kan ikke umiddelbart diagnosticeres nogen spatielle strukturer ud fra Figur 5. Høje og lave værdier ser ud til at være spredt tilfældigt mellem hinanden. Der observeres heller ikke nogen umiddelbare trends i projektionerne på henholdsvis x- og y-koordinaterne (nederst)

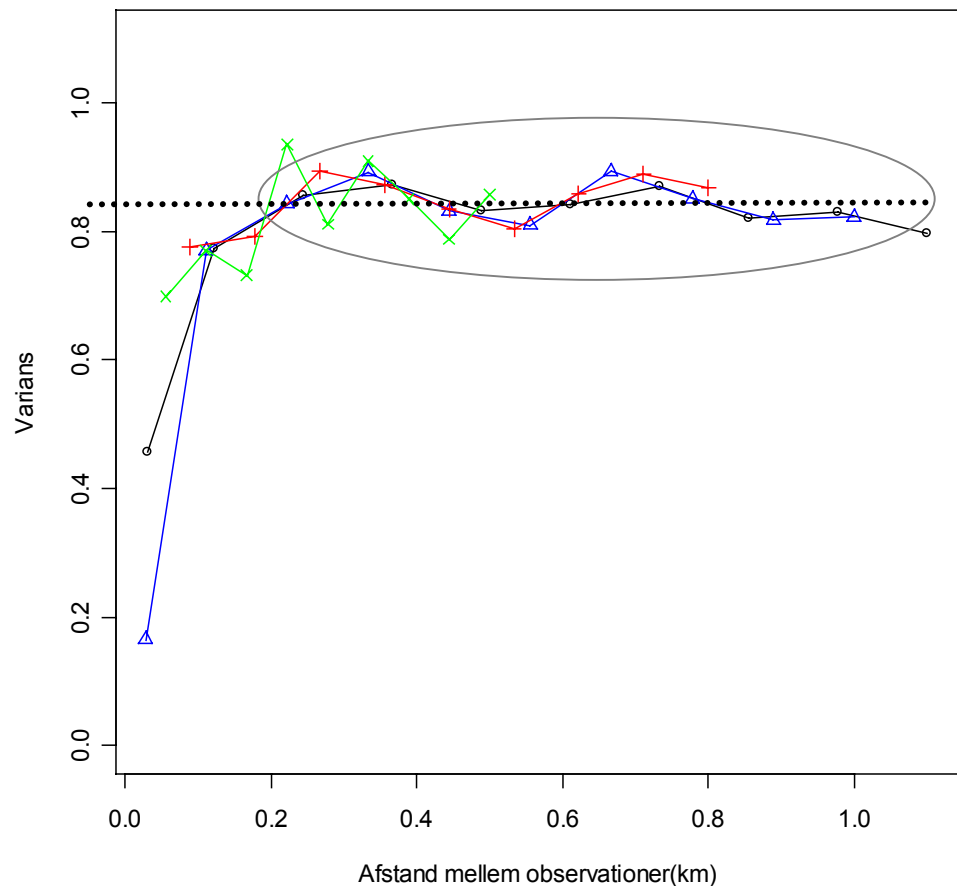
1.4 Variogrammer

I det følgende beskrives variogrammer for henholdsvis $\text{Log}_e(\text{Bly})$ og $\text{Log}_e(\text{PAH})$. Betydningen af valget intervaller hvori variansen beregnes fremgår af nedenstående plot af variogrammet for $\text{Log}_e(\text{Bly})$.

Den sorte kurve er den maksimale afstand sat til 1,1 km med 10 intervaller. Den blå kurve er den maksimale afstand sat til 1,0 km med 10 intervaller. Den røde

kurve er den maksimale afstand sat til 0,8 km med 10 intervaller. Den grønne kurve er den maksimale afstand sat til 0,5 km med 10 intervaller.

Det bemærkes at det visuelle indtryk af *nugget* effekten ændres ved forskelligt valg af maksimal afstande med samme antal punkter (Blå~0,18 ; Sort~0,45, Grøn~0,7 og Rød~0,8). Vælges en af disse værdier arbitrært vil det få meget stor indflydelse på usikkerheden på estimationen. Skal der estimeres en variogramkurve gøres dette normalt ved vægtet ikke-lineær regression. Vægten består i antallet af punkt-par der ligger til grund for den beregnede varians i et interval. For den sorte kurve er antallet af punkt-par i de ti intervaller: [10, 456, 877, 1093, 1119, 1080, 1043, 919, 759, 612]. Foretages den vægtede regression findes der ikke nogen spatiel korrelation (for nogen af de 4 valg). Betragtes grafen på ny skal hele den spatielle korrelation ekstraheres fra ét usikkert bestemt punkt (det der ligger udenfor ellipsen.). Dermed bliver det bedste bud på variationen det simple estimat fra de indledende deskriptive analyser: $\sigma^2=0.904^2=0.82$ (stiplet linje). Retningsbestemte variogrammer (0°, 45°, 90°, 135°) er endvidere estimeret, dette gav ikke nogen ændring i resultatet (data ikke vist).



Figur 6 Variogram Log_e(Bly) : Sort Dist_{max}=1,1 km, Blå Dist_{max}=1,0 km, Rød Dist_{max}=0,8 km, Grøn Dist_{max}=0,5 km. Alle har 10 intervaller.
Variogram Log_e(lead) : Black Dist_{max}=1,1 km, Blue Dist_{max}=1,0 km, Red Dist_{max}=0,8 km, Green Dist_{max}=0,5 km. All have 10 intervals.

Betydningen af valget intervaller hvori variansen beregnes ligeledes af nedenstående plot af variogrammet for $\text{Log}_e(\text{PAH})$.

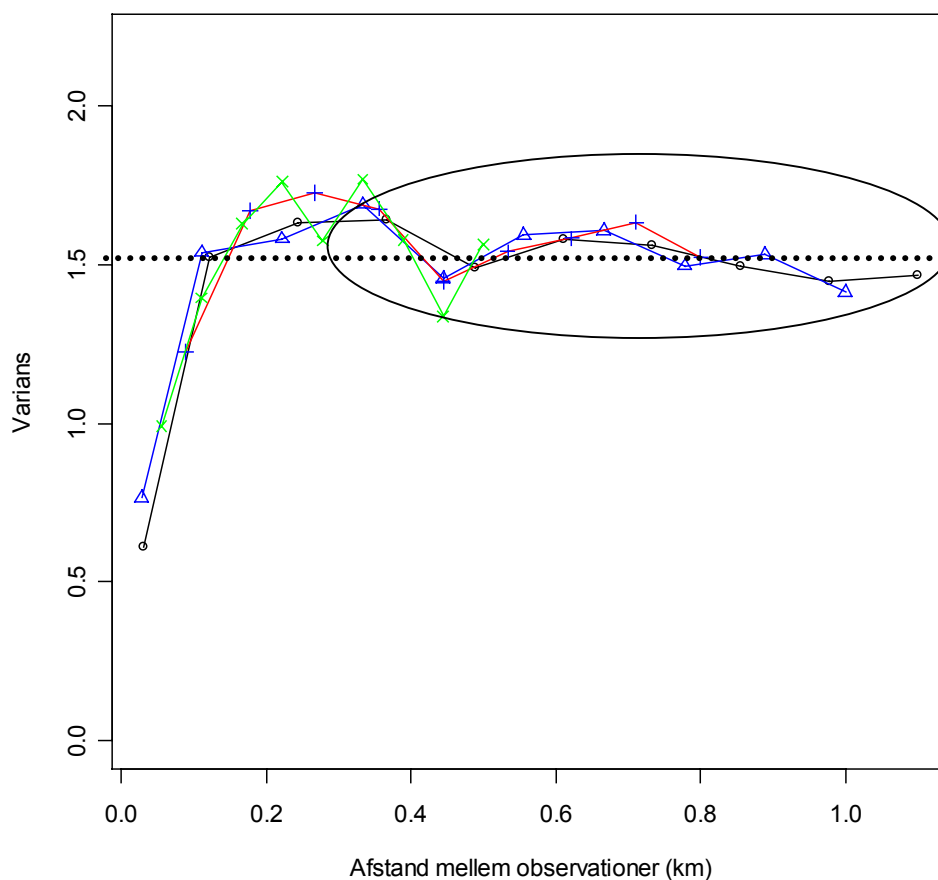
Den sorte kurve er den maksimale afstand sat til 1,1 km med 10 intervaller. Den blå kurve er den maksimale afstand sat til 1,0 km med 10 intervaller. Den røde kurve er den maksimale afstand sat til 0,8 km med 10 intervaller. Den grønne kurve er den maksimale afstand sat til 0,5 km med 10 intervaller.

Det bemærkes at det visuelle indtryk af *nugget* effekten ændres ved forskelligt valg af maksimal afstande med samme antal punkter (Blå~0,75 ; Sort~0,60, Grøn~1,0 og Rød~1,2). Vælges en af disse værdier arbitrært vil det få meget stor indflydelse på usikkerheden på estimationen. Skal der estimeres en variogramkurve gøres dette normalt ved vægtet ikke-lineær regression. Vægten består i antallet af punkter der ligger til grund for den beregnede varians i et interval. For den sorte kurve er antallet af punkter i de ti intervaller: [10, 456, 877, 1093, 1119, 1080, 1043, 919, 759, 612]. Foretages den vægtede regression findes der ikke nogen spatiel korrelation (for nogen af valgene).

Betragtes grafen påny skal hele den spatielle korrelation ekstraheres fra ét usikkert bestemt punkt (det der ligger udenfor ellipsen.). Dermed bliver det bedste bud på variationen det simple estimat fra de indledende deskriptive analyser:

$\sigma^2 = 1,22^2 = 1,49$ (stiplet linje).

Retningsbestemte variogrammer (0° , 45° , 90° , 135°) er endvidere estimeret, dette gav ikke nogen ændring i resultatet (data ikke vist).



Figur 7 Variogram $\text{Log}_e(\text{PAH})$: Sort $\text{Dist}_{\max}=1,1$ km, Blå $\text{Dist}_{\max}=1,0$ km, Rød $\text{Dist}_{\max}=0,8$ km, Grøn $\text{Dist}_{\max}=0,5$ km. Alle har 10 intervaller.

Variogram $\text{Log}_e(\text{PAH})$: Black $\text{Dist}_{\max}=1,1$ km, Blue $\text{Dist}_{\max}=1,0$ km, Red $\text{Dist}_{\max}=0,8$ km, Green $\text{Dist}_{\max}=0,5$ km. All have 10 intervals.

1.5 Estimation og kriging

Da der ikke er nogen signifikant spatiel korrelation, beskrives data bedst ud fra de deskriptive størrelse angivet i starten af analysen. Antages normalfordeling af de logaritmerede værdier vil estimatet for koncentrationen samt et 95% konfidensinterval for en prøve et vilkårligt sted være:

	Bly	PAH
Estimat	$e^{4,08} = 59,1$ mg Pb / g TS	$e^{1,72} = 5,58$ mg (17) PAH / g TS
95 % konfidensinterval	$[e^{4,08-1,96*0,904}; e^{4,08+1,96*0,904}] = [10,1; 348]$ mg Pb / g TS	$[e^{1,72-1,96*1,22}; e^{1,72+1,96*1,22}] = [0,511; 61,0]$ mg (17) PAH / g TS

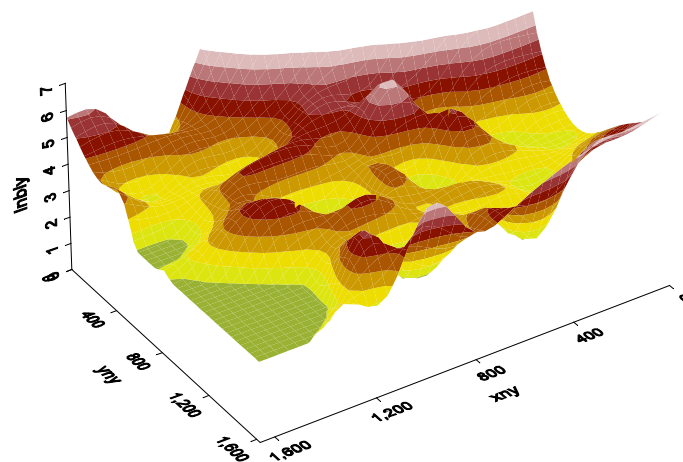
For bly er der to værdier der er lavere en konfidensintervallet, endvidere er der 3 værdier der er højere. Dette er fint i overensstemmelse med en konfidensgrad på 95% ($0,05*138 \approx 7$).

For PAH er der 3 værdier under nedre konfidensgrænse og 3 over øvre konfidensgrænse.

1.6 Konklusion

Analyserne i dette bilag understøtter betragtningerne i design afsnittet. Der blev ikke fundet nogen spatiel korrelation indenfor den forsøgsplan der er opstillet. Det betyder ikke at der ikke er spatiel korrelation, den forekommer højst sandsynligt på en mindre skala end den anvendte i dette design. Det ville have været **meget værdifuldt** med en række observationer med en indbyrdes afstand mindre end 31 m. Med 138 prøver burde et antal kunne benyttes til lokal variation.

Software der i situationer som denne automatisk anvender geostatistiske værktøjer til estimationen ved at foretages en vægtning af nabo observationerne, for eksempel nærmeste naboer eller kvadratisk afhængighed af afstanden, kan ikke understøttes af de målte værdier og må derfor betragtes som gætteri. Nedenstående graf kunne være ét eksempel på et automatisk genereret plot af koncentrationsniveauet, plottet er ganske flot men afspejler ikke den information der er i data og må derfor betragtes som grænsende til ubrugeligt.



Figur 8 Interpoleret plot af $\text{Log}_e(\text{Bly})$: xny og yny er i meter og 0 angiver den mindste koordinat
Interpolation of plot for $\text{Log}_e(\text{lead})$: xny and yny are in meters and 0 shows the lowest co-ordinate

Diffus jordforurening på Østerbro

Geostatistisk analyse af målinger af Bly

Diffus jordforurening på Østerbro Geostatistisk analyse af målinger af Bly

Udarbejdet af JSA-Envirostat A/S

Indhold

1	INTRODUKTION	83
1.1	DESKRIPTIVT	83
1.2	GEOGRAFISK KORRELATION AF DATA	84
2	SOFTWARE	90

1 Introduktion

Data i denne analyse stammer fra Østerbro, koordinaterne på positionerne er angivet i UTM og enheden er derfor meter.

Datasættet er opdelt i tre grupper:

1. "Østerbro": 138 positioner på Østerbro
2. "Tegnsprog": 24 positioner, Center for tegnsprog, tæt på punkterne B147 og B148 fra "Østerbro"
3. "Fælled": 9 positioner, Fælledparken, tæt på punkterne B11 og B12 fra "Østerbro"

"Østerbro" datasættet er tidligere analyseret i bilag B. De tre datasæt vil i det følgende blive analyseret hver for sig og som et samlet datasæt. I datasæt "Tegnsprog" og datasæt "Fælled" er der gentagne målinger på de enkelte prøver.

1.1 Deskriptiv Statistik

Det ofte ses ved analyse af jordforureningsdata at en logaritme transformation af værdierne gør at data bliver approksimativt normalfordelte. Der er derfor i nedenstående Tabel 1 angivet deskriptive størrelser for både de målte værdier samt de logaritmerede værdier (den naturlige logaritme).

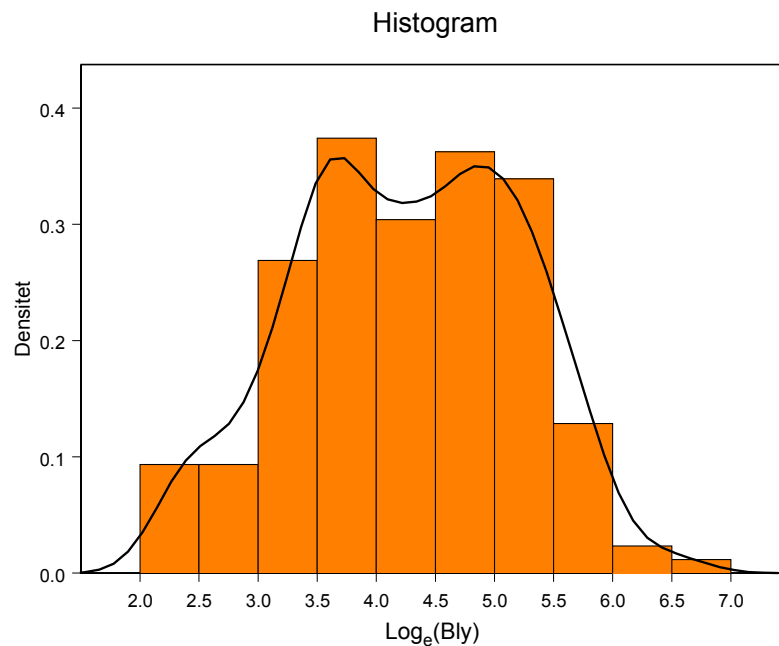
	Østerbro	Tegnsprog	Fælled	Log _e Østerbro	Log _e Tegnsprog	Log _e Fælled
Minimum	9,00	134,0	30,0	2,20	4,90	3,40
25% Fraktil	32,0	186,5	40,8	3,47	5,23	3,71
Middelværdi (gennemsnit)	88,6	238,6	43,1	4,08	5,44	3,75
Median (50% Fraktil)	65,0	219,0	43,0	4,17	5,38	3,76
75% Fraktil	120	294,5	47,0	4,79	5,69	3,85
Maksimum	740	376	57,0	6,61	5,92	4,04
Standard afvigelse (spredning)	95,5	65,6	6,30	0,904	0,28	0,15
Antal datapunkter	138	24	9	138	24	9

Tabel 1 Deskriptive statistiske størrelser
Descriptive statistical values

Median er lav i forhold til middelværdien for "Østerbro" og "Tegnsprog", hvilket indikerer asymmetrisk fordeling af værdierne med en lang højre (høje værdier) hale på fordelingen. Dette betyder at en transformation bør overvejes for disse datasæt. I den samlede analyse vil alle data blive transformeret og dermed mindske betydningen af enkelte meget høje koncentrationer.

Baseret på de deskriptive størrelser i forrige afsnit er i Figur 1 vist histogrammet (Densiteten) for alle tre datasæt Log_e(Bly). Endvidere er den estimerede densitet plottet som en sort kurve. Histogrammer afviger ikke meget fra en sædvanlig

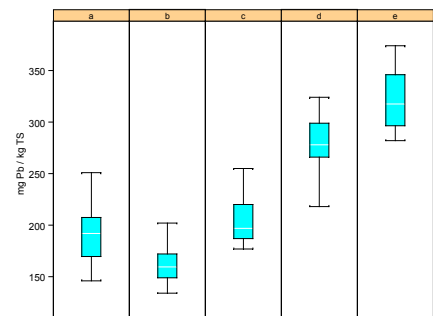
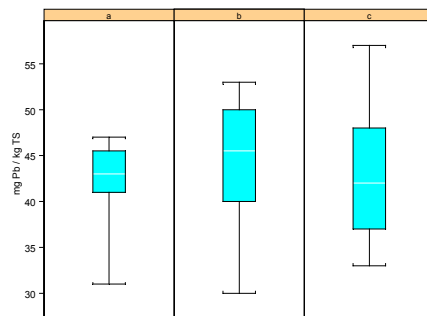
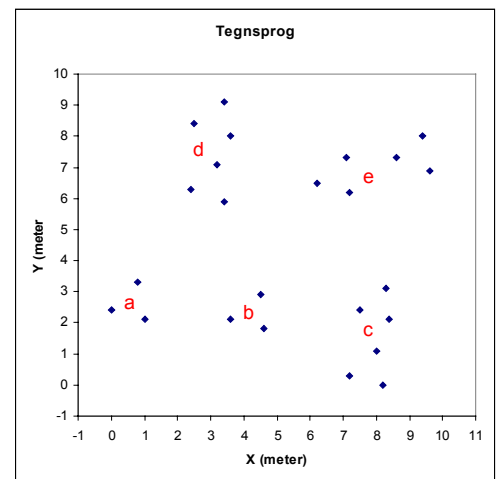
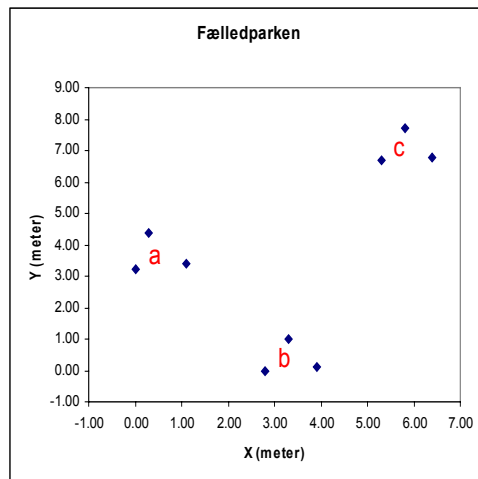
”klokkeformet” normalfordeling. Både ”Fældet” og ”Tegnsprog” er jvf Tabel 1 fuldt indeholdt i histogrammet og antager ikke ekstreme værdier.



Figur 1 Histogram (Densiteten) for $\text{Log}_e(\text{Bly})$. Den estimerede densitet er plottet som en sort kurve. De afbildede histogrammer afhænger af valget af intervalbredde og kurven af estimationsmetoden.
Histogram (Density) for $\text{Log}_e(\text{lead})$. The estimated density is plotted as a black curve. The illustrated histogram depends on the choice of width of interval and on the estimation method.

1.2 Geografisk korrelation af data

Positionerne for ”Fældet” og ”Tegnsprog” er plottet nedenstående. Det er valgt at inddele data i henholdsvis 3 og 5 grupper (a,...,e) ud fra deres placering. Først vurderes de enkelte grupper i forhold til hinanden. Dette er vist visuelt i box-plottene under (x,y-plottene). Den blå boks er ”Inner-Quartile Range” dvs fra 25-75% kvartilen. Stregerne markerer range af data. Der ses forskelle for ”Tegnsprog” men ikke for ”Fældetparken”.

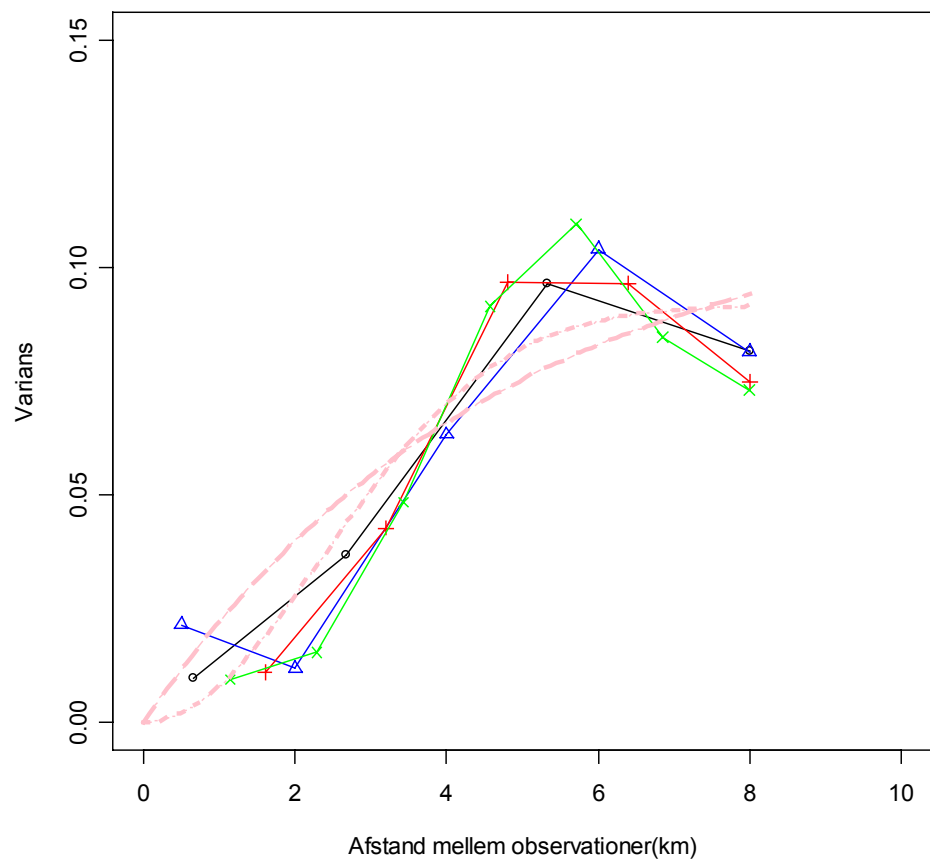


Disse resultater kan ligeledes vurderes i en variansanalyse, her foretaget på der ikke-transformerede data. Den totale variation kan splittes op i 3 niveauer, hvor Niveau 1 er variansen af gruppemiddel i forhold til totalmiddell, Niveau 2 er variansen af middelværdien for de gentagne målinger i forhold til gruppemiddel og Niveau 3 er residualvariationen fra enkeltmålinger i forhold til middel af gentagne observationer.

Lokalitet \ Varians	Niveau 1	Niveau 2	Residual
Tegnsprog	4203	101	725
Fælled	<0.01	<0.01	36

Disse resultater antyder at small-variationen (som funktion af afstanden) ikke er ens overalt, hvilket ikke er overraskende men heller ikke opmuntrende idet dette ofte antages i geostatistiske analyser.

For "Tegnsprog" er der forskel på bly-niveauet i de fem grupper (a,...,e) men ikke forskel på punkterne i de enkelte grupper. Der forventes dermed at være
For "Fælled" er der ikke forskel på de tre grupper (a,b,c) og dermed er der ingen grund til at lave en spatiel analyse af disse data. Variogrammet for "Tegnsprog" er vist nedenstående



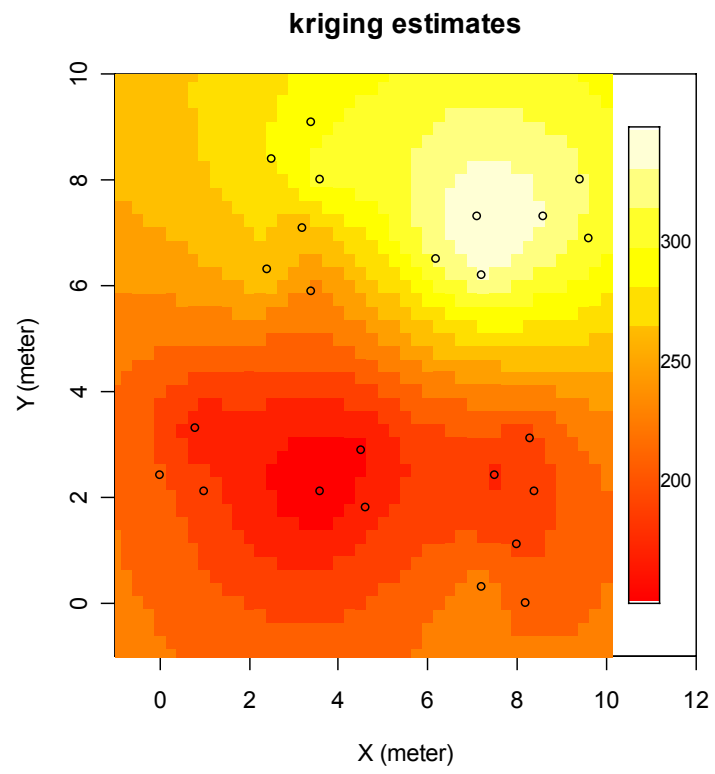
Det er tydeligt at variansen er afhængig af afstanden, det er dog ikke helt tydeligt om range er nået. Der er fitte to variogrammer hvilket resulterede i parameter estimerne givet i nedenstående tabel.

	Nugget	Sill	Range
Exponentiel	0	0.12	4,71
Gausisk	0	0.09	3,32
Maksimum Likelihood	0,0076	0,0569	3,72

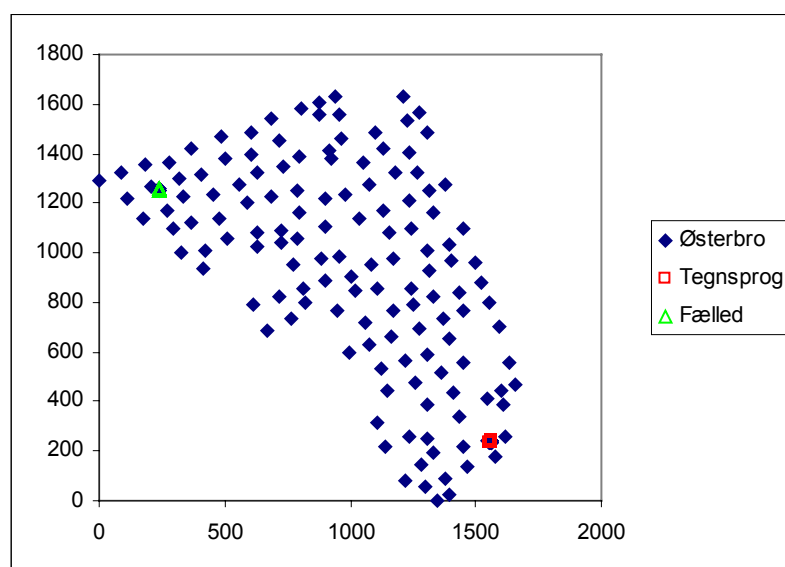
Den sorte kurve er den maksimale afstand sat til 8m km med 4 intervaller. Den blå kurve er den maksimale afstand sat til 8 m med 5 intervaller. Den røde kurve er den maksimale afstand sat til 8 m med 6 intervaller. Den grønne kurve er den maksimale afstand sat til 8 m med 8 intervaller.

Det bemærkes at det visuelle indtryk af *nugget* effekten ændres ved forskelligt valg af antal punkter. Vælges en af disse værdier arbitrært vil det få meget stor indflydelse på usikkerheden på estimationen.

Kriging med anvendelse af maximum likelihood estimatet er vist nedenstående

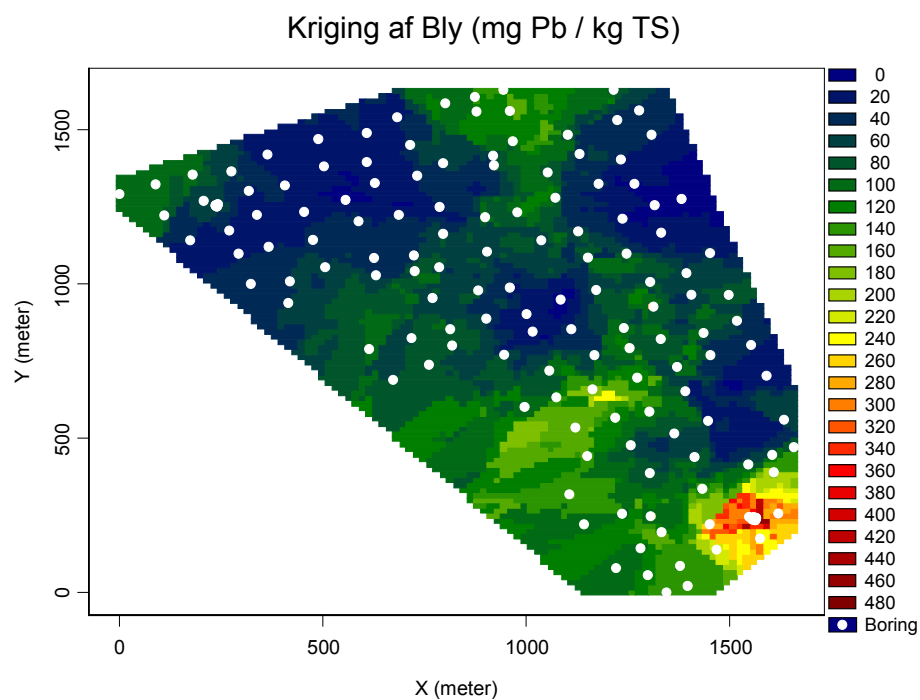


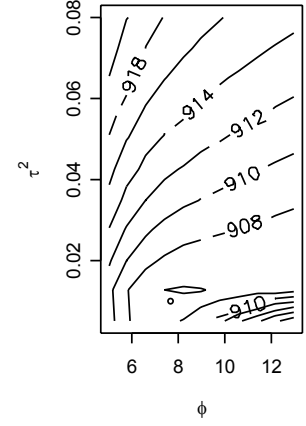
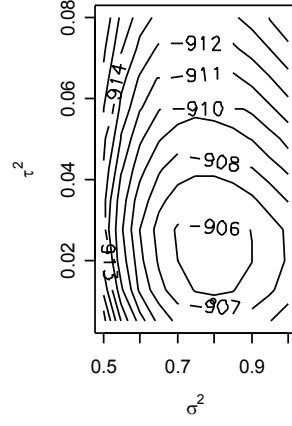
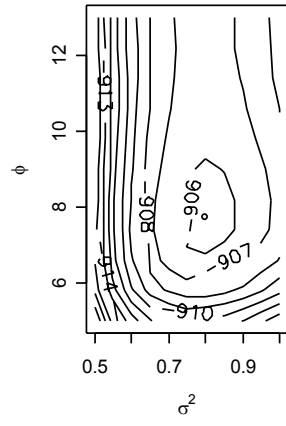
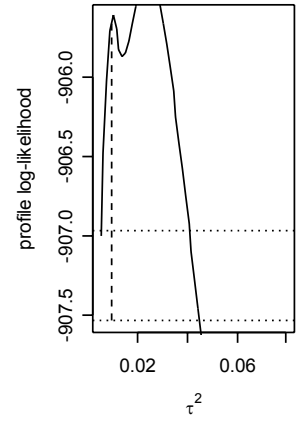
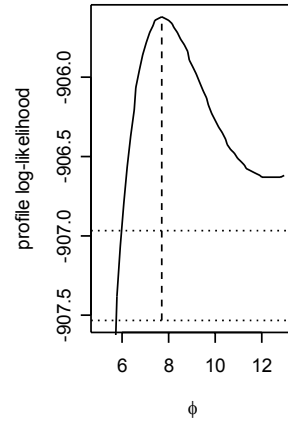
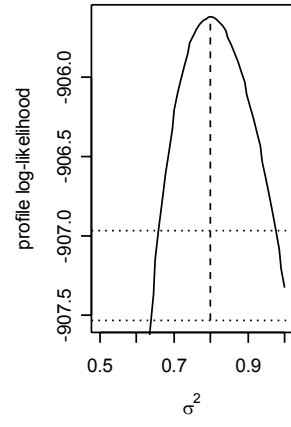
De tre datasæt er vist nedenstående, målet med behandling af de tre datasæt sammen er at udnytte ”Tegnsprog” og ”Fælled” til at beskrive beskrevet small-scale variationen.



Maksimum likelihood af alle data er beskrevet i nedenstående tabel

	Nugget	Partial Sill	Sill	Range	LogLikelihood	Mean ($\log_e Bly$)
Maksimum likelihood	0,0096	0,798	0,807	7,72	-905,6155	4,11





2 Software

Til analyserne er anvendt: <http://www.maths.lancs.ac.uk/~ribeiro/geoR.html>

Eksempel på samspil mellem
dataindsamling i prøvetagningsfelter,
databehandling og hypoteser.

1 Eksempel over nedfaldsmodel

1.1 Baggrund

I det følgende er givet forslag til dataindsamling, databehandling og hypoteser for diffus jordforurening forårsaget af nedfald fra en industrikilde, dvs. iht. nedfaldsmodel.

Det forventes, at forureningsparametrene er tungmetaller og PAH'er. Det forventes, at forureningsbelastningen i de terrænnære jordlag aftager med afstanden fra forureningskilden, og at det forureningspåvirkede areal strækker sig mindst 1000 m i alle retninger fra forureningskilden. Det forventes, at jordforureningen aftager i dybden.

Det foreslås, at tungmetallerne Pb, Cu, As, Zn, Cr og Ni anvendes som indikatorparametre, og at disse måles med en feltteknikken, EDXRF. Der foretages endvidere nogle få akkrediterede ICP-analyser som kontrolmålinger. Til vurdering af arealet foretages en screening for PAH med immunoassay i alle prøvepunkter. Hovedformålet er at vurdere, om der er signifikante forskelle ved forskellige afstande og retninger fra forureningskilden. Herudover analyseres en række prøver med ved GC-MS-SIM, jf. Miljøstyrelsens anvisning med kvantificering af 7 PAH'er samt et mindre antal for flere PAH'er til vurdering af PAH profilen.

1.2 Definition af hypoteser

Der kan opstilles en række hypoteser om relationer mellem den diffuse jordforurening og forureningskilden. For eksempel:

Hypoteser vedr. jordforurening:

1. Jordkvalitetskriterier for de målte parametre overskrides i delområdet(erne).
2. Jordforurening kan beskrives ved hjælp af den geostatistisk afbildning over undersøgelsesområdet.
3. Diffus jordforurening kan beskrives ved en nedfaldsmodel, idet der er en sammenhæng mellem afstanden fra forureningskilden og indholdet af forureningskomponenterne i topjorden (2-10 cm). Indholdet aftager væk fra kilden, indtil en given afstand. Herefter vil forureningsbelastningen ikke tiltage.
4. Diffus jordforurening kan beskrives ved en nedfaldsmodel, idet indhold af forureningskomponenter i topjorden (2-10 cm) på arealet nedstrøms den fremherskende vindretning er højere end på arealet opstrøms.
5. Diffus jordforurening kan beskrives ved en nedfaldsmodel, idet indholdet af forureningskomponenter aftager med dybden.
6. Diffus jordforurening kan beskrives ved en nedfaldsmodel, idet indholdet af forureningskomponenter i jordlag 0-5 cm (inkl. græstørv) i uberørt jord (jord, hvor der ikke graves f.eks. græsarealer, ikke-dyrket jord) er højere end i det dybereliggende jordlag 2-10 cm.
7. Diffus jordforurening kan beskrives ved en nedfaldsmodel, idet indholdet af forureningskomponenter i jordlag 0-5 cm (inkl. græstørv) i jord, hvor der

graves eller plantes, er på samme niveau som i det dybereliggende jordlag 2-10 cm.

8. Diffus jordforurening kan beskrives ved en bidragsmodel, idet der er et varierende og tilfældigt indhold af forureningskomponenter, såsom PAH'er, og tungmetaller, i fyldlaget over hele arealet, dvs. der er ingen tendens til højere indhold i bestemte retninger eller dybder.
9. Diffus jordforurening kan beskrives ved en bidragsmodel, idet der er et statistisk højere indhold af forureningskomponenter i fyldjord end i forhold til referenceværdier for intakt jord.

Hypoteser om arealspecifikke analyseparametre:

10. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren (BaP) og summen af PAH..
11. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af indhold af de individuelle tungmetaller og summen af PAH.

Hypotese om forureningsforhold:

12. Forureningssammensætningen kan beskrives ved hjælp af nogle få detaljerede analyser, idet der er en relation mellem forureningssammensætning og de anvendte indikatorparametre.

Hypotese om kortlægningsgrundlag:

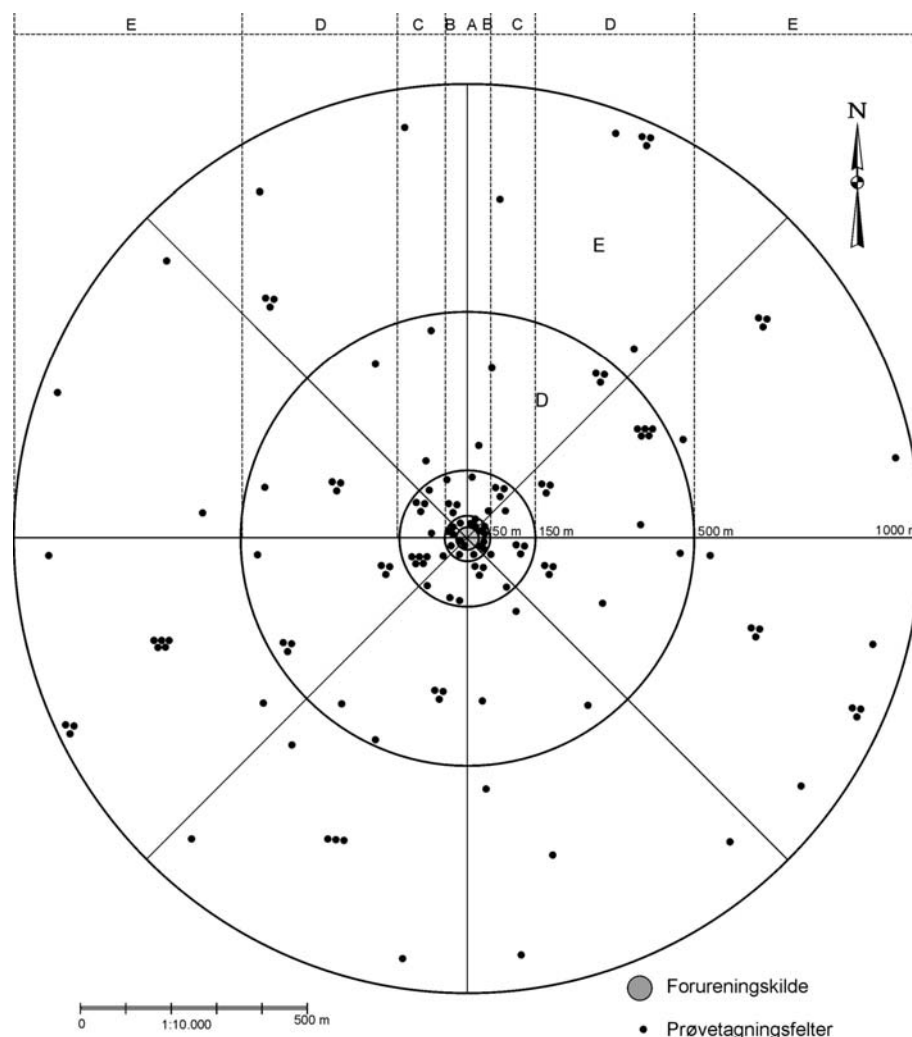
13. Der foreligger tilstrækkelige overensstemmelse mellem den historiske redegørelse og den fundne forureningsforhold til at kortlægge på vidensniveau 2.

1.3 Design af statistisk og geostatistisk plan og prøvetagningfelter

For vurdering af jordforureningen opdeles det forureningspåvirkede areal i forskellige delområder i forskellige afstande (A-E) og retninger (N-NØ, NØ-Ø, Ø-SØ, SØ-Ø, Ø-SV, SV-V, V-NV, NV-N) fra forureningskilden:

- A. Inden for skellet
- B. 0 - 50 m fra skellet
- C. 50 - 150 m
- D. 150 - 500 m
- E. 500 - 1000 m

Delområder opdelt i henhold til afstande og retningen er illustreret i figur 1.



Figur 1 Skitse over delområder og prøvetagningsfelter
Proposal for subdivision of investigation area and sampling zones

Der kan forventes jordforurening i følgende dybder:

- I 0 - 5 cm Jordoverfladen inkl. græstørv. Det er vigtigt at skelne mellem plantebede, hvor der graves og uberørt jord, hvor der ikke graves, f.eks. græsarealer og ikke-dyrket jord.
- II 2 - 10 cm Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
- III 20 - 30 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- IV 45 - 55 cm Repræsenterer anvendelsesdybden.
- V 95 - 105 cm Til afgrænsning af forurening.

Forureningsmodellen indikerer, at forureningsniveauet inden for et delområde (A-N-NØ; A-NØ-Ø, ...E-S-SV m.v.) er sammenligneligt (ens). Det vil sige, at indholdet i jordprøver fra samme dybde i hvert enkelt delområde bør være repræsenteret af en gennemsnitsværdi, en medianværdi, en variationskoefficient og et konfidensinterval.

Herudover kan der dog være bidrag til jordforurening fra andre kilder i området (bidragsmodellen i gamle boligkvarter, fyldjordsmodellen og bidrag fra vejnet, liniemodellen), som påvirker forureningsniveauet over hele undersøgelsesområdet.

Der udpeges et antal prøvetagningsfelter af ca. 100 m² i hvert delområde (A:N-NØ, A:NØ-Ø, ..., E:S-SV, E:SV-V, m.v.). Prøvetagningsfelterne placeres med forskellig indbyrdes afstand inden for delområdet, jf. figur 1.

I hvert prøvetagningsfelt udtages jordprøver fra ca. 2 - 5 punkter i forskellig dybde. Jordprøverne udtages med forskellig indbyrdes afstand inden for prøvetagningsfeltet (f.eks. 1, 2, 4, 6 og 10 m). Der udtages hovedsageligt prøver fra 2-10 cm's dybde, men også fra forskellige dybder. I tabel 1 angives forslag til antal af prøvetagningsfelter og jordprøver. Disse skal revideres og optimeres på baggrund af historik m.m. før iværksættelse af undersøgelsen.

Afstand fra forureningskilden	A	B	C	D	E
Afstand i dybden	Inden for skellet	0-50 m	50-150 m	150- 500 m	500-1000 m
I 0-5 cm's dybde (inklusive græstørv)	1 felt (3 pkt.)	2 felter i uberørt jord 2 felter i bede (10 pkt.)		2 felter i uberørt jord 2 felter i bede (10 pkt.)	
II 2-10 cm's dybde	1 felt (3 pkt.)	8 felter 1 - 5 pkt./felt (20 pkt.)	16 felter 1 - 3 pkt./felt (24 pkt.)	16 felter 1 - 3 pkt./felt (24 pkt.)	16 felter 1 - 3 pkt./felt (24 pkt.)
III 25 cm's dybde		4 felter 3 pkt. /felt (10 pkt.)		4 felter (5 pkt.)	
IV 50 cm's dybde		4 felter (5 pkt.)		4 felter (5 pkt.)	
V 1 m's dybde		2 felter (5pkt.)		2 felter (5 pkt.)	
Antal af håndboringer (pkt.)	3	20	24	24	24
ca. antal pkt. /km ²	100	2500	380	32	11
Antal af jordprøver	6	50	24	49	24

 Det testes statistisk om forureningsbelastningen er forskellig i forskellige afstands- og dybdeintervaller.

Tabel 1 Forslag til antal af prøver omkring punktkilden.
Suggestion for number of samples around the point pollution source

Prøverne udtages som stikprøver, idet den indbyrdes variation mellem prøver, udtaget tæt på hinanden (1-10 m) samt med større afstand (20-500 m), anvendes i databehandlingen til at vurdere om prøver fra forskellige delområder er forskellige fra hinanden.

Gennemsnit, median, standardafvigelse, variationskoefficient og konfidensinterval kan beregnes for hvert prøvetagningsfelt eller for grupper af prøvetagningsfelter, f.eks. prøvetagningsfelter i samme afstand og/eller retning fra forureningskilden. Prøvetagningsfelter kan sammenlignes, og det kan vurderes, hvorvidt koncentrationsniveauer udviser signifikante forskelle, og om disse forskelle kan relateres til afstand eller retning fra forureningskilden eller til dybden.

Der testes, om forureningsbelastningen inden for samme afstand og retning fra forureningskilden er sammenlignelig, dvs. om variansen mellem prøvepunkterne er af samme størrelse som analyseusikkerheden. Der testes endvidere, om forureningsbelastningen i prøvetagningsfelter i forskellig afstand og retning fra forureningskilden er forskellig og der testes, om forureningsbelastningen i prøver fra forskellige dybder inden for samme prøvetagningsfelt ligeledes er forskellige.

Der foretages en vurdering af analyseusikkerheden og analysekvaliteten for indikatorparametrene (feltmålinger med EDXRF for tungmetaller og immunoassay for PAH). Dette gøres ved udførelse af dobbeltbestemmelser på delprøver fra samme homogeniserede jordprøve samt ved sammenligning med akkrediterede analyser

Ud over statistiske tests til vurdering af gennemsnit, variationskoefficient, konfidensinterval og korrelation mellem parametre kan der foretages en vurdering af den geografiske variation over arealet. Variansen mellem prøvepunkterne kan omregnes til et semivariogram og anvendes til estimering (visualisering) af koncentrationsniveauer over hele området, baseret på resultaterne fra prøvetagningsfelter.

1.4 Prøvetagnings- og analyseplan

Prøvetagningsplanen bestemmes af den statistiske og geostatistiske plan, jf. 1.3 og tabel 1. Det tilstræbes, at jordprøverne udtages i uberørt jord. Dette gælder navnlig jordprøver udtaget i dybdeintervallet 0-5 cm. Prøvetagningsforholdene noteres og prøvetagningspunktet indmåles. Prøverne udtages som enkeltprøver med kvarteringspyd eller håndbor.

Alle prøver fra prøvetagningsfelterne analyseres ved en feltteknik (EDXRF) for Pb, As, Cu, Zn, Cr, Ni (uden anden forbehandling end tørring). For alle prøvetagningspunkter vurderes jordarten, tørstofindholdet, glødetab, og PID-udslag. For et mindre antal prøver (ca. 10%) gentages analyserne efter homogenisering ved både EDXRF og ICP for vurdering af analyseusikkerhed og analysekvalitet.

Der anvendes immunoassay til vurdering af PAH-niveauer i alle jordprøver i intervallet 1-50 mg total PAH/kg. Kontrolanalyser for PAH'er måles ved akkrediterede GC-MS-SIM analyser. En række prøver (ca. 10% af prøverne til PAH-analyse) analyseres for flere PAH'er, inklusive methylerede PAH'er, til vurdering af sammensætning og PAH-profil, med henblik på en vurdering af PAH-kilden.

1.5 Databehandling og rapportering

Ved databehandlingen vurderes der, om koncentrationsniveauerne for de målte stoffer er aftagende med afstanden fra kilden, og om koncentrationerne når et stabilt niveau, d.v.s. om der er forskelle i koncentrationerne i de forskellige prøvetagningsfelter.

Med henblik på visualisering af koncentrationsniveauer foretages der en geostatistisk vurdering af forureningsniveauerne over hele undersøgelsesarealet.

Der vurderes om der er behov for yderligere undersøgelser. I tabel 2 angives en oversigt over forslag til hypoteser, dataindsamling og databehandling.

Hypo-tese	Data fra delområder	Parametre	Statistiske værktøjer	Databehandling	Vurdering og bevisførelse
1	Data fra A-II, B-II, C-II, D-II og E-II Analyseusikkerhed for analyserne	Tungmetaller PAH	Gennemsnit Median Varians Konfidensinterval	For hvert felt For hvert delområde Sammenligning af felter og delområder	Om jordforureningen overskrider Jordkvalitetskriterier (JKK). Om felterne i delområder er statistiske

Hypo-tese	Data fra delområder	Parametre	Statistiske værktøjer	Databehandling	Vurdering og bevisførelse
			Fordeling/outliers T-test, F-test, m.fl. Semivariogram og kriging	Følsomhedsvurdering af datagrundlag	sammenlignelige og om det kan uddrages at arealet som helhed overskrider JKK, d.v.s. at arealet kan kortlægges.
2	Data fra A-II, B-II, C-II, D-II og E-II	Tung-metaller PAH	Semivariogram og kriging	For hel areal En geostatistisk afbildning af forureningsniveauer.	Om den geostatistiske afbildning er anvendelig ifm. kortlægning.
3	Data fra A-II, B-II, C-II, D-II og E-II Analyseusikkerhed for analyserne	Pb, Cu, Zn, PAH	Gennemsnit Median Varians Konfidensinterval Fordeling/outliers T-test, F-test, m.fl.	For hvert felt For hvert delområde (retning)	Om felterne er forskellige. Om delområder er forskellige. Om der er relation mellem forureningsniveau, -afstand og retning.
4	Data fra A-II, B-II, C-II, D-II og E-II Analyseusikkerhed	Pb, Cu, Zn, PAH	Gennemsnit Median, Varians Konfidensinterval Fordeling/outliers T-test, F-test, m.fl.	For hvert felt For hvert delområde (retning)	Om felterne og delområder nedstrøms for den fremherskende vindretning er forskellige. Om der er relation mellem forureningsniveau, -afstand og retning.
5	B-I, II, III, IV, V D-I, II, III, IV, V	Pb, Cu, Zn, PAH	Gennemsnit Median Varians, Konfidensinterval Fordeling /outliers	For hver dybde i et prøvetagningspunkt, -felt, og delområde.	Om der er relation mellem forureningsniveau og -dybde i et prøvetagningspunkt, i prøvetagningsfelter og i delområder
6	A-I, B-I, D-I A-II, B-II, D-II	Pb, Cu, Zn, PAH	Gennemsnit Median Varians Konfidensinterval	For hvert felt A,B,D:I-II	Om der er relation mellem forureningsniveau i overfladen og i topjord, når jorden ikke er omrørt.
7	A-I, B-I, D-I A-II, B-II, D-II	Pb, Cu, Zn, PAH	Gennemsnit Median Varians Konfidensinterval	For hvert felt A,B,D:I-II	Om der er relation mellem forureningsniveau i overfladen og i topjord, når jorden er omrørt.
8	Alle data	Alle parametre	Gennemsnit Median Varians Konfidensinterval	Hvis hypoteser 5 og 6 afvises. For hver parameter i hvert punkt, felt og delområde.	Om felterne er statistiske ens Om delområder er statistiske ens
9	Alle data	Alle parametre	Gennemsnit Median Varians Konfidensinterval	For hver parameter i hvert punkt og i hver dybden, og i hvert felt og delområde.	Forureningsniveau sammenlignes med referenceværdier/ baggrundsværdier. Forureningsniveau sammenlignes værdier i 2- 10 cm med værdier i 1m.
10-11	Alle data	Alle parametre	Indbyrdes forhold	For hver parameter i forureningsarealer	Er der er indbyrdes forhold mellem parametrene.
12	Alle data	Alle parametre, inkl. geoteknisk	Indbyrdes forhold	Parametre sammenlignes	Forurenings sammensætning vurderes i forhold til indikatorparametre.
13	A-I B/E-II/V	Alle parametre	Indbyrdes relationer mellem parametre ift. forhold ved forureningskilden	For hvert felt For hvert delområde	Om forurenings sammensætning på afstand af kilden er i overensstemmelse med forureningsforhold ved kilden og om det kan uddrages at der er tale om en sammenhængende forurening som overskrider JKK, d.v.s. at arealet kan kortlægges.

Tabel 2 Oversigt over hypoteser, analysedata og databehandling
Overview of hypotheses, analytical data and data treatment.