

Miljøprojekt Nr. 914 2004
Teknologiudviklingsprogrammet for
jord- og grundvandsforurening.

Diffus jordforurening og industri

Delrapport 4

Jacqueline Anne Falkenberg, Anne Dahl Thomsen, Bjarne
Persson, Tina Soewarta Schmidt og Jette Bernt Nielsen
NIRAS

Jens Strodl Andersen
JSA-EnviroStat

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

Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter.

Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Indhold

FORORD	7
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	9
SUMMARY AND CONCLUSIONS	13
1 INDLEDNING	17
1.1 BAGGRUND	17
1.2 FORMÅL VED FASE II	20
1.3 LÆSEVEJLEDNING	21
2 UNDERSØGELSESTRATEGI OG METODE FOR NEDFALDSMODEL	22
2.1 SYSTEMATISKE TRIN VED OPBYGNING AF STRATEGIEN	22
2.2 HISTORISK REDEGØRELSE	22
2.3 FORURENINGSMODELLER	24
<i>Nedfaldsmodel</i>	25
<i>Bidragsmodel</i>	25
<i>Baggrunds niveauer</i>	25
2.4 AFGRÆNSNING AF TESTAREALET	26
2.5 OPSTILLING AF HYPOTESER	27
2.6 VALG AF ANALYSEPARAMETRE OG MÅLETEKNIKKER	29
<i>Tungmetaller</i>	29
<i>PAH</i>	29
<i>Olie</i>	30
<i>PCB og Phthalater</i>	30
<i>Dioxiner</i>	31
<i>Pesticider</i>	31
2.7 DESIGN AF FORSØGSPLAN	31
<i>Inddragelse af data fra tidligere undersøgelse</i>	33
<i>Vurdering af afstandforhold</i>	33
<i>Vurdering af dybdemæssige forhold</i>	33
<i>Vurdering af prøvetagningstæthed og fordel/ulemper med blandingsprøver</i>	34
<i>Vurdering af indikatorparametre og forureningssammensætning</i>	34
<i>Vurdering af dæklags betydning</i>	34
2.8 PRØVETAGNINGSPLAN	35
<i>Besigtigelse</i>	35
<i>Antal af prøvetagningspunkter</i>	35
2.9 PRØVETAGNINGSSARBEJDE	36
2.10 ANALYSEARBEJDE	38
<i>PID, pH, tørstofindhold og organisk indhold</i>	38
<i>Tungmetaller</i>	38
<i>PAH</i>	38
<i>Olie</i>	38
<i>Phthalater, PCB, dioxin og pesticider</i>	38
<i>Kvalitetsmålinger</i>	38
2.11 DATABASEHANDLING: DESKRIPTIV STATISTIK	39
<i>Fraktiler</i>	39
<i>Data under detektionsgrænser</i>	39
<i>Gennemsnit</i>	40
<i>Datafordeling og betydning ved databehandling</i>	40

	<i>Korrelation mellem parametre</i>	42
	<i>Sammenligning af datasæt</i>	42
2.12	DATABEHANDLING: GEOSTATISTIK	43
	<i>Kontrol af forudsætninger og fortolkninger</i>	45
	<i>Geostatistisk flowdiagram</i>	47
3	RESULTATER OG DATABEHANDLING	51
3.1	PRØVETAGNING OG RESULTATER	51
3.2	DESKRIPTIV STATISTIK FOR TUNGMETALLER, OLIE OG PAH	52
	<i>Datafordelinger</i>	54
	<i>Korrelation mellem parametre</i>	55
	<i>Aluminium</i>	55
	<i>Arsen</i>	56
	<i>Bly</i>	56
	<i>Cadmium</i>	58
	<i>Chrom</i>	60
	<i>Kobber</i>	60
	<i>Nikkel</i>	62
	<i>Zink</i>	62
	<i>Totalkulbrinter</i>	64
	<i>PAH</i>	64
3.3	DESKRIPTIV STATISTIK FOR ØVRIGE ORGANISKE PARAMETRE	66
	<i>PAH- og dioxinsammensætning</i>	68
3.4	GEOSTATISTISK VURDERING	71
3.5	KONKLUSION VEDRØRENDE DATABEHANDLING	85
4	DIFFUS JORDFORURENING OMKRING EN METAFORARBEJDNINGSVIRKSOMHED I GLOSTRUP	87
4.1	HISTORISK REDEGØRELSE	87
	<i>Deskriptiv statistik for bly og cadmium</i>	87
	<i>Datafordelinger</i>	88
	<i>Korrelation mellem parametre</i>	88
	<i>Bly</i>	88
	<i>Cadmium</i>	89
4.2	GEOSTATISTISK DATABEHANDLING	90
5	ERFARINGER VED AFPRØVNING AF STRATEGIEN	92
5.1	FORURENINGSMODEL	92
5.2	ANALYSEPARAMETRENE OG ANALYSEPLANEN	96
	<i>Tungmetaller, olie og PAH</i>	97
	<i>PCB</i>	97
	<i>Phthalater</i>	97
	<i>Dioxin</i>	97
	<i>Pesticider</i>	97
	<i>Konklusion vedrørende standardanalyseparametre</i>	97
5.3	PAH-SAMMENSÆTNING	98
5.4	MÅLETEKNIKKER	99
	<i>Vurdering af feltmålinger med EDXRF</i>	100
	<i>Konklusioner vedrørende anvendelse af feltteknikker</i>	101
5.5	DESIGN AF FORSØGSPLAN	102
	<i>Prøvetagningstæthed og arealstørrelse</i>	102
	<i>Enkeltprøver eller blandeprøver</i>	104
	<i>Konklusion vedrørende anvendelse af blandeprøver</i>	106
	<i>Koncentrationsniveau og dæklag</i>	106
5.6	PRØVETAGNING I PRAKSIS	107
5.7	DATABEHANDLING OG -PRÆSENTATION	107

<i>Deskriptiv statistik</i>	107
<i>Geostatistik</i>	108
5.8 BEREGNING AF SANDSYNLIGHED VED KORTLÆGNING	109
6 HYPOTESER	110
7 ORDFORKLARING	113
8 REFERENCER	116
Bilag A	Historisk redegørelse og OML-beregninger
Bilag B	Jordforurening omkring en metalforarbejdningsvirksomhed i Glostrup. Geostatistiske analyse af målinger af bly og cadmium

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 kortlægning af diffus jordforurening i byområder på Vidensniveau 2.

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

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

I Fase II er udarbejdet følgende fire delrapporter:

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

Nærværende rapport er delrapport 4 og omfatter en datarapport om den fysiske afprøvning af undersøgelsesstrategier af diffus jordforurening forårsaget af luftbårne emissioner fra industrien.

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

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

Sammenfatning og konklusioner

Nærværende datarapport omhandler den fysiske afprøvning af undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffus jordforurening forårsaget af luftbårne emissioner fra industrien. Rapporten beskriver dataindsamling og resultater for undersøgelse af diffus jordforurening omkring et tidligere valseværk på Amager. Rapporten belyser hermed egnede undersøgelsesstrategier for diffus jordforurening omkring industrikilder. Der er desuden inddraget data (bly og cadmium) fra Københavns Amts undersøgelser af arealer omkring industrikilder.

Datarapporten er én af 7 rapporter udarbejdet i forbindelse med et projekt iværksat af Københavns Kommune, Miljøkontrollen under Miljøstyrelsens teknologiprogram. Projektets overordnede formål er, at udarbejde metoder til optimering og forenkling af myndighedernes faglige arbejde ved kortlægning af diffus jordforurening på Vidensniveau 2.

Testareal

Testarealet omkring det tidligere valseværk omfatter flere arealer med tidligere eller nuværende industri, blandt andet langs Amager Strandvej, hvor der før i tiden også fandtes flere opfyldte arealer/lossepladser. Valseværket har været i drift fra 1908 – 1979 og vest og syd for værket er der i 1920-40'erne etableret et større boligområde.

Forureningsmodel

Den diffuse jordforurening omkring valseværket forventes at kunne beskrives med

- en nedfaldsmodel, dvs. den diffuse jordforureninger er forårsaget af nedfald fra de tidligere skorstene på valseværket

samt

- en bidragsmodel, dvs. de små tilfældige bidrag over 70 år fra boliganvendelse.

Hypoteser

Nedfaldsmodel

Det antages, at forureningsparametrene er kobber, andre tungmetaller, aluminium, PAH, phthalater, PCB, dioxiner og pesticider. Det antages, at forureningsbelastningen i de terrænnære jordlag aftager med afstanden fra forureningskilden, og at det forureningspåvirkede areal strækker sig mindst 500 m i alle retninger fra forureningskilden. Det antages, at området umiddelbart østnordøst for valseværket, nedstrøms for den fremherskende vindretning, er mere belastet end andre områder. Det antages, at jordforureningen aftager i dybden. Således antages det, at testarealet er mere forurenede end baggrundsniveauet i landområder.

Bidragsmodel

Det antages, at jorden er belastet fra mange små bidrag gennem årene, og at forureningsniveauerne her er større end for ubenyttede arealer uden for byerne. Det antages, at forureningsparametrene er tungmetaller, PAH,

dioxiner, PCB og olie. Det antages endvidere, at forureningen udgør en varierende og tilfældig belastning i topjorden, og at forurening aftager med dybden. Således antages det, at testarealet er mere forurenet end baggrunds niveauet i landområder.

Området kan desuden være påvirket af belastningen fra trafikken (liniemodellen) på de større veje.

Forsøgsplan

Til dokumentation af forureningsniveauerne er der udtaget en række prøver fra prøvetagningsfelter tilfældigt fordelt over testarealet. Det sikres, at disse placeres med forskellig indbyrdes afstand (30 – 500 m) inden for området, dog med en større tæthed tæt på valseværket. I hvert prøvetagningsfelt af ca. 100 m² udtages jordprøver fra 1 - 5 punkter. For at bestemme variationerne i dybden udtages der prøver i forskellige dybder ned til 1m.

Formålet er at bestemme variationen for koncentrationerne over testarealet ved hjælp af en geostatistiske analyse, hvor data sammenlignes parvis i forskellige afstandsintervaller. Det undersøges, om observationer med lille indbyrdes afstand er mere ensartede end observationer med større fysisk afstand. Den geostatistiske analyse belyser forureningens rumlige fordeling (her i 2 dimensioner) over testarealet, dvs. den estimerer dels koncentrationsniveauerne, dels om der tendens til henholdsvis faldende eller stigende koncentrationer i bestemte retninger. Yderligere, og måske vigtigst, estimeres usikkerheden på estimatet af forureningsniveauet i testarealet.

I alle prøver måles indikatorparametre og der udvælges passende prøver til analyse for de øvrige parametre.

Resultater

Jorden er beskrevet som kulturfyld i det øverste jordlag ned til 1 m's dybde i testarealet.

Generelt konkluderes det, at forureningsmønsteret på testarealet er godt beskrevet ved hjælp af bidragsmodellen, men at området tæt på valseværket (inden for ca. 250 m) kan beskrives med nedfaldsmodellen. Der er dog observeret mindre delområder med lavere eller højere niveauer, som antages at repræsentere punktforureninger eller områder, hvor jorden er fjernet i forbindelse med renovering eller jordudskiftning. Generelt ses det, at forureningen er størst i det øverste jordlag (bidrag ovenfra), men den kan godt fortsætte i dybden.

Generelt er der ikke påvist en direkte påvirkning fra trafikken (f.eks. høje indhold af bly eller BaP i jordprøver udtaget tættest på trafikken), men der er tegn på en anden PAH-sammensætning i prøver udtaget tæt på vejen. Generelt ses der overskridelse af JKK for bly, cadmium, zink og BaP, samt overskridelse af ASK for BaP. Kobberindholdet er forhøjet, men generelt under JKK.

Kun resultaterne for kobber, cadmium og zink viser faldende tendens med afstanden fra valseværket, men der ses inden for kort afstand både høje og lave værdier, som slører billedet.

De andre hovedforureningsparametre – bly og BaP - viser et mere ensartet, men varierende koncentrationsniveau over testarealet. Der ses dog enkelte mindre afgrænsede områder med højere eller lavere værdier.

Det vurderes, at den påviste diffuse jordforurening kan tilskrives forureningsbidrag (bly, zink og BaP) fra boliger (vedligeholdelse, materialer, opvarmning m.v.) samt fra nedfald (cadmium, kobber, zink) af støv og emissioner fra skorstene og maskiner på valseværket.

I datarapport for kulturlag er det vurderet, at forureningsniveauet er afhængigt af boligområdets alder. Ved at sammenligne koncentrationsniveauer fra testarealet med niveauerne målt i andre boligområder kan det ses, at blyniveauet tilsyneladende er lidt højere end for boligområder af tilsvarende alder i København, mens BaP-niveauet, svarer til den aldersmæssige rækkefølge. En eventuel påvirkning fra valseværket ses dog tydeligst for cadmium, kobber og zink, idet niveauerne for disse stoffer er meget forskellige fra niveauerne i andre boligområder.

Det antages derfor, at forurening med BaP og bly stammer fra boliger, mens valseværket har bidraget til en højere belastning med tungmetaller, herunder især kobber, zink og cadmium. JKK for kobber er dog ikke overskredet i området.

Generelt er der ikke påvist indhold af polychlorerede biphenyler (PCB) i jordprøver omkring valseværket (intet påvist i 90% af prøver). Der er målt lavt indhold af phthalater, men der er ingen overskridelse af JKK (der er intet påvist i 30 % af prøverne og kun én prøve har et indhold på mere end 2% af JKK). Der er fundet lavt indhold af dioxiner i alle jordprøver (5 - 20 ng internationale toksicitetsækvivalenter (ITE)/kg TS). Pesticidindholdet (kun pesticider med lange nedbrydningstider) er analyseret i 4 jordprøver, men kun lavt indhold af DDT og parathion er fundet i 3 af de 4 prøver. JKK er ikke overskredet.

Erfaringer vedrørende strategien

Standardanalyseparametre

De vigtigste forureningskomponenter ved diffus jordforurening i kulturlag i byområder er bly og benzo(a)pyren (BaP). Supplerende analyser for andre tungmetaller (cadmium, kobber og zink) og sum af PAH vil medvirke til en bedre beskrivelse af forureningsfordeling og ensartethed over et areal samt identificere en eventuel påvirkning fra nedfald fra en industrikilde.

Koncentrationsniveau og dæklag

Ved nedfald af luftbåren forurening vil jordoverfladen, inkl. græstørv, være belastet. Det blev antaget, at forureningen i de øverste 0–5 cm ville være større end i de underliggende lag. Der er dog problemer forbundet med prøvetagning af jorden i det øverste vækstlag, hvorfor der også blev udtaget jordprøver fra jordlag under græstørv i 2-10 cm dybde. Dette lag antages også at være repræsentativt ved vurdering af risiko for hudkontakt. Ligeledes blev det antaget, at jordprøver udtaget i en græsplæne er mere forurenede end jordprøver udtaget i bede, hvor der sker en opblanding af forurenede topjord med mindre forurenede jord i dybden.

Generelt ses ingen signifikante forskelle mellem prøver udtaget i de øverste 0-5 cm og 2-10 cm, samt i bede eller græsplæne. Det vurderes derfor, at jordprøver både kan udtages i bede og i græsplæne samt at jordprøver fra 2 - 10 cm's dybde er repræsentative for det øverste jordlag.

Geostatistik

Den geostatistiske analyse betyder, at der kan angives en matematisk beskrivelse af, hvorledes de enkelte punkter er relateret til hinanden i forhold til deres indbyrdes afstand, og der kan tegnes et kort med angivelse af koncentrationen og konfidensintervallet i ethvert punkt.

Sandsynligheden for overskridelse af JKK og ASK kan ligeledes beregnes i ethvert punkt på grundlag af den geostatistiske analyse, dvs. semivariogrammodellens estimat af såvel koncentration som standardafvigelse.

Fordelen ved beskrivelsen af det spatielle (rumlige) forhold er, at koncentrationsniveauet beskrives som et kontinuum, og at der kan håndteres mindre delområder, hvor der eventuelt findes større eller mindre varians. Det vil sige, at estimatet for koncentrationsniveau og konfidensinterval samt sandsynligheden for, hvorvidt jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet, er baseret på de faktiske målinger i nærheden af stedet – altså den spatielle korrelation, idet målinger tæt på hinanden vil være mere ens end målinger foretaget på større afstande.

Baseret på erfaringer fra undersøgelsen er "range" for de korrelerede data typisk 400 – 2000 m, og at der måles på mindste 40 – 90 prøvepunkter. Der er sandsynligvis behov for flere punkter til at afgrænse det forureningspåvirkede areal og minimere "støj" fra afvigende delområder. Da prøvetagningstætheden både skal give en rimelig dækning af arealet samt belyse variationen inden for små afstande er der behov for en tæthed på ca. 200 pkt./km² i det område, som skal kortlægges. Ved afgrænsning af en forureningspåvirkning fra en punktkilde (nedfald) kan der anvendes en mindre tæthed i de afgrænsende arealer og i randområder.

Summary and conclusions

This data report presents the data collection and results of the investigation of diffuse soil pollution around a former rolling mill on Amager with a view to determining suitable investigation strategies for mapping of diffuse soil pollution around industrial sources. Furthermore, data (lead and cadmium) from a former investigation by the County of Copenhagen of an area around an industrial point source is included in the report.

The data rapport is one of seven reports prepared in connection with a project initiated and supervised by Agency of Environmental Protection in the city of Copenhagen under the Danish EPA technology program. The overall objective is to prepare methods to optimise and simplify technical investigations by the environment authorities in connection with mapping of diffuse soil pollution at the legislative Knowledge Level 2.

Test area

The test area around the former rolling mill includes present or former industrial sites, especially along the shoreline road (Amager Strandvejen), as well as areas with reclaimed land and waste landfills. The rolling mill was in operation from 1908 – 1979, and housing was established west and south of the mill in the 1920's – 1940's.

Conceptual model

The diffuse soil pollution around the rolling mill is expected to be described by

- a deposition model, whereby the diffuse soil pollution is caused by deposition from the former stacks at the mill

and

- a contribution model whereby small random contributions from housing contribute to the pollution load over a period of more than 70 years.

Hypotheses

Deposition model

It is assumed that the pollutants are heavy metals such as copper, aluminium, PAH, phthalates, PCB and dioxins. It is assumed that the pollutant load in the soil surface decreases with distance from the source, and that the affected area extends to at least 500 m in all directions from the pollution source. It is assumed that the area immediately down wind from the prevailing wind direction east-northeast of the rolling mill is more affected than other areas. It is assumed that soil pollution decreases with depth. Therefore, it is assumed that the test area is more contaminated than the background levels in rural areas.

Contribution model

It is assumed that the pollutant load is caused by many small contributions over time and that the contaminant levels are higher than for uncultivated rural areas. It is assumed that contaminant parameters are heavy metals, PAH, dioxins, PCB and oil. It is also assumed that the contamination constitutes a

variable and random load in the top soil and that the soil pollution decreases with depth. It is therefore assumed that the test area is more polluted than background levels in rural areas.

Pollutant loads due to traffic (the line model) along the major roads can also affect the area.

Experiment plan

To document the contaminant levels, a series of samples are taken from sampling areas randomly distributed across the test area. This is to ensure that the sampling areas are placed at different distances to each other (30 – 500 m), although a higher sampling density is maintained close to the rolling mill. In each 100 m² sampling area, soil samples are taken from 1 – 5 positions. To determine variation in depth, samples are taken at different depth intervals down to about 1m.

The objective is to determine the variation in concentration levels across the test area by use of a geostatistical analysis, where data pairs at different distances are compared. Observations close to each other are expected to be more alike than observations at greater distances. The geostatistical analysis illustrates the spatial distribution (here in two dimensions) across the test area. The concentration level can be estimated, and a tendency to decreasing or increasing concentrations in certain directions can be evaluated. Furthermore and possibly more important, this technique estimates the uncertainty of the estimate of the concentration levels.

Indicator parameters are measured in all samples, and certain samples are selected and analysed for other parameters.

Results

Historic fill is found to a depth of at least 1 m across the whole test area.

Generally, it is concluded that the contaminant pattern across the test area is well described by the contribution model, but that the deposition model can describe the area close to the rolling mill (within about 250 m). However, small areas with lower or higher levels are observed, and these are assumed to represent point sources of pollution or areas where soil is removed in connection with renovation or soil excavation. Generally, it is noted that that contamination is highest in the upper soil layer (contribution from the surface), but can penetrate in depth.

Generally, a direct effect from traffic (i.e. high levels of lead or BaP in soil samples taken close to roads) has not been demonstrated, but PAH composition in samples taken close to the road indicates anomalies compared with other samples. Generally, the soil quality criteria (JKK) are exceeded for lead, cadmium, zinc and BaP in the investigated area, and the soil intervention limits (ASK) are exceeded for BaP. Copper content is elevated, but generally less than JKK.

Only results for copper, cadmium and zinc show a tendency to decrease with distance from the rolling mill, but high and low values are also seen for adjacent samples, and this obscures the picture.

The other main contaminants - lead and BaP - show more consistent although variable concentration levels across the test area. Some smaller areas with high or low values can be delineated.

It is assessed that the documented diffuse soil pollution can be ascribed to contributions (lead, zinc, BaP) from housing (maintenance, materials, domestic heating etc.) as well as deposition (cadmium, copper, lead and zinc) from dusts and emissions from stacks and machines at the rolling mill.

In the data report for historic fill in urban areas, it is assessed that the contaminant levels depend on the age of the housing area. Comparison of concentration levels in the test area with the levels measured in other housing areas shows that lead levels are slightly elevated in comparison with areas with a comparable housing age in Copenhagen. However, BaP levels are equivalent to the housing age related levels in other areas.

A possible effect from the rolling mill can be seen most clearly for cadmium, copper and zinc in that the concentration levels are very different in comparison with other housing areas.

It is assumed that the contamination with BaP and lead is caused by contributions from housing, while the rolling mill contributes to higher loads of heavy metals, including copper, zinc and cadmium. JKK for copper is not exceeded.

Polychlorinated biphenyls (PCB) are generally not found in soil samples from areas with urban housing (PCB is not detected in 90% of samples). Low content of phthalates are measured, but levels are largely below the Danish soil quality criterion (JKK) of 250 mg/kg DW (Phthalates are not detected in 30% of the samples, and only one sample had a content of more than 1/250 of JKK). All the analysed soil samples had a low content of dioxins (1 - 20 ng international toxic equivalents (ITE)/kg DW). The pesticide content (only persistent pesticides) was analysed in 10 soil samples, but only low levels of DDT and parathion were found in four of the 10 samples. Soil quality criteria JKK (0.5 and 0.1 mg/kg DW respectively) are not exceeded.

Experience concerning the investigation strategy

Standard parameters

The contaminants of importance for diffuse soil pollution in historic fill in urban areas are lead and BaP. Supplementary analysis for other heavy metals (cadmium, copper, and zinc) and sum of PAH will contribute to a better description of the distribution of contaminants and uniformity across an area and will enable identification of a possible effect due to emissions from an industrial source.

Concentration levels and soil cover layers

The deposition of airborne contaminants presents a load on the top soil surface including the turf. It is assumed that the contamination in the upper soil layer (0 – 5 cm) will be greater than in the lower lying soil layers. However, there are problems associated with sampling of the upper growth layer (turf), and it may be desirable to take samples from the soil layer just under the turf (2- 10 cm). Likewise, it is assumed that soil in lawns is more contaminated than soil in plant or vegetable beds, where cultivation of the soil causes mixing of soil from different depths.

Generally, no significant difference is seen between samples taken in beds or in lawns or between samples taken at 0 – 5 cm's depth or at 2- 10 cms's depth.

It is therefore concluded that soil samples can be taken either in beds or in lawns, and that samples at 2-10 cm's depth represent the surface soil pollution.

Geostatistics

The geostatistical analysis means that a mathematical description of how concentrations in the individual samples are related to each other as a function of distance can be determined. A map can then be drawn up with an estimate of concentration and confidence limits for every position across the area.

The probability that soil concentration level in any position exceeds the JKK or is less than the soil intervention level (ASK) can be calculated based on the derived semivariogram and the estimate for concentration and standard deviation.

The advantage of deriving a spatial relationship is that the concentration level is described as a continuum across the area, and areas with anomalous concentration levels and variance can be shown on the map. In other words, the estimate for the concentrations level and confidence interval as well as the probability that the soil at a given position across the area exceeds the soil quality criteria, is based on the actual measurements close to the position in question – i.e. the spatial correlation describes how measurements close to each other are more alike than measurements at greater distance.

Based on the experience from the investigation, the range for the correlated data is about 400 – 2000 m, and it is necessary to measure samples from at least 40 – 90 positions. It is probable that more positions need to be sampled to delineate the areas contaminated by the deposition and to reduce “noise” in atypical areas. Since the sampling density must provide both an adequate description of the area and reveal variation within small distances, a sampling density of about 200 positions per km² in the area to be mapped is recommended. A less dense sampling pattern can be used to delineate the extent of the affected area due to a point source (deposition) and along boundaries.

1 Indledning

1.1 Baggrund

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

Projektet er opdelt i 2 faser. Fase I har omfattet indsamling af erfaringer og viden om forureningskilder samt teknikker og metoder til undersøgelse af diffust forurenede jord. I Fase I af projektet om kortlægning af diffus jordforurening i byområder er udarbejdet følgende tre delrapporter:

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

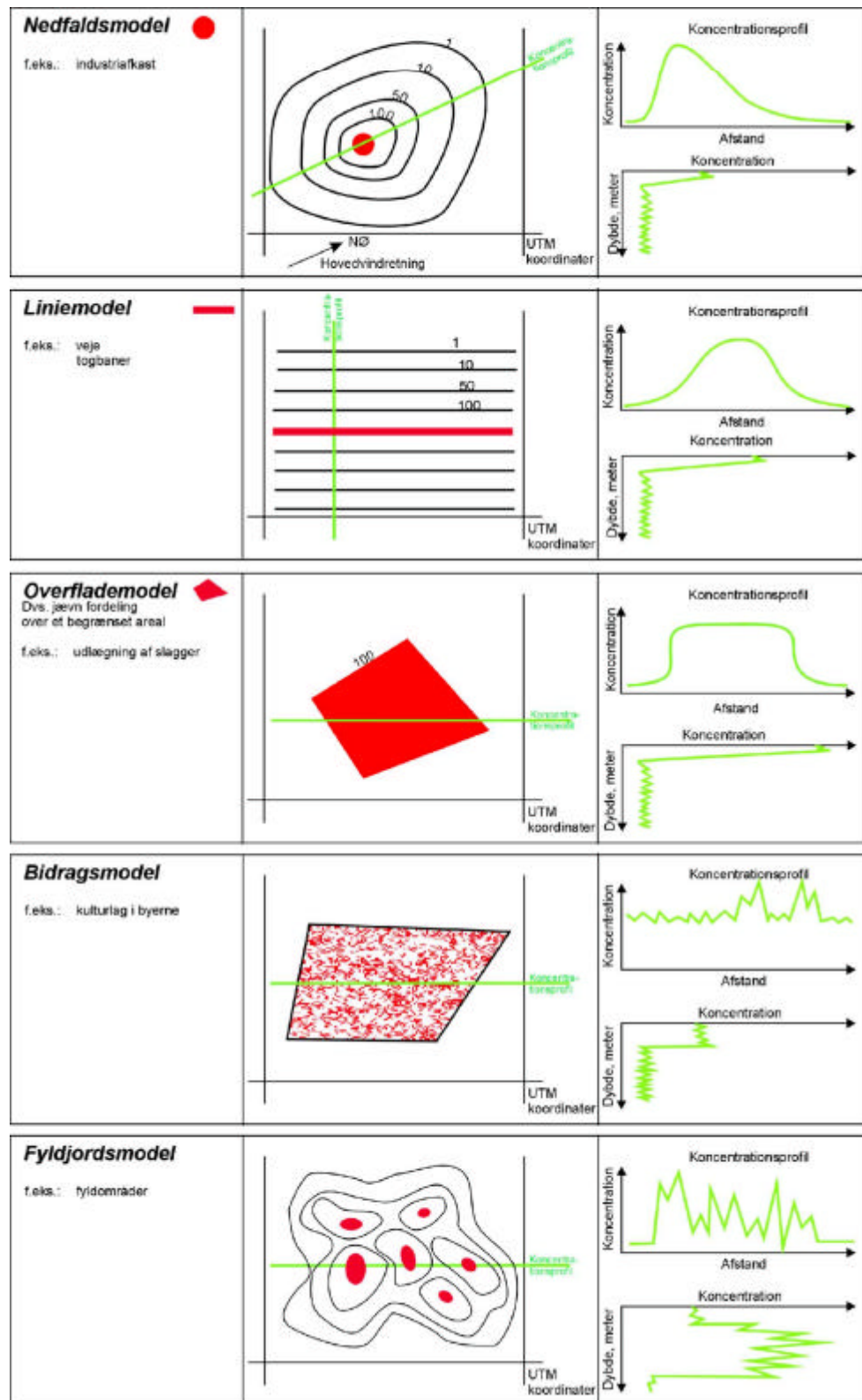
I Miljøprojekt 663 /1/ er kilder til diffus jordforurening defineret i forhold til fem forskellige forureningsmodeller for diffus jordforurening, som beskriver den måde, hvorpå en jordforurening er opstået.

De fem forureningsmodeller er som følger /1/:

- Nedfaldsmodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra luftbårne emissioner (støv, gasarter) fra en eller flere punktkilder, f.eks. skorstensafkast fra forbrændingsanlæg, krematorier, m.v.
Den diffuse jordforurening aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og nedfaldsarealet kan være afhængig af det fremherskende vindforhold samt topografiske og fysiske forhold ved punktkilden.
- Liniemodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra et langstrakt element i landskabet, f.eks. veje, jernbaner m.v.
Den diffuse jordforurening aftager i styrke vinkelret fra liniekilden.
- Overflademodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra den jævne udspredding af et medie, f.eks. en tidligere ukontrolleret udspredding af slagge, brugt myremalm, spildevandsslam, m.v.

Den diffuse jordforurening udgør en forholdsvis ensartet belastning over hele det påvirkede areal.

- Bidragsmodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra små tilfældige bidrag igennem århundreder, f.eks. de kulturlag, hvorpå byen vokser.
Den diffuse jordforurening udgør en varierende og tilfældig belastning af topjorden i hele området.
- Fyldjordsmodel:** En belastning, der i sin oprindelse stammer fra en systematisk påfyldning af jord, affald eller materiale af ukendt oprindelse, f.eks. 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.



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

De fem forureningsmodeller er illustreret i figur 1.1. Bidragsmodellen og fyldjordsmodellen adskiller sig alene ved at fyldjordsmodellen er baseret på systematisk påfyldning af jord af ukendt oprindelse, hvor forurenede jordpartier kan have indgået, mens bidragsmodellen er baseret på små tilfældige bidrag igennem århundreder.

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

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

Udgangspunktet for en undersøgelsesstrategi er, at den diffuse jordforurening ved hjælp af en historisk redegørelse for området eller et afgrænset delområde heraf skal kunne relateres til en eller flere hændelser, der er årsagen til at området/delområdet som helhed er forurenede, og dermed kan beskrives ved hjælp af statistisk værktøj /3/.

Forslag til strategier, som kan kombineres og anvendes i forbindelse med undersøgelser for diffust forurenede jord, er beskrevet i miljøprojekt 665 /3/.

1.2 Formål ved fase II

Fase II har til formål at:

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

I Fase II er udarbejdet følgende fire delrapporter:

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

Nærværende rapport er delrapport 4 og omfatter en datarapport om den fysiske afprøvning af undersøgelsesstrategier af diffus jordforurening forårsaget af luftbårne emissioner fra industrien. Rapporten omhandler dataindsamling og resultaterne for undersøgelsen af diffus jordforurening omkring et tidligere valseværk på Amager med henblik på at belyse egnede undersøgelsesstrategier for diffus jordforurening omkring industrikilder.

Desuden er der inddraget data (bly og cadmium) fra Københavns Amts undersøgelser af området omkring en metalforarbejdningsvirksomhed i Glostrup /18,19/.

1.3 Læsevejledning

I kapitel 1 er projektets baggrund og formål beskrevet.

I kapitel 2 er strategien, undersøgelsesteknikken og metoden for databehandling for undersøgelse af industri (nedfaldsmodel) i byområder beskrevet.

I kapitel 3 og 4 er resultater og databehandling beskrevet for testarealet omkring det tidligere valseværk på Amager samt for arealet omkring en metalforarbejdningsvirksomhed i Glostrup.

I kapitel 5 redegøres for erfaringer ved afprøvning af strategien.

I kapitel 6 opsummeres konklusioner vedrørende de opstillede hypoteser.

I kapitel 7 angives en ordforklaring for de anvendte forkortelser.

I kapitel 8 angives en referenceliste.

2 Undersøglesstrategi og metode for nedfaldsmodel

I det følgende beskrives undersøgelsesstrategien for diffus jordforurening fra industri (nedfaldsmodel) omkring et tidligere valseværk på Amager

2.1 Systematiske trin ved opbygning af strategien

Undersøgelsesstrategien omfatter følgende trin, jf. /3/:

- Udarbejdelse af den historiske redegørelse, dvs. inddragelse af eksisterende viden om området.
- Opstilling af en eller flere forureningsmodeller for diffus jordforurening i området.
- Geografisk afgrænsning af det areal, der skal undersøges.
- Opstilling af hypoteser.
- Valg af passende analyseparametre og måleteknikker.
- Design af forsøgsplan, herunder hvilke data, der er nødvendige for at kunne acceptere eller afvise de definerede hypoteser.
- Opstilling af prøvetagnings- og analyseplan.

Undersøgelsesstrategien er illustreret i figur 2.1.

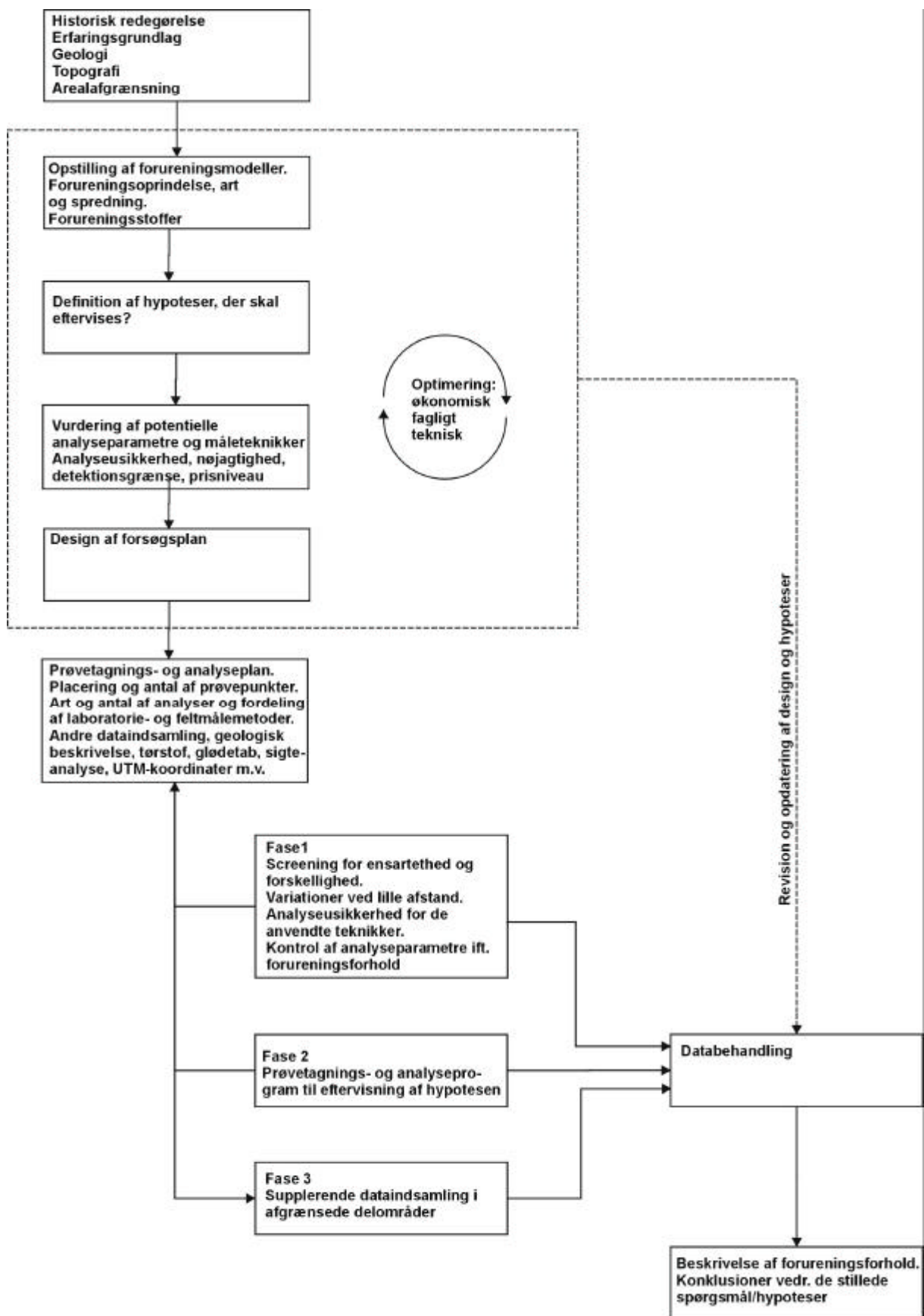
2.2 Historisk redegørelse

NKT's tidligere valseværket på Amager har været i drift fra 1908 – 1979 og beliggenhed er vist på figur 2.2.

Der er indsamlet oplysninger om potentielle forurenende aktiviteter i testarealet, herunder både punktkilder og diffuse kilder. Oplysninger om punktkilder, tidligere industrigrunde og områder med fyld- og lossepladser er indhentet fra Københavns kommunes Miljøkontrol /4, 5, 6, 7/. På testarealet findes flere arealer med tidligere eller nuværende industri, blandt andet langs Amager Strandvejen, dvs. nord, nordøst og øst for NKT /4/. Ligeledes fandtes før i tiden flere opfyldte arealer/lossepladser på testarealet /6/. Disse er indtegnet på figur 2.2 og 2.3.

Boligområdet vest for NKT (Engvej, Øresundvej, Backersvej, Italiensvej) og syd for NKT (Italiensvej, Kastrupvej) er etableret hovedsagelig i 1920-40'erne. Typiske findes huse af mursten med tegltag. I 2000 har Københavns Miljøkontrollen udført en undersøgelse af diffus jordforurening i boligområdet /17/. Boligbebyggelsen nordvest for NKT (Sundparken) er etableret i 1940.

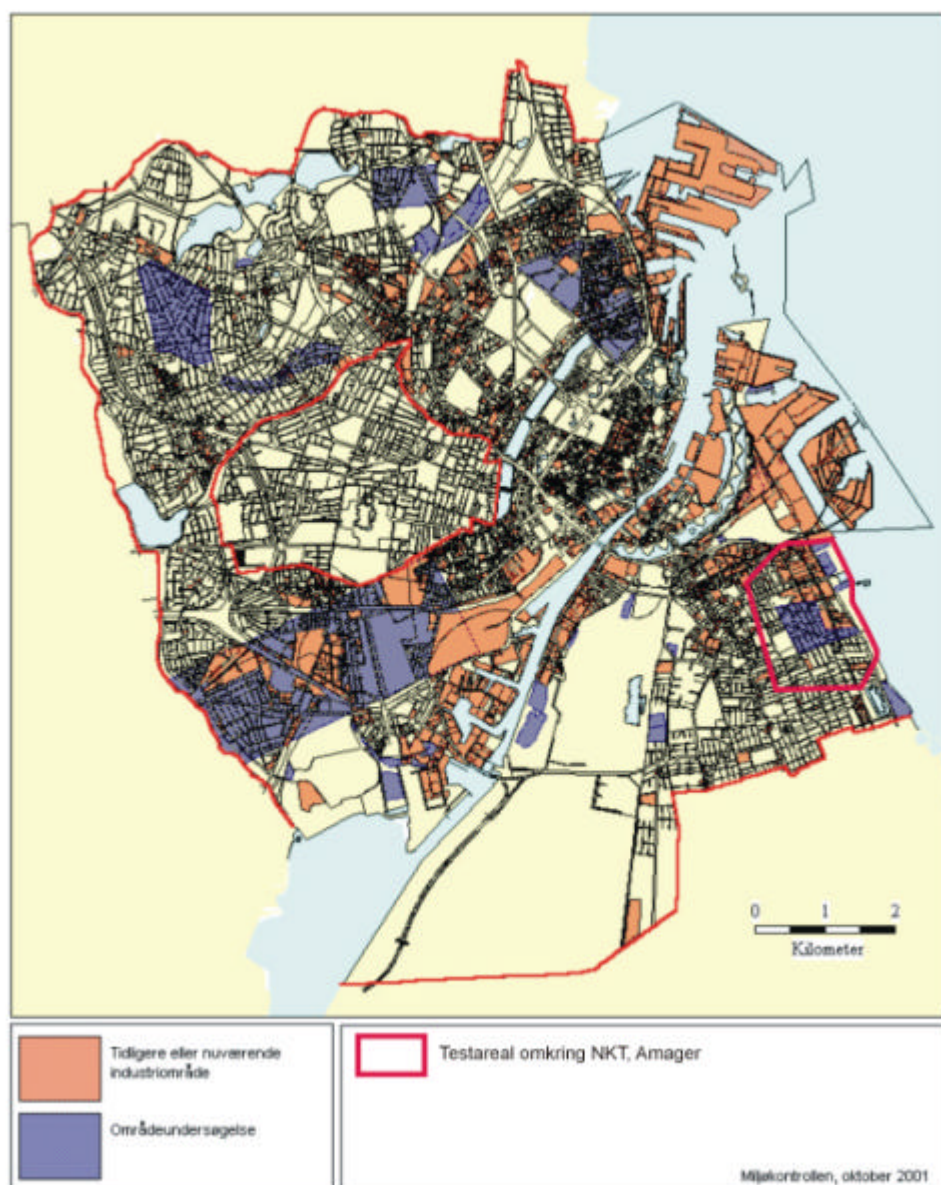
Amagerbanen har været i drift som godsbane fra 1907 til 1974. I perioden 1907 til 1948 blev banen tillige anvendt til personbefordring. I driftsperiodens start anvendtes damplokomotiver som i 1920'erne blev erstattet af diesellokomotiver /8/. Amagerbanens tracé er vist på figur 2.3.



Figur 2.1 Systematiske trin i undersøgelsesstrategien
Systematic steps for the investigation strategy

I 2002 er der påbegyndt anlægsarbejde som forberedelse for den kommende Metro. I denne forbindelse er der gennemførte en række undersøgelser til karakterisering af overflade jord som skal afgraves og håndteres /9/.

En mere detaljeret redegørelse for den historiske redegørelse og en OML – beregning af spredning af emissioner fra NKT-grunden er angivet i bilag A.



2.3 Forureningsmodeller

Den diffuse jordforurening omkring NKT-grunden forventes at kunne beskrives med

- en nedfaldsmodel, dvs. nedfald fra de tidligere skorstene på NKT-grunden

eller

- evt. en bidragsmodel, dvs. de små tilfældige bidrag under anvendelse til boligformål i over 70 år.

Nedfaldsmodel

Det antages, at forureningsparametrene er kobber, andre tungmetaller, aluminium, PAH, phthalater, PCB og dioxiner. Det antages, at forureningsbelastningen i de terrænnære jordlag aftager med afstanden fra forureningskilden, og at det forureningspåvirkede areal strækker sig mindst 500 m i alle retninger fra forureningskilden. Det antages, at området umiddelbart østnordøst for NKT-grunden nedstrøms for den fremherskende vindretning, jf. bilag A, er mere belastet end andre områder. Det antages, at jordforureningen aftager i dybden.

Bidragsmodel

Det antages, at jorden er belastet fra mange små bidrag gennem årene, og at forureningsniveauerne her er større end for ubenyttede arealer udenfor byerne. Det antages, at forureningsparametrene er tungmetaller, PAH, dioxiner, PCB og olie. Det antages endvidere, at forureningen udgør en varierende og tilfældig belastning i topjorden og at forurening aftager med dybden.

Området kan desuden være påvirkede af belastningen fra trafikken (liniemodellen) på de større veje.

Således antages det, at jorden omkring NKT er mere forurenede end baggrunds niveauet i landområder.

Baggrunds niveauer

Litteraturværdier for baggrunds niveauer i landområder er angivet i tabel 2.1, 2.2 og 2.3.

	Landområder		
	Sandjorde	Lerjorde	Alle jorde
As	2,6	4,1	3,3
Pb	10,5	12,1	11,3
Cd	0,13	0,22	0,16
Cr	6,4	17,1	9,9
Cu	5,6	9,0	7,0
Hg	0,03	0,06	0,04
Zn	18,4	43,3	26,8
Ni	2,9	9,6	5,0

Tabel 2.1 Medianværdier for tungmetalkoncentrationer i danske landområder /10, 11/ (mg/kg TS).
Median values for heavy metals in Danish rural soils (mg/kg dw)

	Landområder
PAH (sum af 7 PAH)	0,06- 0,6
Benzo(a)pyren (BaP)	0,01

Tabel 2.2 Skønnede referenceniveauer for PAH i jord /1/ (mg/kg TS).
Estimated reference levels for PAH (mg/kg dw).

	Landområder	Byområder
Dioxin, ng- ITE/kg TS*	0,2 – 0,9 /12/	1-3 /14,12/
Sum af Phthalater	20- 60 /13/	1000/skøn/
DEHP, µg/kg TS	10-30 /13/	100 /skøn/
PCB, µg/kg TS	0,1 – 0,4 /13/	10-200 /15,16/

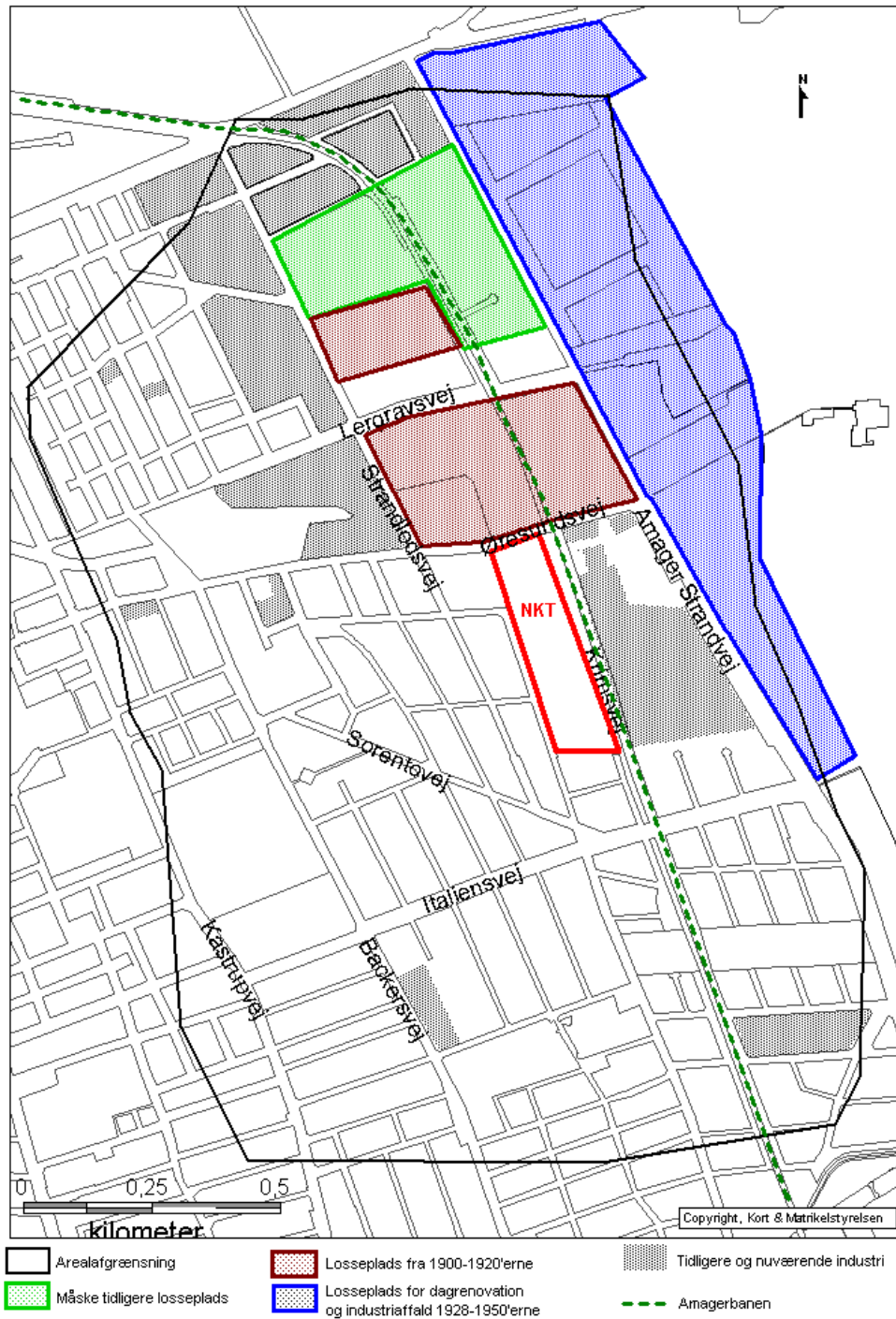
* ITE (NATO/CCMS) betyder internationale toksicitetsækvivalenter som defineret af NATO/CCMS.

Tabel 2.3 Skønnede referenceniveauer for organiske stoffer i jord.
Estimated reference levels for organic pollutants in soils

2.4 Afgrænsning af testarealet

Testarealet er på basis af den tidligere undersøgelse /17/ og den historiske redegørelse, jf. bilag A afgrænset af Holmsbladsgade, Kastrupvej, Cypersvej, Samosvej, Kirsten Kimers vej og Amager Strandvej. Testarealet udgør i alt ca. 2,4 km², jf. figur 2.3.

På testarealet findes områder med tidligere industri og opfyldte arealer/lossepladser og der kan have været baggårdsindustri på en del af grunde.



Figur 2.3 Oversigtskort over beliggenhed af industrier og tidligere lossepladser på testarealet
 Overview showing the location of industries and dumpsites within the test area

2.5 Opstilling af hypoteser

Der er opstillet følgende hypoteser om relationer mellem den diffuse jordforurening og forureningskilden.

Hypoteser om undersøgelsesstrategier:

1. Undersøgelingsstrategien (en statistisk sammenligning af prøvetagningsfelter og en visualisering af forureningsniveauerne over arealet) er en effektiv metode til at sikre et datagrundlag for kortlægning på Vidensniveau 2, dvs. en statistisk dokumentation for, at jordkvalitetskriterier i topjord fra delområder er overskredet.
2. Anvendelsen af en feltteknik (røntgenfluorescens, EDXRF) forbedrer datagrundlaget for kortlægning på Vidensniveau 2.
3. Dataindsamling baseret på den anvendte prøvetagningsplan (antal af prøvepunkter/km²) giver et tilstrækkeligt grundlag for kortlægning på vidensniveau 2.
4. Dataindsamling baseret på den anvendte prøvetagningsplan (antal af prøvepunkter/km²) giver et tilstrækkeligt grundlag for indsats ved overskridelser af afskæringskriterierne.
5. Dataindsamling baseret på den anvendte analyseplan (parametervalg og analysemetode) giver et tilstrækkeligt grundlag for kortlægning på Vidensniveau 2.

Hypoteser om forureningsmodellen:

6. 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 med afstanden til kilden, indtil en given afstand. Herefter vil forureningsbelastningen ikke tiltage.
7. 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.
8. 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.
9. Diffus jordforurening kan beskrives ved en bidragsmodel, idet der i kulturlag i byområder er et statistisk højere indhold af forureningskomponenter i forhold til referenceværdier for jord fra landområder.
10. Diffus jordforurening kan beskrives ved en bidragsmodel, idet der er et varierende og tilfældigt indhold af forureningskomponenter i kulturlag over hele arealet, dvs. der er ingen tendens til højere indhold i bestemte retninger.
11. Forureningsniveauerne aftager med dybden i jordlaget.

Hypoteser om arealspecifikke analyseparametre:

12. Foruden tungmetaller og PAH findes olie (totalkulbrinter), dioxiner, PCB, phthalater og pesticider som diffus jordforurening.
13. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren (BaP), dibenz(a,h)anthracen (DiBaH) og summen af MST 7 PAH
14. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af bly og zink.
15. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af cadmium og zink.
16. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af bly og summen af MST 7 PAH.
17. De kritiske forureningsparametre er identiske med indikatorparametre fra andre undersøgelser, nemlig BaP og bly.

2.6 Valg af analyseparametre og måleteknikker

Potentielle forureningsparametre er identificeret som arsen (As), bly (Pb), cadmium (Cd), chrom (Cr), kobber (Cu), kviksølv (Hg), nikkel (Ni), zink (Zn), PAH, olie, phthalater, PCB, pesticider og dioxiner /1/.

Som indikatorparametre er udpeget tungmetallerne Pb, Cu, og Zn samt Miljøstyrelsens 7 PAH som er målt i alle prøver. De øvrige forureningsparametre er målt i et mindre antal prøver, se analyseplan i afsnit 2.10.

Tungmetaller

Der er ønsket en vurdering af, om anvendelse af feltteknikken, EDXRF, til måling af As, Pb, Cr, Cu, Ni, og Zn er fordelagtig, hvad angår pris og effektivitet. Analyseusikkerheden er vurderet til 10 – 20 % ved EDXRF målinger for bly, kobber, nikkel og zink ved koncentrationer fra 40 - 200 mg/kg og genfindingen er omkring 70 - 150% /2/. Analyseusikkerheden og genfinding for arsen er derimod henholdsvis 48 % og 300 % ved lave koncentrationer (4 mg/kg). Analyseusikkerheden og genfinding for chrom er henholdsvis 96% og 300% ved lave koncentrationer (12 mg/kg) /2/.

As, Pb, Cd, Cr, Cu, Ni, og Zn kan måles ved en ICP-analyseteknik, som typisk har en analyseusikkerhed på mindre end 15%. Hg kan måles ved en cold vapor teknik.

Detektionsgrænser for de to teknikker er angivet i tabel 2.4.

	EDXRF (Teknologisk Institut) mg/kg TS	ICP (AnalyCen) mg/kg TS
Aluminium	-	1
Arsen	20	2
Bly	5	0,9
Cadmium	-	0,05
Chrom	10	0,2
Kobber	5	0,5
Kviksølv	-	0,03
Nikkel	5	0,6
Zink	5	0,5

Tabel 2.4 Detektionsgrænser ved analyse af tungmetaller
Detection limits for the analysis of heavy metals

PAH

For analyse af Miljøstyrelsens 7 PAH (fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(j)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenz-(ah)anthracen and indeno(123-cd)pyren) kan der anvendes Miljøstyrelsens standardmetode, en GC-MS-SIM-teknik (jordprøven ekstraheres med toluen på rysteapparat i 16 timer). Analyseusikkerheden er angivet som mindre end 20%.

En række prøver ønskes analyseret for et udvidet antal PAH (27) samt 4 grupper af alkylerede PAH (C_3 -phenanthrener, C_4 -phenanthrener, C_2 -dibenzothiophener og C_3 -dibenzothiophener). Formålet er at vurdere PAH-sammensætningen i diffus jordforurening i forhold til PAH-kilden. Resultaterne skal desuden indgå i Miljøstyrelsens projekt om baggrundsniveauer for PAH i jord.

I /20/ er der indsamlet litteratur vedrørende PAH-sammensætning i forhold til PAH-kilder. Der er peget på visse PAH-forbindelser og indikatorer, som kan benyttes til vurdering af kilden. Bl.a. nævnes det, at methylerede PAH stammer fra olieprodukter, at reten (7-isopropyl-1-methyl-phenanthren) er en specifik indikator for afbrænding af nåletræ, og at coronen, anthanthren og benzo(ghi)perylene dannes i forbrændingsmotorer. Der er anvendt følgende fire indikatorer:

- Alkylphenanthrener/Phenanthren (Alkylphen/Phen) Høj ved emission fra trafik
- Benzo(ghi)perylene/Benzo(a)pyren (BghiP/BaP) Høj ved emission fra trafik
- Coronen/Benzo(a)pyren (Coronen/BaP) Høj ved emission fra trafik
- Reten/Dibenz(ah)anthracen (Reten/DiBahA) Høj ved forbrænding af nåletræ

Den udvidede analyse for PAH kan udføres ved en GC-MS-SIM teknik (jordprøven ekstraheres med acetone/pentan ved behandling på ultralydsbad i 5 min. og rysteapparat i 2 timer). Analyseusikkerheden er angivet som mindre end 15%.

Detektionsgrænserne er vist i tabel 2.5.

	GC-MS-SIM (AnalyCen) mg/kg TS	GC-MS-SIM (Eurofins) mg/kg TS
enkelt PAH	0,005	0,001-0,005

Tabel 2.5 Detektionsgrænser for organiske parametre
Detection limits for the analysis of organics

Olie

For analyse af benzen, toluen, ethylbenzen, xylener og totalkulbrinter er anvendt Miljøstyrelsens standardmetode ved GC-FID (jordprøven ekstraheres med pentan efter ekstraktion på rysteapparat i 16 timer). Analyseusikkerheden er angivet som mindre end 20%. Detektionsgrænserne er vist i tabel 2.6.

	GC-FID (AnalyCen) mg/kg TS
BTEX	0,1
C ₆ -C ₁₀	5
C ₁₁ -C ₂₅	10
C ₂₆ -C ₃₅	25
C ₃₆ -C ₄₅	25

Tabel 2.6 Detektionsgrænser for organiske parametre
Detection limits for the analysis of organics

PCB og Phthalater

Indholdet af PCB og phthalater er målt ved en GC-MS-SIM teknik (jordprøven ekstraheres med acetone/pentan ved behandling på ultralydsbad i 5 min og rysteapparat i 2 timer). Analyseusikkerheden er angivet som mindre end 15%. Detektionsgrænserne er vist i tabel 2.7.

	GC-MS (Eurofins) µg/kg TS
Phthalater	25-50
PCB	5

Tabel 2.7 Detektionsgrænser for organiske parametre
Detection limits for the analysis of organics

Dioxiner

Indholdet af dioxiner (polychlorerede dibenzofurans og dibenzodioxins) er målt ved GC/MS –SIM teknik. Detektionsgrænser er vist i tabel 2.8.

	GC-MS ng /kg TS
Dioxiner	1-10

Tabel 2.8 Detektionsgrænser for dioxiner
Detection limits for the analysis of dioxins

Pesticider

Pesticider (Atrazin, DDT +DDE +DDD, Dichlobenil, Dieldrin, Lindan, Malathion, Parathion, Simazin) er målt ved GC-MS-SIM. Analyse-sikkerheden er mindre end 15%. Detektionsgrænser er vist i tabel 2.9.

	GC-MS (Eurofins) µg/kg TS
Pesticider	5

Tabel 2.9 Detektionsgrænser for organiske parametre
Detection limits for the analysis of organics

2.7 Design af forsøgsplan

Nedfaldsmodellen forudsætter, at forureningsniveauet i prøvetagningspunkterne i testarealet er relateret til afstand til NKT-grunden, idet top jorden vil have været belastet med nedfald fra NKT i ca. 60 år. Der antages, at der vil forekomme en vis variation på grund af lokale arealanvendelser, jordudskiftning m.v.

Bidragsmodel forudsætter, at forureningsniveau i prøvetagningspunkter i testarealet er sammenlignelige, idet der i de boligområder med parcellhuse fra omkring 1920 -1930 er tale om den samme forureningsbelastning fra bygningsmateriale, opvarmning m.v. Der antages at der vil forekomme en vis variation på grund af lokale arealanvendelser, jordudskiftning m.v.

Punktprøverne skal være repræsentative for det generelle forureningsniveau i fladen, og give et objektivi grundlag for beskrivelse af forureningsniveauet i ethvert vilkårligt punkt i fladen. Hertil er geostatistiske analyser velegnede.

Til dokumentation af forureningsniveauet udtages derfor en række prøver fra prøvetagningsfelter tilfældigt fordelt over testarealet. Det sikres, at disse placeres med forskellig indbyrdes afstand inden for området, jf. figur 2.4. I prøvetagningsfelter af ca. 100 m² udtages jordprøver fra 1-5 punkter inden for prøvetagningsfeltet, jf. figur 2.4. For at bestemme variationerne i dybden udtages der prøver i forskellige dybder, som følger:

0 - 5	cm	Jordoverfladen inkl. græstørv
2 - 10	cm	Jordlag under græstørv, som typisk antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt.
20 - 30	cm	Repræsenterer anvendelsesdybden
45 - 55	cm	Repræsenterer anvendelsesdybden
95 - 105	cm	Til afgrænsning af forurening

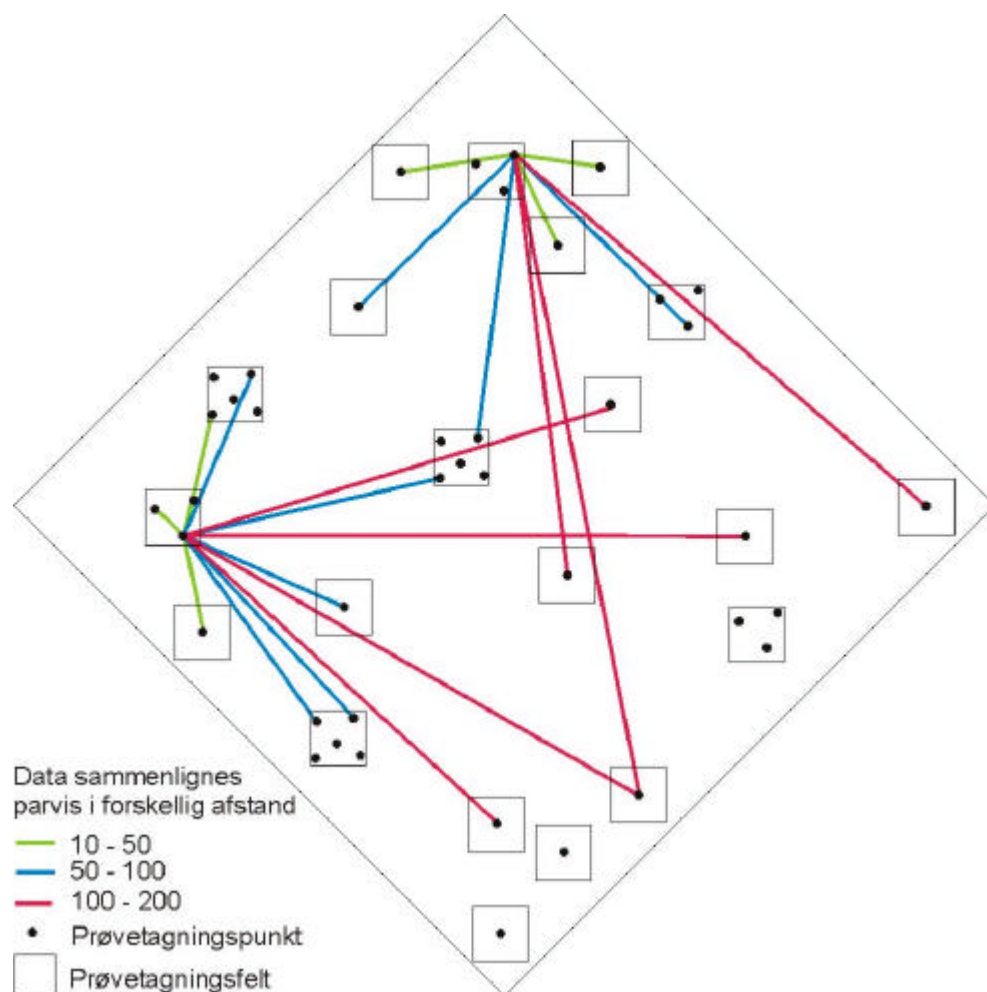
Dog udtages flest prøver i 2 - 10 cm's dybde, dvs. jordlaget, hvor risikoen for eksponering er højst. I resultatoversigten benævnes prøverne i forhold til dybden, f.eks.:

- 0,05 m's dybde
- 0,1 m's dybde
- 0,3 m's dybde
- 0,55 m's dybde
- 1,05 m's dybde

Afstanden mellem prøvetagningspunkterne i et prøvetagningsfelt er altid mellem 1 - 10 m. Prøvetagningsfelterne placeres i forskellige afstande fra hinanden fra 30 - 500 m.

Formålet er at bestemme variationen for koncentrationsangivelserne over testarealet. I forbindelse med den geostatistiske analyse sammenlignes data parvis i forskellige afstandsintervaller, f.eks. 0 - 10 m, 10 - 50 m, 50 - 100 m, 100 - 200 m, jf. figur 2.4, hvorved det undersøges, om observationer med lille indbyrdes afstand er mere ensartede end observationer med større fysisk afstand. Den geostatistiske analyse belyser forureningens rumlige fordeling (her i 2 dimensioner) over testarealet, dvs. at den estimerer koncentrationsniveauerne, samt om der tendens til henholdsvis faldende eller stigende koncentrationer i bestemte retninger. Yderligere, og måske vigtigst, estimeres usikkerheden på estimatet af forureningsniveauet i testarealet.

I alle prøver måles indikatorparametre og der udvælges passende prøver til analyse for de øvrige parametre. Den detaljerede prøvetagnings- og analyseplan udarbejdes på grundlag af besigtigelsen og retningslinierne i forsøgsplanen.



Figur 2.4 Skitse over placering af prøvetagningsfelter i et testareal
 Sketch showing pair wise comparison of sampling points in sampling squares

Inddragelse af data fra tidligere undersøgelse

Ved den tidligere undersøgelse /17/ er der udtaget 166 prøver i 0,1 m's dybde samt på udvalgte grunde endvidere 53 prøver i 0,5 m's dybde. Prøverne er udtaget som et sammenstik af 5 enkeltprøver indenfor et område på ca. 1 m². Prøverne er hovedsagelig udtaget i bede. Der er analyseret for tungmetallerne; Bly, cadmium, chrom, kobber, nikkel og zink med en ICP-teknik (induktiv koblet plasma), MST- 7 PAH ved GC – MS og total kulbrinter ved GC-FID.

Prøverne er udtaget i et boligområde afgrænset af NKT-grunden, Italiensvej, Backers vej og Øresundsvej, dvs. i en afstand på op til 500 m fra NKT-grunden. I dette område udtages kun nogle få supplerende prøver med henblik på kontrol af forureningsniveauet.

Vurdering af afstandsforhold

De tidligere data suppleres med flere prøver fra prøvetagningsfelter i forskellige afstande og retninger fra NKT-grunden. De yderste felter placeres i ca. 1 km's afstand.

Vurdering af dybdemæssige forhold

Jordprøverne udtages i forskellige dybder fra overfladen (0-2 cm) og ned til 1 m's dybde, dog hovedsagelig i 0,1 m's dybden.

Vurdering af prøvetagningstæthed og fordel/ulemper med blandingsprøver
Der udtages prøver fra 1 til 5 punkter fra prøvetagningsfelter på 10 x10 m.

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 områder er forskellige fra hinanden.

Gennemsnittet for prøverne udtaget fra den samme felt svarer til resultatet for en blandingsprøve, men spredning kendes og konsekvenser ved brug af blandingsprøver kan vurderes.

Vurdering af indikatorparametre og forureningssammensætning

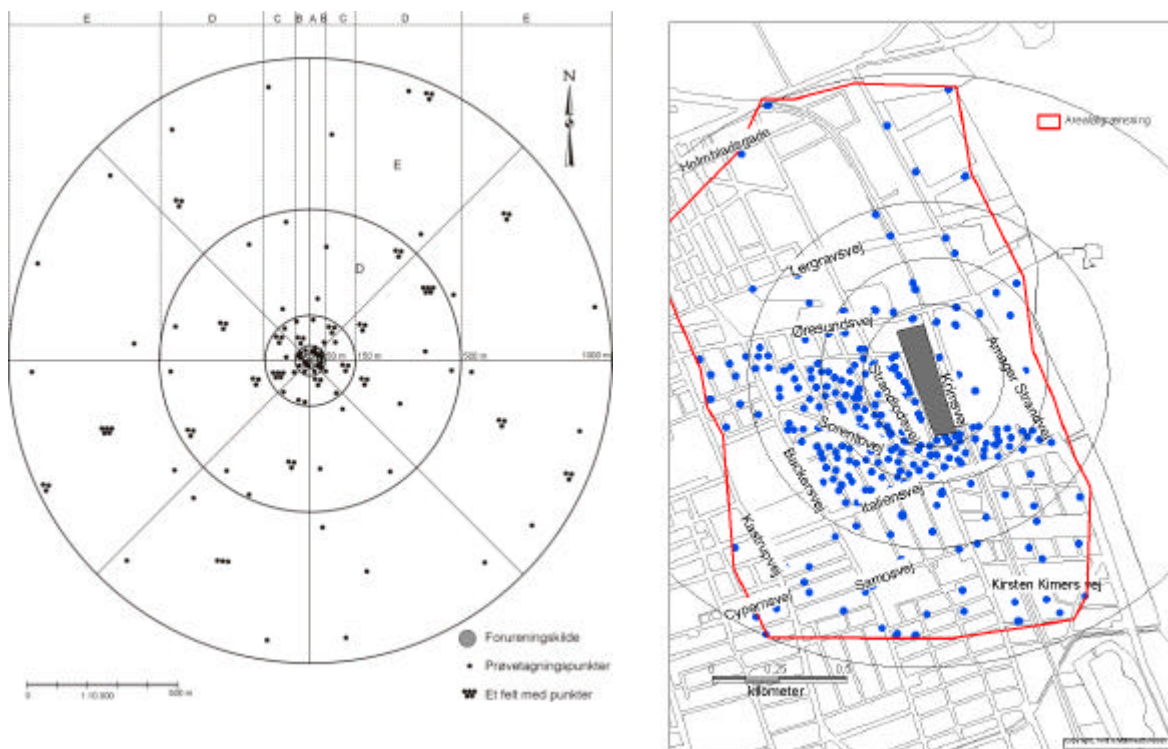
Forureningsniveauet i et prøvetagningsfelt på 10 x 10 m antages at være sammenligneligt (på samme niveau). Derfor undersøges udvalgte prøvetagningsfelter intensivt, mens andre felter kan screenes ved et mindre antal prøvetagningspunkter.

Vurdering af dæklags betydning

I nogle få felter udtages 3 prøver fra bede og 3 prøver fra græsplæne og resultaterne sammenlignes.

Konceptet for prøvetagning er illustreret i figur 2.5. Prøvetagningsfelter placeres i forskellige afstande og retninger til kilden. Afstanden karakteriseres i henhold til fem zoner, A-E, således at data kan sorteres og behandles.

Zone	Afstand fra NKT
A	Indenfor skellet
B	0 - 50 m
C	50 - 150 m
D	150 - 500 m
E	500 - 1000 m



Figur 2.5 Skitse over prøvetagningsfelter
 Sketch over position for sampling areas

2.8 Prøvetagningsplan

Besigtigelse

På grundlag af kortmaterialet, det historiske materiale og forsøgsplanen er der udarbejdet et forslag til prøvetagningspositioner, jf. figur 2.5 og bilag A. Positionerne er placeret med henblik på at undgå forurenende punktkilder samt områder, hvor den oprindelige jord kan forventes at være bortkørt. Herefter er der foretaget en besigtigelse, og positionerne er justeret i henhold til observationer og adgangsforhold. I industriområder nord, nordvest og vest af NKT-grunden har det vist sig at være problematisk at finde egnede prøvetagningspunkter, dvs. jord uden befæstelser og uden industrianvendelse jf. figur 2.3.

Antal af prøvetagningspunkter

I tabel 2.10 gives en oversigt over prøvetagningsfelter og antal af jordprøver.

Prøvetagning i dybden	A	B	C	D	E
	Afstand til NKT-grunden				
	Inden for skellet	0-50 m	50-150 m	150- 500 m	500-1000 m
0-5 cm 's dybde (inklusive græstørv)	1 felt (3 prøver)	2 felter i uberørt jord (6 prøver) 4 felter i bede (8 prøver)		2 felter i uberørt jord (7 prøver) 2 felter i bede (7 prøver)	4 felt (4 prøver)
2-10 cm 's dybde	1 felt (3 prøver)	8 felter (24 prøver)	17 felter 1 – 3 prøver/felt (28 prøver)	28 felter 1 – 3 prøver/felt (47 prøver)	47 felter 1 - 3 prøver/felt (58 prøver)
20-30 cm 's dybde		4 felter (7 prøver)		6 felter (8 prøver)	6 felt (6 prøver)
45-55 cm 's dybde		4 felter (6 prøver)		4 felter (5 prøver)	
95-105 cm 's dybde		3 felter (3 prøver)		2 felter (3 prøver)	
Antal af håndboringer	3	24	28	47	58
Antal af jordprøver	6	54	28	77	68
Areal, km ²	0,07	0,07	0,2	1,3	3,6
Ca. antal pkt./km	42	342	140	36	16

Tabel 2.10 Prøvetagningsplan for testarealet
Sampling plan for test area

2.9 Prøvetagningsarbejde

Et felteam bestående af to personer har udført borearbejde, prøvetagning, feltobservationer, indmåling og feltdokumentation.

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

Prøvetagningen i hver felt er dokumenteret på et feltkort og observationer er noteret i en standard feltjournal med:

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

Herudover er der noteret observationer vedrørende:

- afstande til trafik (tilladt hastighed)
- vejkryds
- busstoppested
- jernbaner
- belægningsmateriale som asfalt, jernbanesveller, grus, bede, krat

Endelig er disse aktiviteter noteret:

- beboelse
- legepladser
- dyrehold
- ildsteder
- afledning af tagvand
- oplysninger om tidligere forhold på lokaliteten

Herudover er der i feltjournalen udført en geologisk beskrivelse af den opborede jord.

Jordprøverne er udtaget med et håndbor ved at jorden fjernes indtil toppen af den ønskede jordprofil, hvorefter håndboret renses for jorden. Der er herefter udtaget en 10 cm jordprofil som én jordprøve. Brug af et karteringsspyd ville sandsynligvis give et mere præcist geologisk profil, men prøvetagningsmængden ville være alt for lille i forhold til analysebehovet. Endvidere kan man ved brug af håndbor fornemme fremmede genstande, mens der med et kvarteringsspyd er en risiko for at banke spyddet igennem ledninger m.v. hvis disse ikke er meget præcist angivet på ledningsplanerne.

Prøvetagningspunkter er indmålt ved en GPS-5700 med en nøjagtighed på 10 mm vandret og 20 mm lodret. Koordinator er angivet i system 34 Sjælland og terrænkote i DNN. GPS-målingerne er foretaget i forhold til signal fra ca. 6 – 8 satellitter. Signalet er dog svagt på visse tidspunkter om dagen. Disse tidspunkter kan i forvejen aflæses i en web-almanak [/21/](#). Der kan desuden være forstyrrelser ved målinger tæt på høje bygninger eller under høje træer. Det anbefales derfor, at indmåle enkelte referencepunkter med GPS, så baggrundskort og indmålte boringer kan vurderes i forhold til hinanden. GPS-målingerne bør i øvrigt foretages i det koordinatsystem, som grundkortet findes i, da omregninger mellem de forskellige koordinatsystemer vil øge usikkerheden.

Hver jordprøve har fået et entydigt prøvenr. bestående af lokalitetens ID-Zone, ID-felt nr.-boringsnr. og en dybdeangivelse. Alle jordprøver er udtaget i rilsanposer, lagt i køletasker og transporteret til miljølaboratoriet (NIRAS), hvor der er målt PID og foretaget en geologisk beskrivelse. Der er udtaget delprøver til de forskellige analyser. Prøveemballage er fremsendt af analyselaboratorierne og bestod af redcap-glas til olie- og PAH-analyse iht. Miljøstyrelsens standardmetoder, teflonkopper til EDXRF-analyse, plastposer til tungmetalanalyse med ICP og tørstofbestemmelse samt rilsanposer til udvidet PAH-, PCB-, phthalat-, pesticid- og dioxinanalyser.

2.10 Analysearbejde

PID, pH, tørstofindhold og organisk indhold

For alle jordprøver er jordarten beskrevet og der er målt tørstofindhold, glødetab og PID-udslag (udslag målt med en Photoionisation-detektor, der giver udslag ved flygtige forureninger).

Tungmetaller

Alle prøver fra prøvetagningsfelterne er analyseret for As, Pb, Cr, Cu, Ni og Zn (uden anden forbehandling end tørring, jf. konklusionerne i /3/) med en feltteknik (Røntgenfluorescens teknik - EDXRF) hos Teknologisk Institut i Århus.

Tungmetalindholdet er herefter kontrolleret i ca. 10 – 20% af prøverne ved en akkrediteret ICP-analyseteknik (induktivt koblet plasma) hos AnalyCen, hvor der desuden er målt for Cd og Al.

PAH

Alle jordprøver er analyseret for sum af MST 7 PAH (polycykliske aromatiske hydrocarboner) ved Miljøstyrelsens standardmetode med en GC-MS-SIM teknik (gaschromatografi med masse spektrometri og selektiv ion monitoring) hos AnalyCen.

Til vurdering af PAH-sammensætningen er en række prøver (ca. 20% af prøverne i 2-10 cm's dybde) analyseret for et udvidet antal af PAH (27) samt 4 grupper af alkylerede PAH (C_3 -phenanthrener, C_4 -phenanthrener, C_2 -dibenzothiophener og C_3 -dibenzothiophener). Analysen er udført hos Eurofins ved en GC-MS-SIM-teknik

Olie

En række prøver (ca. 10% af prøverne udtaget i 2-10 cm's dybde) er analyseret for oliekulbrinter hos AnalyCen, og der er foretaget en vurdering af muligheden af, at prøverne har et naturligt indhold af kulbrinter, PAH m.v.

Phthalater, PCB, dioxin og pesticider

Ca. 3 - 10% af prøverne er analyseret for phthalater (dimethylphthalat, diethylphthalat, di-n-butylphthalat, butylbenzylphthalat, DEHA, DEHP, di-iso-nonylphthalat og di-n-octylphthalat) og PCB (CB 28, CB 52, CB 101, CB 118, CB 153, CB 138, CB 180). Analyserne er udført ved GC-MS-SIM hos Eurofins (i ekstraktet fra en udvidet PAH-analyse). Desuden er ca. 3 - 5% af prøverne analyseret for dioxiner (polychlorerede dibenzofuraner og dibenzodioxiner). Denne analyse er udført ved GC-MS-SIM hos GfA Gesellschaft für Arbeitsplatz- und Umweltanalytik mbH, Tyskland.

Et mindre antal prøver (8 stk.) er analyseret for pesticider (Atrazin, DDT +DDE +DDD, Dichlobenil, Dieldrin, Lindan, Malathion, Parathion, Simazin) ved GC-MS-SIM hos Eurofins.

Kvalitetsmålinger

Der er udført nogle få analyser for tungmetaller, PAH og PCB på referencejord (standard). Der er ved udførelse af dobbeltbestemmelse på delprøver fra samme homogeniserede jordprøve foretaget en vurdering af analyseusikkerheden for målinger af tungmetaller med EDXRF og ICP samt for Miljøstyrelsens 7 PAH ved GC-MS-SIM.

2.11 Databehandling: Deskriptiv statistik

Den deskriptive statistik giver et overblik over forureningsniveauet for de enkelte områder som helhed, men siger ikke noget om rumlige (spatielle) tendenser (f.eks. om forureningsniveauet aftager i en vis retning), som beskrives i afsnittet om geostatistik. Der henvises til lærebøger om statistisk for en uddybende beskrivelse på de anvendte teknikker /22/.

Resultaterne fra hvert enkelt testareal præsenteres med følgende parametre: Minimum, maksimum og gennemsnit samt koncentrationerne som repræsenterer 10%, 25%, 50% (medianværdien), 75% og 90% datafraktiler. Resultaterne afrundes til to betydende cifre i oversigtstabellerne.

Fraktiler

Ved beregning af fraktilværdier i oversigtstabellerne returneres kun målte værdier, hvis rangordenen svarer til de ønskede fraktiler, ellers interpoleres mellem de to værdier til hver side. Beregningen for den "k'te" fraktil på "n" antal datapunkter udføres som følger:

Hvis k er et multiplum af 1/(n-1), angives en værdi for fraktilen svarende til en målt værdi, svarende til den ønskede k'te fraktil.

F.eks. vil 0,25 fraktil for 9 datapunkter svare til det tredje datapunkt, 0,375 fraktil = 4. datapunkt, 0,5 fraktil = 5. datapunkt, 0,75 fraktil = 7. datapunkt.

I modsat fald interpoleres en værdi mellem de to nærmeste værdier.

F.eks. vil 0,8 fraktil svare til en værdi mellem 7. og 8. datapunkt

Ligeledes anvendes ved beregning af en medianværdi en interpoleret værdi for datasæt med et lige antal datapunkter. Det vil sige, at et datasæt opfattes som et kontinuum. I /22/ er der redegjort for nødvendigheden af interpolation, samt beregningsprocedurer, såfremt der ikke findes en "unik" værdi. Dette er ikke problematisk, hvis der er mange datapunkter, men mindre tilfredsstillende ved få data. Derfor vises ved mindre end 7 data alene min., max., medianværdien og evt. gennemsnittet.

Desuden illustreres udvalgte analyseparametre som fraktilplot, hvor hvert datapunkt plottes som en fraktil, jf. /22/. På fraktilplottet kan der aflæses, hvilket datapunkt (X), der svarer til f.eks. 0,80 fraktil. Dette betyder, at 80% af dataene har koncentrationer svarende til eller er mindre end X. Fordelen ved et fraktilplot er, at alle datapunkter er vist, og figurens udseende herunder datafordelingen er uafhængig af koncentrationsintervaller (som f.eks. ved histogrammer).

Data under detektionsgrænser

Der er anvendt forskellige analysemetoder med forskellige detektionsgrænser, jf. tabel 2.4–2.9. Dette har dog ikke betydning, hvis resultaterne er væsentligt større end detektionsgrænserne, men er problematisk ved arsen, chrom og nikkel. Koncentrationsniveauerne for disse metaller i testarealer er typisk omkring eller under detektionsgrænsen for EDXRF-metoden, mens de ligger over detektionsgrænsen for ICP-metoden. Resultaterne for disse metaller er derfor vist særskilt for de to analysemetoder.

I /22/ angives, at hvis 15% af dataene er under detektionsgrænsen, kan der anvendes en værdi svarende til

- den halve af detektionsgrænsen,
- detektionsgrænsen
- eller en passende lav værdi.

Hvis 15-50% af dataene er under detektionsgrænsen, kan der overvejes en datahåndtering, hvor der fjernes data fra begge ender af fordelingen. I så fald er der behov for en større datamængde og en symmetrisk fordeling. Såfremt 50 - 80% af dataene er under detektionsgrænsen, bør det overvejes at anvende andre parametre til beskrivelse af dataene, f.eks. 0,75 fraktil.

Af hensyn til databehandlingen skal det generelt bemærkes, at resultater under detektionsgrænsen angives med en værdi svarende til det halve af detektionsgrænsen.

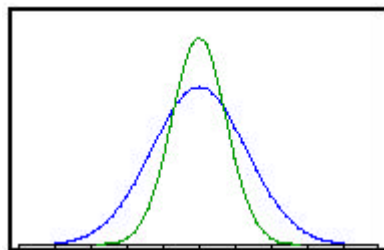
Medianværdien vil være upåvirket af data under detektionsgrænsen, hvis den ligger over detektionsgrænsen, men for at undgå misvisende fraktilværdier i oversigtstabellerne, anvendes betegnelsen "i.p." for resultater under detektionsgrænsen. Parametre med værdier under detektionsgrænserne er typisk chrom, nikkel og arsen samt enkelte PAH.

Gennemsnit

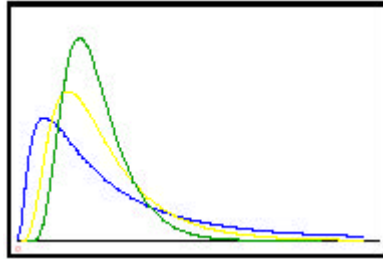
Håndtering af data under detektionsgrænsen har betydning ved beregning af gennemsnitsværdien. I oversigtstabellerne er der derfor kun vist en værdi for gennemsnittet, hvis 85% af resultaterne er over detektionsgrænsen. I modsat fald er der kun vist minimum, maksimum og medianværdien.

Datafordeling og betydning ved databehandling

Hvis et sæt prøver repræsenterer punkter fra en normalfordeling, kan resultaterne beskrives ved gennemsnittet og variansen (symmetrisk spredning af data på hver side af gennemsnittet). Et sæt prøver fra en normalfordeling vil i praksis være begrænset til en endelig størrelse og vil derfor være t-fordelt. Histogrammerne for en normalfordeling med en stor varians vil være bedre end en fordeling med en lille varians som illustreres i figur 2.6



Figur 2.6 Histogrammer for to normal fordelinger med hhv. en stor og lille varians
Histograms showing two normal distributions with a large and a small variance



Figur 2.7 Histogrammer for lognormalfordelinger
Histogram showing log normal distributions

Miljødata viser derimod ofte en asymmetrisk fordeling af værdier med en lang hale til højre på fordelingen (høje værdier), jf. figur 2.7. Dette betyder, at forudsætningen for mange statistiske standard tests ikke er opfyldt. Da funktionen $Y=\ln(X)$ for lognormale data er normalfordelt, kan en logaritmetransformation af værdierne betyde, at dataene bliver tilnærmelsesvis normalfordelte. En sådan transformation er nødvendigt, hvis der skal anvendes statistiske tests eller geostatistiske databehandlinger, idet disse forudsætter, at dataene er normalt fordelt, bl.a. ved beregning af gennemsnit og konfidensinterval for dette.

I alle datatabeller vises dog gennemsnittet, selv om forudsætningen om en normalfordeling ikke nødvendigvis er opfyldt. Hvis gennemsnittet og 0,5 fraktil (medianværdien) er forskellige, er der tale om en asymmetrisk fordeling - hvis der f.eks. findes høje værdier, vil gennemsnittet være højere end median.

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

Miljødata kan dog også være anderledes fordelt, og man skal være opmærksom på dette, hvis forskellige datasæt skal sammenlignes.

Udover tabellerne med deskriptiv statistik og fraktilplot er der desuden fortaget en analyse af datafordelingen. Til databehandlingen er anvendt forskellige værktøjer fra Excel og **R** (**R** er statistiske og grafiske værktøjer udviklet ved Bell Laboratories som "open source" og kan gratis downloades fra Internettet, <http://www.r-project.org/>). Kun resultater og særlig interessante figurer er inkluderet i rapporten.

Det er analyseret, om dataene er normalfordelte med angivelse af følgende parametre:

Skewness:	Afvigelse fra symmetri omkring gennemsnit, hvor en normalfordeling har en værdi på 0. Positive værdier indikerer en lang hale til højre og negative værdier indikerer en lang hale til venstre.
Kurtosis:	Længden (størrelsen) af halen, hvor en normalfordeling har en værdi på 0. En høj værdi indikerer, at fordelingen har en høj top og en lang hale i forhold til en normalfordeling, mens en negativ

værdi indikerer en bred top og kortere hale i forhold til en normalfordeling.

Normal-Q-Q-plot: Data er plottet i forhold til fraktilerne i en normalfordeling. Dette svarer til at plotte data på normalfordelingspapir. Her er blot anvendt teoretiske variabler i en standard normalfordeling som x-akse frem for fraktilerne. Disse akser er lineære og kan bedre håndteres af et elektronisk medie. For en ideel normalfordelt variabel vil punkterne ligge på en ret linie. For hvert plot er angivet den bedst tilpassede linie. Ekstreme afvigende værdier eller såkaldte "outliers" kan identificeres ved deres beliggenhed langt fra denne linie. Et sample fra en normalfordeling vil i praksis være begrænset til en endelig størrelse, og vil derfor være t-fordelt og udgøre en svag s-form i plottet. En udpræget s-form betyder imidlertid, at fordelingen har længere haler end normal- eller t-fordelingen. En U-form betyder, at fordelingen er skæv i forhold til en normal- eller t-fordeling.

Shapiro-Wilk (W): Test til at vurdere om data er normalfordelte. Testen bygger på korrelationen imellem fraktilerne i en standard normalfordeling og de rangordnede værdier i datasættet. Den er dermed direkte relateret til ovenstående Q-Q-plot. Nulhypotesen er, at den sande fordeling er en normalfordeling. Sandsynligheden (p) for det aktuelle udfald af hver test angives. Ved $p < 0,05$ er testen signifikant og nulhypotesen forkastes, dvs. at datafordelingen ikke er normalfordelt.

Korrelation mellem parametre

Pearsons korrelation, R, mellem de enkelte parametre indikerer, om der er et lineært forhold mellem to parametre, hvor en positiv værdi på 1 betyder et perfekt positivt lineært forhold (begge parametre vokser) og en negativ værdi på -1 betyder et perfekt negativt lineært forhold (en parametre aftager, mens den anden vokser). En værdi tæt på 0 betyder, at der ingen korrelation er mellem parametre. Pearsons korrelation forudsætter normalfordelte data.

Herudover kan der udføres regressionsanalyse, samt x-y plots med angivelse af R^2 (ofte benævnt forklaringsgrad), hvor R^2 ligeledes kan have en værdi mellem -1 og +1.

Følgende beskrivelser i tabel 2.11 er anvendt i forbindelse med databehandling:

R	R^2	Beskrivelser
>0,87	>0,75	God korrelation
0,71 - 0,87	0,5 - 0,75	Rimelig korrelation
0,5 - 0,71	0,25 - 0,5	Tvivlsom korrelation*
<0,5	<0,25	Ingen korrelation*

* Der kan stadig være en sammenhæng, men denne kan ikke belyses pga. utilstrækkelig datamængde

Tabel 2.11 definition af beskrivelser ved korrelationsanalyse
Definition of description of degree of correlation

Sammenligning af datasæt

Såfremt fordelingerne ikke er normal eller lognormal anvendes en non-parametrisk test, "Wilcoxon Rank Sum Test" til at sammenligne data f.eks.

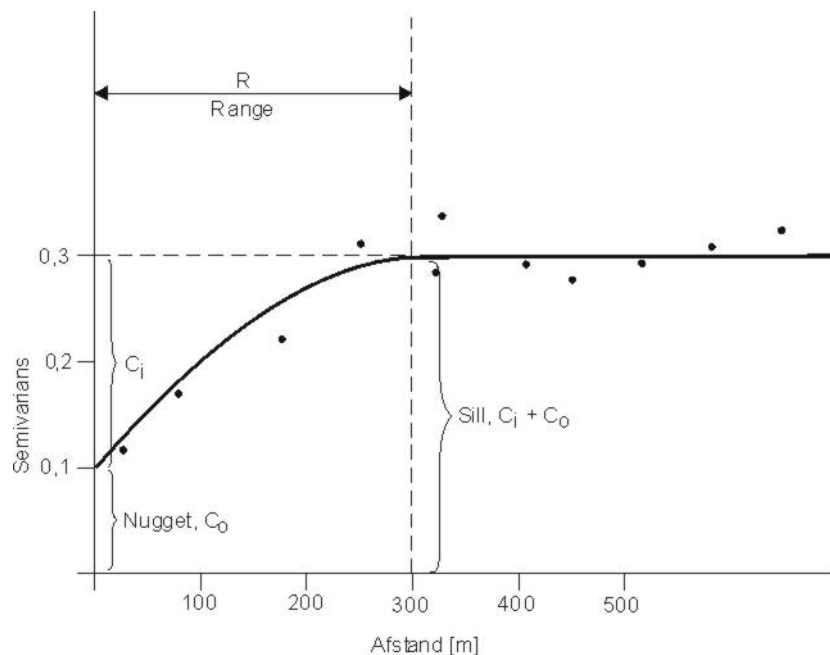
fra forskellige dybder eller delområder. For normalfordelt data anvendes en t-test til at sammenligne gennemsnittet.

2.12 Databehandling: Geostatistik

Geostatistikken anvendes til at vurdere rumlige (spatielle) tendenser og til at estimere koncentrationsniveauer samt usikkerheder for estimatet over et testareal. I bilag B i datarapport om kulturlag /30/ er vedlagt en indledende beskrivelse af den matematiske teori ved geostatistik.

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

Geostatistisk databehandling beregner forskel i varians mellem dataværdier, lokaliseret i forskellig afstand fra hinanden. Alle data inden for forskellige afstandsintervaller (*lag*), f.eks. 0-10, 10-20 m m.fl. sammenlignes parvis. Herefter laves et XY-plot af forskellen i variansen mod afstanden. Et XY-plot er vist i figur 2.8. Figuren kaldes et eksperimentalt semivariogram. Ved at vælge forskellige lagintervaller, ændres udseende af det eksperimentalt semivariogram. Det er således vigtigt at foretage følsomhedsberegninger og vælge realistiske lagintervaller i forhold til områdets størrelse og forventningen om forureningsspredningen.



Figur 2.8 Et semivariogram
A semivariogram

Der kan genereres teoretiske modellinier, som "fittes" til det eksperimentelle semivariogram og som beskriver det matematiske forhold for variansen mellem datapunkterne.

Skæring af Y-aksen af den teoretiske modellinie, C_0 betegnes "nugget" og er udtryk for summen af jordmediets mikrovariation og måle-/analyseusikkerhed,

der vil bidrage til usikkerheden på estimatet af koncentrationen i ethvert punkt, uanset afstanden til nært beliggende målepunkter. I figur 2.8 er nuggetvarians = 0,1.

Alle datapunkter, der ligger tættere end afstanden " R ", **range** (som i figur 2.8 er 300 m), viser spatiel korrelation. Der siges, at data er korrelerede inden for en "range" af 300 m, dvs. jo tættere datapunkterne ligger, jo mindre er variansen mellem punkterne. Ved afstande større end " R ", er variansen høj og tilfældig med en værdi svarende til omkring $C_0 + C_1$ - denne værdi betegnes "**sill**". I figur 2.8 er sillvarians = 0,3. Data er ikke korrelerede ved afstande større end " R ", dvs. afstanden har ingen betydning for variansen mellem punkter med en afstand større end 300 m.

Prøver udtaget tættere end afstanden " R " er korrelerede. Dette indikerer, at den maksimale prøvetagningsafstand bør være mindre end R hvis der skal ekstrapoleres mellem datapunkterne, f.eks. ved kortlægning. Udover at ekstrapolere (estimere) koncentrationsniveauerne i alle vilkårlige punkter ved hjælp af kriging, kan den teoretiske model anvendes til at beregne et konfidensinterval for de estimerede værdier.

Hvis dataene alene viser "**nugget**" og ingen "**sill**" er der tale om et inhomogent medie uden spatiel korrelation. I sådanne tilfælde er det muligt at beskrive områdets data med et gennemsnit og konfidensinterval (dette forudsættes at data er normal- eller lognormalfordelte) eller med et interval, med f.eks. 5 og 95% fraktiler.

Det er således vigtigt at finde en teoretisk model, som bedst beskriver semi-variogrammet og dermed giver de bedste skøn for "**nugget**", "**sill**" og "**range**". En væsentlig del af databehandlingen i den geostatistiske databehandling omhandler tilpasning af den teoretiske model samt validering og krydsvalidering af denne for at sikre, at den matematiske løsning er korrekt og troværdig.

Semivariogrammodellen kan anvendes til at forudsige (beregne) værdierne af de undersøgte parametre i vilkårlige punkter i planen. De beregningsalgoritmer, der anvendes er *simpel kriging*, *ordinær kriging* og *universal kriging*. De formelle i forskelle imellem disse metoder bør ikke negligeres. *Simpel kriging* forudsætter formelt at der er den samme forventningsværdi til den undersøgte parameter i hele det undersøgte område, hvorimod dette ikke er tilfældet for *ordinær kriging*. *Universal kriging* anvendes hvis der er en trend i variationen, der er betinget af f. eks fysiske forhold. Der er i nærværende undersøgelse udelukkende anvendt *ordinær kriging*. Alle tre metoder forudsætter at den parameter, der undersøges er normalfordelt

En væsentlig styrke ved krigingsmetoden er at de estimerede værdier også er normalfordelte. Der beregnes derfor såvel et estimat som en standardafvigelse for dette estimat. Standardafvigelsen vil afhænge af især nugget, modellen og afstanden til de målte punkter i planen. *Nugget* må opfattes som mikrovariation, og i tilfælde af kemiske parametre som det er tilfældet her, også af prøvetagnings- og analyseusikkerhed. I denne undersøgelse er standardafvigelsen og normalfordelingsegenskaben anvendt til at estimere sandsynligheden for at et en prøve udtaget et givet sted i planen er *større* end jordkvalitetskriteriet (JKK). Tilsvarende er der estimeret en sandsynlighed for at et en prøve udtaget et vilkårligt sted i planen er *mindre* end afskæringskriteriet (ASK) for det pågældende stof.

Ved at inddrage flere korrelerede parametre i en multivariate analyse styrkes den matematiske beskrivelse af et semivariogram, som nu kaldes et krydssemi-variogram (da varians for flere parametre sammenlignes på kryds). De tilsvarende krigingsalgoritmer til at forudsæ de analyserede parametre kaldes henholdsvis *simpel cokriging*, *ordinær cokriging* og *universal cokriging*.

Cokriging giver et bedre prædiktionsniveau (mindre varians, dvs. mindre usikkerhed) af de estimerede værdier sammenlignet med resultatet fra den tilsvarende univariate kriging og bør derfor anvendes, såfremt flere variabler samtidig undersøges /23/. Cokriging har imidlertid sin største fordel, hvor en eller flere variabler kun er målt i én fraktion af prøvetagningspunkterne. I praksis har det imidlertid vist sig vanskeligt at finde software, der kan håndtere manglende målinger, dvs. at der kun kan behandles datapunkter, hvor alle parametre er målt. Generering af krydssemivariogrammer har vist sig at være et effektivt værktøj ved modeltilpasning af det eksperimentelle semivariogram, idet flere variabler kan modelleres i en arbejdsgang. Men anvendelse af cokriging ved estimering af koncentrationsniveauer gav hyppigt numeriske problemer for det anvendte software.

Det er ikke muligt her at redegøre detaljeret og systematisk for den teoretiske og matematiske baggrund for geostatistikken, dels fordi emnet er meget omfattende og dels fordi det ligger uden for rapportens formål. Men enhver, der anvender geostatistiske analyser, må dog opfordres til at opnå et minimum af indsigt heri. Der vil dog her blive nævnt nogle af de forudsætninger, de enkelte analyser hviler på, samt introduceret begreber og termer, der er anvendt i de følgende kapitler. Det kan anbefales, at der læses anden relevant litteratur, såfremt der ønskes en nærmere introduktion til den geostatistiske databehandling /23-26/.

Kontrol af forudsætninger og fortolkninger

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

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

På trods af logaritmisk transformering af data forekommer der på grund af ekstreme værdier i flere tilfælde afvigelser fra normalfordelingen. Afvigelser fra normalfordelingen for det samlede datamateriale kan imidlertid også ofte skyldes forhold, der knytter sig til særlige spatielle forhold i det undersøgte område, det anvendte undersøgelsesdesign eller en kombination. I sådanne tilfælde kan datafordelingen undersøges isoleret i forskellige delområder. Såfremt betingelserne for en normalfordeling er tilnærmelsesvist opfyldt i disse delområder, anses det for forsvarligt at udføre analysen på området som helhed.

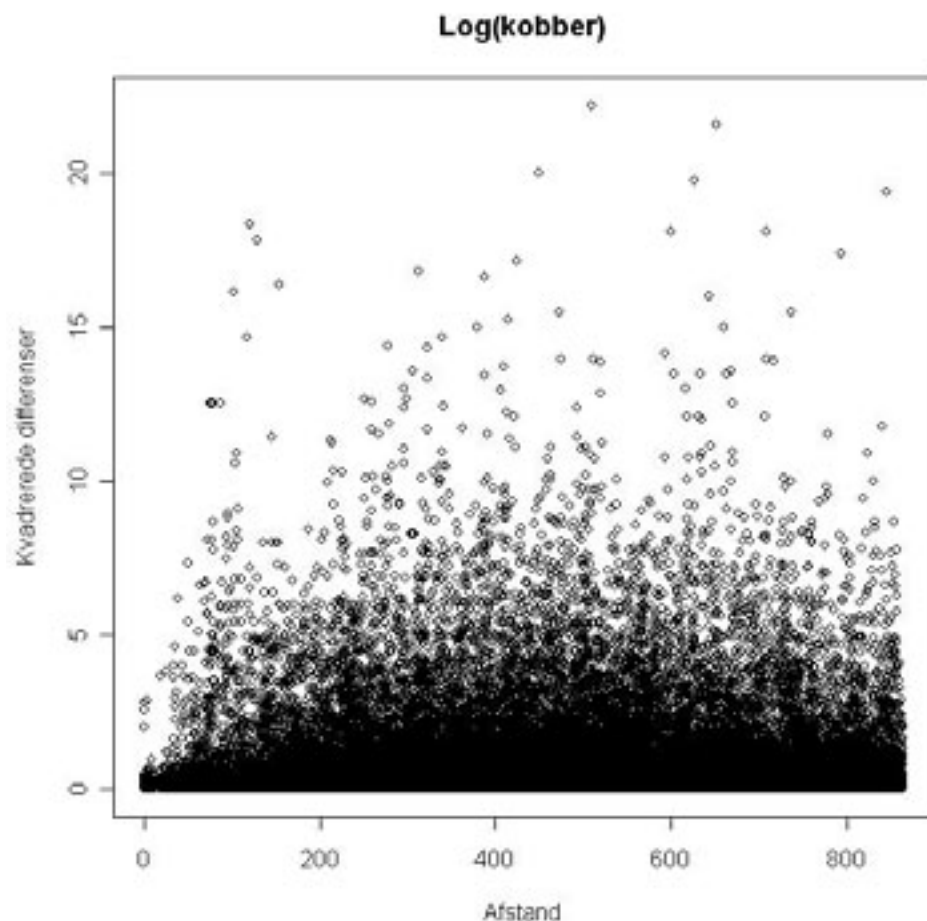
Det kan ligeledes være nødvendigt med en særskilt undersøgelse af semivariogrammerne inden for forskellige delområder, idet variogrammet kan ændre karakter inden for det undersøgte område.

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

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

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

Scatterplot af kvadrerede differencer plottet mod afstanden mellem punkt-observationer kan bidrage til et grundlæggende og simpelt billede af den spatielle korrelation, samt med informationer om den geografiske skala for variationen. Hvis der er en spatiel korrelation, må det forventes at de kvadrerede differencer vokser med afstanden imellem prøvepunkterne. Et scatterplot illustreres i figur 2.9.



Figur 2.9 Illustration af et scatterplot af afstand og kvadrerede differencer mellem logaritmisk transformerede koncentrationer i parvise prøvepunkter for Kobber.

Illustration of a scatter plot of distance and squared difference between log-transformed concentrations in pair wise sampling points for copper.

Ved spatiel korrelation må der forventes en positiv korrelation imellem de kvadrerede differencer og afstande inden for den korrelerede "*range*" for varians. En sådan korrelation kan evt. testes med Spearmans korrelationskoefficient, der er velegnet til at vurdere voksende (monotone) stokastiske funktioner. Spearmans korrelationskoefficient test er en såkaldt "fordelingsfri" rangtest.

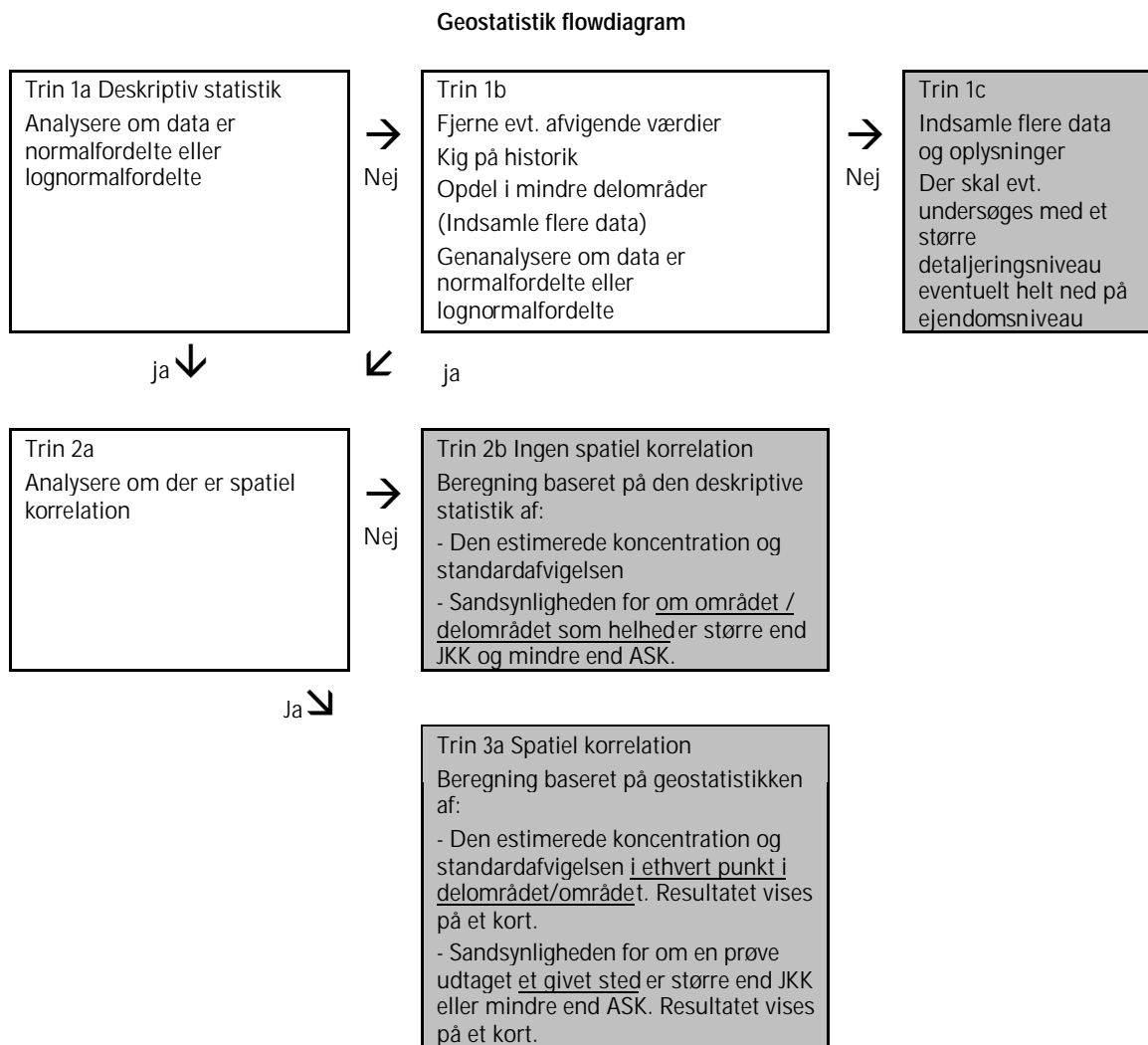
Ved evalueringen af variogrammet er det især vigtigt at evaluere de punkter i semivariogrammet, som viser større eller mindre hop eller dyk i estimerede semivarianser, idet disse også kan påpege særlige spatielle forhold på det undersøgte område (en vej, et areal med andet forureningsmønster m.fl.). Disse afvigelser er dog kun relevante, hvis de ses indenfor den korrelerede *range* for varians (mindre end 300 m i figur 2.8). Større eller mindre hop eller dyk i estimerede semivarianser, der har en større "*lag-afstand*" end "*range*" kan skyldes mere tilfældige irrelevante forhold snarere end de egenskaber, der er knyttet til den spatielle variation.

Det kan være vanskeligt at vurdere, om semivariansen er en entydigt voksende funktion, især når *nugget* udgør en betydelig del af den totale variation, som det ofte kan være tilfældet for diffus jordforurening. Også her benyttes Spearmans korrelationskoefficient i det kritiske område fra *lag=0* til *lag > Range*.

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

Geostatistisk flowdiagram

I figur 2.9 er opstillet de forskellige trin som gennemgås i forbindelse med en geostatistisk analyse.



Figur 2.9 Flowdiagram for geostatistik
Flow diagram for geostatistical analysis

Trin I: Er data normal- eller lognormalfordelte?

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

hvor der er foretaget diverse renoveringer og jordudskiftning. Disse typer arealer kan formentlig kun kortlægges ved et større deltaljeringsniveau, eventuelt helt ned på ejendomsniveau.

Trin 2: Analyse af spatiel korrelation

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

om koncentrationsniveauet for hele delområdet under ét er højere end JKK og mindre end ASK.

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

Trin 3: Beregning af spatiel forhold på arealet

- Når der er opnået en matematisk beskrivelse af, hvorledes de enkelte punkter er relateret til hinanden i forhold til deres indbyrdes afstand, kan man tegne et kort med anvisning af koncentrationen og konfidensintervaller.
- Sandsynligheden for overskridelse af JKK og ASK kan i ethvert punkt beregnes på grundlag af den geostatistiske analyse, dvs. semivariogram-modellens estimat af såvel koncentration som standardafvigelse.
- Alle usikkerhedsbidrag vil være indeholdt i denne sandsynlighed, der grundlæggende er et udtryk for, med hvilken sandsynlighed der vil kunne måles en koncentration over eller under jordkvalitetskriteriet, hvis en prøve fra det pågældende sted blev udtaget og analyseret.

Fordelen ved beskrivelsen af det spatielle (rumlige) forhold er, at koncentrationsniveauet beskrives som et kontinuum, og at det er muligt at håndtere mindre delområder, hvor der findes større eller mindre varians. Det vil sige, at estimatet for koncentrationsniveau og konfidensinterval samt sandsynligheden for, hvorvidt jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet, er baseret på de faktiske målinger i nærheden af stedet – altså den spatielle korrelation, idet målinger tæt på hinanden vil være mere ensartede end målinger foretaget på større afstande.

3 Resultater og databehandling

3.1 Prøvetagning og resultater

Testarealet er afgrænset af Holmbladsgade, Kastrupvej, Cypersvej, Samosvej, Kirsten Kimers vej og Amager Strandvej. Testarealet udgør i alt ca. 2,4 km², jf. figur 3.1.



Figur 3.1 Oversigt over testarealet og boringer omkring den tidligere NKT valseværk, Amager.
Overview of test area and sampling points around the former rolling mill NKT, Amager

Jordbunden er beskrevet sammen med feltobservationer i forbindelse med prøvetagningen. Prøverne er udtaget i maj og november 2002. Prøvetagningspunkterne inklusive de tidligere udførte 166 undersøgelsesboringer /17/ er indtegnet på figur 3.1.

Der er udtaget supplerende prøver fra 160 prøvetagningspunkter, fordelt på 101 felter.

Jordbunden er hovedsagelig beskrevet som fyld, muld eller ler, sandet/gruset med indhold af plante rester, teglstykker, skår mørkbrun. Fyldlaget er gennemboret i 1 m's dybde i nogle boringer, hvor der træffes ler. I dybden er fyldjorden ofte mere leret. Terrænkoten varierer fra 0,9 m DNN til 5,8 m DNN.

Resultaterne for de kemiske analyser er samlet på en CD-ROM i et Excel regneark. En oversigt over resultaterne er gengivet i tabellerne 3.1, 3.2 og 3.9. Resultaterne er behandlet og evalueret i afsnit 3.2, 3.3 og 3.4.

Feltobservationerne har ikke indikeret, at der er andre kilder til jordforurening end emissionen fra NKT og diffuse belastninger fra bymæssige aktiviteter, herunder arealanvendelsen.

I forbindelse med databehandling er resultaterne fra den tidligere undersøgelse af diffus jordforurening omkring NKT anvendt /17/.

3.2 Deskriptiv statistik for tungmetaller, olie og PAH



I tabel 3.1, 3.2 og 3.9 angives en oversigt over alle resultaterne. I henhold til beskrivelsen i afsnit 2.11 angives kun en gennemsnitsværdi, hvis 85% af resultaterne er over detektionsgrænsen. Ved beregning af gennemsnit, hvor mindre end 15% af dataene er under detektionsgrænsen, anvendes - hvor intet er påvist - en værdi svarende til det halve af detektionsgrænsen. Gennemsnittet vises, selv om forudsætningen om en normalfordeling ikke nødvendigvis er opfyldt. Koncentrationsniveauerne for arsen, chrom og nikkel er typisk omkring eller under detektionsgrænsen for EDXRF-metoden, mens de ligger over detektionsgrænsen for ICP-metoden. Resultaterne for disse metaller er derfor vist særskilt for de to analysemetoder. Ved mindre end 7 data er der kun vist minimum, medianværdi og maksimum, samt eventuelt gennemsnit. Ved fraktilværdier under detektionsgrænsen anvendes betegnelsen i.p. (ikke påvist).

Parameter	Dybde	Antal data	Fraktiler							gns.	JKK	% data >JKK	ASK	% data >ASK	
			min	0,1	0,25	0,5	0,75	0,9	max						
Aluminium	0,1	19	1400	1900	3900	5600	6400	7400	10 000	5200					
Arsen	ICP	0,05	6	4,0	4,7	5,5	6,6	8,3	9,2	9,7	6,8	20		20	
	EDXRF	0,05	32	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.				
	ICP	0,1	31	1,0	3,2	5,0	6,2	8,1	12	14	7				
	EDXRF	0,1	161	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.					
	EDXRF	0,3	15	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.					
		0,55	12	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.					
		1,05	7	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.					
Bly		0,05	39	36	120	160	210	240	290	500	200	40	97	400	3
		0,1	358	8,8	61	110	160	220	290	1700	190		93		4
		0,3	15	11	69	150	170	230	240	280	170		93		
		0,55	64	11	53	110	150	240	300	1400	210		94		6
		1,05	7	6	12	17	28	91	123	134	55		33		
Cadmium		0,05	7	0,35	0,38	0,49	0,61	0,66	0,78	0,89	0,59	0,5	71	5	
		0,1	198	0,14	0,39	0,55	0,77	1,0	1,4	7,5	0,90		80		1
		0,3													
		0,55	52	0,08	0,28	0,41	0,63	0,84	1,3	24	1,2		64		4
		1,05													
Chrom	ICP	0,05	7	8,2	8,8	10	13	15	16	16	12	500		1000	
	EDXRF	0,05	32	i.p.	12	30	38	45	55	97	38				
	ICP	0,1	198	2,2	10	11	13	15	17	69	14				
	EDXRF	0,1	160	i.p.	10	27	37	51	71	600	48		1		
	EDXRF	0,3	15	10	10	20	36	41	44	46	30				
	ICP	0,55	52	3,0	10	12	14	15	17	19	14				
	EDXRF	0,55	12	10	19	27	43	48	56	100	42				
	EDXRF	1,05	7	10	10	11	18	32	46	57	24				
Kobber		0,05	39	44	84	110	150	250	360	470	190	500		1000	
		0,1	358	6,3	53	79	110	180	350	4900	210		6		3
		0,3	15	21	51	76	140	280	400	510	180		7		
		0,55	64	7,3	43	64	120	160	270	10 000	380		5		3
		1,05	7	16	18	24	23	88	170	230	69				
Kviksølv		0,05	7	0,43	0,45	0,54	0,71	0,92	1,1	1,2	0,75	1	29	3	
		0,1	32	0,02	0,05	0,36	0,67	0,97	1,2	3,9	0,72		16		3
		0,3													
		0,55													
		1,05													
Nikkel	ICP	0,05	7	8	10	12	12	15	19	23	14	30		30	
	EDXRF	0,05	32	5	13	20	23	28	31	38	23		13		13
	ICP	0,1	198	3,2	10	12	14	16	19	220	16		2		2
	EDXRF	0,1	160	i.p.	5	13	19	27	39	120	21		18		18
	EDXRF	0,3	15	i.p.	5	15	21	24	27	31	19		7		7
	ICP	0,55	52	2,3	10	13	15	17	20	140	17		2		2
	EDXRF	0,55	12	i.p.	11	14	19	24	25	29	18				
	EDXRF	1,05	7	5,0	5,0	7,0	9,0	17	21	24	12				
Zink		0,05	39	160	260	360	480	580	1100	1400	550	500	41	1000	13
		0,1	358	33	180	290	410	580	950	12 000	550		37		8
		0,3	15	54	180	240	340	510	1100	1500	500		27		20
		0,55	64	32	130	180	340	530	800	15 000	770		28		5
		1,05	7	47	48	49	62	221	480	670	190				

i.p.: ikke påvist gns.: gennemsnit
 Overskridelse af JKK – Jordkvalitetskriteriet /27/.
 Overskridelse af ASK – Afskæringskriteriet /27/.

Tabel 3.1 Oversigt over resultater – metaller. Området omkring NKT-valseværk, Amager (mg/kg TS).
 Overview of results - metals. Area around NKT-rolling mill, Amager (mg/kg dw).

Parameter	Dybde m	Antal pkt.	Fraktiler						gns.	JKK	% >JKK	ASK	% >ASK	
			min	0,1	0,25	0,5	0,75	max						
Totalkulbrinter	0,05	4	96			170			240	170	100	50		
	0,1	191	2,5	19	31	51	72	110	1300	68		10		
	0,3	1				16				16				
	0,55	52	2,5	7,0	14	26	48	74	500	51		6		
	1,05													
BaP	0,05	35	0,13	0,27	0,34	0,66	0,90	1,6	2,8	0,77	0,1	100	1	20
	0,1	327	0,01	0,17	0,34	0,56	0,93	1,6	14	0,82		94		22
	0,3	21	0,08	0,13	0,22	0,36	0,47	0,92	1,8	0,50		90		10
	0,55	64	0,01	0,10	0,25	0,44	0,67	1,6	12	0,82		88		17
	1,05	7	0,01	0,01	0,02	0,03	0,05	0,05	0,07	0,03				
DiBahA	0,05	35	0,03	0,05	0,06	0,11	0,19	0,31	0,54	0,14	0,1	51	1	
	0,1	327	0,00	0,03	0,06	0,10	0,17	0,28	2,2	0,14		45		0,3
	0,3	21	0,01	0,02	0,04	0,06	0,08	0,17	0,32	0,09		19		
	0,55	64	0,00	0,03	0,03	0,07	0,10	0,27	1,7	0,13		25		2
	1,05	7	i.p.	0,00	0,00	0,00	0,01	0,01	0,01					
Sum af PAH	0,05	35	1,1	1,5	1,9	3,8	5,4	10	18	4,5	1,5	89	15	3
	0,1	327	0,07	1,0	1,9	3,2	5,1	9,3	91	4,6		81		3
	0,3	21	0,43	0,65	1,2	2,0	2,7	5,1	9,3	2,6		17		
	0,55	64	0,10	0,59	1,3	2,5	3,5	9,3	80	4,8		70		5
	1,05	7	0,04	0,06	0,09	0,14	0,25	0,31	0,37	0,17				

i.p.: ikke påvist gns.: gennemsnit
 Overskridelse af JKK – Jordkvalitetskriteriet /27/.
 Overskridelse af ASK – Afskæringskriteriet /27/.

Tabel 3.2 Oversigt over resultater - organiske parametre. Området omkring NKT-valseværk, Amager (mg/kg TS).
Overview of results – organics. Area around NKT-rolling mill, Amager (mg/kg dw).

Som det ses af tabel 3.1 og 3.2, er der konstateret overskridelser af jordkvalitetskriterierne (JKK) for bly, cadmium, kobber, kviksølv, nikkel og zink, totalkulbrinter og PAH, herunder af benzo(a)pyren (BaP) og dibenz(ah)anthracen (DiBahA). Forureningen ses især i det øverste jordlag fra 2-30 cm's dybde, men fortsætter til mindst 1 m's dybde. Medianværdierne er mindre end afskæringskriterierne (ASK). Det er vigtigt at bemærke at de enkelte målinger ligger under eller over medianværdien og der kan være stor spredning i disse. ASK overskrides i en række prøver for bly, cadmium, kviksølv, kobber, nikkel, zink og PAH, herunder BaP og DiBahA.

Datafordelinger

Af hensyn til forudsætningerne i den efterfølgende statistiske databehandling, er der foretaget forskellige tests til at vurdere, hvorvidt resultaterne for de forurenede prøver er normalfordelte. En mere detaljeret beskrivelse af teknikker til vurdering af datafordelinger er angivet i afsnit 2.10 og /22/.

I tabel 3.3 angives en oversigt over de statistiske analyser af fordelinger. Resultaterne for Shapiro Wilk test viser, at bly, cadmium, kobber, kviksølv, zink og BaP fra 10 cm's dybde ikke er normalfordelte eller lognormalfordelte. Ligeledes vises resultaterne, at dataene for bl.a. bly og BaP i 10 cm's dybde er asymmetriske med en lang hale til højre og med høje værdier (værdierne for skewness er høje) samt fordeling har en høj top (værdierne for kurtosis er høje). Ved sammenligning af medianværdier fra forskellige dybder anvendes derfor Wilcoxon Rank Sum test og ikke en t-test.

	Dybde	Antal observationer	Shapiro-Wilk p-værdi	Shapiro-Wilk p-værdi log _e transformerede data	Topstøjhed (Kurtosis)*	Skævhed (Skewness)*
Bly	0,1	358	2,2e ⁻¹⁶	5,1 e ⁻¹³	32	4,7
	0,3	15	0,226	0,0004	0,15	-0,75
Cadmium	0,1	198	2,2e ⁻¹⁶	0,0009	41	5,1
Kobber	0,1	358	2,2e ⁻¹⁶	3,4e ⁻¹⁰	71	7,5
	0,3	15	0,025	0,558	0,07	1,1
Kviksølv	0,1	32	1,3e ⁻⁶	3,6e ⁻⁵	-	-
Zink	0,1	358	2,2e ⁻¹⁶	7,3e ⁻⁹	130	10
	0,3	15	0,0099	0,184	1,1	1,5
BaP	0,1	327	2,2e ⁻¹⁶	0,105	85	7,4
	0,3	21	4,8e ⁻⁵	0,088	3,9	2,1

* for en normalfordeling er værdien 0 - analysen ikke udført

Signifikant (p<0,05) Nulhypotesen forkastes.

Fordelingen er **ikke** en normalfordeling

Tabel 3.3 Oversigt over den statistiske analyse af fordelinger. Området omkring NKT-valseværk, Amager
Overview of the statistical analysis. Area around NKT-rolling mill, Amager

Korrelation mellem parametre

I tabel 3.4 vises Pearsons korrelation mellem flere af parametrene i 2 - 10 cm's dybde. Bemærk, at beregningen af korrelationen forudsætter, at dataene er normalfordelte. Denne er ikke opfyldt for flere af parametrene.

Der ses rimelig korrelation mellem Zn og Cd samt mellem Cu og Zn, men kun tvivlsom eller ingen korrelation mellem de andre parametre.

I datarapport for kulturlag /30/ er der fundet lignende korrelation mellem disse parametre. Desuden er BaP altid korreleret med sum af PAH (Pearsons korrelation, R= 0,98).

	Pb	Cd	Cu	Zn	BaP
Pb	1,00				
Cd	0,34	1,00			
Cu	0,54	0,64	1,00		
Zn	0,47	0,85	0,77	1,00	
BaP	0,16	0,10	0,06	0,07	1,00

- ikke beregnet

Positiv værdi (begge parametre vokser). Negativ værdi (en parameter aftager, en vokser)

> 0,87 God korrelation 0,5 - 0,71 Tvivlsom korrelation

0,71 - 0,87 Rimelig korrelation < 0,5 Ingen korrelation

Tabel 3.4 Korrelation mellem organisk indhold, Pb, Cd, Cu, Zn og BaP i 10 cm's dybde
Correlation between organic content, Pb, Cd, Cu, Zn and BaP in 10 cm's depth

Aluminium

Aluminiumindholdet er kun målt i 19 jordprøver. Aluminiumniveauet er fra 1400 - 10.000 mg/kg TS. Aluminiumoxider indgår i jordminerale og baggrunds niveauet vil dermed afhænge af jordarten herunder lerindholdet. Der er ikke fundet højere indhold i jordprøver tæt på NKT-grunden og der er ikke fundet korrelation imellem indhold af aluminium og cadmium eller imellem indhold af aluminium og kobber i de 19 prøver (R² er henholdsvis 0,20 og 0,15). Der findes intet dansk jordkvalitetskriterium.


Arsen

Arsenniveauet er omkring 4 - 10 mg/kg TS, hvilket svarer til baggrunds-niveauet for landområder (3 - 4 mg/kg TS, jf. tabel 2.1).

Bly

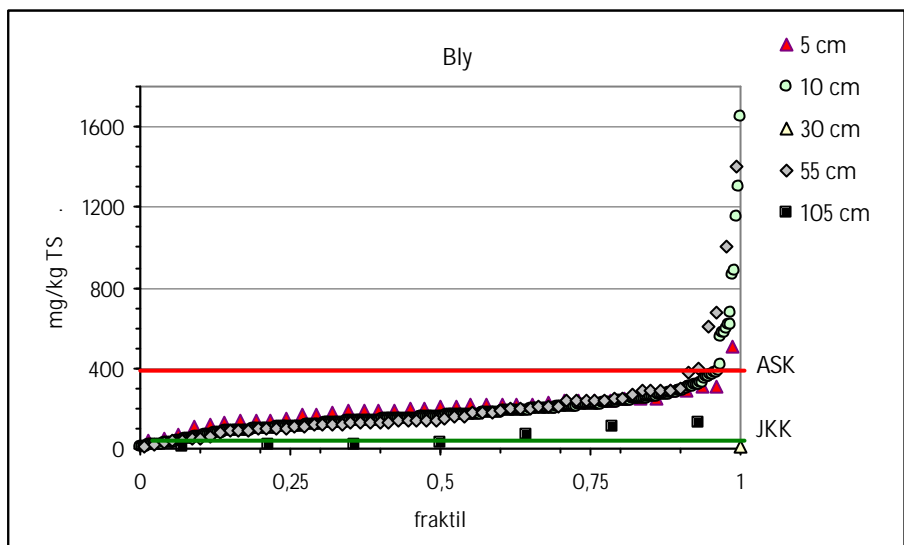
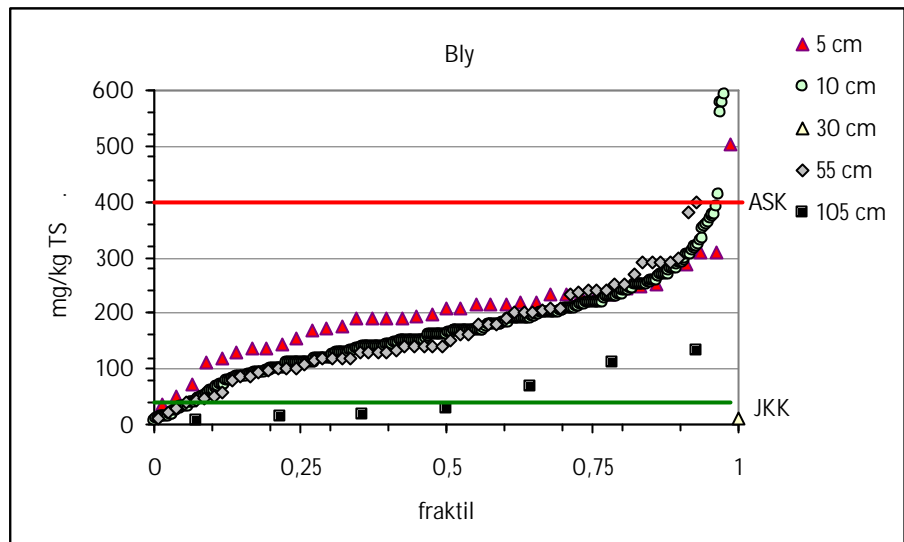
Blyniveauet er væsentlig højere end baggrunds-niveauet for landområder (10 - 12 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). Som det fremgår af tabel 3.1 og figur 3.2, overskrides JKK i de fleste prøver i alle dybder. ASK overskrides dog kun i nogle få prøver (ca. 3%). Blydata er ikke normalfordelte, og koncentrations-niveauerne i de fire forskellige dybder er sammenlignet ved Wilcoxon Rank Sum test. Koncentrationsniveauet i 0 - 0,5 m's dybde er signifikant højere end i 0,02 - 0,1 m's dybde, men der er kun målt i forholdsvis få prøver i 0 - 0,5 m's dybde. Koncentrationsniveauerne i 0,95 - 1,05 m's dybde er signifikant lavere end i 0 - 0,55 m's dybde. Koncentrationsniveauerne i 0,1 - 0,55 m's dybde er ikke forskellige fra hinanden ved et signifikansniveau (p) på 0,05, jf. tabel 3.5.

Nulhypotesen: Fordelingen er den samme	Wilcoxon Rank Sum test
Pb data sammenlignes i følgende to dybder, m	P-værdi
0,05 og 0,1	0,000
0,1 og 0,3 m	0,995
0,3 og 0,55 m	0,20
0,55 og 1,05 m	0,006

 Signifikant ved en en-halet test ($p < 0,05$). Nulhypotesen forkastes. Fordeling 1 er højere end fordeling 2.

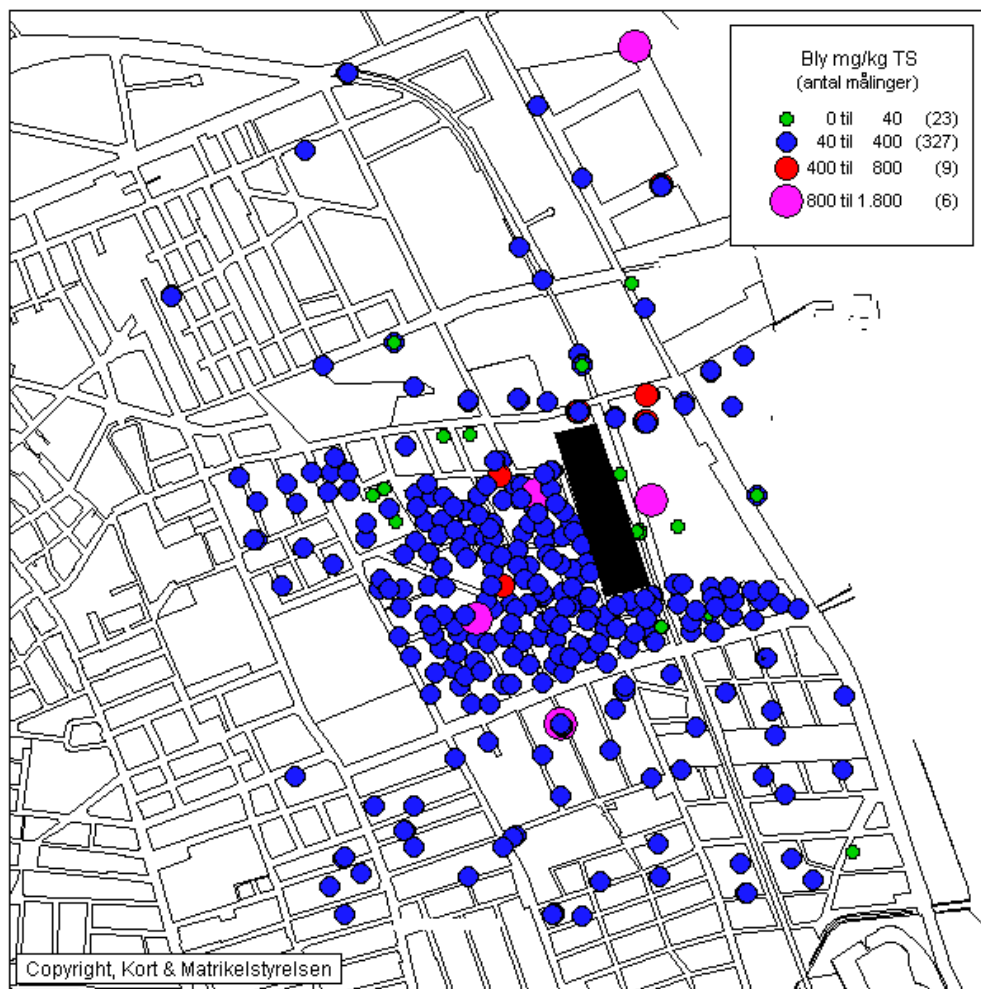
Tabel 3.5 Wilcoxon Rank test for Pb i forskellige dybder
Wilcoxon Rank test for Pb in different depths

På figur 3.2 (vist med to skala for Y-aksen) ses en tendens til, at blyindholdet falder i 1 m's dybde, dog er der kun målt i få punkter.



Figur 3.2 Fraktalplot for bly (vist med to skala til y-axis) – Området omkring NKT-valseværk, Amager
Quantile plot for lead (shown with two y axis scales) – Area around NKT-rolling mill, Amager

I figur 3.3 vises et oversigtskort over blymålinger i 0,1 m's dybde. De højeste målinger er fundet i forskellige felter og retninger på testarealet.

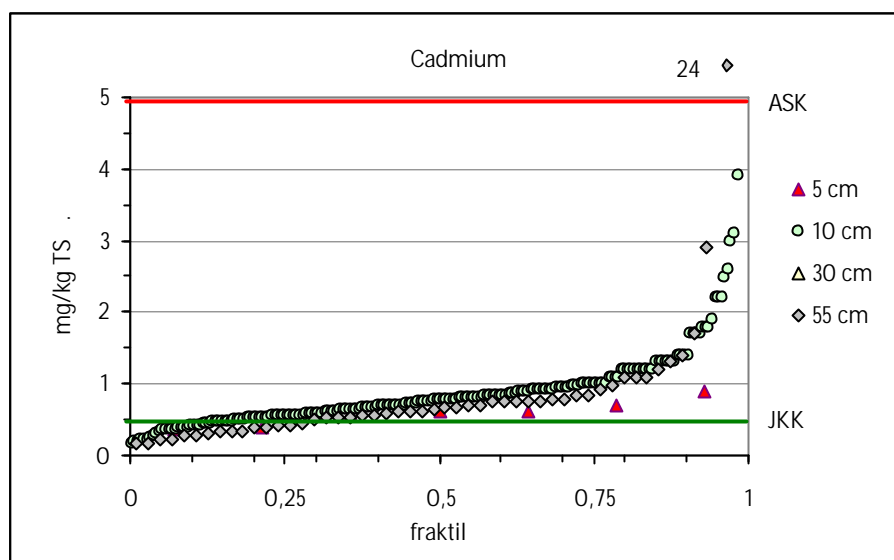


Figur 3.3 Kort over blymålinger – Området omkring NKT-valseværk, Amager
 Map of lead – Area around NKT-rolling mill, Amager

Cadmium

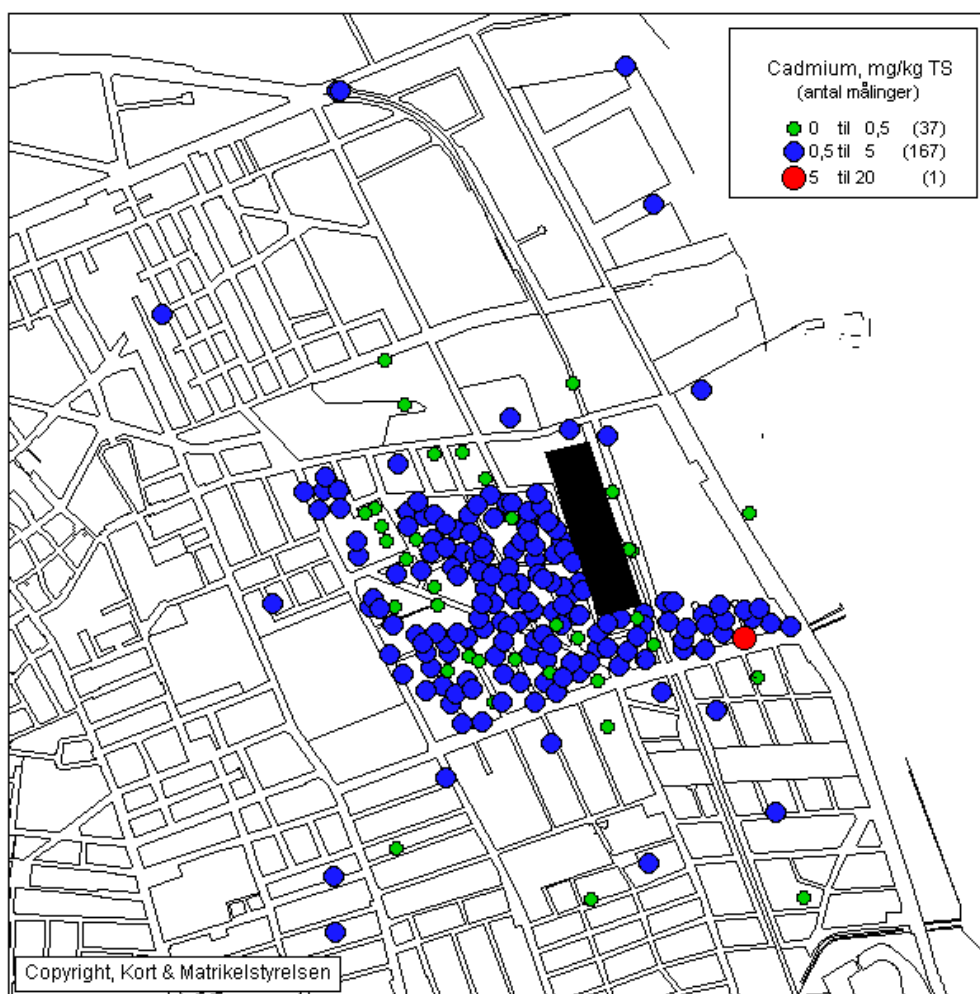
Koncentrationsniveauet ligger over baggrunds niveauet for landområder (0,13-0,22 mg/kg TS, jf. tabel 2.1) og JKK er overskredet i flere af jordprøverne (>70%). ASK overskrides dog kun i enkelte prøver (ca. 1%). Der er kun målt på jordprøver i dybdeintervaller fra 0-0,5, 0,02- 0,1 og 0,45 -0,55 m's dybder

På figur 3.4 ses ingen tendens til, at cadmiumindholdet falder i 0,55 m's dybde.



Figur 3.4 Fraktilplot for cadmium – Området omkring NKT-valseværk, Amager
Quantile plot for cadmium – Area around NKT-rolling mill, Amager

I figur 3.5 vises et oversigtskort over cadmiummålinger i 0,1 m's dybde.



Figur 3.5 Kort over cadmiummålinger – Området omkring NKT-valseværk, Amager
Map over cadmium – Area around NKT-rolling mill, Amager

Chrom

Chromniveauet er omkring 8 - 16 mg/kg TS, hvilket svarer til baggrunds-niveauet for landområder (6,4 - 17 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). Kun én jordprøve (600 mg/kg TS) analyseret med EDXRF overskrider JKK på 500 mg/kg TS og indholdet er ikke bekræftet ved en ICP analyse (230 mg/kg TS).

Kobber

Kobberniveauet er væsentligt højere end baggrunds-niveauet for landområder (5,6 - 9 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). JKK og ASK overskrides i henholdsvis 6 og 3% af jordprøver.

Kobberdata er ikke normalfordelte, og koncentrationsniveauerne i de fire forskellige dybder er sammenlignet ved Wilcoxon Rank Sum test.

Koncentrationsniveauet i 0 - 0,5 m's dybde er signifikant højere end i 0,02 - 0,1 m's dybde, men der er kun målt i forholdsvis få prøver i 0 - 0,5 m's dybde. Koncentrationsniveauerne i 0,95 - 1,05 m's dybde er signifikant lavere end i 0 - 0,55 m's dybde. Koncentrationsniveauerne i 0,1 - 0,55 m's dybde er ikke forskellige fra hinanden ved et signifikansniveau (p) på 0,05, jf. tabel 3.6.

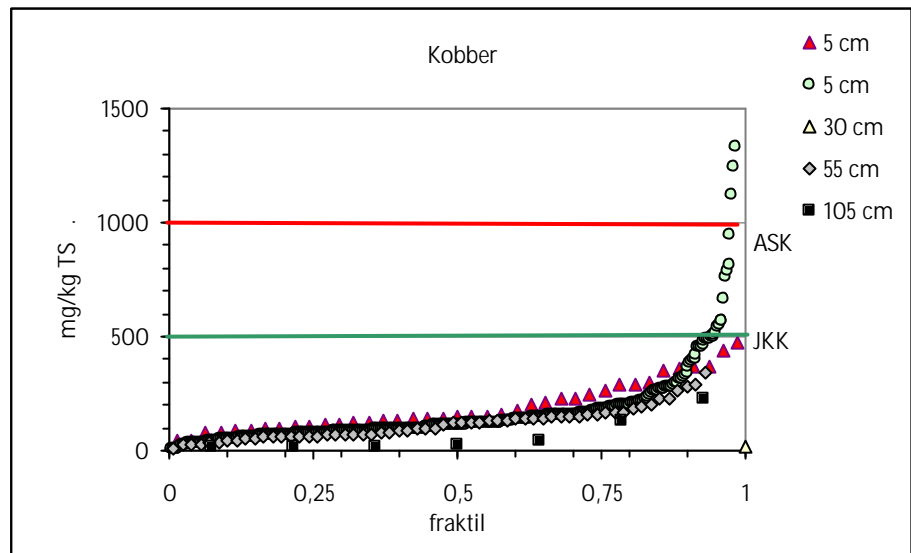
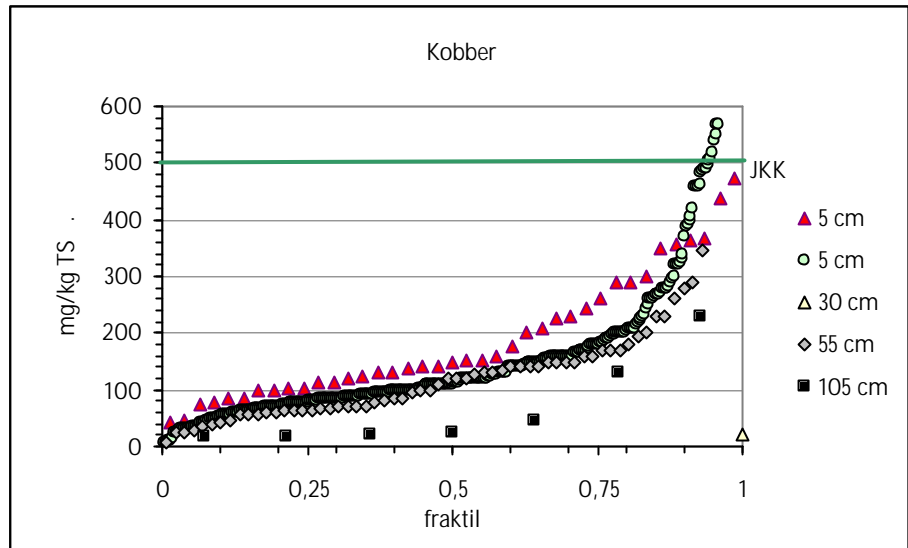
Nulhypotesen: Fordelingen er den samme	Wilcoxon Rank Sum test
Cu data sammenlignes i følgende to dybder, m	P-værdi
0,05 og 0,1	0,000
0,1 og 0,3 m	0,974*
0,3 og 0,55 m	0,14
0,55 og 1,05 m	0,006

* koncentrationsniveau i 0,3 m's dybde er højere end 0,1 m's dybde

Signifikant ved en en-halet test ($p < 0,05$). Nulhypotesen forkastes.
Fordeling 1 er højere end fordeling 2.

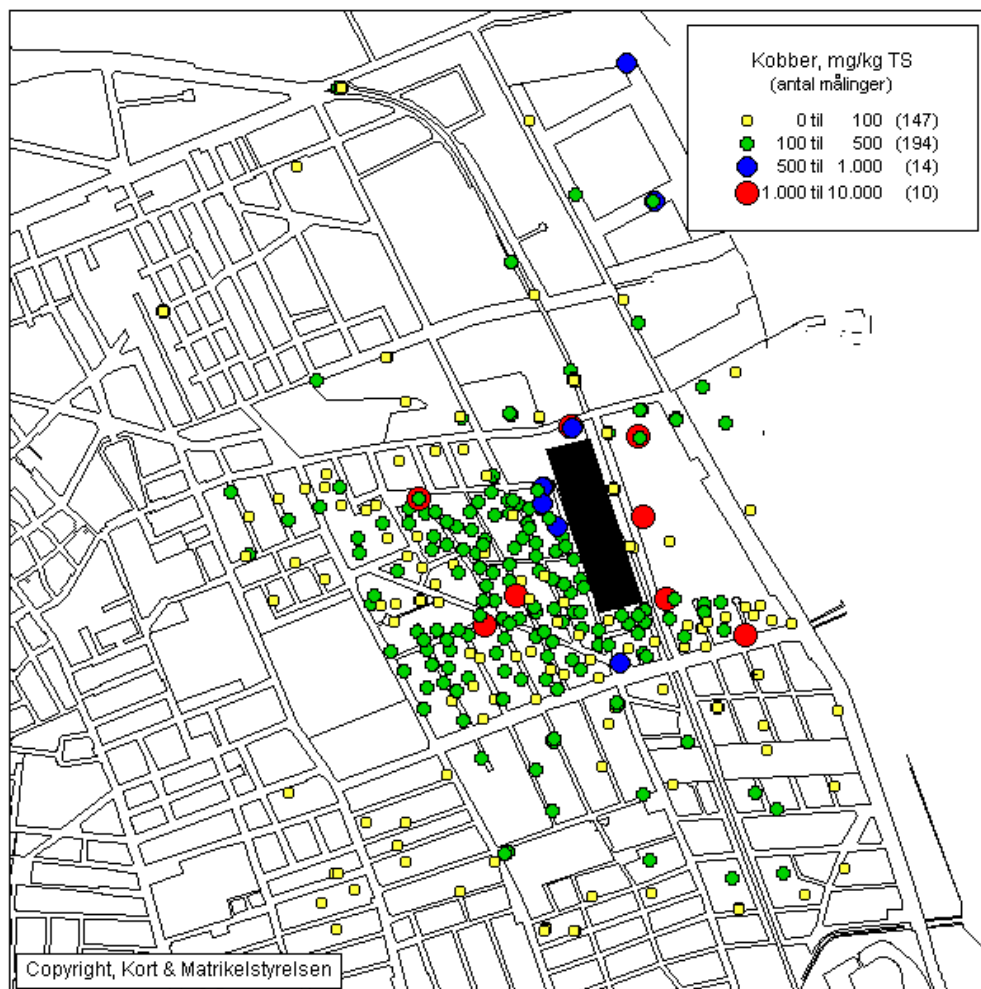
Tabel 3.6 Wilcoxon Rank test for Cu i forskellige dybder
Wilcoxon Rank test for Cu in different depths

På figur 3.6 (vist med to skala for Y-aksen) ses en tendens til, at kobber indholdet er højest i 0 - 0,5 cm's dybder og falder i 1 m's dybde, dog er der kun målt i få punkter.



Figur 3.6 Fraktilplot for kobber (vist med 2 skala for Y-aksen)– Området omkring NKT-valseværk, Amager
Quantile plot for copper (shown with two y-axis scales – Area around NKT-rolling mill, Amager

I figur 3.7 vises et oversigtskort over kobbermålinger i 0,1 m's dybde. De højeste målinger er fundet i felter tættest på NKT-grunden.



Figur 3.7 Kort over Kobbermålinger – Området omkring NKT-valseværk, Amager
 Map of copper – Area around NKT-rolling mill, Amager

Nikkel

Nikkelniveauet er omkring 8 - 23 mg/kg TS, hvilket svarer til baggrunds-niveauet for landområder (2,9 - 9,6 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). Nogle få prøver overskrider JKK.

Zink

Zinkniveauet er væsentligt højere end baggrunds-niveauet for landområder (18 - 45 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). Som det fremgår af tabel 3.1 og figur 3.8, overskrides JKK i ca. 30% af jordprøverne af prøverne i 0 - 0,55 m's dybder. ASK er også overskredet i op til 20% af jordprøver i intervallet 0 - 0,3 m's dybde.

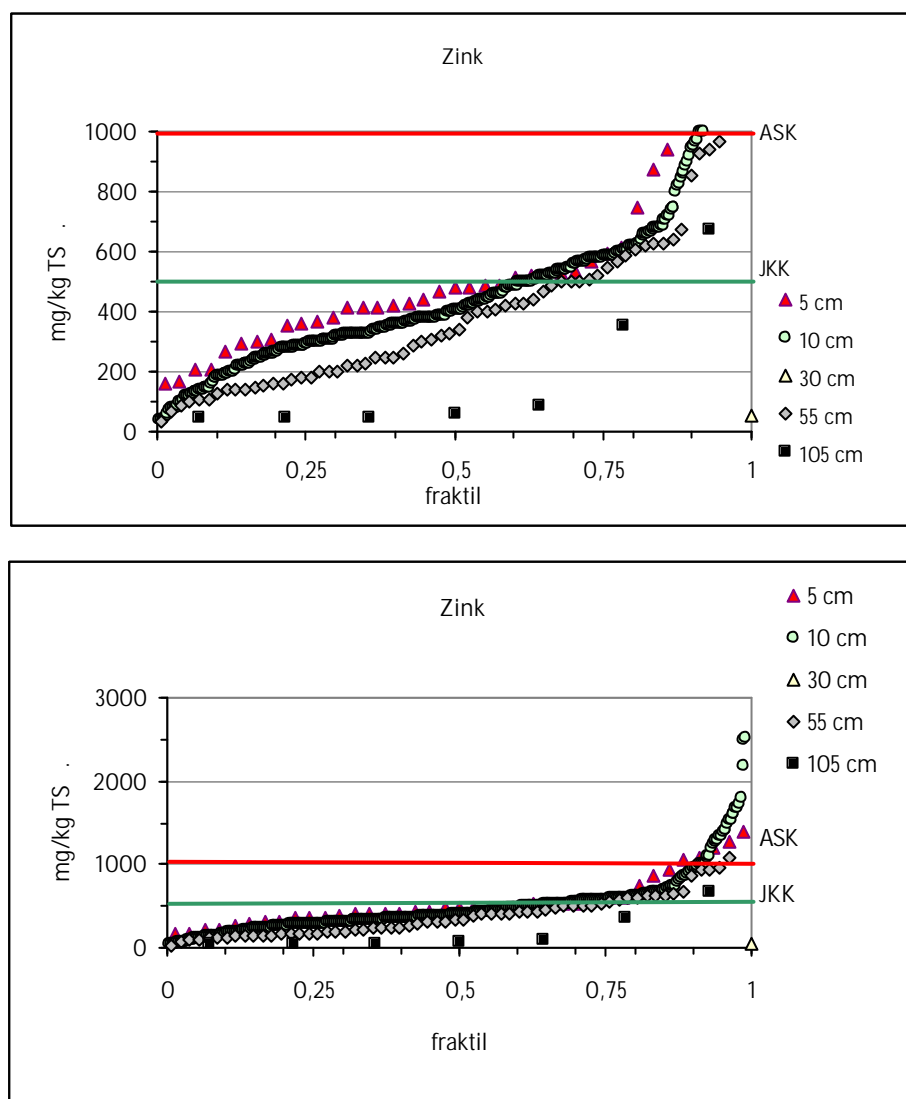
Zinkdata er ikke normalfordelte, og koncentrationsniveauerne i de fire forskellige dybder er sammenlignet ved Wilcoxon Rank Sum test. Koncentrationsniveauet i 0 - 0,5 m's dybde er signifikant højere end i 0,02 - 0,1 m's dybde, men der er kun målt i forholdsvis få prøver i 0 - 0,5 m's dybde. Koncentrationsniveauerne i 0,95 - 1,05 m's dybde er signifikant lavere end i 0 - 0,55 m's dybde. Koncentrationsniveauerne i 0,1 - 0,55 m's dybde er ikke forskellige fra hinanden ved et signifikansniveau (p) på 0,05, jf. tabel 3.7.

Nulhypotesen: Fordelingen er den samme	Wilcoxon Rank Sum test
Zn data sammenlignes i følgende to dybder, m	P-værdi
0,05 og 0,1	0,029
0,1 og 0,3 m	0,53
0,3 og 0,55 m	0,24
0,55 og 1,05 m	0,002

* koncentrationsniveau i 0,3 m's dybde er højere end 0,1 m's dybde
 Signifikant ved en en-halet test ($p < 0,05$). Nulhypotesen forkastes.
 Fordeling 1 er højere end fordeling 2.

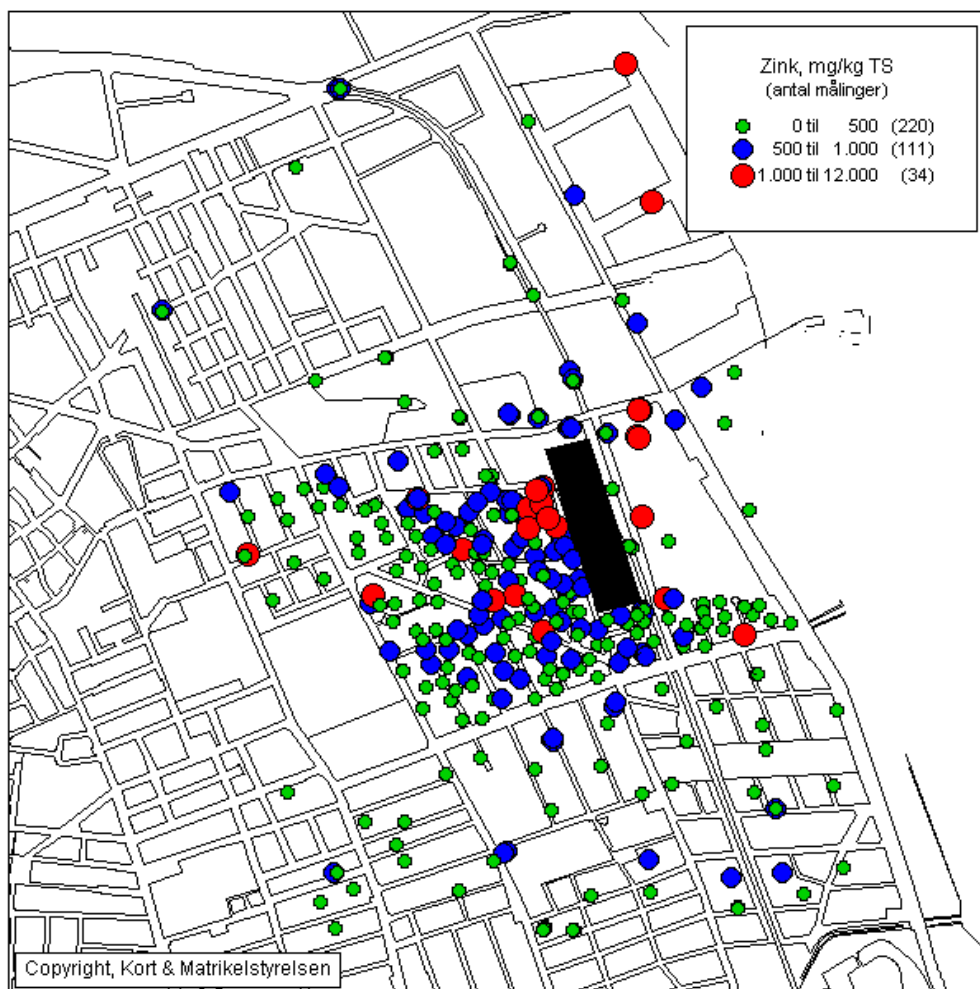
Tabel 3.7 Wilcoxon Rank test for Zn i forskellige dybder
Wilcoxon Rank test for Zn in different depths

På figur 3.8 (vist med to skala for Y-aksen) ses en tendens til, at kobber indholdet er højest i 0 - 0,5 cm's dybder og falder i 1 m's dybde, dog er der kun målt i få punkter.



Figur 3.8 Fraktilplot for zink (vist med 2 skala for Y-aksen)– Området omkring NKT-valseværk, Amager
Quantile plot for zinc (shown with two y-axis scales – Area around NKT-rolling mill, Amager)

I figur 3.9 vises et oversigtskort over zinkmålinger i 0,1 m's dybde. De højeste målinger er fundet i felter tæt på NKT-grunden.



Figur 3.9 Kort over zinkmålinger – Området omkring NKT-valseværk, Amager
Map of zinc – Area around NKT-rolling mill, Amager

Totalkulbrinter

Som det fremgår af tabel 3.2, overskrider ca. 10% af jordprøverne JKK, og medianværdien i 0,1 m's dybde er 51 mg/kg TS. De fleste forurenede prøver er beskrevet som indeholdende kulbrinter med et kogepunktsinterval svarende til tjære/asfalt, mens en mindre andel indeholder kulbrinter med et kogepunktsinterval svarende til motorolie. To prøver beskrives som indeholdende uidentificerede kulbrinter. Ingen af prøverne har vist udslag ved måling med en Photoionisationsdetektor, som måler flygtige kulbrinter.

PAH

Som det fremgår af tabel 3.2 og figur 3.10, overskrider BaP JKK i de fleste jordprøver. Indhold af BaP, DiBahA og sum af PAH er direkte korreleret, jf. tabel 3.10 (indeks for BaP/sum af PAH og DiBahA/ sum af PAH) og /30/. Det er indholdet af BaP, som hyppigst overskrider JKK.

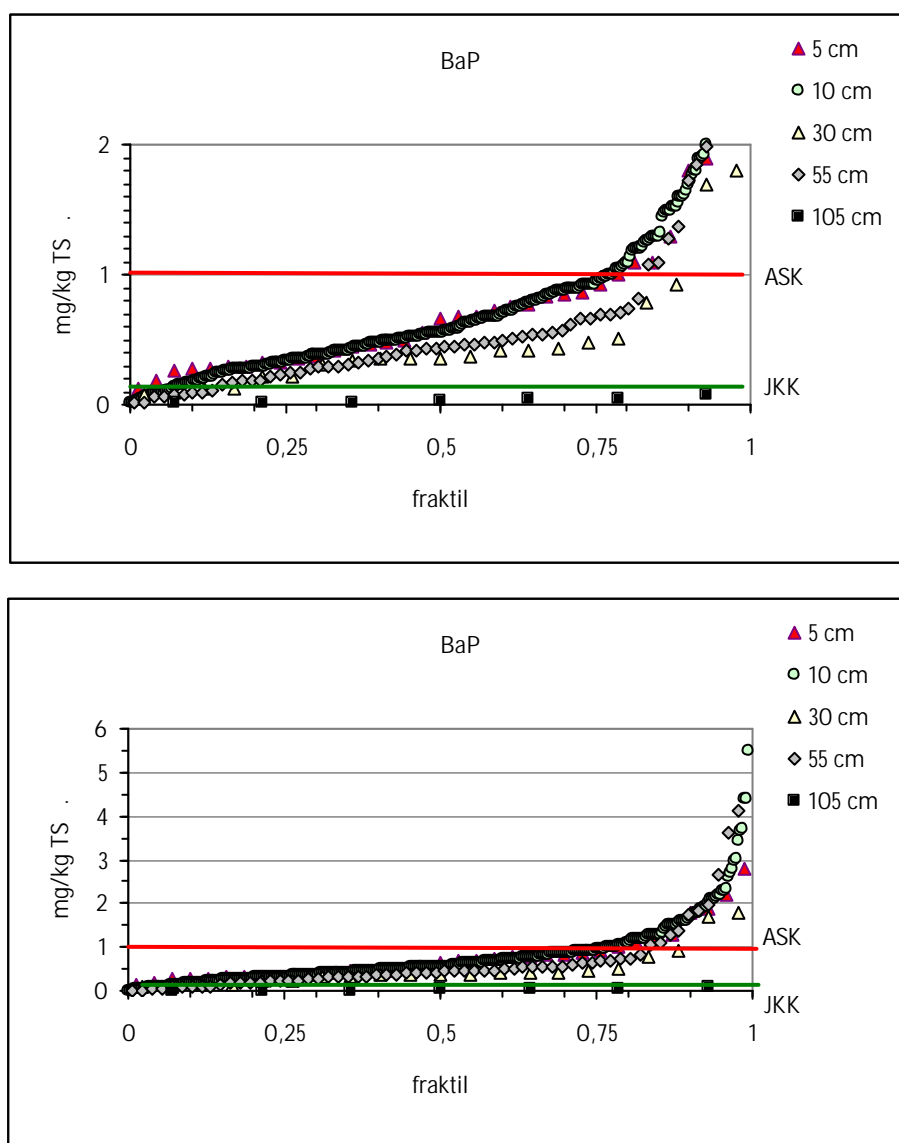
BaP-data er ikke normalfordelte, og koncentrationsniveauerne i de fire dybder er sammenlignet ved Wilcoxon Rank Sum test. BaP-koncentrationerne ligger på samme niveau i 0,05 -0,3 m's dybde, men er signifikant lavere ($p \leq 0,05$) i 0,55 - 1,05 m's dybde, jf. tabel 3.8.

Nulhypotesen: Fordelingen er den samme	Wilcoxon Rank Sum test
Zn data sammenlignes i følgende to dybder, m	P-værdi
0,05 og 0,1	0,124
0,1 og 0,3	0,057
0,3 og 0,55	0,73
0,1 og 0,55	0,02
0,55 og 1,05	0,000

■ Signifikant ved en en-halet test ($p < 0,05$). Nulhypotesen forkastes. Fordeling 1 er højere end fordeling 2.

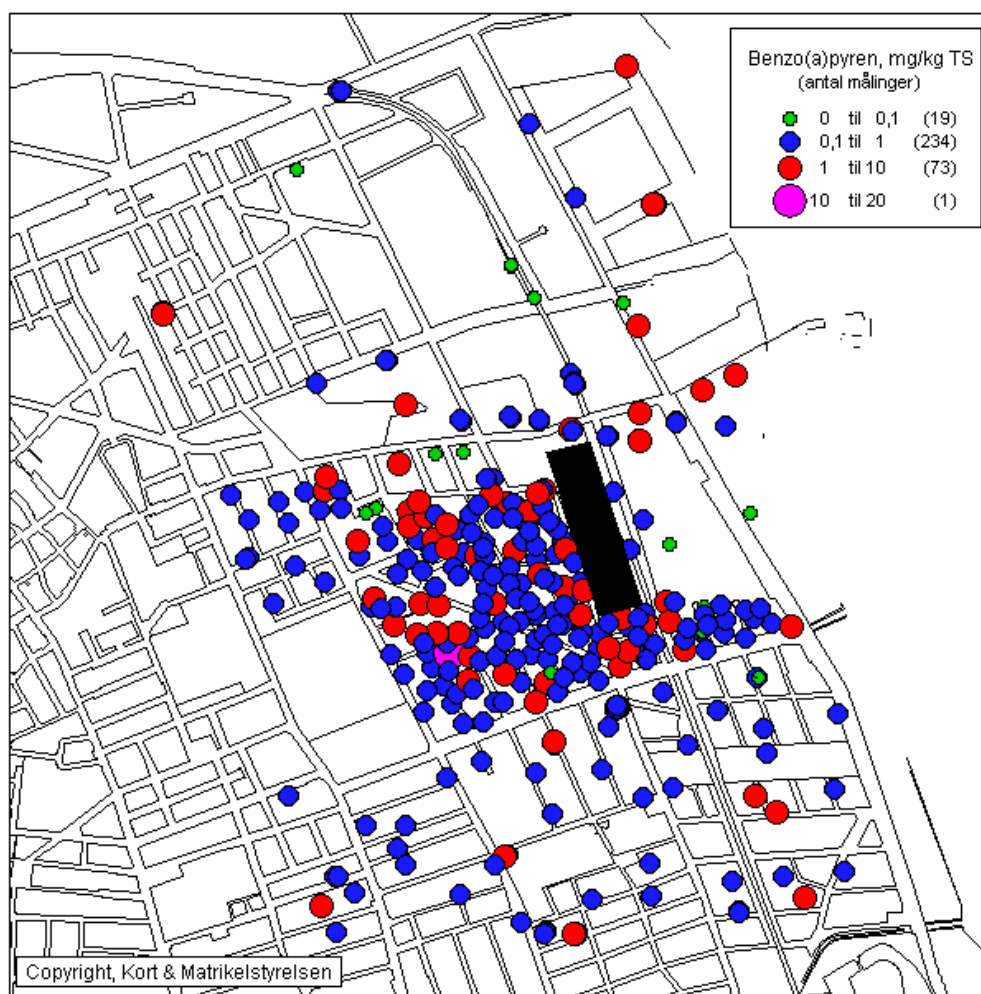
Tabel 3.8 Wilcoxon Rank test for BaP i forskellige dybder
Wilcoxon Rank test for BaP in different depths

På figur 3.10 (vist med to skala for Y-aksen) ses en tendens til, at BaP-indholdet er højest i 0 - 0,1 cm's dybde og falder fra 0,3 ned til 1 m's dybde.



Figur 3.10 Fraktilplot for BaP – Området omkring NKT-valseværk, Amager
Quantile plot for BaP – Area around NKT-rolling mill, Amager

I figur 3.11 vises et oversigtskort over BaP-målinger i 0,1 m's dybde. De højeste målinger er fundet i forskellige felter og retninger på testarealet.



Figur 3.11 Kort over BaP-målinger – Området omkring NKT-val seværk, Amager
Map of BAP – Area around NKT-rolling mill, Amager

3.3 Deskriptiv statistik for øvrige organiske parametre

I tabel 3.9 angives resultaterne for de øvrige organiske parametre.

Parameter	Dybde m	Antal data	Min Fraktiler							max	gns.	JKK data >JKK	ASK	% data >ASK
			0,1	0,25	0,5	0,75	0,9							
PAH														
BaP, mg/kg TS	0,05	14	0,07	0,14	0,17	0,23	0,30	0,52	0,67	0,27	0,1	99	1	6
	0,1	34	0,00	0,09	0,17	0,27	0,48	0,8	2,5	0,4				
	0,3	1				0,15								
Sum af 7 MST, mg/kg TS	0,05	14	0,88	1,1	1,3	1,7	2,0	2,9	4,8	1,9	1,5	71	15	
	0,1	34	0,28	0,67	1,1	1,7	3,1	4,9	14,8	2,5				
	0,3	1				0,98								
Sum af 16 EPA, mg/kg TS	0,05	14	1,9	2,1	2,7	3,4	3,9	5,8	9,3	3,8				
	0,1	34	0,58	1,5	2,3	3,5	5,9	9,6	35	5,2				
	0,3	1				1,9								
PCB														
Sum af PCB, µg/kg TS	0,05	10	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	16	110	14	(20)***	10		
	0,1	24	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	6	15	4				
	0,3	1				i.p.								
Phthalater														
DEHP, µg/kg TS	0,05	10	i.p.	i.p.	68	140	180	180	210	130	25.000			
	0,1	24	i.p.	i.p.	i.p.	120	150	230	500	130				
	0,3	1				i.p.								
sum af Phthalater, µg/kg TS	0,05	10	i.p.	60	100	210	370	400	580	240	250.000			
	0,1	24	i.p.	i.p.	i.p.	190	350	500	670	220				
	0,3	1				i.p.								
Pesticider														
Sum af DDT, mg/kg TS	0,1	4	i.p.			0,053				0,26	0,5			
Parathion, mg/kg TS	0,1	4	i.p.			i.p.				0,03	0,1			
Sum af pesticider, mg/kg TS	0,1	4	i.p.			0,051				0,29	0,1/0,5#			
Dioxiner														
Sum af PCDF, ng/kg TS	0,05	7	90	120	150	230	420	620	660	300				
	0,1	6	140			210			450	250				
sum af PCDD, ng/kg TS	0,05	7	180	240	310	740	1200	1900	2800	950				
	0,1	6	230			310			2800	7110				
ITE(NATO/CCMS) ng/kg TS*	0,05	7	5,5	7,4	9,1	13	16	19	22	13	(40)**			
	0,1	6	7,5			8,9			11	9				

* ITE (NATO/CCMS) betyder internationale toksicitetsækvivalenter som defineret af NATO/CCMS.

** Tyskland, baggrundsniveau 5 ng/kg TS ITE (NATO/CCMS), grænseniveau ved dyrkning af afgrøder 40 ng/kg TS ITE (NATO/CCMS)/14,28,29/

*** Holland /29/

0,5 mg/kg TS for DDT+DDE og 0,1 mg /kg TS for parathion

i.p.: ikke påvist gns.: gennemsnit

☐ Overskridelse af JKK – Jordkvalitetskriteriet /27/.

☑ Overskridelse af ASK – Afskæringskriteriet /27/.

Tabel 3.9 Oversigt over resultater - øvrige organiske forureninger. . Området omkring NKT-valseværk, Amager
Overview of results - other organic parameters. Area around NKT-rolling mill, Amager

Som det ses af tabel 3.9, viser analyserne for et udvidet antal PAH et lidt lavere indhold af PAH end i tabel 3.2, men der er kun målt på et mindre antal jordprøver. Analyserne anvendes til at vurdere PAH-sammensætningen, jf. tabel 3.10, figur 3.13 og afsnit 5.4..

To ud af 10 jordprøver fra det øverste jordlag (0,05 m's dybde) indeholdt PCB på henholdsvis 110 og 15 µg/kg TS og det højeste indhold er fundet inden for NKT-grunden. I 0,1m's dybde er der kun fundet 3 ud af 24 jordprøver med et indhold af PCB og alle tre prøver har et indhold på mindre end 15 µg/kg TS.

Dioxinindholdet målt som internationale toksicitetsækvivalenter, defineret af NATO/CCMS – ITE (NATO/CCMS), er højere end det tyske

baggrundsniveau for landbrugsjord (omkring 1- 5 ng ITE/kg TS), men på samme niveau som i tyske byområder (10 – 30 ng ITE/kg TS) /23/. I figur 3.12 vises et kort over prøvetagningspunkter og dioxinmålinger. Målingerne tæt ved NKT er ikke højere end tilfældige målinger andre steder på testarealet.



Figur 3.12 Kort over dioxinmålinger
Map showing dioxin measurements

Der er fundet et mindre indhold af DDD og DDE (nedbrydningsprodukt af DDT) i tre af de fire analyserede prøver samt parathion i en af prøverne. JKK er ikke overskredet.

Der er fundet lavt indhold af DEHP og andre phthalater i jordprøverne, men JKK er ikke overskredet.

PAH- og dioxinsammensætning

I tabel 3.10 er beregnet er række forhold mellem udvalgte enkeltparametre, som indgår i PAH- og dioxinsammensætningen. Disse forhold er anvendt til at vurdere, om forureningen har forskellig karakter (sammensætning) i forskellige testarealer, jf. datarapporter for kulturlag og trafik /31, 31/ og afsnit 5.4.

Som der ses af tabel 3.10 er der ingen indikation på ændringer i PAH-sammensætning i dybden på testarealet.

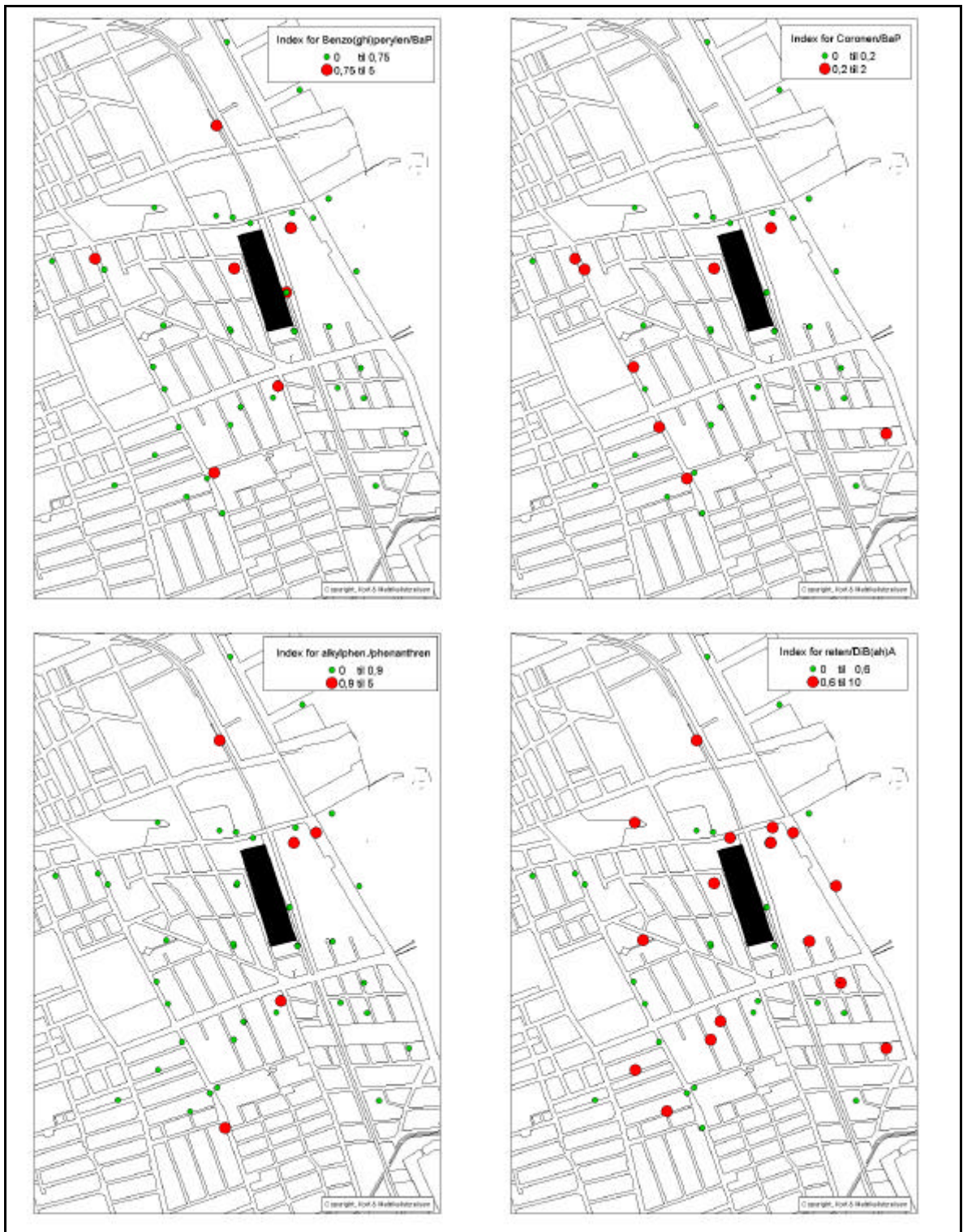
Parameter	Dybde m	Antal data	Min	Fraktiler					max	gns.
				0,1	0,25	0,5	0,75	0,9		
Forhold mellem udvalgte PAH										
BaP / sum af 7 MST	0,05	14	0,04	0,11	0,14	0,15	0,16	0,18	0,18	0,14
	0,1	34	0,10	0,13	0,14	0,15	0,17	0,17	0,19	0,15
	0,3	1				0,15				
DiBahA / sum af 7 MST	0,05	14	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
	0,1	34	0,01	0,02	0,02	0,02	0,02	0,02	0,03	0,02
	0,3	1				0,01				
B(ghi)P / BaP	0,05	14	0,56	0,57	0,60	0,67	0,70	0,82	2,57	0,80
	0,1	34	0,47	0,051	0,56	0,62	0,71	0,80	1,23	0,65
	0,3	1				0,60				
Coronen / BaP	0,05	14	0,12	0,12	0,13	0,17	0,21	0,29	0,56	0,20
	0,1	34	0,02	0,1	0,12	0,16	0,17	0,19	0,42	0,15
	0,3	1				0,14				
Sum af alkylphen./ phenanthren	0,05	14	0,2	0,21	0,26	0,44	0,59	0,88	1,1	0,48
	0,1	34	0,03	0,21	0,22	0,30	0,47	0,84	1,93	0,43
	0,3	1				0,30				
Reten/DiBahA	0,05	14	0,16	0,20	0,30	0,47	0,59	0,66	5,0	0,75
	0,1	34	0,01	0,18	0,30	0,49	0,78	1,52	7,1	0,8
	0,3	1				0,85				
Forhold mellem dioxiner										
PCDF / PCDF	0,05	7	0,20	0,22	0,25	0,31	0,57	0,65	0,76	0,42
	0,1	6	0,31	0,42	0,53	0,58	0,73	0,89	1,0	0,63

gns.: gennemsnit

Tabel 3.10 Vurdering af PAH- og dioxinsammensætning. T. Området omkring NKT-valseværk, Amager

Assessment of PAH and dioxin composition. Area around NKT-rolling mill, Amager

I figur 3.13 vises prøvetagningspunkter og resultater for de fire PAH-indeks.



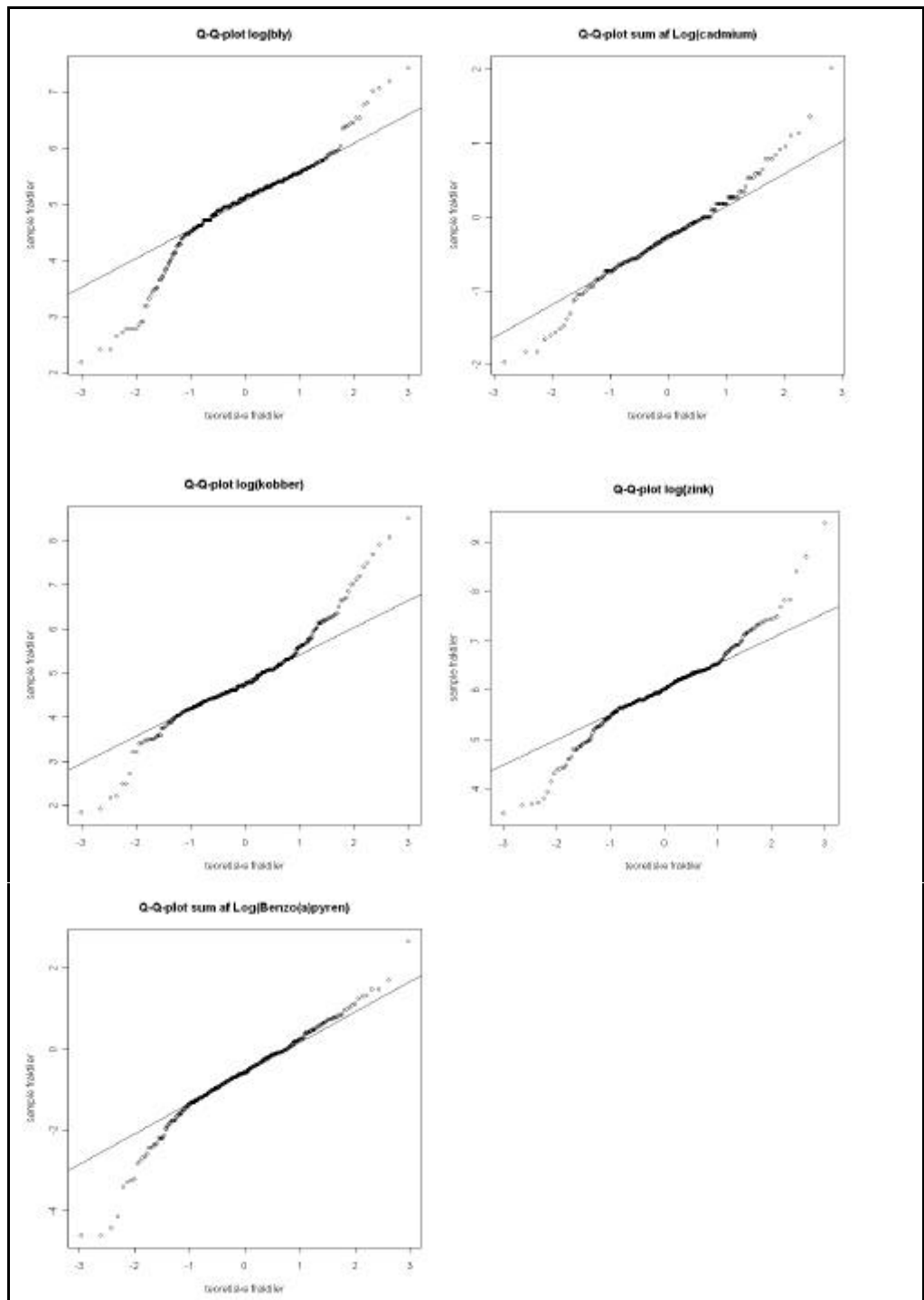
Figur 3.13 Indekser for PAH- sammensætning og position i forhold til vejnet og NKT-grunden
Index for PAH composition and distance to main roads and NKT rolling milling mill

Som det ses af figur 3.13 er der tilsyneladende højere værdier for coronen/BaP indeks langs en hovedvej (Backersvej) i forhold til målinger andre steder på testarealet. Derimod er der intet tydeligt forhold mellem størrelsen af indeks og afstand til NKT eller vejnet for indekser alkylphenanthrener-/phenanthren, benzo(ghi)perylen/BaP og reten/DiBahA.

3.4 Geostatistisk vurdering

Der er udført geostatistisk analyse af parametrene bly, cadmium, kobber, zink og benzo(a)pyren i 0,1 m's dybde. I analyserne er anvendt de logaritme-transformerede koncentrationer (\log_e).

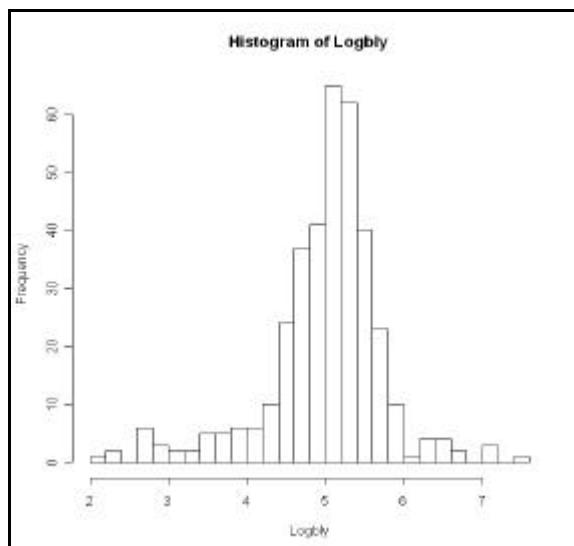
Flere af parametrene adskiller sig signifikant fra en normalfordeling ved anvendelse af Shapiro Wilk normalfordelingstest, jf. tabel 3.3. Fordelingen af parametrene er yderligere undersøgt i et Q-Q-plot, med henblik på at klarlægge årsagen til afvigelserne fra normalfordelingen, jf. figur 3.14.



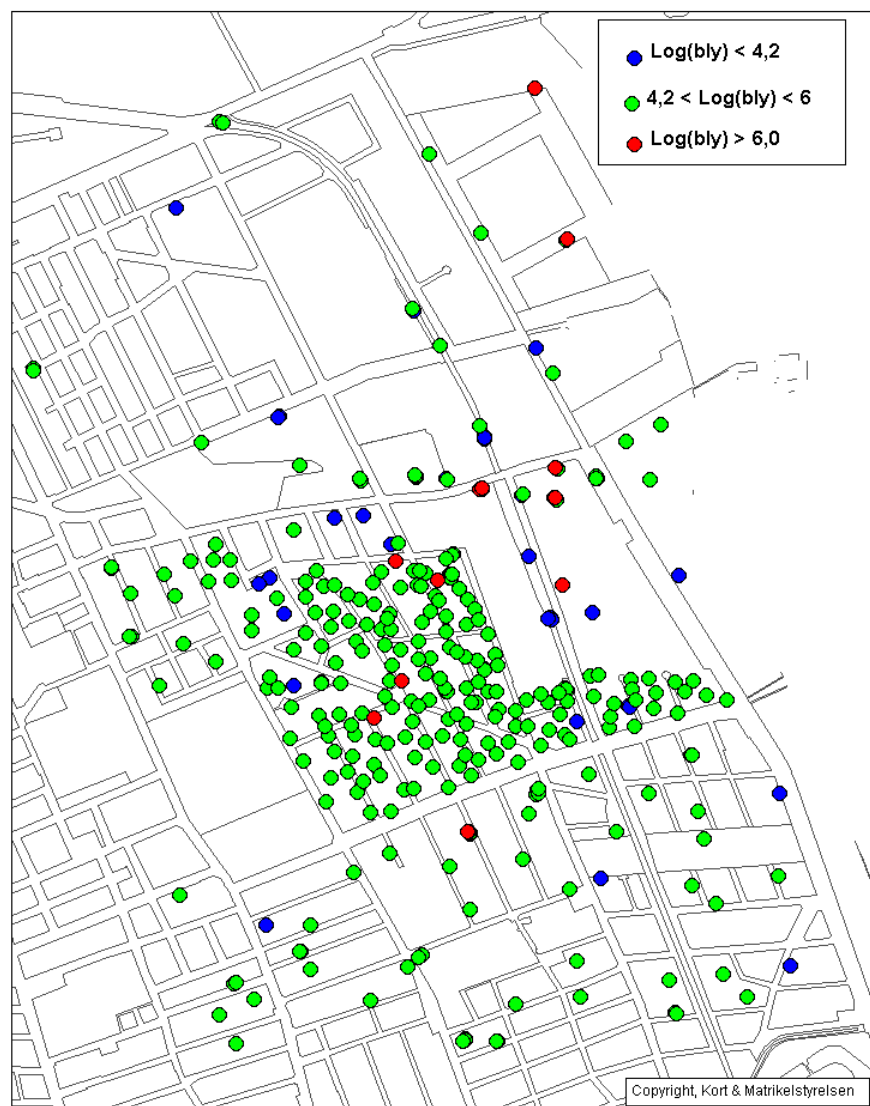
Figur 3.14 Q-Q-plot af Pb, Cd, Cu, Zn og BaP i 0,1 m u. t.
Quantile-Quantile plot of the Pb, Cd, Cu, Zn and BaP in 0.1 m's depth

En granskning af Q-Q-plottet for bly viser antydning af en flertoppet fordeling illustreret ved at punkterne i plottet følger forskellige lineære forløb. Hoveddelen af punkterne følger et lineært forløb i intervallet fra ca. $\log_e 4,2$ til $6,0$. Disse punkter dominerer i histogrammet i figur 3.15 og følger en normalfordeling ganske tæt.

Punkterne udenfor dette interval udgøres især af en nedre og øvre hale i Q-Q-plottet og histogrammet. Betragtes fordelingen af disse punkter i planen (figur 3.16), kan det ses at disse er lokaliseret i forskellige delområder på testarealet.



Figur 3.15 Histogram for fordelingen af de logaritmisk transformerede blykoncentrationer
Histogram of distribution of the log transformed lead concentrations

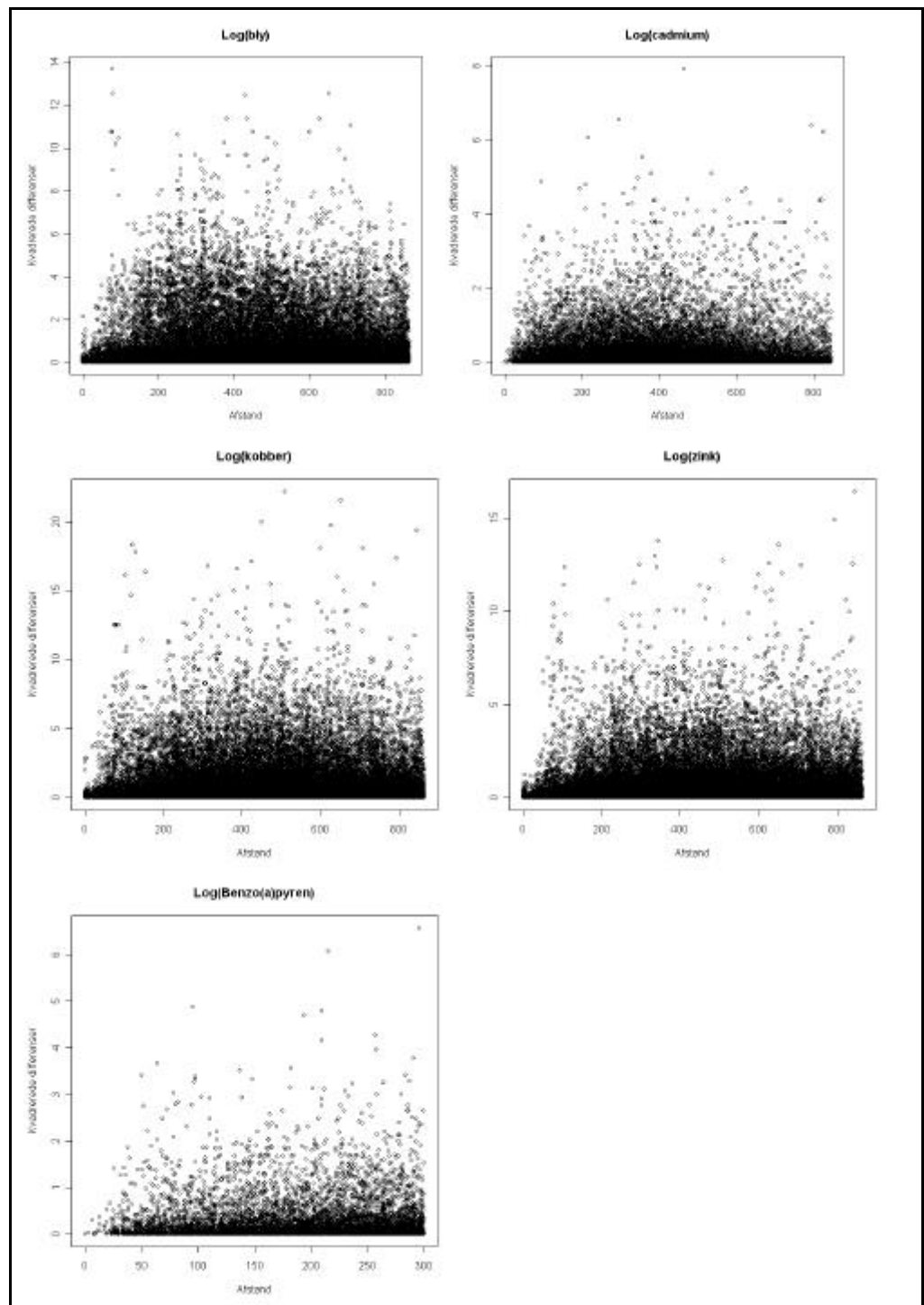


Figur 3.16 Fordelingen af øvre, nedre og median værdier for de logaritme-transformerede blykoncentrationer i planen
Distribution of the lower, upper and median values of the log transformed lead concentrations across the test area

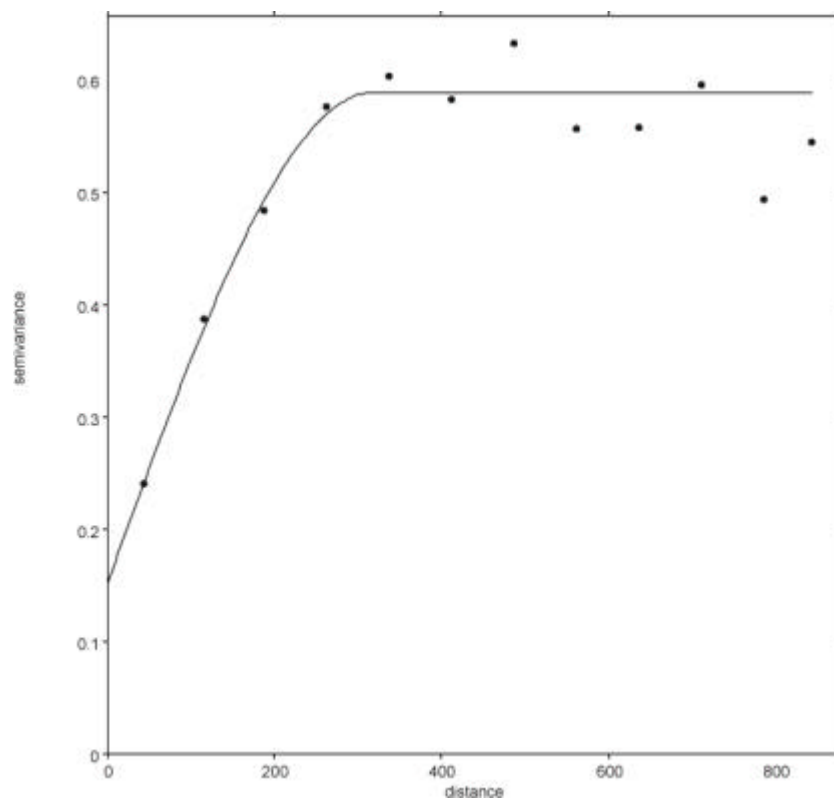
En væsentlig årsag til afvigelserne fra normalfordelingen kan være at der er tale om et uensartet prøvetagningsnet med meget store variationer i prøvetætheden. Lignende forhold gør sig gældende for de øvrige undersøgte parametre (ikke vist). Derfor er det valgt at se bort fra den faktiske fordeling og antage at parametrene udgør regionaliserede normalfordelte variable i den videre analyse.

I figur 3.17 er den fysiske afstand plottet mod de kvadrerede differenser imellem alle parvise punkter. Plottene viser at differenserne vokser med afstanden indenfor et afstandsinterval fra 0 til ca. 300 m. Det tilsyneladende fald i differenserne ved afstande på mere en 500 m er visuelt betinget af færre parvise prøvepunkter og skal ikke tillægges væsentlig betydning.

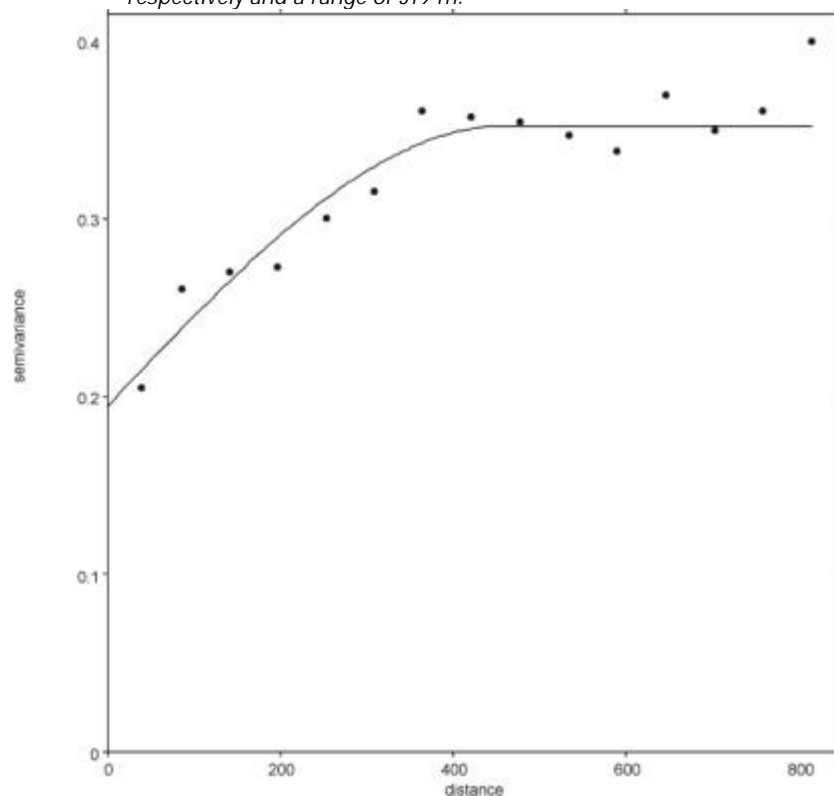
Semivariogrammer for de undersøgte parametre er vist i figur 3.18 – 3.22.



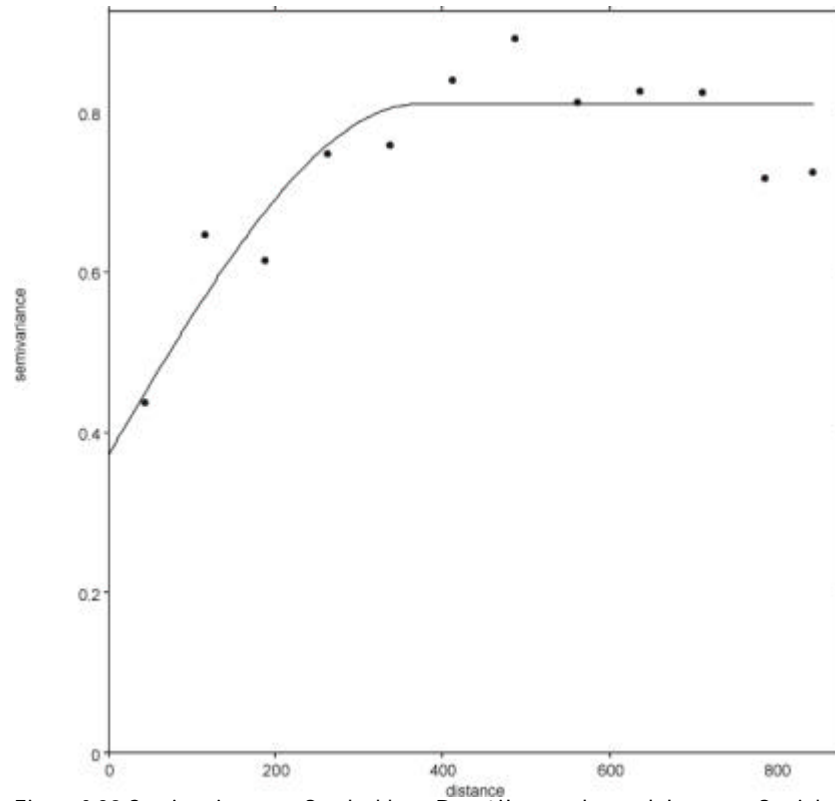
Figur 3.17 Scatterplot af de kvadrerede differenser og afstande imellem logaritmetransformerede koncentrationer i parvise prøvninger
Illustration of a scatter plot of distance and squared difference between log-transformed concentrations in pair wise sampling points



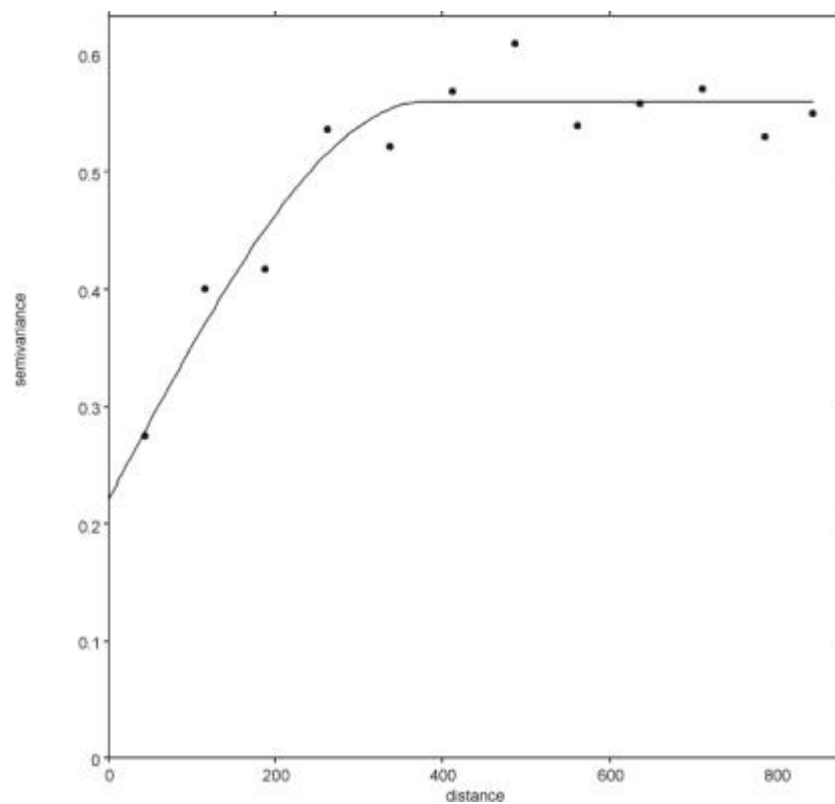
Figur 3.18 Semivariogram for bly. Den tilpassede model er en sfærisk model med *nugget* og *sill* på henholdsvis 0,15 og 0,59, samt et *range* på 319 m.
Semivariogram for lead using a spherical model with a nugget and sill of 0.15 and 0.59 respectively and a range of 319 m.



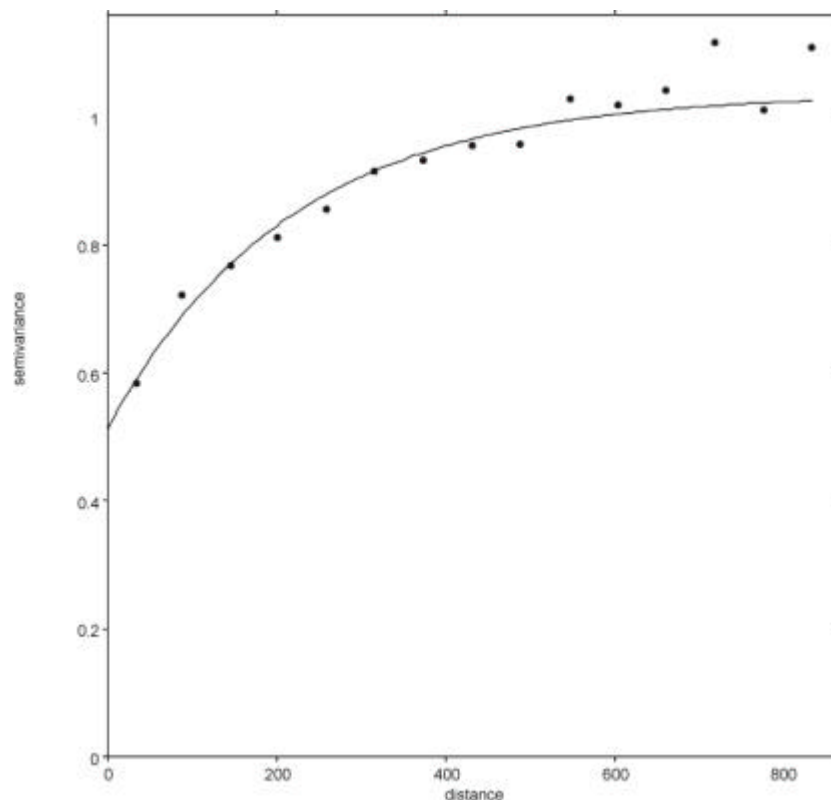
Figur 3.19 Semivariogram for cadmium. Den tilpassede model er en sfærisk model med *nugget* og *sill* på henholdsvis 0,19 og 0,35, samt et *range* på 460 m.
Semivariogram for cadmium using a spherical model with a nugget and sill of 0.19 and 0.35 respectively and a range of 460 m.



Figur 3.20 Semivariogram for kobber. Den tilpassede model er en sfærisk model med nugget og sill på henholdsvis 0,37 og 0,81, samt et range på 370 m
Semivariogram for copper using a spherical model with a nugget and sill of 0.37 and 0.81 respectively and a range of 370 m.



Figur 3.21 Semivariogram for zink. Den tilpassede model er en sfærisk model med nugget og sill på henholdsvis 0,22 og 0,56, samt et range på 380 m
Semivariogram for zinc using a spherical model with a nugget and sill of 0.22 and 0.56 respectively and a range of 380 m.



Bemærk at range for den eksponentielle model kun er en modelparameter og reelt ikke angiver en indflydelsesradius. Denne radius må bedømmes visuelt.

Figur 3.22 Semivariogram for benzo(a)pyren. Den tilpassede model er en eksponentiel model med *nugget* og *sill* på henholdsvis 0,51 og 1,0, samt et *range* på 215 m. *Semivariogram for BaP using an exponential spherical model with a nugget and sill of 0.51 and 1.0 respectively and a range of 215 m.*

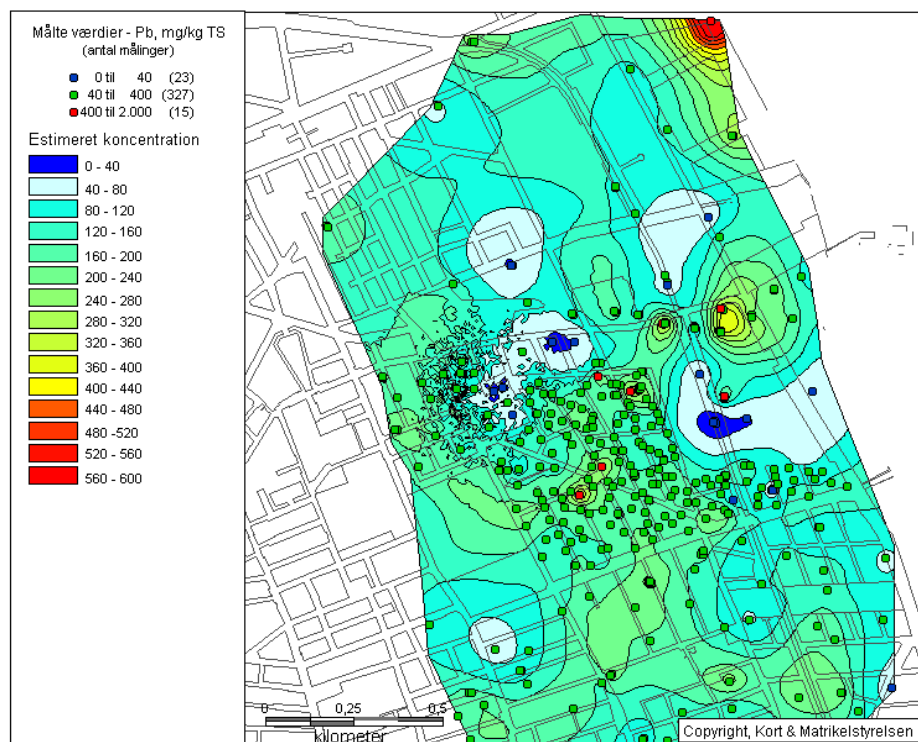
Semivariogrammerne er konstrueret og tilpasset ved hjælp af programmet *gstat* /32/. Punkterne i semivariogrammerne repræsenterer et varierende antal parvise prøvepunkter. For bly, kobber, zink og benzo(a)pyren udgør dette antal i det nære område omkring range fra 1.000 til 6.000 par. For cadmium, hvor der foreligger et mindre antal prøvepunkter, udgør det tilsvarende antal fra ca. 350 til ca. 2.000 par.

Det skal bemærkes, at den tilpassede variogrammodel for benzo(a)pyren er forskellige fra modellen for de øvrige undersøgte stoffer. Modelparametrene er derimod af sammenstørrelsesorden.

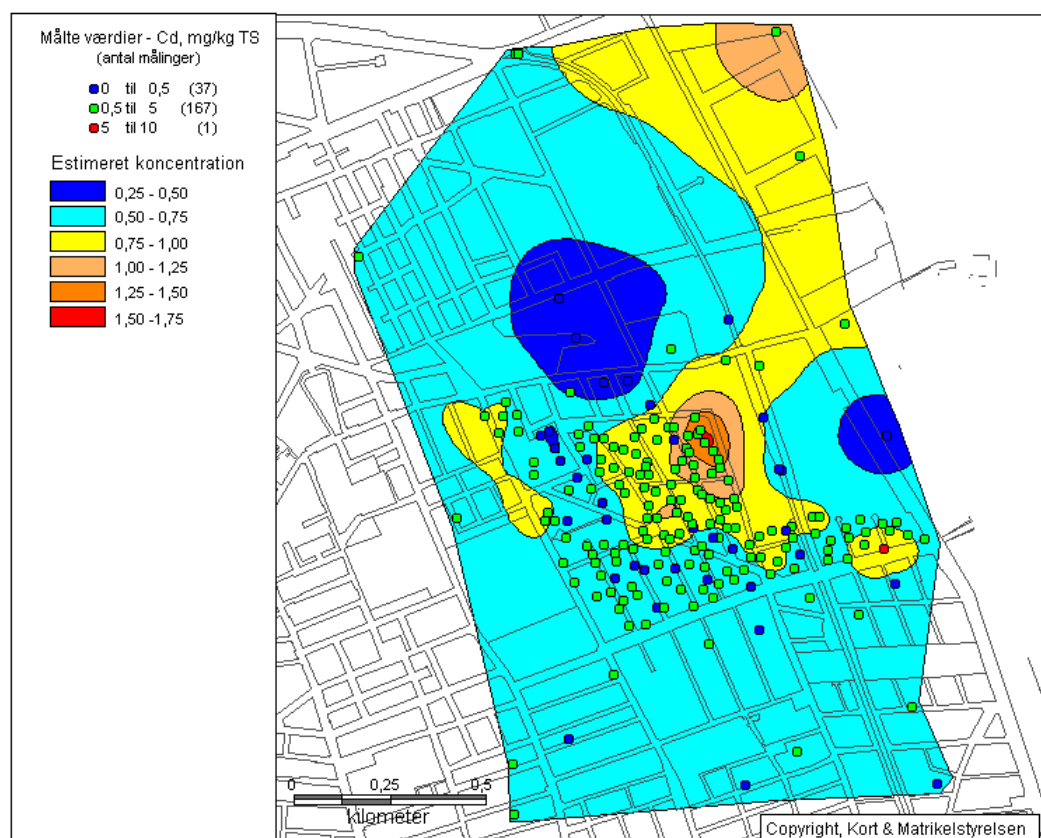
Nugget er et samlet mål for mikrovariationen i jordmiljøet og variation som følge af delprøvetagning til analyse og analyseusikkerhed. Denne udgør en væsentlig del af den maksimale variation imellem prøvepunkterne udtrykt ved *sill*. Forholdet mellem nugget og sill er tæt på 0,5 for alle stofferne undtagen bly, hvor det er omkring 0,25.

Range adskiller sig ikke markant for de undersøgte stoffer.

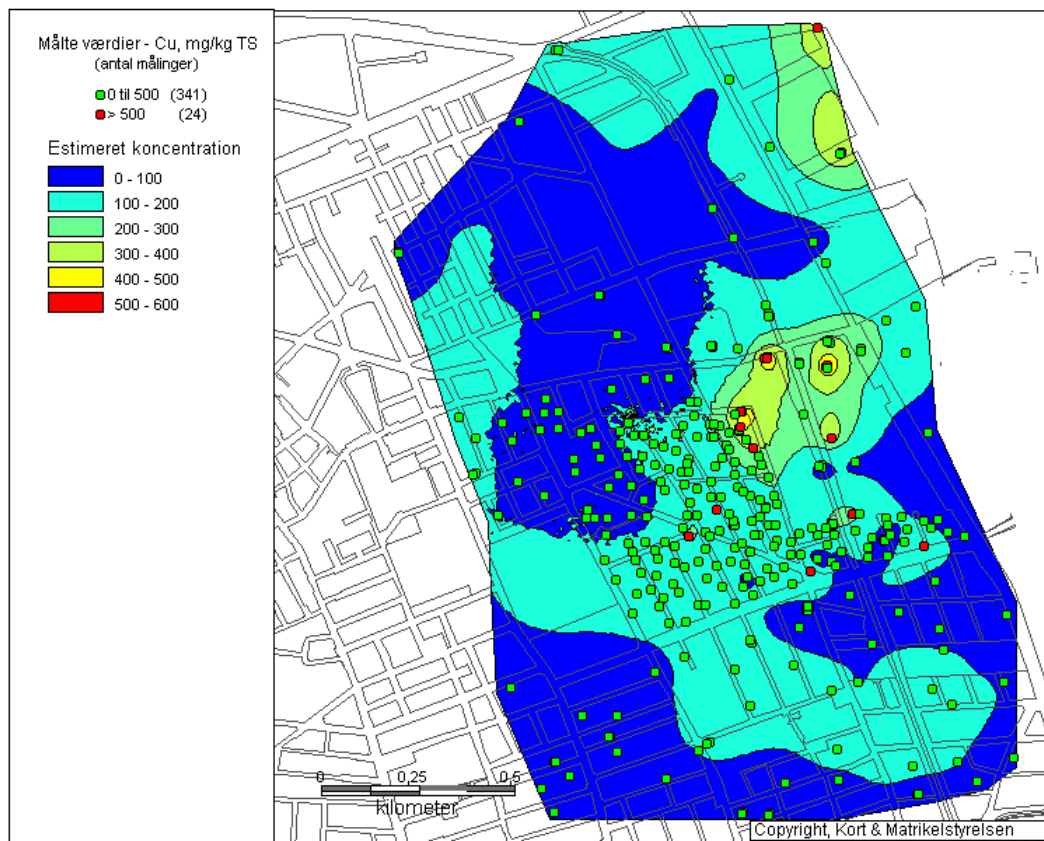
Semivariogrammodellerne kan anvendes til at estimere koncentrationsniveauet over testarealet, dvs. også for matrikler hvor der ikke er udtaget jordprøver. Prediktionen er udført som *ordinær kriging* af de logaritmetransformerede koncentrationer. På figur 3.23 -3.27 er der imidlertid foretaget en tilbageregning som giver anledning til en bias, men er nødvendigt hvis koncentrationsniveauet skal vises som mg/kg TS.



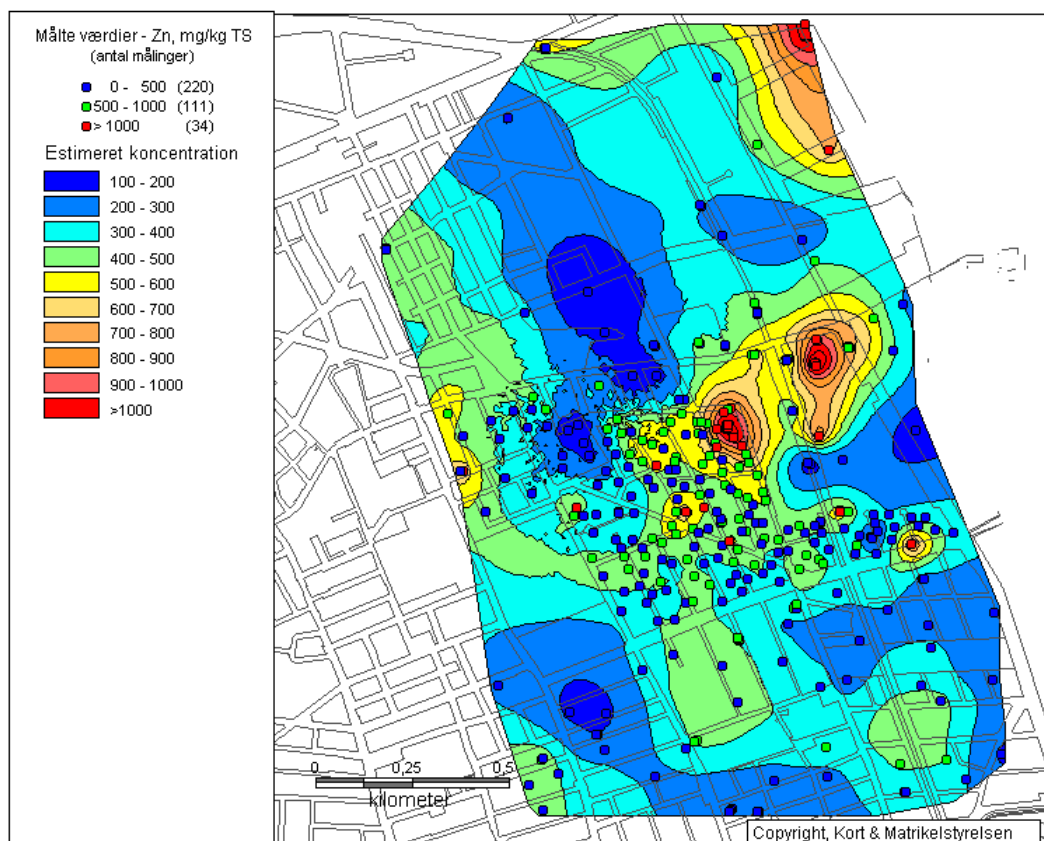
Figur 3.23 Prediktion af blykoncentrationer i vilkårlige punkter ved *ordinær kriging*
Prediction of lead concentrations in arbitrary points using ordinary kriging



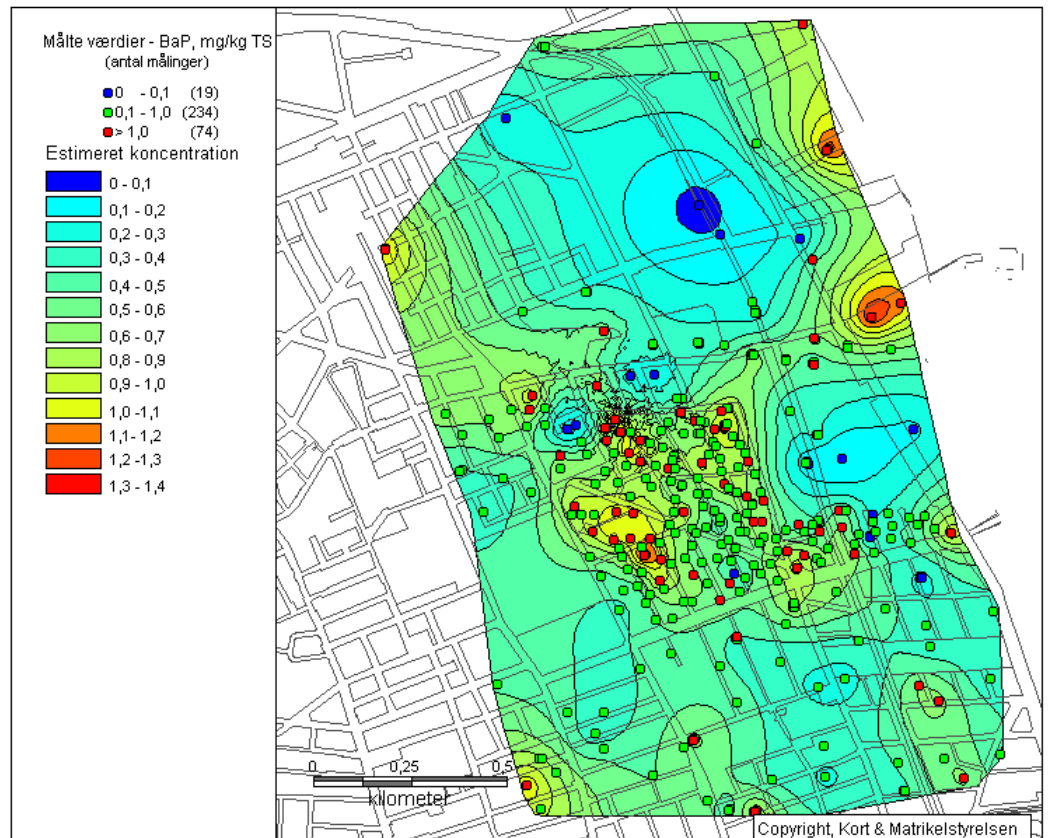
Figur 3.24 Prediktion af cadmiumkoncentrationer i vilkårlige punkter ved *ordinær kriging*
Prediction of cadmium concentrations in arbitrary points using ordinary kriging



Figur 3.25 Prediktion af kobberkoncentrationer i vilkårlige punkter ved *ordinær kriging*
Prediction of copper concentrations in arbitrary points using ordinary kriging



Figur 3.26 Prediktion af zinkkoncentrationer i vilkårlige punkter ved *ordinær kriging*
Prediction of zinc concentrations in arbitrary points using ordinary kriging

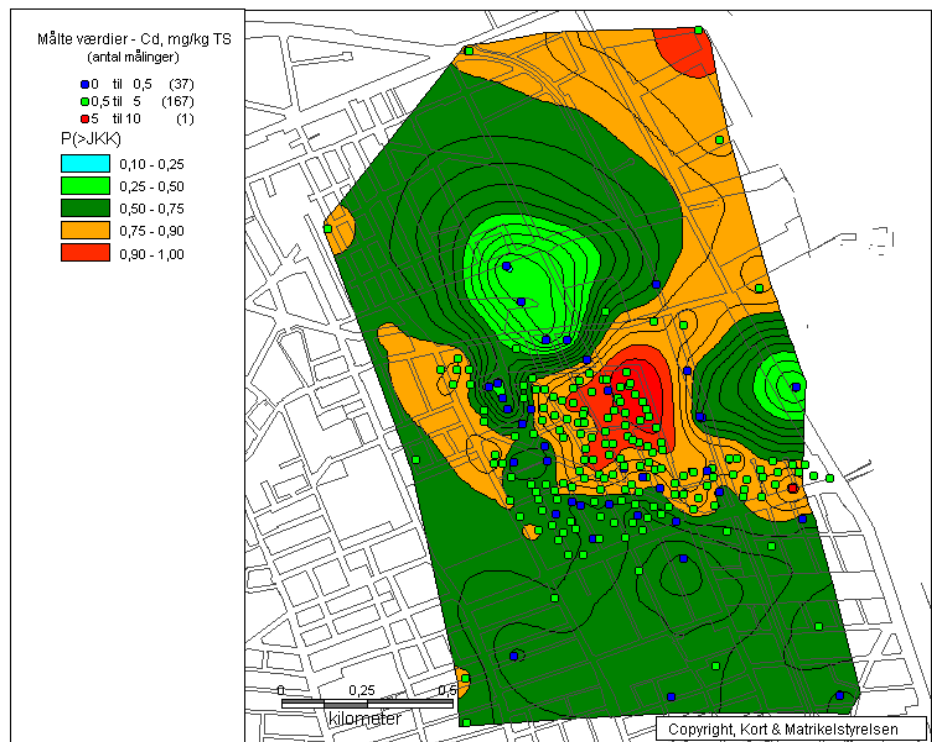


Figur 3.27 Prediktion af benzo(a)pyren-koncentrationer i vilkårlige punkter ved ordinær kriging
Prediction of BaP concentrations in arbitrary points using ordinary kriging

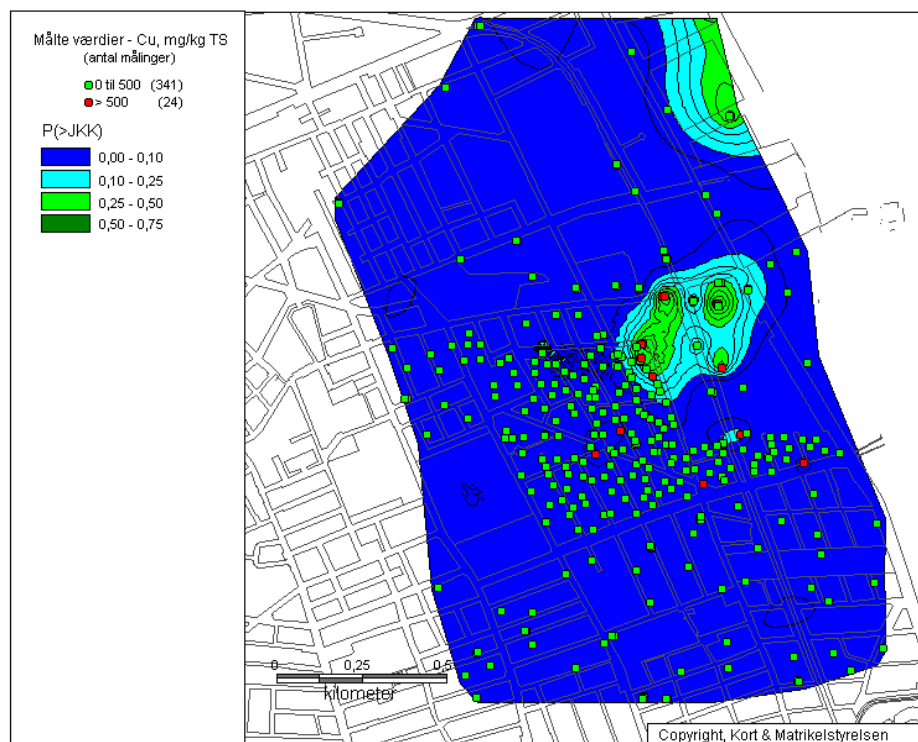
Da krigingsmetoden også giver et estimat af standardafvigelsen for prediktionen og parametrene antages at være normalfordelt, kan der beregnes en sandsynlighed for at en prøve udtaget et vilkårligt punkt er større end JKK. Dette er gjort for bly, cadmium, kobber, zink og BaP i figur 3.28 -3.32. Standardafvigelsen afhænger både af *nugget* og afstanden til de øvrige punkter og den beregnede sandsynlighed sammenfatter såvel de predikterede koncentrationsniveauer som estimationsusikkerheden.



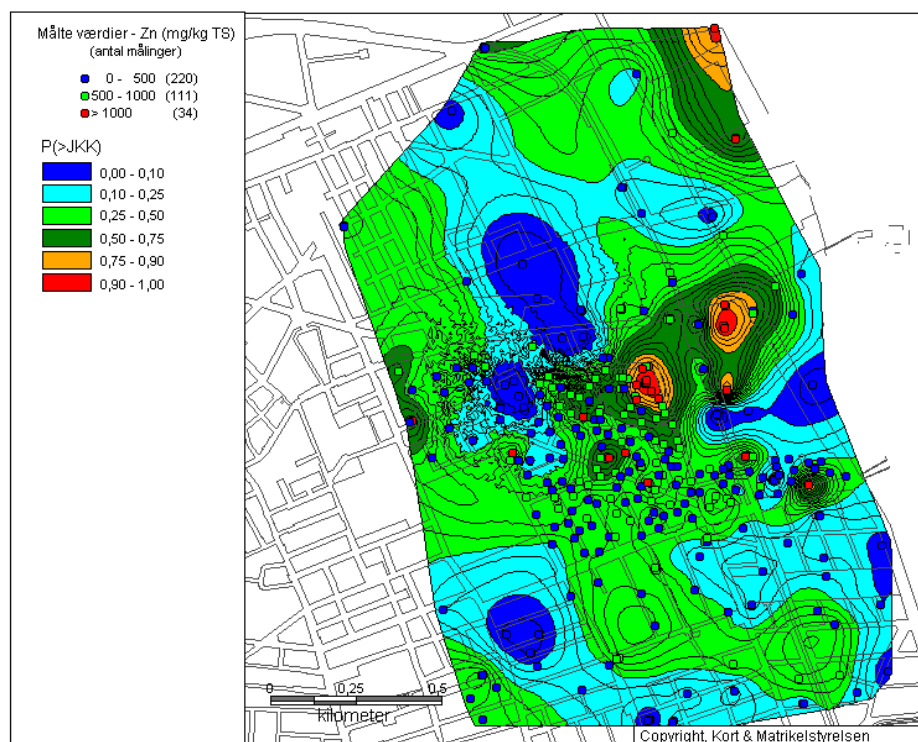
Figur 3.28 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en større blykoncentration end JKK
Probability of taking a sample with a lead concentration greater than the guideline value (JKK)



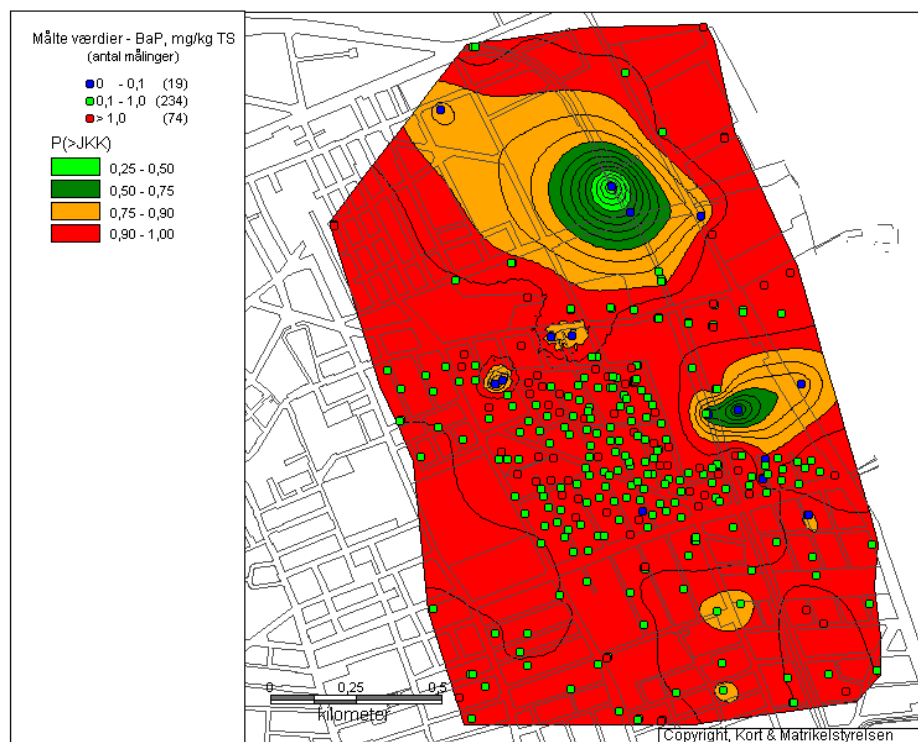
Figur 3.29 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en større cadmiumkoncentration end JKK
Probability of taking a sample with a cadmium concentration greater than the guideline value (JKK)



Figur 3.30 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en større kobber-koncentration end JKK
Probability of taking a sample with a copper concentration greater than the guideline value (JKK)

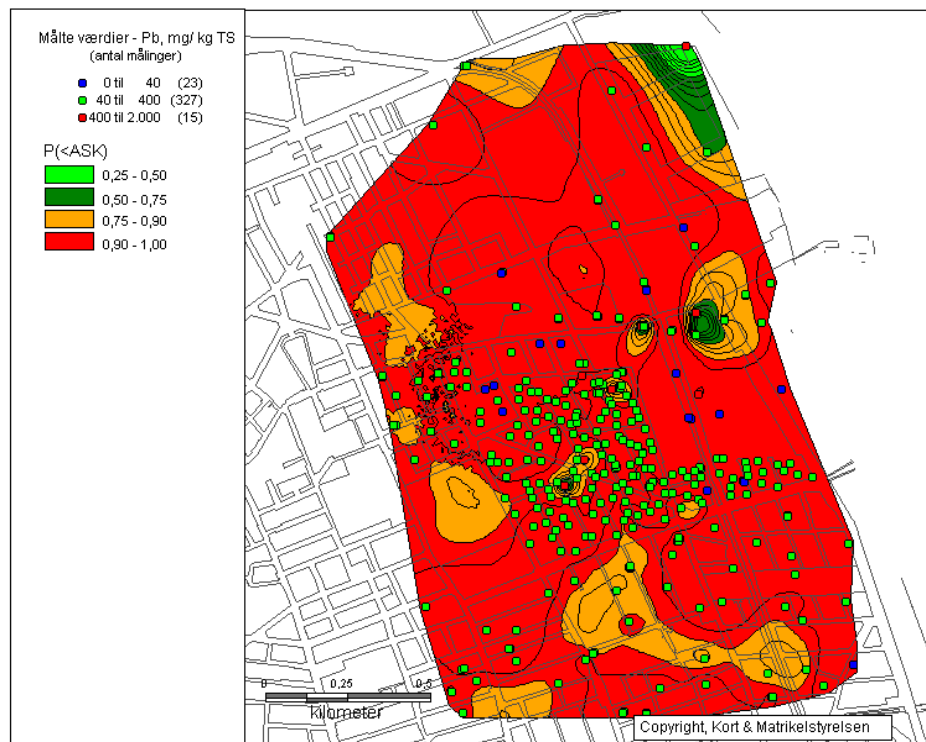


Figur 3.31 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en større zink-koncentration end JKK
Probability of taking a sample with a zinc concentration greater than the guideline value (JKK)

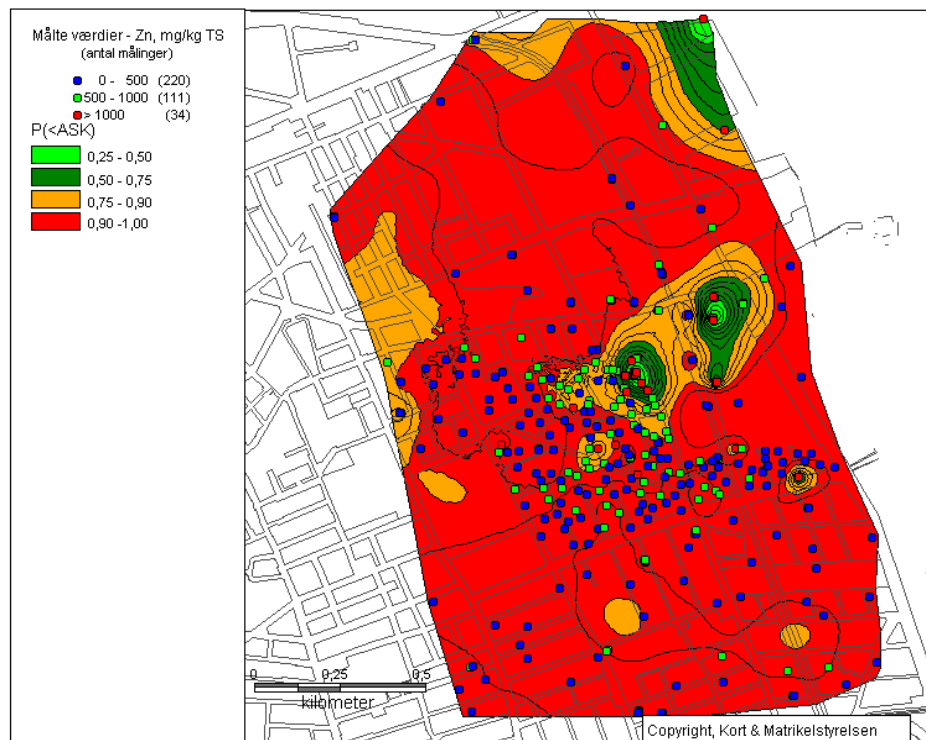


Figur 3.32 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en større benzo(a)pyren-koncentration end JKK
Probability of taking a sample with a BaP concentration greater than the guideline value (JKK)

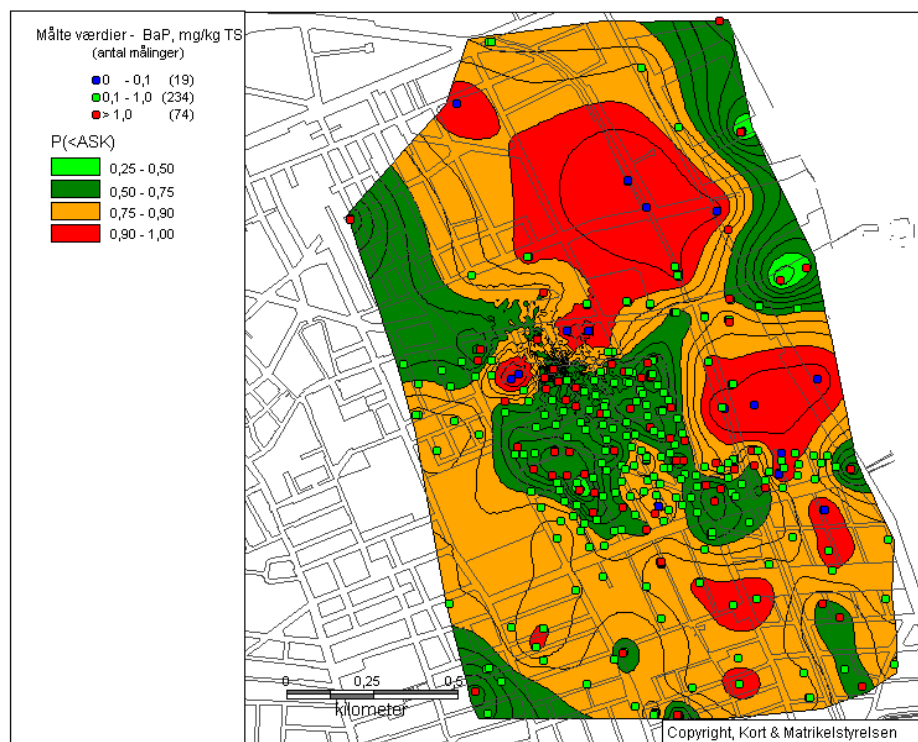
Tilsvarende kan sandsynligheden for at en prøve udtaget et vilkårligt sted i planen er mindre end ASK estimeres. Resultatet af disse estimerer er vist på de følgende figurer. Dog er denne ikke afbildet for cadmium og kobber. Sandsynligheden for at koncentrationen i en prøve er mindre end ASK er generelt større end 0,90 for cadmium. Sandsynligheden for at koncentrationen i en prøve er mindre en ASK er generelt større end 0,90 for kobber, dog fra 0,85 – 0,90 i enkelte mindre afgrænsede områder.



Figur 3.33 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en mindre bly-koncentration end ASK
Probability of taking a sample with a lead concentration less than the intervention value (ASK)



Figur 3.34 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en mindre zink-koncentration end ASK
Probability of taking a sample with a zinc concentration less than the intervention value (ASK)



Figur 3.35 Sandsynlighed for at udtage en prøve med en mindre BaP-koncentration end ASK
 ASK
 Probability of taking a sample with a BaP concentration less than the intervention value (ASK)

3.5 Konklusion vedrørende databehandling

Det har i forbindelse med afprøvning af undersøgelsesstrategien været muligt at indsamle tilstrækkelige data til at estimere koncentrationsniveauet for testarealet, dvs. også for matrikler, hvor der ikke er udtaget jordprøver. I delområder, hvor der ikke kan udtages jordprøver, fordi jorden er befæstet eller fordi der er tale om en industrigrund eller en tidligere losseplads, er estimeret behæftet med en større usikkerhed end for områder, hvor der er foretaget mange målinger.

Ligeledes er beregnet sandsynligheden for, at en prøve udtaget i et vilkårligt punkt er større end JKK eller mindre end ASK. Den beregnede sandsynlighed sammenfatter såvel de estimerede koncentrationsniveauer som usikkerhederne for estimatet.

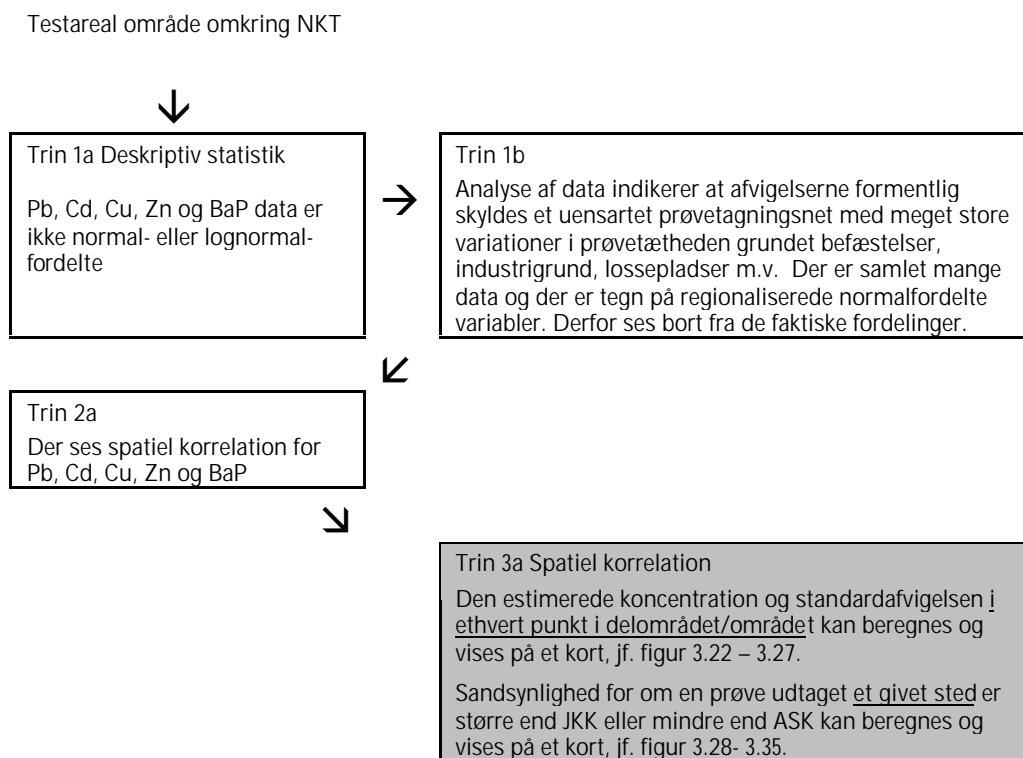
Herudover viser undersøgelsen, at de højeste belastninger med cadmium, kobber og zink findes i området umiddelbart omkring det tidligere valseværk. Sandsynligheden for overskridelse af JKK for Cd (0,75 – 1,00), Cu (0,10-0,75) og Zn (0,50 -0,90) er dermed høj inden for en afstand af 250 m fra valseværket, men falder til henholdsvis 0,50 - 0,75; 0,00 - 0,10 og 0,00 - 0,50 i større afstand, jf. figur 3.29, 3.30 og 3.31.

Derimod ses en general belastning med bly og BaP (PAH) med en sandsynlighed for overskridelse af JKK på 0,9 -1,00 over testarealet som helhed, dvs. uden relation til valseværket.

Sandsynligheden for, at en prøve, udtaget i et vilkårligt punkt er mindre end ASK er generelt større end 0,9 for de fleste parametre som Pb, Cd, Cu og Zn.

Tæt på valseværket falder sandsynligheden dog til 0,5 -0,75 for Zn.
Sandsynligheden for at en prøve, udtaget i et vilkårligt punkt er mindre end ASK for BaP, er mellem 0,5 -1,00, men varierer afhængig af delområdet.

I figur 3.36 sammenfattes databehandlingen i overensstemmelse med flowdiagrammet afsnit 2.12 og figur 2.9.



Figur 3.36 Sammenfatning over databehandling
Summary concerning data treatment

4 Diffus jordforurening omkring en metaforarbejdningsvirksomhed i Glostrup

Som supplement ved evaluering af en geostatistisk prøvetagningstrategi for nedfald fra en industripunktkilde (nedfaldsmodel) er bearbejdet data indsamlet af Københavns Amt for området omkring metaforarbejdningsvirksomhed Paul Bergsøe & Son A/S i Glostrup. Der er kun anvendt data fra 0,1 m's dybde.

4.1 Historisk redegørelse

Metaforarbejdningsvirksomheden Paul Bergsøe & Son A/S har været i drift i perioden 1940 – 1985. Virksomheden har oparbejdet metaller og derved er der spredt tungmetalholdigt støv til omgivelserne, bl.a. via skorstenene. Der er udført flere undersøgelser af overjorden i området, og der er især fundet belastning med cadmium og bly, som er problematiske. Ved de tidligere undersøgelser er det dog bemærket, at der kan være andre kilder til tungmetalbelastning, f.eks. trafik og forbrændingsanlæg ved Københavns Amts Sygehus i Glostrup /18,19/. De tidligere emissioner fra Bergsøe-grunden er vurderet til at påvirke ejendomme i Glostrup, Rødovre og Brøndby kommune.


Deskriptiv statistik for bly og cadmium


I tabel 4.1 angives en oversigt over analyseresultaterne. I henhold til beskrivelsen i afsnit 2.11 angives kun en gennemsnitsværdi, såfremt 85% af resultaterne er over detektionsgrænsen. Ved beregning af gennemsnit, hvor mindre end 15% af dataene er under detektionsgrænsen, anvendes - hvor intet er påvist - en værdi svarende til det halve af detektionsgrænsen. Gennemsnittet vises, selv om forudsætningen om en normalfordeling ikke nødvendigvis er opfyldt. Ved mindre end 7 data er der kun vist minimum, medianværdi og maksimum, samt eventuelt gennemsnit. Ved fraktilværdier under detektionsgrænsen anvendes betegnelsen i.p. (ikke påvist).

Parameter	Dybde m	Antal data	Fraktiler					gns.	JKK	% data >JKK	ASK	% data >ASK		
			min	0,1	0,25	0,5	0,75						max	
Bly	0,1	265	8	13	50	94	220	520	1500	170	40	81	400	7
Cadmium	0,1	255	0,15	0,26	0,50	0,90	1,6	3,3	11	1,3	0,5	74	5	3

i.p.: ikke påvist

gns.: gennemsnit

 Overskridelse af JKK - Jordkvalitetskriteriet /27/.

 Overskridelse af ASK - Afskæringskriteriet /27/.

Tabel 4.1 Oversigt over resultater - metaller. Området omkring Bergsøe-grunden (mg/kg TS)

Overview of results – metals. Area around Bergsøe site (mg/kg dw)

Som det ses af tabel 4.1, er der konstateret overskridelser af jordkvalitetskriterierne (JKK) for bly og cadmium i 0,1 m's dybde. Median-

værdierne er dog mindre end afskæringskriterierne (ASK). Det er vigtigt at bemærke at de enkelte målinger ligger under eller over medianværdien og der kan være stor spredning i disse.

Datafordelinger

Af hensyn til forudsætningerne i den efterfølgende statistiske databehandling, er der foretaget forskellige tests til at vurdere, hvorvidt resultaterne for de forurenede prøver er normalfordelte. En mere detaljeret beskrivelse af teknikker til vurdering af datafordelinger er angivet i afsnit 2.10 og /22/.

I tabel 4.2 angives en oversigt over de statistiske analyser af fordelinger. Resultaterne for Shapiro Wilk test viser, at bly og cadmium ikke er normalfordelte, men de logaritmestransformerede data er normalfordelte. Ligeledes vises resultaterne, at bly og cadmiumdata er asymmetriske med en lang hale til højre og med høje værdier (værdierne for skewness er høje) samt fordeling har en høj top (værdierne for kurtosis er høje).

	Dybde	Antal observationer	Shapiro-Wilk p-værdi	Shapiro-Wilk p-værdi log _e transformerede data	Topstøjhed (Kurtosis)*	Skævhed (Skewness)*
Bly	0,1	265	2,2e ⁻¹⁶	0,049	12	3,1
Cadmium	0,1	255	2,2e ⁻¹⁶	0,043	16	3,4

* for en normalfordeling er værdien 0 - analysen ikke udført

Signifikant (p<0,05) Nulhypotesen forkastes.
 Fordelingen er ikke en normalfordeling

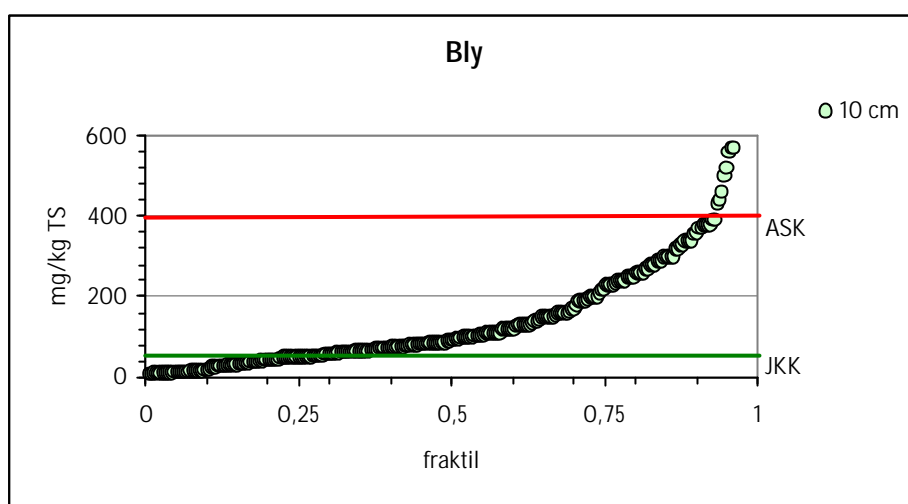
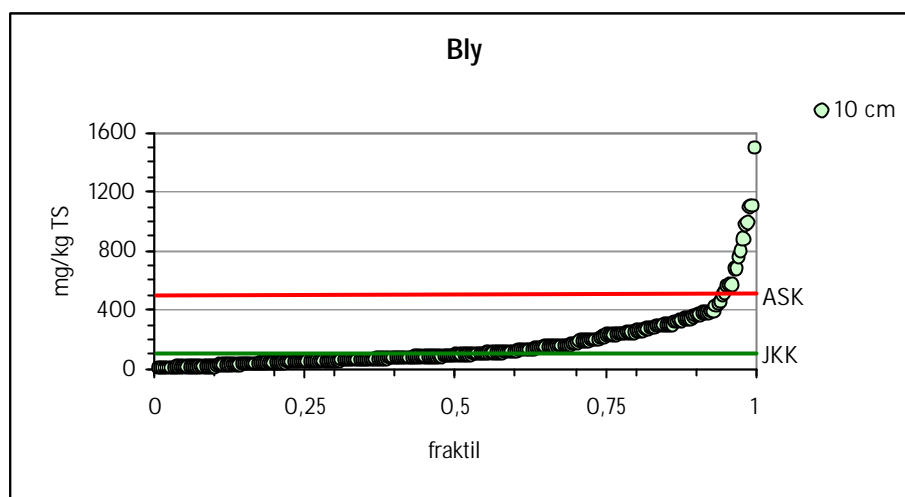
Tabel 4.2 Oversigt over den statistiske analyse af fordelinger. Området omkring Bergsøe-grunden
Overview of the statistical analysis. Area around Bergsøe site

Korrelation mellem parametre

Der ses rimelig korrelation mellem det samlede datasæt for bly og cadmium, idet Pearsons korrelation, R, er 0,75.

Bly

Blyniveauet er væsentlig højere end baggrunds niveauet for landområder (10 – 12 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). Som det fremgår af tabel 4.1 og figur 4.1 (vist med to skala for Y-aksen), overskrides JKK i de fleste prøver. ASK overskrides dog kun i ca. 7% af prøverne.

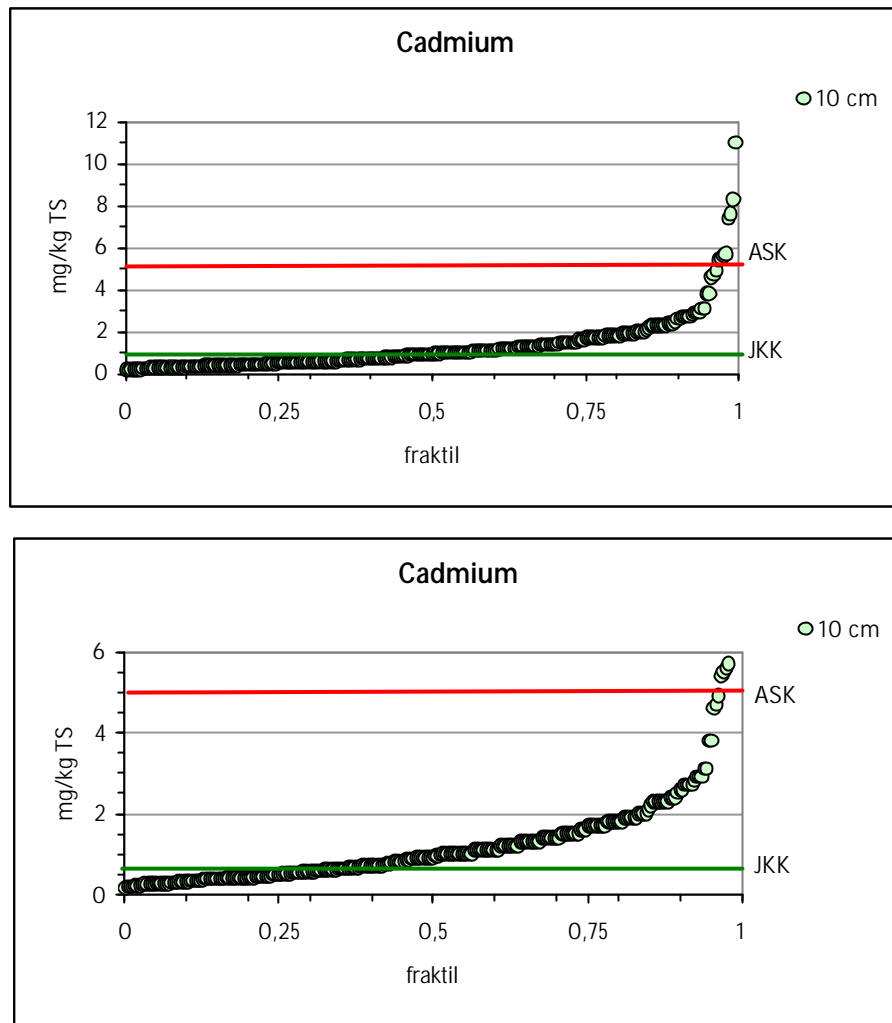


Figur 4.1 Fraktilplot for bly (vist med to skala til y-axis) – Området omkring Bergsøegrunden

Quantile plot for lead (shown with two y axis scales) – Area around Bergsøe site

Cadmium

Koncentrationsniveauet ligger over baggrundsniveauet for landområder (0,13-0,22 mg/kg TS, jf. tabel 2.1). Som det fremgår af tabel 4.1 og figur 4.2 (vist med to skala for Y-aksen), er JKK overskredet i flere af jordprøverne (>70%). ASK overskrides dog kun i enkelte prøver (ca. 3%).



Figur 4.2 Fraktilplot for cadmium (vist med to skala til y-axis) – Området omkring Bergsøe-grunden
Quantile plot for cadmium (shown with two y axis scales) – Area around Bergsøe site

4.2 Geostatistisk databehandling

I bilag B er udarbejdet en geostatistisk analyse af bly- og cadmiumdata omkring Bergsøe-grunden. Koncentrationsniveauet over testarealet er estimeret baseret på en sfærisk løsning for det eksperimentale semivariogram og de logaritmetransformerede koncentrationer. For blydata er der estimeret et “partiel sill” på 0,16 og et nugget på 0,0447 (dvs. sill er 0,21). Forholdet mellem nugget og sill er ca. 0,21 og range er 1500 m. For cadmiumdata er der estimeret et “partiel sill” på 0,28 og et nugget på 0,20 (dvs. sill er 0,48). Forholdet mellem nugget og sill er ca. 0,42 og range er 2500 m.

Nugget er et udtryk for summen af jordmediets mikrovariation og måle-/analyseusikkerhed, der bidrager til usikkerheden af estimatet af koncentrationen i ethvert punkt, uanset om der er spatiel korrelation imellem punkter i større afstand, mens sill er den maksimale varians for prøver udtaget med stor indbyrdes afstand. Forholdet mellem nugget og sill er lavt, og det betyder, at variationen i koncentrationer for punkter med kort indbyrdes afstand er væsentlig mindre end variationer mellem punkter med stor indbyrdes afstand.

Figurerne i bilag B viser tydeligt, at de højeste målinger for bly og cadmium ses i området inden for 1-2 km's afstand af Bergsøe-grunden.

Ligeledes er der i bilag B beregnet sandsynligheden for, at koncentrationen af henholdsvis bly og cadmium i en prøve, udtaget i et vilkårligt punkt, overskrider JKK og er lavere end ASK.

Kun i området umiddelbart omkring det tidligere virksomhed (500 m) er sandsynligheden for at blykoncentrationen er mindre end ASK mindre end 0,5, mens sandsynligheden er nærmest 1,00 for resten af arealet. Sandsynligheden for at cadmiumkoncentrationen er lavere end ASK er nærmest 1,00, også tæt på Bergsøe grunden.

I bilag B er det desuden vurderet, om de estimerede koncentrationer er afhængige af afstand og retning. For bly og cadmium ses en tydelig afhængighed af afstanden, men kun cadmium viser en tydelig retningsafhængighed, idet koncentrationerne mod øst ikke aftager så hurtigt som i de øvrige retninger. Dette stemmer overens med den fremherskende vindretning, som er fra vest (se bilag A - Kastrup målestation), dvs. emissionen fra skorstene forventes fortrinsvis spredt mod øst. Andre ukendte faktorer kan dog også være medvirkende til forureningsspredning, f.eks. støv som spredes langs transportvej m.v. At der ikke ses nogen retningsafhængighed for bly, kan skyldes, at der er andre kilder til bly forurening, som slører forureningsbilledet.

I /19/ er det desuden vurderet, at koncentrationen af bly og cadmium på ejendomme i umiddelbar nærhed af Bergsøe-grunden viser en svag korrelation med byggeåret, idet nyere boliggrunde er mindre forurenede. Ligeledes er der kun fundet svag korrelation mellem koncentrationer i forskellige dybder på samme grund. Dette forklares ved, at der på den enkelte ejendom har foregået aktiviteter, såsom byggemodning, havearbejde, jordforbedring, anlæg af nye bede eller græsplæner, og at dette slører forureningsbelastningen fra Bergsøe-grunden.

5 Erfaringer ved afprøvning af strategien

5.1 Forureningsmodel

Som udgangspunkt er det antaget, at den diffuse jordforurening i testarealet har sin oprindelse i en nedfaldsmodel, dvs. nedfald fra de tidligere skorstene på det tidligere valseværk i perioden 1908 - 1979. Det er ligeledes forventet, at den diffuse jordforurening aftager i styrke med afstanden fra den oprindelige punktkilde, og at nedfaldsarealet er afhængigt af vindforhold og topografiske og fysiske forhold ved punktkilden. Der er tidligere foretaget undersøgelser i boligområdet ved siden af valseværket, og data fra disse undersøgelser er også anvendt i databehandlingen.

Desuden er det antaget, at der ved etableringen af boligerne i perioden fra 1930'erne er skabt et kulturlag, som kan beskrives med en bidragsmodel, hvorved små tilfældige bidrag af forurenende stoffer og materiale er tilført kulturlaget igennem de sidste 70 år. I datarapport for kulturlag /30/ er givet en beskrivelse af bidragsmodellen

Det er også antaget, at den diffuse jordforurening udgør en varieret og tilfældig belastning af topjorden. Det er også antaget, at området tæt på valseværket var yderligt belastet af tungmetalemission og støv fra valseværkets skorstene, samt at nogle områder kunne være påvirket af trafikken (liniemodel) eller af punktkilder.

Jorden fra hele testarealer er beskrevet som kulturfyldt i de øverste jordlag og ofte ned til 1 m's dybde. Generelt konkluderes det, at forureningsmønstret på testarealet er godt beskrevet ved hjælp af bidragsmodellen, men at området tæt på valseværket (inden for ca. 250 m) kan beskrives med nedfaldsmodellen.

Der er dog observeret mindre delområder med lavere eller højere niveauer, som antages at repræsentere punktforureninger eller områder, hvor jorden er fjernet i forbindelse med renovering eller jordudskiftning. Bemærk, at selv om forureningsmønstret beskrives som varieret og tilfældigt, kan der være en spatiel korrelation, som indikerer, at målinger tæt på hinanden er mere ensartede end målinger foretaget i større afstand. Dette betyder, at koncentrationen i et punkt kan estimeres på grundlag af de nærliggende målinger.

Generelt ses, at forureningen er størst i det øverste jordlag (bidrag ovenfra), men godt kan fortsætte i dybden.

Generelt er der ikke påvist en direkte påvirkning fra trafikken (f.eks. høje indhold af bly eller BaP i jordprøver udtaget tættest på trafikken), men der kan være tegn på en anden PAH-sammensætning i prøver udtaget tæt på vejen.

Generelt ses der i det undersøgte område overskridelse af JKK for bly, cadmium, zink og BaP, samt overskridelse af ASK for BaP. Kobberindholdet er forhøjet, mens JKK sjældent er overskredet.

Kun resultaterne for kobber, cadmium og zink viser faldende tendens med afstanden fra valseværket, men der ses inden for kort afstand både høje og lave værdier, som slører billedet, jf. figur 3.24, 3.25 og 3.26.

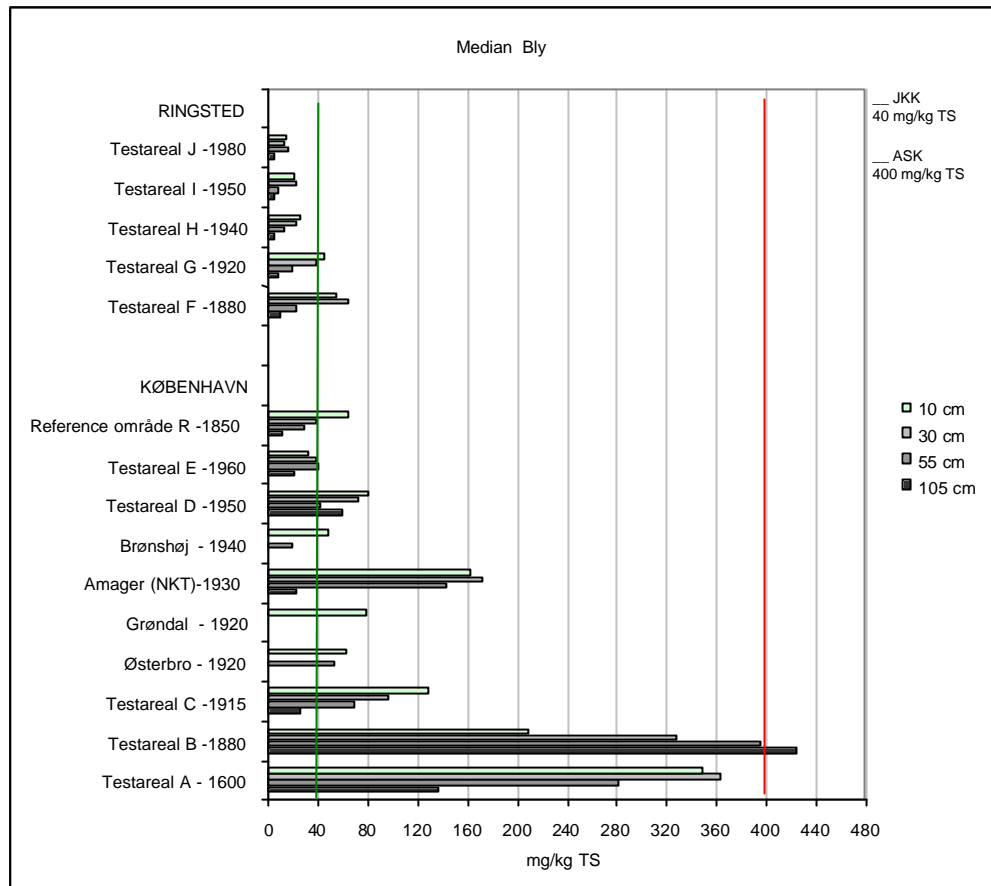
De andre hovedforureningsparametre – bly og BaP - viser et mere ensartet, men dog varierende koncentrationsniveau over testarealet. Der ses dog enkelte mindre afgrænsede områder med højere eller lavere værdier.

Det vurderes, at diffus jordforurening kan tilskrives forureningsbidrag (bly, zink og BaP) fra boliger (vedligeholdelse, materiale, opvarmning m.v.) samt fra nedfald (cadmium, kobber, zink, bly) af støv og emissioner fra skorstene og maskiner på valseværket.

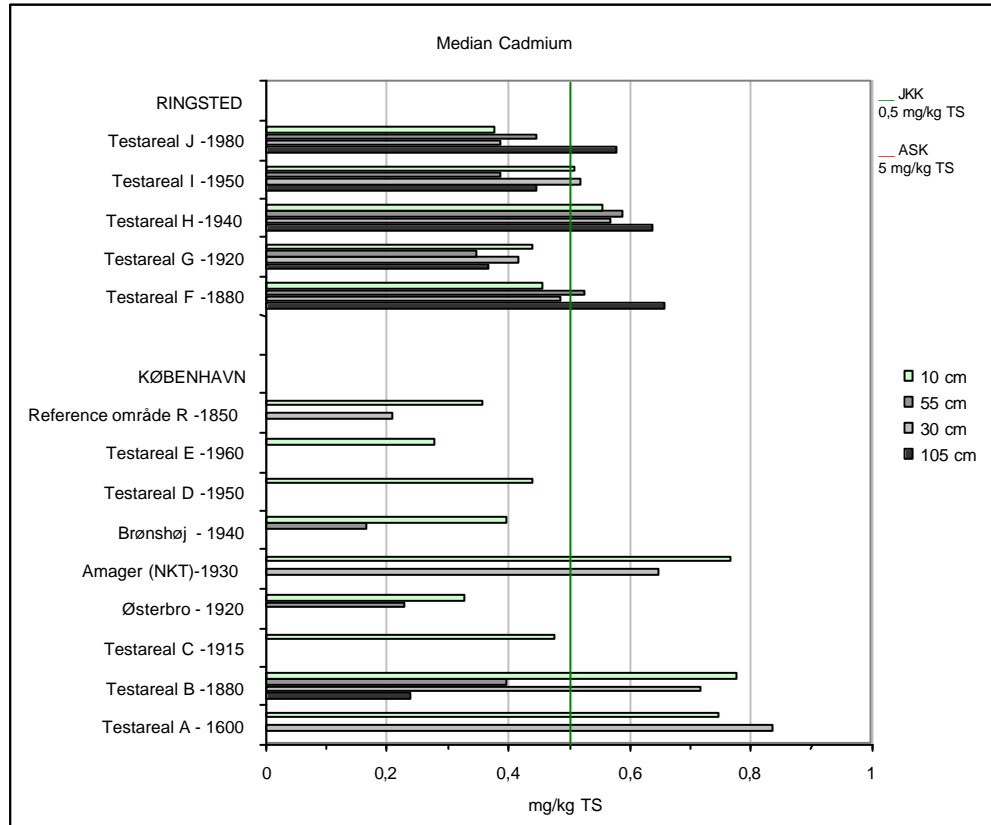
I datarapport for kulturlag er det vurderet, at forureningsniveauet er afhængigt af boligområdets alder /30/. I figur 5.1 -5.5 sammenlignes koncentrationsniveauer fra testarealet med niveauer målt i andre boligområder.

I figur 5.1 ses det, at blyniveauet for området omkring valseværket på Amager tilsyneladende er lidt højere end for boligområder af tilsvarende alder i København, mens BaP-niveauet, jf. figur 5.5, svarer til den aldersmæssige rækkefølge. En eventuel påvirkning fra valseværket ses dog tydeligst for cadmium, kobber og zink, idet niveauerne for disse stoffer er meget forskellige fra niveauerne i boligområder med kulturlag, jf. figur 5.2, 5.3 og 5.4. Det bemærkes dog, at cadmiumindholdet i Ringsted er forholdsvis højt, omkring JKK i alle dybder, idet der er et højt naturligt baggrundsniveau i Ringsted.

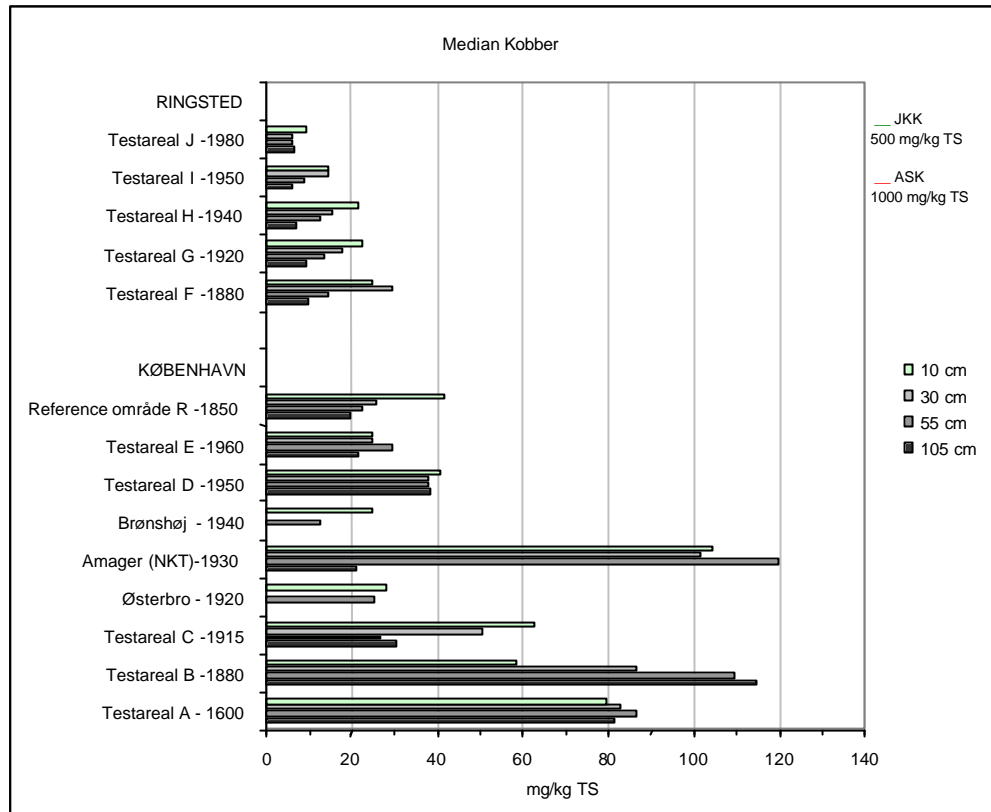
Det antages derfor, at forurening med BaP og bly stammer fra boliger, mens valseværket har bidraget til en højere belastning med tungmetaller, herunder især kobber, zink og cadmium. JKK for kobber er dog ikke overskredet i området.



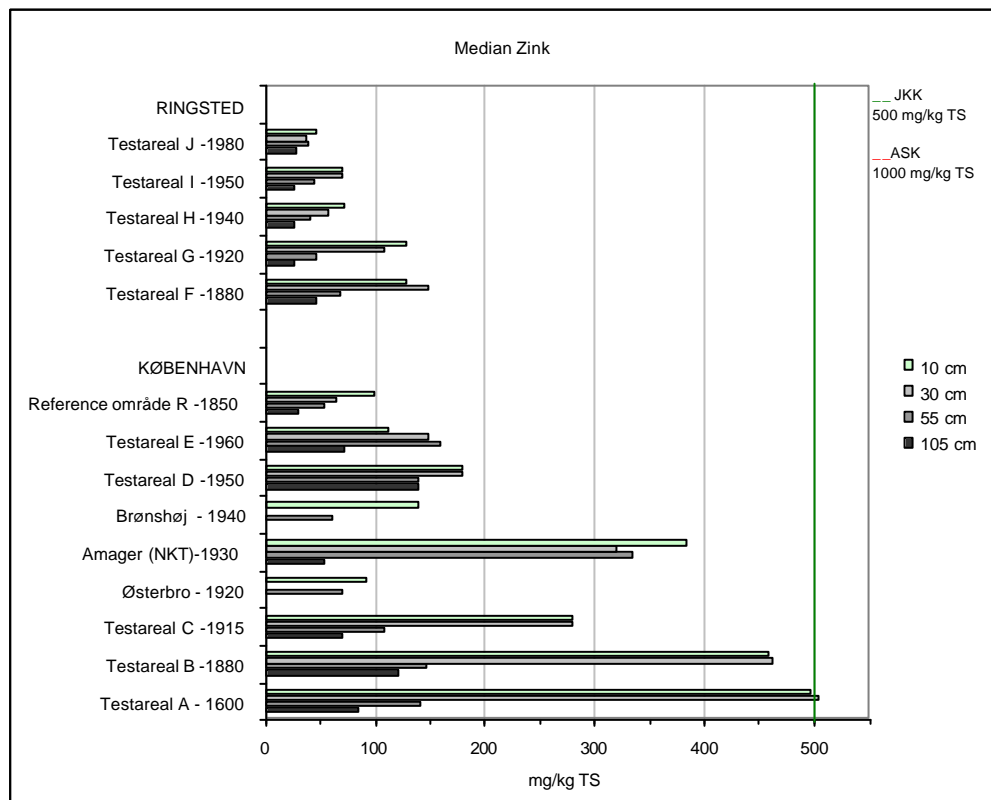
Figur 5.1 Oversigt over bly og boligområder med forskellig alder og historik
 Overview of lead and housing areas according to age and history



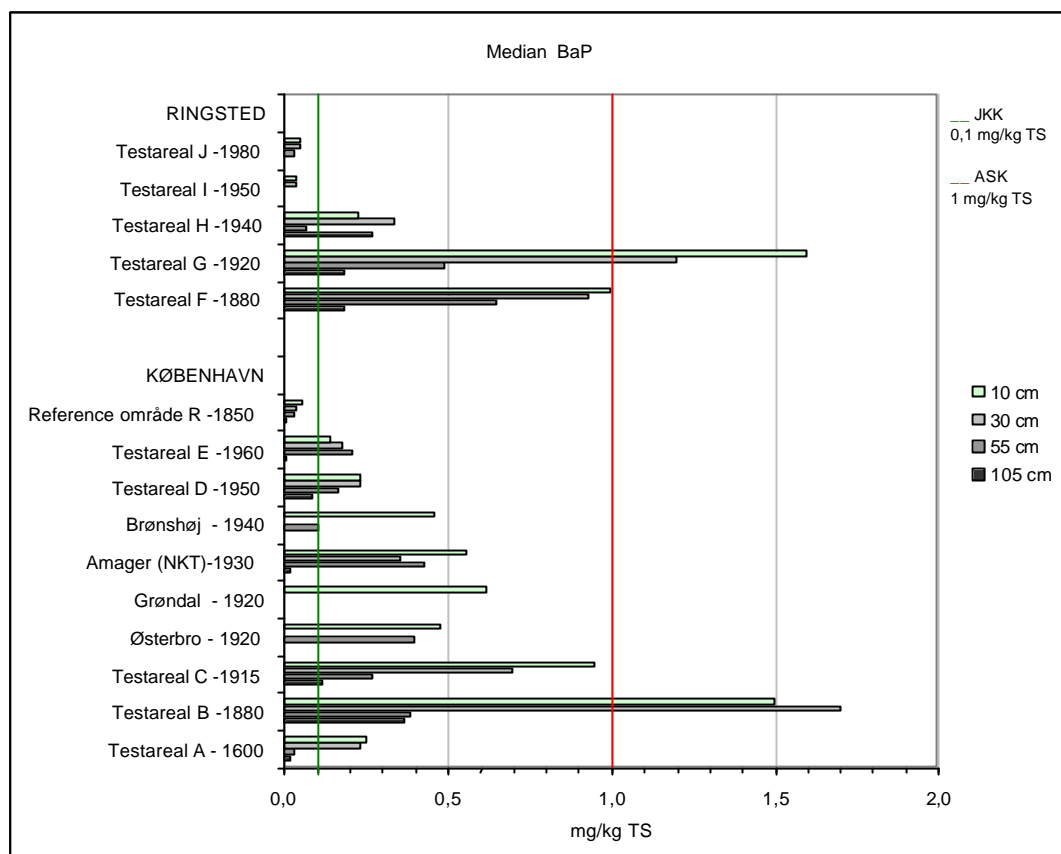
Figur 5.2 Oversigt over cadmium og boligområder med forskellig alder og historik
 Overview of cadmium and housing areas according to age and history



Figur 5.3 Oversigt over kobber og boligområder med forskellig alder og historik
Overview of copper and housing areas according to age and history



Figur 5.4 Oversigt over zink og boligområder med forskellig alder og historik
Overview of zinc and housing areas according to age and history



Figur 5.5 Oversigt over BaP og boligområder med forskellig alder og historik
 Overview of benzo(a)pyrene and housing areas according to age and history

5.2 Analyseparametrene og analyseplanen

Analyseparametrene blev udvalgt på baggrund af erfaringsopsamlingen i fase I /1/ hvor der var identificeret følgende potentielle forureningsparametre:

- Aluminium (Al)
- Arsen (As)
- Bly (Pb)
- Cadmium (Cd)
- Chrom (Cr)
- Kobber (Cu)
- Kviksølv (Hg)
- Nikkel (Ni)
- Zink (Zn)
- PAH, udvalgte polycykliske aromatiske kulbrinter herunder BaP (standardmetode for MST 7 PAH iht. JKK samt en udvidet pakke til vurdering af PAH-sammensætning)
- Totalkulbrinter, herunder olie (standardmetode inklusiv BTEX)
- Phthalater (analysepakke for 8 phthalater, herunder DEHP)
- Polychlorerede biphenyler (PCB) (analysepakke for 7 standard PCB'er; 28, 52, 101, 118, 138, 153 og 180)
- Pesticider (udvalgte persistente pesticider: Atrazin, DDT +DDE +DDD, Dichlobenil, Dieldrin, Lindan, Malathion, Parathion, Simazin)
- Dioxiner (standardpakke for 17 polychlorerede dibenzofuraner og dibenzodioxiner)

Tungmetaller, olie og PAH

Jordkvalitetskriterierne (JKK) for bly, sum af polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH) herunder benzo(a)pyren (BaP) overskrides hyppigt i det øverste jordlag (0 - 0,3 m under terræn, m u. t.) i kulturlag /30/. Herudover ses en belastning fra tidligere industri (valseværket) med bly, cadmium, kobber og zink. Der er ikke fundet olieforurening af betydning i testarealet og i de få tilfælde er der tale om enkelte tilfældige punktkilder.

Metallerne; bly, cadmium, kobber, (nikkel, kviksølv) og zink er ofte i en vis grad korrelerede og viser forhøjede niveauer i forhold til baggrundsværdierne i landområder. Disse parametre er derfor nyttige ved vurdering af diffus jordforurening og ved nedfald fra industrikilder hvor der er oparbejdet metaller.

Sum af MST 7 PAH er en vigtig parameter, idet især benzo(a)pyren er en hyppigt og særlig kritisk forureningsparameter. Ved at måle på alle 7 PAH kan det desuden kontrolleres, at der er overensstemmelse i koncentrationsniveau for BAP og DiBahA (dibenz(ah)anthracen), idet de enkelte PAH er direkte korreleret. Dette udføres som en kontrol for evt. analysefejl.

Analyse af flere PAH med henblik på en vurdering af PAH-sammensætning har indikeret interessante forhold, jf. afsnit 3.6 og 5.4, men disse forhold er ofte slørede, hvilket antagelig skyldes, at der er bidrag fra mange kilder. Vurdering af PAH-sammensætning er især interessant i forbindelse med kildekarakterisering, men bidrager ikke væsentligt til større sikkerhed vedrørende kortlægning af diffus jordforurening

PCB

Generelt er der ikke påvist indhold af polychlorede biphenyler (PCB) i jordprøver omkring valseværket (intet påvist i 90% af prøver).

Phthalater

Der er målt lavt indhold af phthalater, men der er ingen overskridelse af JKK (der er intet påvist i 30 % af prøverne og kun én prøve har et indhold på mere end 2% af JKK).

Dioxin

Der er fundet lavt indhold af dioxiner i alle jordprøver (5 - 20 ng internationale toksicitetsækvivalenter (ITE)/kg TS). Der er ikke opstillet et dansk JKK for dioxin, hvorfor den sundhedsmæssige betydning ikke kan umiddelbart vurderes. Til orientering kan det nævnes, at baggrundsniveauet i landbrugs- og byområder i Tyskland er henholdsvis 1- 5 ng ITE/kg TS og 10 - 30 ng ITE/kg TS /14,28/.

Pesticider

Pesticidindholdet (kun pesticider med lange nedbrydningstider) er analyseret i 4 jordprøver, men kun lavt indhold af DDT og parathion er fundet i 3 af de 4 prøver. JKK er ikke overskredet.

Konklusion vedrørende standardanalyseparametre

De vigtigste forureningskomponenter ved diffus jordforurening i kulturlag i byområder er bly og benzo(a)pyren (BaP). Supplerende analyser for henholdsvis andre tungmetaller (cadmium, kobber, zink) og sum af PAH vil medvirke til en bedre beskrivelse af forureningsfordelinger og ensartethed over et areal og identificere en eventuel påvirkning fra nedfald fra en industrikilde.

Der er intet grundlag for at analysere for PCB, phthalater, dioxiner og pesticider.

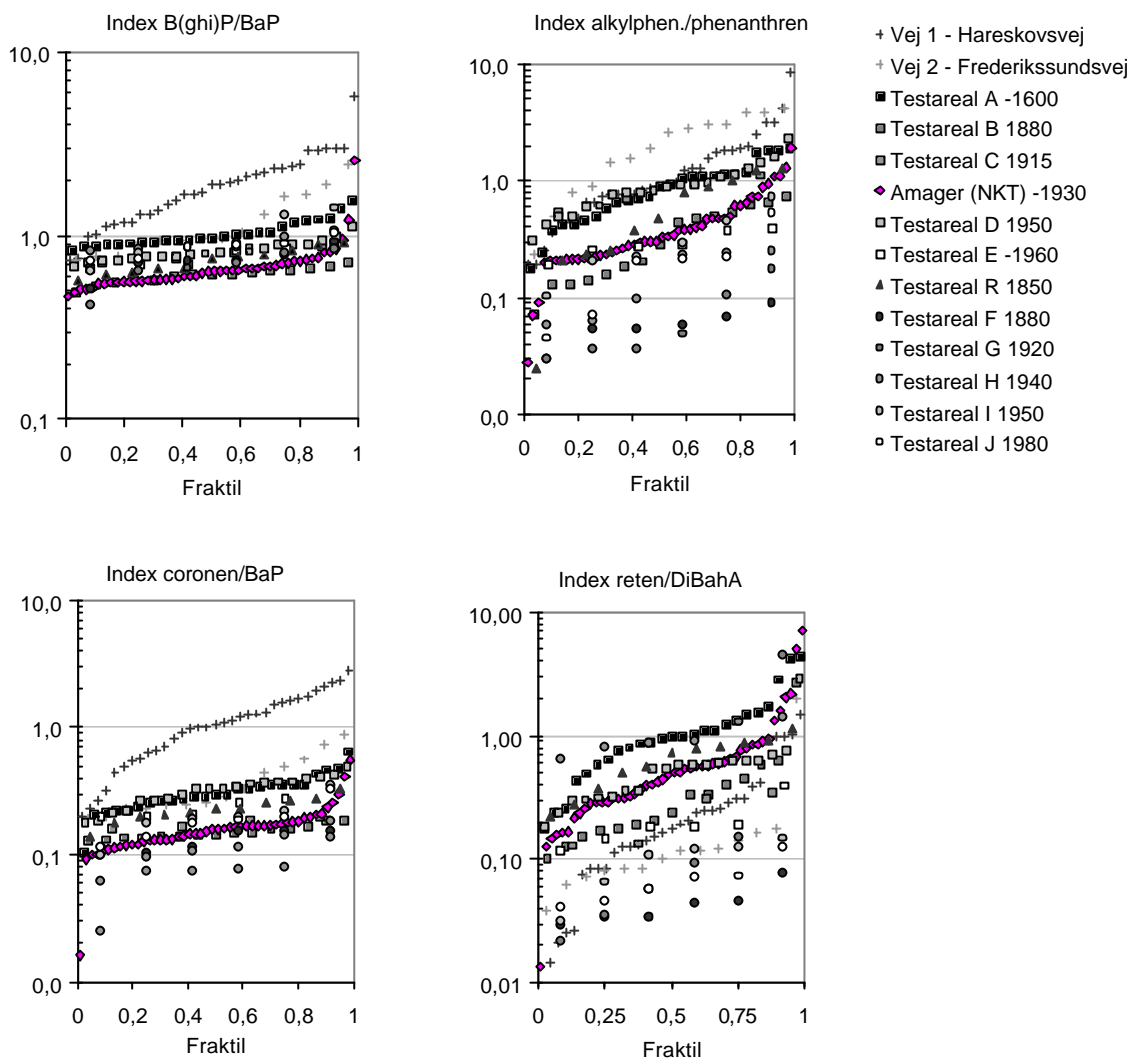
5.3 PAH-sammensætning

Med det formål at vurdere PAH-sammensætningen i forhold til PAH-kilden er der analyseret en række PAH, ligesom det relative forhold mellem de enkelte PAH er analyseret for hvert testareal. Der er som nævnt i /20/ peget på visse PAH-forbindelser og indikatorer, som kan benyttes til vurdering af kildeoprindelsen.

Kilder til diffus jordforurening med PAH kan være olieprodukter, sediment fra spildevand (ofte olieprodukter), produkter indeholdende kultjære samt atmosfærisk nedfald fra forbrænding af fossilt brændsel (kul, koks og olie). I ældre jordforureninger er de lettere methylerede PAH, som karakteriserer olieprodukter, ofte nedbrudt, men der findes også relativt stabile methylerede 3 – 4-ringede PAH-forbindelser. Endvidere er reten (7-isopropyl-1-methylphenanthren) en specifik indikator for afbrænding af nåletræ, og coronen, anthanthren og benzo(ghi)perylene dannes i forbrændingsmotorer /20/. For at kunne sammenligne disse indikatorer på alle testarealer i fase II med forskellig PAH-belastninger er indholdet normaliseret i forhold til BaP-, DiBahA- eller phenanthren-indholdet. De fire følgende indekser har vist forskelle ved sammenligning med data fra datarapporter om kulturlag og trafik /30,31/.

- | | |
|---|--------------------------------|
| • Alkylphenanthrener/Phenanthren (Alkylphen/Phen) | Høj ved emission fra trafikken |
| • Benzo(ghi)perylene/Benzo(a)pyren (BghiP/BaP) | Høj ved emission fra trafikken |
| • Coronen/Benzo(a)pyren (Coronen/BaP) | Høj ved emission fra trafikken |
| • Reten/Dibenz(ah)anthracen (Reten/DiBahA) | Høj ved forbrænding af nåletræ |

I figur 5.10 ses fraktilplots af de fire indekser for prøver fra 0 - 10 cm's dybde. Dataene vises som logfraktil-plot, idet der ses stor spredning i indeksene, som formentlig skyldes, at højere indhold af indikatorstof nemt kan sløres ved tilstedeværelse af andre PAH-kilder. PAH sammensætning er diskuteret i detaljer i datarapport for kulturlag /30/. Som det ses af figur 5.10 ligner de fire PAH indekser for jordprøver fra valseværket niveauerne set for andre områder som er påvirket af kulturlag. Jordprøverne fra kulturlaget i byområder afviger generelt fra niveauerne som ses langs trafikerede veje, men at der er nogle få resultater som tilnærmer de samme værdier som for vejdata. I figur 3.12 er værdierne for valseværket vist på kort og her ses at indeks for coronen/ BaP er højest for prøverne udtaget langs en større vej, hvilket indikerer en PAH påvirkning fra trafikken. PAH-indholdet i disse prøver er dog ikke højere end ved andre prøver i delområdet.



Figur 5.10 Indekser for PAH-sammensætning på de forskellige testarealer
Indexes for PAH composition on the different test areas

5.4 Måleteknikker

Måleteknikkerne blev udvalgt til at bestemme de ovennævnte analyseparametre med en detektionsgrænse svarende til mindst en 1/10 del af JKK, eller hvis der ikke findes JKK (PCB, dioxiner og visse pesticider) til 1/10 del af det forventede baggrundsniveau. Måleteknikker og detektionsgrænser er præsenteret i afsnit 2.6.

Et af delformålene ved de tekniske undersøgelser har været at få afprøvet feltteknikkerne med henblik på en optimering af analyseomkostningerne ved kortlægning af diffust forurenet jord, dvs. screening. I fase I blev der foretaget en evaluering af to feltteknikker; EDXRF for tungmetaller og immunoassay for PCB og PAH. EDXRF har en rimelig analysekvalitet og er forholdsvis billig, mens immunoassay er relativt dyr og kun niveauangivende /2/. EDXRF er derfor valgt som feltteknik ved nærværende undersøgelse.

I det følgende vurderes erfaringerne med denne feltteknik for tungmetallerne.

Vurdering af feltmålinger med EDXRF

Feltteknikken - røntgenfluorescens (EDXRF) – er afprøvet i fase 1 /2/ og er af økonomiske hensyn af interesse med henblik på at kunne øge antallet af analyser inden for et givet budget. Anvendelsen af EDXRF, analyseusikkerheden og genfinding er vurderet i datarapport for kulturlag /30/.

Som beskrevet i afsnit 2.10 er alle prøver fra området omkring valseværket på Amager analyseret for As, Pb, Cr, Cu, Ni og Zn med en feltteknik (EDXRF), dog uden anden forbehandling end tørring. Tungmetalindholdet er herefter kontrolleret i ca. 30% af prøverne ved en akkrediteret ICP-analyseteknik, og er desuden analyseret for Cd og i nogle få prøver for aluminium. Ved den tidligere undersøgelse af diffus jordforurening omkring valseværker i 2000 /17/ er jordprøverne analyseret med en ICP-teknik. Dette betyder, at mere end 55% af tungmetalresultater anvendt i forbindelse med databehandling er udført med ICP-teknikken.

EDXRF har i denne sammenhæng følgende ulemper:

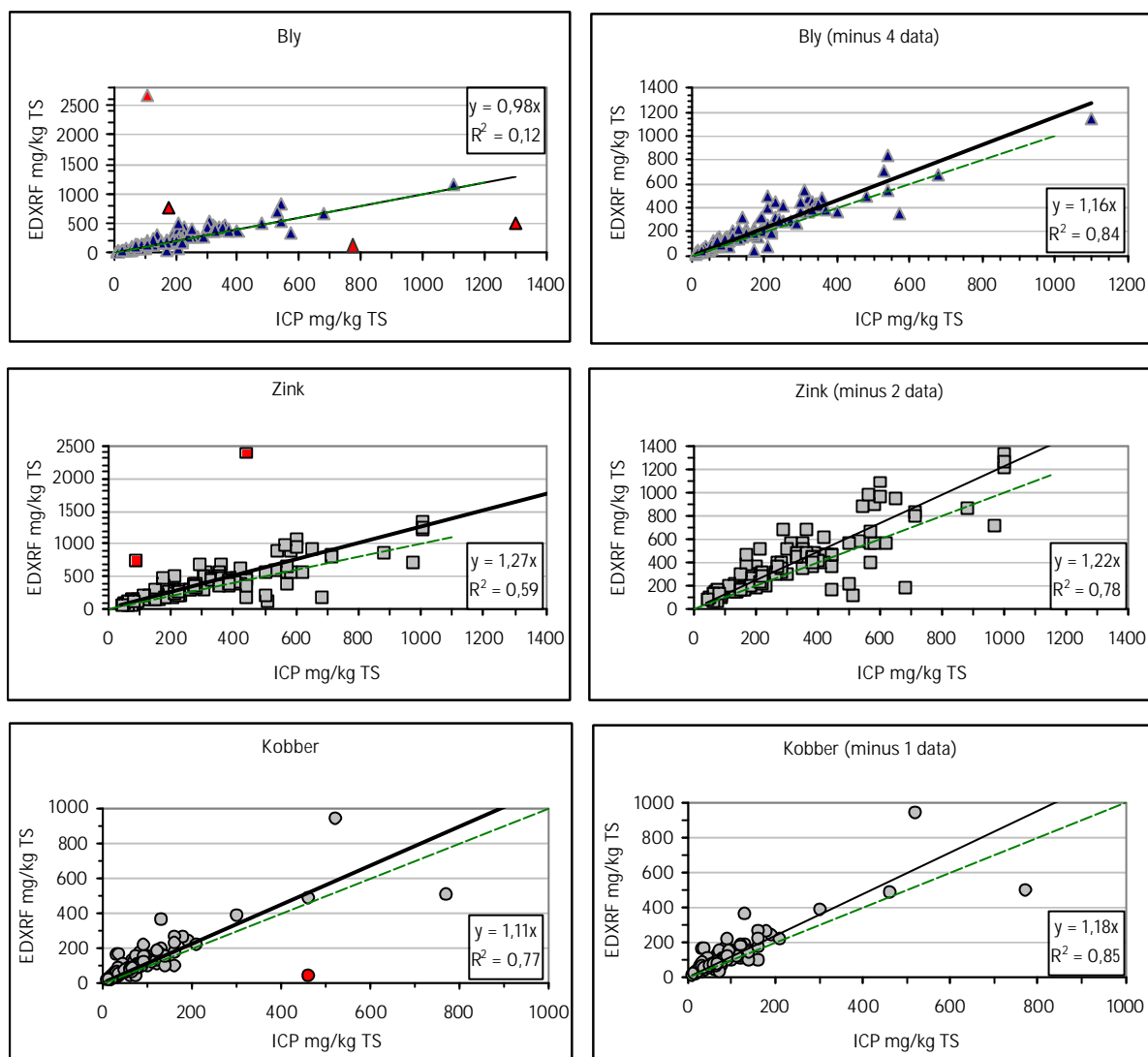
- Høje detektionsgrænser
- Lave cadmiumniveauer f.eks. omkring JKK og ASK kan ikke måles

Desuden er der ved en feltanalyse yderligere en usikkerhed i forhold til laboratorieanalyser vedrørende sammenlignelighed med de akkrediterede laboratoriemetoder, dvs. genfinding - findes der samme mængde som i referencejord eller ved en akkrediteret analyse? Ligeledes er analyseusikkerhed (repetérbarhed og spredning mellem måleserier - fås det samme resultat ved gentagne analyser?) ofte større for feltmålemetoder.

Detektionsgrænserne ved EDXRF er væsentligt højere end ved ICP-teknikken, jf. tabel 2.4 og koncentrationsniveauerne for As, Cr og Ni i byjord er typisk omkring detektionsgrænsen for EDXRF-teknikken og på samme niveau som baggrundsniveauet i landområder. Det betyder, at EDXRF ikke kan bestemme koncentrationsniveauet for As, Cr og Ni i byjord, men disse parametre er sjældent forhøjede og aldrig over JKK. Der kan heller ikke måles for cadmium med EDXRF, idet detektionsgrænsen er på samme niveau som for de andre metaller, dvs. over afskæringskriteriet for cadmium (5 mg/kg TS).

I datarapport for kulturlag /30/ er der udført en sammenligning af data målt ved henholdsvis ICP og EDXRF og der ses både højere og lavere værdier ved ICP i forhold til EDXRF (dvs. ingen entydig bias). Ved en nøjere analyse af dataene ses dog alligevel en generel tendens til lidt højere indhold ved målingerne med EDXRF (systematisk fejl, bias) end ICP, især for de forurenede prøver. I figur 5.6 vises korrelation mellem EDXRF og ICP målinger for både testarealer i kulturlag /30/ og fra området omkring valseværket på Amager. Hvis afvigende datapunkter fjernes ses, at EDXRF-målingerne typisk er ca. 15 - 25% højere end ICP-målinger, jf. regressionsligning.

Da der ved EDXRF kun måles i et lille "vindue" på overfladen af jordprøven, mens der ved ICP udføres ekstraktion på 2 g jord, kan en forskel mellem de to typer målinger eventuelt forklares ved, at der ligger en påført forurening med tungmetaller på overfladen af jordpartiklerne.



--- 1:1 korrelation
 Figur 5.6 Sammenligning af EDXRF og ICP målinger fra København og val seværket på Amager
Comparison of measurements by EDXRF and ICP from Copenhagen and valseværket on Amager

Dette betyder ikke, at EDXRF-teknikken er udelukket fra anvendelse ved undersøgelse af diffus jordforurening, men at teknikken har en række ulemper i forhold til laboratorieanalyser som f.eks. ICP.

Konklusioner vedrørende anvendelse af feltteknikker

Erfaringerne fra afprøvningen af strategien for kulturlag /30/ fører til en anbefaling om anvendelse af laboratorieanalyser, såsom ICP eller AAS, i stedet for feltteknikken med røntgenfluorescens (EDXRF). Anvendelse af ICP eller AAS vil medføre lavere detektionsgrænser og sikre sammenligneligheden med andre undersøgelser (undgå bias). Desuden kan der tilsyneladende også opnås en lavere analyseusikkerhed, idet det vurderes, at EDXRF er meget følsom over for mikroheterogenitet i jordmediet.

Hvis der endvidere ved anvendelse af en feltteknik ikke inden for samme budget kan opnås et væsentligt større antal analyser end ved laboratorietechnikker, er der ingen fordele ved anvendelse af feltteknikker til diffus jordforurening. Feltteknikkerne anvendes også til hurtige screeninger, hvorved

der kan leveres resultater, mens man er i felten. Prøvetagningsplanen kan således justeres løbende, hvilket dog ikke er relevant ved diffus jordforurening.

Derfor konkluderes det, at der er en faglig begrundelse for at vælge laboratorieanalyse for tungmetaller, f.eks. ICP-analyser (hvor der analyseres 5 - 6 metaller i samme analysegang), idet detektionsgrænserne er lave, resultaterne er sammenlignelige med andre undersøgelser, cadmium indgår i analysepakken og analyseprisen er rimelig.

5.5 Design af forsøgsplan

Der er ved andre undersøgelser anvendt et net på f.eks. 100 x 100 m, hvor der inden for et område på ca. 1 m² udtages en blandeprøve som et sammenstik af 5 enkeltprøver. Fordelen ved et regelmæssigt net er, at man kan minimere usikkerheden for alle punkter (samme afstand mellem punkterne). Ulempen er, at man ikke kan beskrive variationen på en mindre skala end nettets maske, f.eks. 100 m.

Forsøgsplanen for undersøgelsen af diffus jordforurening og industri (og for kulturlag) har været baseret på tilfældige prøvetagningsfelter, jf. afsnit 2.7. Der er til vurdering af den lokale heterogenitet udtaget 1 - 5 enkeltprøver fra felter af 100 m² (10 x 10 m). På denne måde indsamles et vist antal prøver med kort indbyrdes afstand, og forureningsvariationen kan vurderes inden for kort afstand. Prøvetagningsfelter er ved industrikilder placeret med høj tæthed tæt på kilden (0-250 m) og med aftagende tæthed i en afstand af op til 1- 2 km. Der er både bygningsmæssige og forureningsmæssige (punktkilder) restriktioner vedrørende placering af prøvetagningsfelterne. Prøvetagningsfelterne er placeret tilfældigt, men med øje for, at der skabes forskellig indbyrdes afstand, samt at der tages højde for bygninger, veje, historik, punktkilder m.m.

Mens forsøgsplanen har vist sig velegnet ved vurdering af forureningsvariationen (heterogenitet) inden for en kort afstand, har den dog en ulempe. Ved lavt prøveantal kan der skabes skævfordelinger, dvs. støj i databehandlingen, idet der tilfældigt er udtaget flere punkter tæt på hinanden i et område med lidt højere eller lavere indhold.

Prøvetagningstæthed og arealstørrelse

Databehandlingen har indikeret, at der skal være et vist minimum af punkter i et område med et sammenhængende forureningsmønster, før der kan foretages en geostatistisk databehandling. I forbindelse med databehandlingen skal der i hvert afstandsinterval være et vist antal datapar (data som sammenlignes parvis). Disse datapar anvendes til at beregne varians og den teoretiske semivariogram, der er en matematisk beskrivelse af arealets spatiale varians, som anvendes til at forudsige koncentrationsniveauer såvel som sandsynligheden for overskridelse af JKK m.v.

Det er antallet af datapar, der er afgørende for databehandlingen, og ikke nødvendigvis størrelsen af testområdet, dog skal undersøgelsesarealet have en vis størrelse. Der er behov for flere datapunkter, hvis der er et høj "støjniveau", dvs. at variansen ("nugget") inden for små afstande er højt. Udover et tilstrækkeligt antal punkter, skal arealet være stort nok til at randeffekter undgås og at datatætheden skal være tilstrækkelig i forhold til afstanden ("range") mellem de korrelerede datapar. Undersøgelsesarealerne bør have en vis størrelse, f.eks. 0,2 - 1 km² og selvfølgelig en passende

prøvetagningstæthed. Ved et større undersøgelsesareal minimeres randeffekterne.

For undersøgelser af påvirkning via nedfald fra en punktkilde skal der desuden være tilstrækkelige punkter ved forskellig afstand fra kilden til at afgrænse det forureningspåvirkede areal, idet prediktion af koncentrationsniveauet kun kan udføres for et areal, hvor der er indsamlet målinger.

Størrelsen af området har også betydning for antallet af punkter, idet der ved et større område er højere sandsynlighed for delområder med andre forureningsmønstre, f.eks. stor spredning (variationsmønster) eller et andet korrelationsforhold mellem forureningskomponenterne.

Baseret på erfaringer fra undersøgelsen ved valseværket og metalforarbejdningens virksamheden er "range" for de korrelerede data typisk 400 – 2000 m, og inden for hver afstandsinterval ("lag", typisk fastlagt til 50 m, dvs. semivariogrammet defineres af 8 - 40 "lag") vurderes der på 75 – 200 datapar. Da datapunkter sammenlignes parvis, bør der være mindst 40 (svarende til 1600 datapar) – 90 (svarende til 8100 datapar) prøvetagningspunkter over arealet som helhed, dog er den nødvendige antal prøvetagningspunkter for en tilfredsstillende geostatistiske analyse afhængig af områdets "støjniveauet" – dvs. om der ses stor spredning i koncentrationer (inhomogenitet) inden for kort afstand.

Da prøvetagningstætheden både skal give en rimelig dækning af arealet samt belyse variationen inden for små afstande inden for arealet er der behov for flere prøvetagningspunkter end ved et standardnet. Ved et net på 100 m fås en prøvetagningstæthed på 100 pkt./km². Udtagning af f.eks. yderligere 100 prøver til at vurdere variationerne i punkter imellem disse punkter, medfører en prøvetagningstæthed på 200 pkt./km². I områder som skal kortlægges vurderes det, at der bør anvendes en tæthed på ca. 200 pkt./km², men ved afgrænsning af en forureningspåvirkning ved nedfald fra en punktkilde kan der anvendes en mindre tæthed i de afgrænsende arealer og i randområder. Den nødvendige tæthed bør dog afklares i en indledende undersøgelsesfase på det aktuelle undersøgelsesareal. Alle punkter bør fordeles tilfældigt, men det skal dog sikres, at alle delområder, herunder randområder, har en rimelig dækning.

Analysen for valseværket (2,1 km²) og metalforarbejdningens virksamhed (nærområde på 4 km²) er udført med henholdsvis 365 og 165 målinger.

Den geostatistiske databehandling har desuden belyst, at der på de fleste testarealer forekommer relativt store variationer inden for selv små afstande. Semivariogramernes "nugget effekt" (afskæring på Y-aksen) er et udtryk for mikrovariation (variation inden for få meter), som dels er et resultat af forureningsspredning kombineret med jordmediets heterogenitet, og dels i et vist omfang afspejler analyseusikkerheden. Analyseusikkerheden kan forbedres ved at anvende laboratorieanalyse med lille analyseusikkerhed, jf. afsnit 5.4. Mikrovariationen betyder, at selv et øget antal prøver ikke nødvendigvis vil forbedre estimatet for forureningsniveauet. Disse enkelte bidrag til usikkerheder og variationen kan imidlertid ikke klart adskilles. Et øget antal prøver vil dog hjælpe ved makroheterogeniteten, som ses, hvis der indgår delområder, hvor der er udskiftet jord, f.eks. ved gårdsaneringer. Denne type områder kræver dog et mere fintmasket undersøgelsesdesign kombineret med en meget detaljeret gennemgang af historikken i området, helt ned på

ejendomsniveau. Undersøgelsen vil i et sådant tilfælde ligne en traditionel kortlægning af individuelle ejendomme.

Erfaringer fra afprøvningen af strategien fører til en anbefaling om en trinvis udvikling af undersøgelsesaktiviteterne for diffus jordforurening forårsagede af nedfald fra en punktkilde – se rapporten om undersøgelsesstrategier /44/.

Afstanden mellem prøvetagningsfelter bør sættes til mellem 50 og 300 m dog med en større tæthed tæt på kilden.

Fase 1

Screening af mindst 36 punkter som udtages i mindst 22 prøvetagningsfelter af ca. 100 m² (1 - 3 punkter/felt) heraf 10 felter i 0 - 200 og 12 felter i 200 - 500 m's afstand fra kilden til nedfald. Disse data anvendes til vurdering af forureningsniveau som en funktion af afstand til kilden, forureningsheterogenitet (variation ved lille afstand (0-10 m), samt identifikation af indikatorparametre for forureningskomponenter i nedfaldet (f.eks. bly) i forhold til den diffuse jordforurening. Det vil sige at der som minimum måles for tungmetaller; Cu, Cd, Zn og sum af PAH samt eventuelt for andre parametre som kan forventes i emissionen fra kilden. De fleste prøver udtages i 2 - 10 cm's dybde, men der foretages desuden en vurdering af fyldlagstykkelsen og jordforureningens vertikale fordeling ved prøvetagning ned til 1 m's dybde i 25 - 50 % af punkter. Der foretages en indledende databehandling herunder en geostatistiske analyse.

Fase 2

På basis af databehandlingen i fase 1 udvides prøvetagning til at forbedre datatætheden (for den geostatistiske analyse) i det afgrænsede undersøgelsesareal eller eventuel med henblik på at afgrænse det påvirkede areal. Der udtages prøver i 2 -10 cm's dybde i mindst 30 punkter som enkelte punkter (dvs. i alt 68 punkter, inkl. fase I) med forskellig indbyrdes afstand og med en prøvetagningstæthed på mindst 200 pkt. /km² i det påvirkede areal samt et antal prøver i større dybder. Der foretages databehandling herunder en geostatistiske analyse.

Fase 3

Evt. supplerende dataindsamling i delområder med afvigende karakteristik.

Enkeltprøver eller blandeprøver

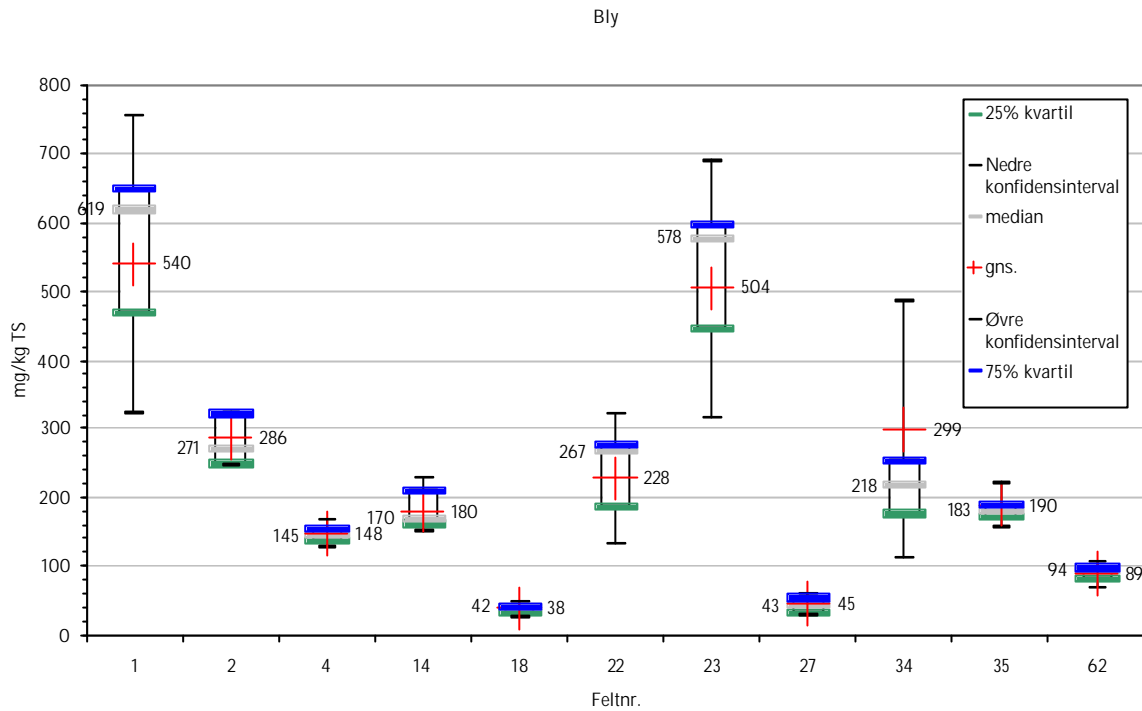
I fase 1 /2/ er resultaterne for blandeprøve og stikprøver sammenlignet i to delområder på Østerbro. Det blev konkluderet, at der hverken var fordele eller ulemper ved blanding af jordprøver i områder, hvor der forventes ensartet forureningsniveauer.

Ved afprøvningen af strategier for diffus jordforurening i fase 2 er alle jordprøver udtaget som enkelte punktprøver, men der er udtaget op til 5 punktprøver inden for felter på 100 m² (10 x 10 m). Formålet er at måle på forureningsvariationen (heterogenitet) inden for en kort afstand, hvilket er en vigtig del af den geostatistiske analyse.

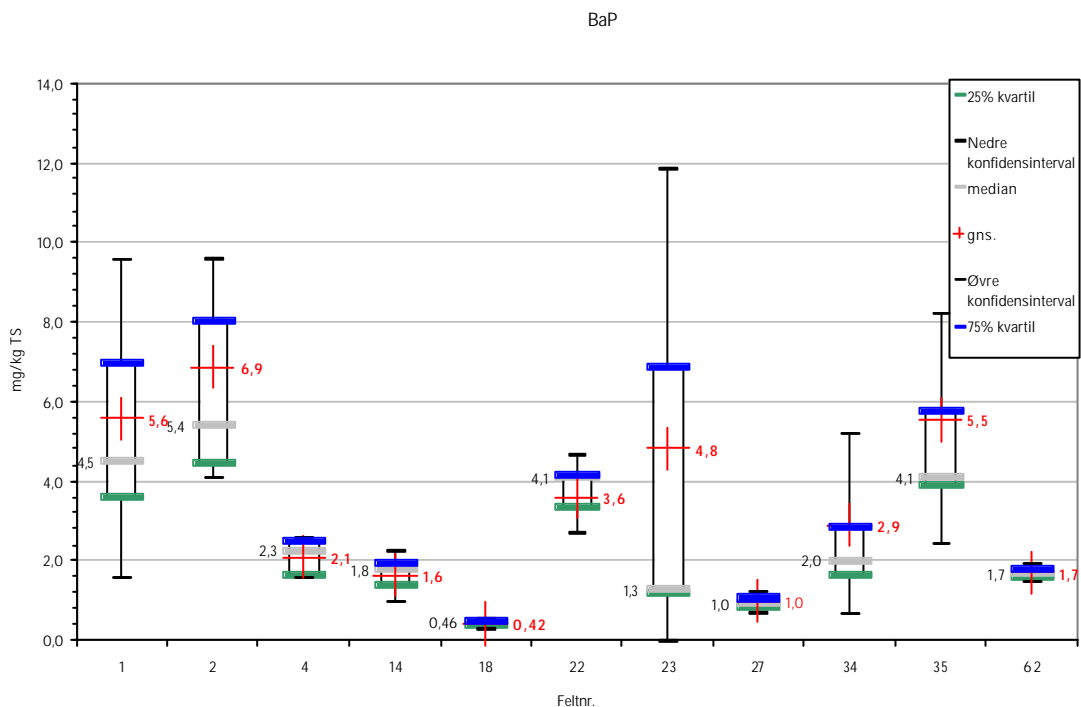
I datarapport for kulturlag /30/ er fordele og ulemper ved anvendelse af blandeprøver ved undersøgelsen af diffus jordforurening vurderet.

I figur 5.7 og 5.8 er der ved hjælp af et "Box and Whisker Plot" vist median, gennemsnit, den nedre og øvre konfidensinterval samt 25 og 75% fraktil for

bly- og BaP-data i de enkelte felter fra området omkring valseværket (kun felter, hvor der er udtaget 3 – 7 jordprøver er vist).



Figur 5.7 Variationsværdier for prøver fra et enkelt prøvetagningsfelt - bly
Measures of variation for samples from an individual sampling field area - lead



Figur 5.8 Variationsværdier for prøver fra et enkelt prøvetagningsfelt - BaP
Measures of variation for samples from an individual sampling field area - BaP

Hvis der blev udtaget en blandingsprøve for hver felt ville man have et resultat som svarer til gennemsnitsværdierne vist i figur 5.7 og 5.8. For felt 4, 14, 18, 27 og 62 er det ligegyldigt om man har analyseret på en blandeprøve eller enkelte prøver, idet spredning er lille.

I de andre felter ses stor variation. Dette betyder, at der ved blanding af stikprøver mistes oplysninger om hvor meget variation der kan forventes over et prøvetagningsfelt.

Konklusion vedrørende anvendelse af blandeprøver

Ved den anvendte strategi for kortlægning af diffus jordforening er man interesseret i at måle den spatielle korrelation, dvs. om prøver udtaget tæt på hinanden ligner hinanden mere end prøver udtaget på større afstand. Databehandlingen er baseret på målinger af variansen for prøver, som er udtaget tæt på hinanden.

I datarapport for kulturlag /30/ er det konkluderet at blandeprøver er mindre påvirket af et højt forureningsindhold i en enkeltprøve, men forureningsbilledet bliver sløret, idet man - hvis der måles på én blandeprøve - ikke kender størrelsen af variationen mellem punkterne i et delområde, hvis der måles på én blandeprøve. Dette kan kun undgås ved, at der analyseres på flere prøver fra delområdet. Disse prøver kan selvfølgelig være blandeprøver, men prisen for blanding af prøverne bør være mindre end den tilsvarende pris for at analysere på endnu flere jordprøver.

Det vurderes derfor, at fordelene ved at blande prøver fra hvert enkelt målepunkt (som reducerer variansen i målepunktet) ikke står mål med arbejdsindsats.

Ved en geostatistisk forsøgsplan anbefales ikke blandingsprøver.

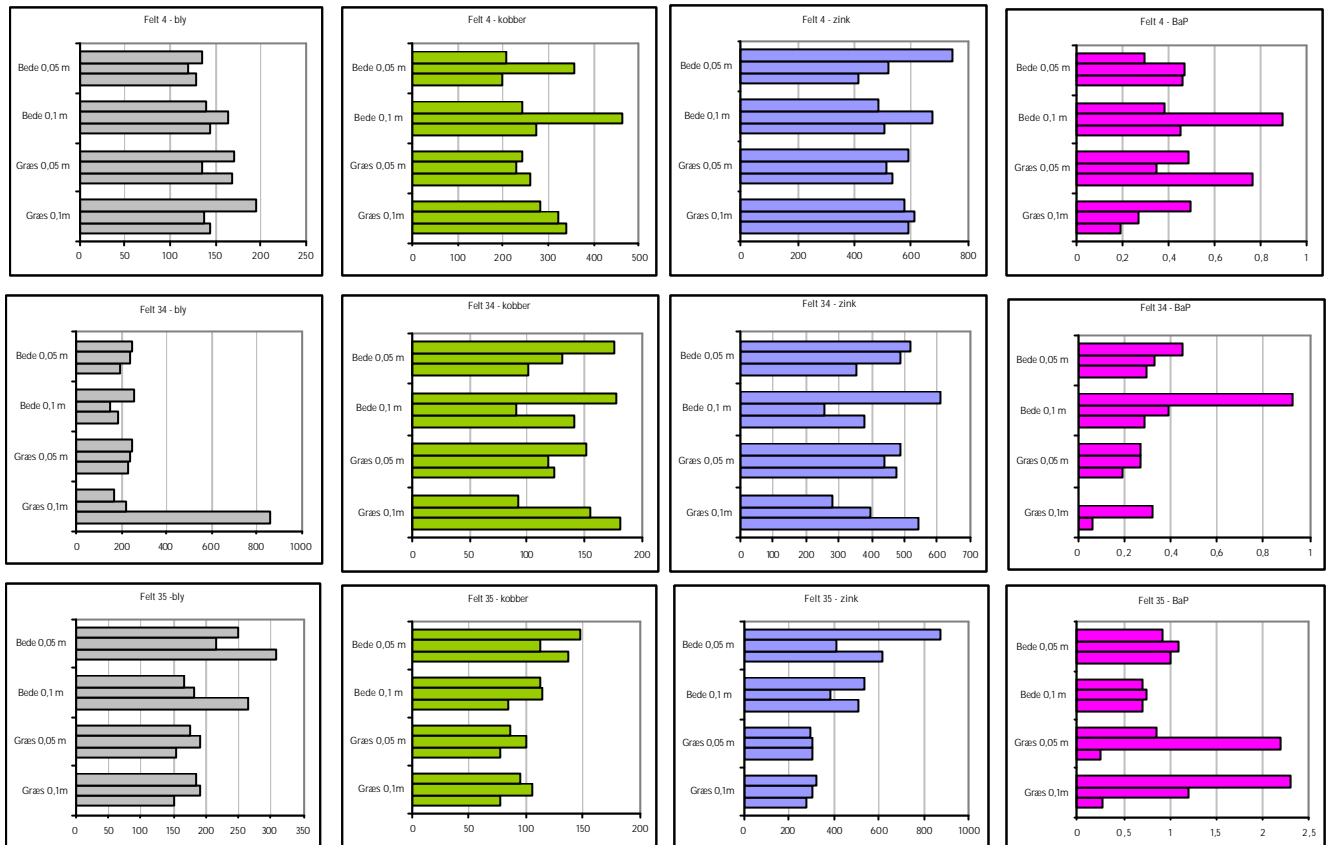
Koncentrationsniveau og dæklag

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 i de underliggende lag. Der er dog problemer forbundet med prøvetagning af jorden i det øverste vækstlag, hvorfor det også kan vælges at udtage jordprøver fra jordlag under græstørv i 2-10 cm dybde, som antages at være repræsentative ved vurdering af risiko for hudkontakt. Ligeledes antages det, at jordprøver udtaget i græsplæne er mere forurenede end jordprøver udtaget i bede, hvor der sker en opblanding af forurenede topjord med mindre forurenede jord i dybden.

Figur 5.9 viser koncentrationsniveauerne i 0,05 og 0,1 m's dybde for prøver udtaget fra et 100 m² stort felt, men hvor der udtages tre prøver i græsplæne og tre prøver i bede, dvs. i alt 6 prøver i hver felt.

Generelt ses ingen signifikante forskelle mellem prøver udtaget i bede eller græsplæne, men figuren illustrerer, hvor stor variation, der kan forventes for prøver udtaget med kort indbyrdes afstand.

Det vurderes derfor, at jordprøver både kan udtages i bede og i græsplæne samt at jordprøverne fra 2 - 10 cm's dybde er repræsentative for det øverste jordlag.



Figur 5.9 Betydning af dæklag for koncentrationsniveau
Relation between type of cover layer and concentration levels

5.6 Prøvetagning i praksis

I industriområder har det vist sig problematisk at finde egnede lokaliteter med bar jord til udtagning af prøver. Ofte har det været nødvendigt at udtage prøver i bede, hvor der er risiko for, at der er sket en udskiftning af jorden.

Erfaringen er, at arbejdet med besigtigelse og vurdering af prøvetagningsfelters egnethed skal prioriteres og at forsøgsplanen efterfølgende skal revideres.

5.7 Databehandling og -præsentation

Deskriptiv statistik

Som en del af projektet er der afprøvet forskellige former for data-præsentationer, bl.a. histogrammer og normal Q-Q plot samt logaritmetransformerede Q-Q-plots. Mens disse former for data-præsentationer illustrerer, hvorvidt data er normalfordelte, samt om der er tale om en flere toppet fordeling, er det ofte svært at skabe et visuelt indtryk af forureningsniveauer og sammenligne data fra forskellige områder. Til det formål er anvendt fraktilplots, som har den fordel, at de viser fordelingen af alle datapunkter, ligesom figurens udseende er uafhængigt af koncentrationsintervaller (som f.eks. ved histogrammer).

Resultaterne fra hvert enkelt testareal er præsenteret i tabelform ved følgende parametre: Minimum, maksimum og gennemsnit samt 0,1 - 0,25 - 0,5 (median) - 0,75 og 0,9 fraktiler. Data fra de enkelte dybder er vist i samme

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

I afsnit 2.11 er der givet en detaljeret beskrivelse af databehandlingen og der er redegjort for datahåndtering ved et mindre antal data, og for prøver, hvor intet er påvist, også i forbindelse med beregning af gennemsnit og median m.fl.

Et af de problemer, der har været, er at der for metallerne er anvendt to forskellige analysemetoder med hver deres detektionsgrænser. For målinger omkring detektionsgrænserne har den ene metode ikke påvist noget, mens der ved den anden metode er målt et tal. Til statistisk databehandling og grafiske præsentationer er der anvendt en værdi, som svarer til det halve af detektionsgrænsen. Hvis der er mange prøver, hvor der ikke er påvist noget påvirkes gennemsnittet. Der er derfor anvendt en protokol vedrørende forudsætninger ved beregning af gennemsnit. Ligeledes er det problematisk i oversigtstabellerne at vise en værdi svarende til det halve af detektionsgrænsen (f.eks. 10 mg/kg TS for As med EDXRF), idet værdien opfattes som en målt værdi, eller at vise disse værdier sammen med målinger med en mere følsom teknik (2,3 mg As /kg TS med ICP).

Ved evalueringen af de forskellige karakteristika for diffus jordforurening på tværs af de 10 testarealer er resultaterne præsenteret som medianværdier, dvs. at 50% af dataene er mindre end medianværdien. Gennemsnittet vurderes ikke at være repræsentativt for så stort et areal som testarealerne, idet et gennemsnit i teorien kun kan anvendes til at beskrive data, der er normalfordelte. Hvis dataene ikke er normalfordelte, fås en misvisende værdi, idet gennemsnittet alene svarer til en teoretisk blandeprobe, hvor der er blandet en lige mængde jord fra alle indsamlede jordprøver, dvs. en høj værdi kan have stor betydning. En medianværdi indikerer derimod, at 50% af prøverne har et indhold, som er lig eller mindre end medianværdien.

Endelig har den deskriptive statistik vist, at der sjældent findes normalfordelte data, men at data ofte tilnærmelsesvis kan beskrives som lognormalfordelte. Da diverse databehandling forudsætter en normalfordeling, f.eks. ved beregning af et simpelt gennemsnit eller ved geostatistisk behandling, anvendes derfor logaritme-transformerede data.

Erfaringen fra projektet har vist, at det er muligt illustrativt at præsentere de deskriptive parametre for et givet areal.

Diskussionen vedrørende sikker beskrivelse af koncentrationsniveauerne for et areal og sandsynligheden for overskridelse af JKK eller ASK er behandlet under afsnittet om geostatistik.

Geostatistik

Den geostatistiske analyse gør det muligt at estimere koncentrationerne over et område, samt usikkerheden af estimatet. Ligeledes kan sandsynligheden for, om jorden på et givet sted i området ligger over jordkvalitetskriteriet eller under afskæringskriteriet beregnes. Men det er dog ikke alle områder, der er egnet til en geostatistisk analyse – områder uden en fælles forureningshistorik dvs. forskellige forureningskilder og stor heterogenitet kræver en større detaljeringsgrad eventuel helt ned på ejendoms niveau.

I afsnit 2.12 og figur 2.9 er angivet et flowdiagram som viser de forskellige trin som gennemgås i forbindelse med en geostatistisk analyse.

5.8 Beregning af sandsynlighed ved kortlægning

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

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

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

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

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

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

Det er vigtigt at påpege, at beregning af sandsynlighed i ethvert punkt på grundlag af geostatistisk analyse er mere præcis end sandsynligheder beregnet på basis af den deskriptive statistik for de normal- eller lognormalfordelte data for arealet under ét.

Erfaringen har vist, at den geostatistiske analyse er et godt værktøj til beskrivelse af forureningsmønsteret og fordelingen over et areal. Når det lykkes at belyse en spatiel korrelation, kan koncentrationerne, konfidensintervaller samt sandsynligheden for overskridelser af jordkvalitetskriteriet og afskæringskriteriet beregnes.

Hvis en spatiel korrelation ikke kan belyses, kan den indledende databehandling i forbindelse med den geostatistiske analyse ofte indikere en rational opdeling i delområder, hvor det kan undersøges, om fordelingen er normal. Hvis fordelingen er normal (eller lognormal) kan koncentrationen, konfidensintervallet samt sandsynligheden for overskridelser af jordkvalitetskriteriet og afskæringskriteriet for delområdet som helhed estimeres.

6 Hypoteser

De fleste af de opstillede hypoteser er blevet bekræftet, idet de er baseret på forventninger til forureningsfordelingen i henhold til både nedfaldsmodel og bidragsmodellen. Bidragsmodellen synes at være mest anvendeligt at beskrive forureningsmønsteret i de mest af testareal udtaget området umiddelbart i nærheden af valseværket.

Hypoteser	Konklusion
Hypoteser om undersøgelsesstrategien:	
1. Undersøgelsesstrategien (en statistisk sammenligning af prøvetagningsfelter og en visualisering af forureningsniveauerne over arealet) er en effektiv metode til at sikre et datagrundlag for kortlægning på vidensniveau 2, dvs. en statistisk dokumentation for, at jordkvalitetskriterierne i topjord fra delområder er overskredet.	Ja
2. Anvendelsen af feltteknikker forbedrer datagrundlaget for kortlægning på vidensniveau 2.	Nej, ikke hvis den økonomiske fordel ved feltteknikker kun medfører, at der kun kan udføres 3 feltanalyser i stedet for 2 laboratorieanalyser. Da feltmålinger introducerer ekstra variationer i forhold til laboratorieanalyser, må der kompenseres ved, at der måles på væsentlig flere prøver, f.eks. 3-4 gange antallet af laboratorieprøver. Feltteknikkernes fordele hvad angår hurtighed og fleksibilitet er ikke relevant ved undersøgelse af diffus jordforurening.
3. Dataindsamling baseret på den anvendte prøvetagningsplan (antal af prøvepunkter/km ²) giver et tilstrækkeligt grundlag for kortlægning på vidensniveau 2.	Ja, i de fleste tilfælde. Dvs. det vil kunne beregnes, om jorden på et givet sted med en vis sandsynlighed ligger over jordkvalitetskriteriet ved en undersøgelse af mindst 40 punkter med en tæthed på mindst 200 punkter/km ² tæt på kildeområdet. På afgrænsede arealer og i randområdet kan der anvendes en mindre tæthed. Hvis arealerne skal kortlægges vil der på nogle områder kunne nøjes med mindre punkter, andre vil kræve flere og nogle vil kræve at man undersøger på ejendomsniveau, idet der problemer med arealer med stor heterogenitet. Bemærk, at der vil fremkomme "grå arealer", hvor sandsynligheden for, at jordkvalitetskriteriet er overskredet, er f.eks. 50%. Der mangler en administrativ beslutning om, hvilken grad af sandsynlighed, der skal anvendes i forbindelse med kortlægninger af diffust forurenede arealer (ikke ejendomme).
4. Dataindsamling baseret på den anvendte prøvetagningsplan (antal af prøvepunkter/km ²) giver et tilstrækkeligt grundlag for indsats ved overskridelser af afskæringskriterierne.	Ja, i de fleste tilfælde. Dvs. det vil kunne beregnes, om jorden på et givet sted med en vis sandsynlighed ligger under afskæringskriteriet ved en undersøgelse af mindst 40 punkter med en tæthed på mindst 200 punkter/km ² tæt på kildeområdet. På afgrænsede arealer og i randområdet kan der anvendes en mindre tæthed

Hypoteser	Konklusion
	Hvis arealerne skal kortlægges vil der på nogle område kunne nøjes med færre punkter, andre vil kræve flere og nogle vil kræve at man undersøger med en større detaljeringsgrad evt. helt ned på ejendomsniveau, idet der problemer med arealer med stor heterogenitet. Der mangler en administrativ beslutning om, hvilken grad af sandsynlighed, der skal anvendes i forbindelse med kortlægninger af diffust forurenede arealer (ikke ejendomme).
5. Dataindsamling baseret på den anvendte analyseplan (parametervalg og analysemetode) giver et tilstrækkeligt grundlag for kortlægning på vidensniveau 2.	Ja, de anvendte analyseparametre og laboratorieteknikker har været mere end tilstrækkelige.
Hypoteser om forureningsmodellen:	
6. 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.	Ja
7. 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.	Ikke nødvendigvis idet der ses store spredning i koncentrationer i jordprøverne
8. 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	Ikke nødvendigvis idet der ses store spredning i koncentrationer i jordprøverne
9. Diffus jordforurening kan beskrives ved en bidragsmodel, idet der er et statistisk højere indhold af forureningskomponenter i kulturlag i forhold til referenceværdier for jord fra landområder.	Ja
10. Diffus jordforurening kan beskrives ved en bidragsmodel, idet der er et varierende og tilfældigt indhold af forureningskomponenter i kulturlag over hele arealet, dvs. der er ingen tendens til højere indhold i bestemte retninger.	Ja
11. Forureningsniveauerne aftager med dybden i jordlaget.	Ja, på de fleste prøvetagningsfelter.
Hypotese om arealspecifikke analyseparametre:	
12. Foruden tungmetaller og PAH findes olie (totalkulbrinter), dioxiner, PCB, phthalater og pesticider.	Ja, men kun ved lavt niveau under danske og udenlandske JKK.
13. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af benzo(a)pyren (BaP), dibenz(a,h)anthracen (DiBahA) og summen af MST 7 PAH.	Ja
14. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af bly og zink.	Nej $R^2 = 0,47$.
15. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af cadmium og zink.	Der er rimelig sammenhæng ($R^2 = 0,85$).

Hypoteser	Konklusion
16. Der er en sammenhæng mellem koncentrationerne af bly og BaP.	Nej, der er ingen sammenhæng ($R^2 = 0,16$)
17. De kritiske forureningsparametre er identiske med indikatorparametre fra andre undersøgelser, nemlig BaP og bly.	Ja, men cadmium har også vist sig at være kritiske (median er større end JKK) på grund af nedfald fra valseværket. (Andre parametre er nyttige for at kunne karakterisere forurening og korrelere forureningsforhold over testarealet – Foruden cadmium er nedfald fra valseværket karakteriseret med jordforurening med kobber og zink)

7 Ordforklaring

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

ICP	Induktivt (Coupled) Plasma: analysemetode for metaller
Konceptuel model	Fra den engelske betegnelse "conceptual site model - CSM". En beskrivelse af forurenings kilde, spredning/transport og fordeling i miljøet for den aktuelle lokalitet.
Kurtosis	Længden (størrelsen) af halen, hvor en normalfordeling har en værdi på 0. Se afsnit 2.11
Kulbrinte	Et stof bestående af kulstof og brint
Nedfald	Ofte betegnet deposition
Ni	Nikkel
NKT	De tidligere Nordiske Kabel og Traadfabriker
OML	Operational Meteorologisk Luftkvalitetsmodel se www.oml.dmu.dk
Outliers	Afvigende målinger
P	Sandsynligheden (p) har en værdi mellem 0 og 1. Se afsnit 2.11
PAH	Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner omfatter et utal af kulbrinter(forbindelser som alene indeholder kulstof og brint), der består af to eller flere aromatiske ringe. PAH kan være usubstituerede eller alkylsubstituerede.
Pb	Bly
PCB	PolyChlorBiphenyler
Persistente	ikke nedbrydelig
Phthalater	Phthalater er anvendt som plastblødgørere.
Q-Q plot	Data er plottet i forhold til fraktilerne i en normalfordeling. Dette svarer til at plote data på normalfordelingspapir. Se afsnit 2.11
R	Range ved den geostatistiske analyse. Se afsnit 2.12
R	R er statistiske og grafiske værktøjer udviklet ved Bell Laboratories som "open source" og kan gratis downloades fra internettet, http://www.r-project.org/
R	Pearson's korrelationskoefficient indikerer, om der er et lineart forhold mellem to parametre, hvor en positiv værdi på 1 betyder et perfekt positivt lineart forhold (begge parametre vokser) og en negativ værdi på -1 betyder et perfekt negativt lineart forhold (en parametre aftager, mens den anden vokser). En værdi tæt på 0 betyder, at der ingen korrelation er mellem parametre. Se afsnit 2.11
R ²	R ² , forklaringsgrad, Kvadrat af Pearson's korrelationskoefficient som angives ved regressionanalyse og ved x-y plots. Se afsnit 2.11
Shapiro Wilks (W)	Shapiro-Wilks test (W): Test til at vurdere om data er normalfordelte. Se afsnit 2.11
Skewness	Afvigelse fra symmetri omkring gennemsnit, hvor en normalfordeling har en værdi på 0. Positive værdier indikerer en lang hale til højre og negative værdier indikerer en lang hale til venstre.
t-test	Anvendes til at undersøge, om to stikprøvers middelværdi er ens.

	Se afsnit 2.11
ITE	International toksicitetsækvivalenter for en specifik dioxin, f.eks. TEQ ift 2,3,7,8-TCDD- ækvivalenter, Sevesodioxin, 2,3,7,8-tetrachlor-dibenzo-p-dioxin)
UK	United Kingdom
USA-EPA	United States Environmental Protection Agency
Vidensniveau 2	Defineret i Jordforureningslov ifm kortlægning, hvor der tilvejebragt et dokumentationsgrundlag, der gør, at det med høj grad af sikkerhed kan lægges til grund, at der på et areal er en jordforurening af en sådan art og koncentration, at forurening kan have skadelig virkning på mennesker og miljø.
Wilcoxon Rank Sum Test	En non-parametrisk test til at sammenligne data. Anvendes hvis data ikke er normalfordelte. Se afsnit 2.11.
Zn	Zink
AAS	Atom Absorption Spektrometri , analysemetode for metaller

8 Referencer

- /1/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljøprojekt 663. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 1: Erfaringsopsamling og afklaring af kilder til diffus jordforurening. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /2/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljørapport 664. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 2: Afprøvning af feltmetoder ved undersøgelse af diffust forurennet jord. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /3/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljørapport 665. Fase I. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 3: Indledende forslag til undersøgelsesstrategier for kortlægning af diffust forurenede arealer i byområder. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /4/ Københavns Kommune. Miljøkontrollen. 1998. Eriksen, J.M. Arealanvendelse. Historiske kortlægning af arealanvendelse i København.
- /5/ Københavns kommunes Miljøoplysninger på grunde. Besøgt d. 21-08-2002. www.kbhbase.kk.dk
- /6/ Københavns Kommune. Miljøkontrollen. 1996. Eriksen, J.M. Lossepladser og opfyldning i København.. Historiske redegørelse for Københavns opfyldninger og lossepladser fra omkring århundredeskiftet til 1995.
- /7/ Københavns Kommune. 2002. Miljøkontrollen. Personlig kommunikation John M. Eriksen.
- /8/ Hans Henrik Fafner: Amagerbanen. Tellus1985.
- /9/ Ørestadsselskabet I/S. Design af Metro, Phases 2B and 3. Østamagerbanen. Factual report on detailed Environmental soil investigation June 2002. Carl Bro, Maunsell
- /10/ Jensen, J., Bak, J., og Larsen, M.M. (1996). Tungmetaller i danske jorder. Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser.
- /11/ Miljø- og Energiministeriet. Danmarks Miljøundersøgelser. (1996) Monitoring af tungmetaller i danske dyrkningsjorder. Prøvetagningen i 1992/93. Faglig rapport fra DMU, nr. 157, 1996.
- /12/ Miljøministeriet. DMU.2002 Dioxin måleprogram. Statusrapport april 2002.

- /13/ Miljøministeriet. DMU.2002. Vinkelsøe, J.; Thomsen, M.; Carlsen, L. & Johansen, E. Persistent organic pollutants in Soil, Sludge and Sediment. NERI Technical Report no. 402.
- /14/ Fiedler, H. Dioxin case study from Germany. Proceedings of the subregional awareness raising workshop on persistent organic pollutants (POPs) Puerto Iguazú. 1-3 april 1998.
http://irptc.unep.ch/pops/POPs_Inc/proceedings/coverpgs/procedures.htm.
- /15/ Fiedler, H. Polychlorinated biphenyls(PCB): Safe management of PCBs and case studies. Proceedings of the subregional awareness raising workshop on persistent organic pollutants (POPs) Bangkok, Thailand 25-28 November 1997.
http://irptc.unep.ch/pops/POPs_Inc/proceedings/coverpgs/procedures.htm.
- /16/ Undersøgelse av polyklorerte biphenyler(PCB) i jorden i skolegården ved Skold skole. NGU rapport 99.049
<http://www.ngu.no/prosjekter/Jordforurensning/Bergen/Norsk/Rapporter/PCB-rapport.htm>.
- /17/ Miljøkontrollen. 2000. NKT Valseværket. Diffus jordforurening. Krüger.
- /18/ Glostrup Kommune. 1995. Kortlægning af overjordens indhold af bly og cadmium i den sydlige del af Glostrup kommune. Oktober 1995. Kemp & Lauritzen.
- /19/ Københavns Amt. 2002. Statistisk analyse af bly- og cadmium-koncentrationer i området omkring Bergsøe. Klaus Kaae Andersen. 12. august 2002.
- /20/ Miljøstyrelsen. 2002. Miljøprojekt nr. 728. Kilder til jordforurening med tjære, herunder benzo(a)pyren i Danmark. NIRAS. DHI.
- /21/ [www.trimble.dk/ services /almanakken](http://www.trimble.dk/services/almanakken).
- /22/ 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.
- /23/ Pebesma. E. 1999. Gstat user's manual.31. august 1999.
www.geog.uu.nl/gstat/manual/ .
- /24/ Gstat. 2003. Computer program for geostatistical modelling, prediction and simulation 1. juli 2003. www.gstat.org.
- /25/ Nielsen, A.A. (2000). Geostatistik og analyse af spatielle data. Lecture notes. Grundkursus.
<http://www.imm.dtu.dk/~aa/teaching.html>.
- /26/ Isaaks, E.H. & Srivastava, R.M. 1989. An introduction to applied geostatistics. Oxford University Press.

- /27/ Miljøstyrelsen. 2003. Liste over Kvalitetskriterier i relation til forurennet jord. Juli 2003. www.mst.dk /affald, jord og rotter/jord.
- /28/ Hansen, E. 2002. Dioxin som muligt jordforureningsproblem i Danmark. side 41-50. ATV-møde om diffus jordforurening, d. 4. juni 2002.
- /29/ Visser, W.J.F. 1994. Contaminated land Policies in some industrialized countries. TCB R02 1993.
- /30/ Miljøstyrelsen. 2003. Miljøprojekt. Fase II. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 2: Diffus jordforurening og kulturlag. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /31/ Miljøstyrelsen. 2003. Miljørapport. Fase II. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 3: Diffus jordforurening og trafik. Miljøkontrollen. NIRAS.
- /32/ Gstat for R, Edzer J. Pebesma februar 2003. <http://cran.r-project.org/src/contrib/PACKAGES.html#gstat>
- /33/ Larsen & Nielsen A/S. 1987. NKT Valseværksgrunden Palermovej/engvej matr. nr. 848 Sundby Øster. Forureningsregistrering i forbindelse med nedrivning. Oktober 1987.
- /34/ Miljøkontrollen. 1977. Bestigelsesnotater for A/S Nordiske Kabel- og Traadfabrikker, Valseværk, Sundby, Palermovej. d. 28.01.1977.
- /35/ DMI. Laursen, E.V.; Thompsen, R. S. and Cappelen, J. 1999. Observed air temperature, humidity, pressure, cloud cover and weather in Denmark- with Climatological standard Normals, 1961-1990. Technical report 99-5.
- /36/ DMI. Frich, P., Rosenørn, S., Madsen, H. and Jensen, J.J. 1997. Observed Precipitation in Denmark, 1961-90. Technical report 97-8.
- /37/ DMI. Cappelen, J. and Jørgensen, B. 1999. Observed Wind speed and direction in Denmark – Climatological Standard Normals, 1961-90. Technical report 99-13.
- /38/ Tips vedr. OML-Modellen, 1994. Danmarks Miljøundersøgelser, Indlæg ved Erfaringer med OML modellen i DIF den 15. marts 1994.
- /39/ Miljøstyrelsen. 2001. Vejledning nr. 2. Luftvejledning
- /40/ Miljøkontrollen. Petersen, F.B. Forureningen af undergrunden som følge af gasværksdrift i Københavns Kommune. Miljøkontrollens skriftserie. Specialnummer April 1986.

- /41/ Miljøkontrollen & Hoffmann & Sønner A/S. 2001. Miljøteknisk undersøgelse. Øresundsvej 142, København. Jord.Miljø A/S
- /42/ NKT Holding A/S. 1994. Vibeengen syd, Kolonihaverne, matr. 3400 og 3407. COWIconsult
- /43/ NKT 100 år. NKT Holding A/S, 1998.
- /44/ Miljøstyrelsen. 2003. Miljørapport. Fase II. Kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Delrapport 1. Strategier for kortlægning af diffus jordforurening i byområder. Miljøkontrollen. NIRAS.

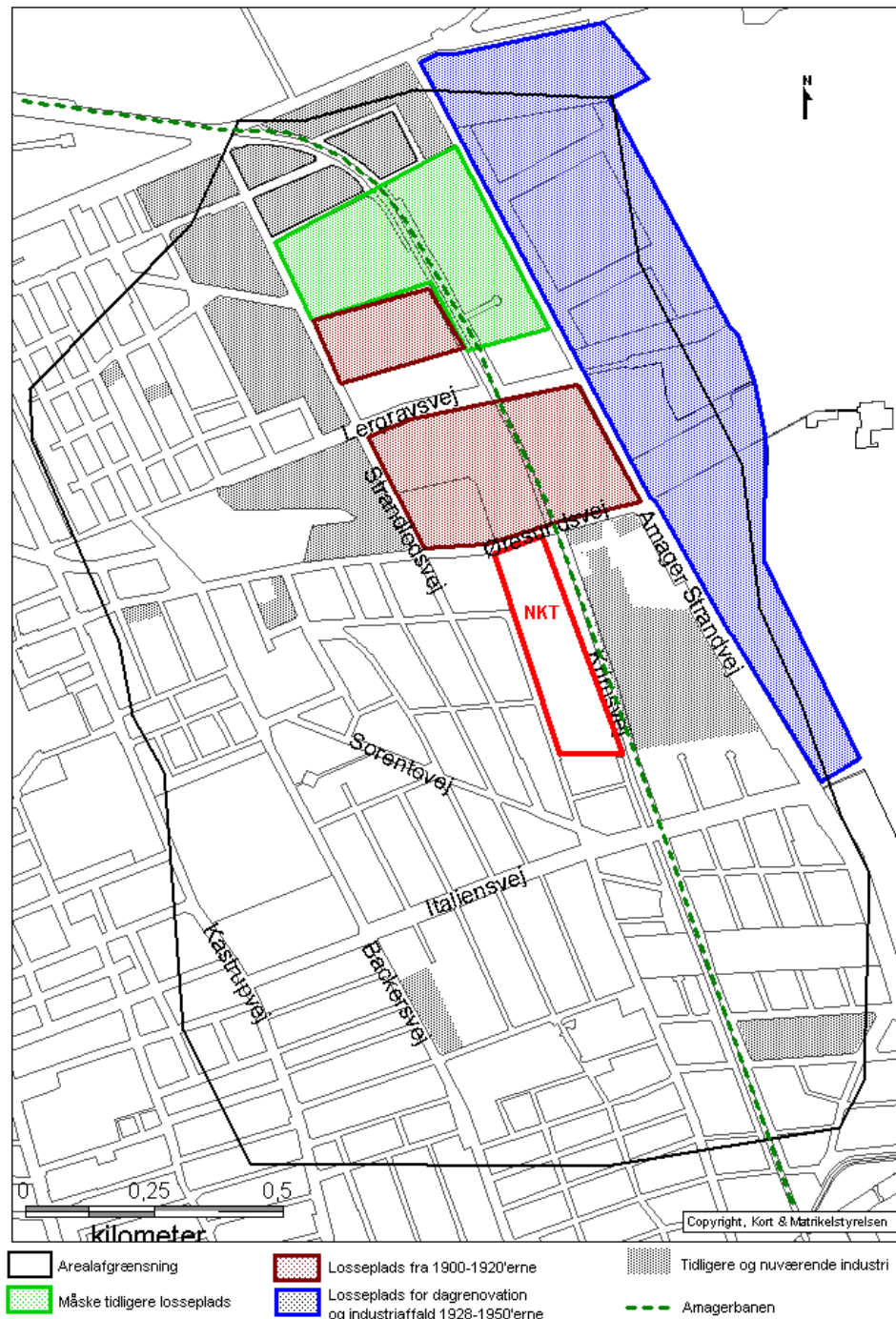
Historisk redegørelse for område omkring NKT

Indholdsfortegnelse – Bilag A

1	HISTORISK REDEGØRELSE FOR NKT	123
1.1	NKT VALSEVÆRK	124
2	OML-BEREGNINGER	126
2.1	USIKKERHEDER VED OML-BEREGNINGER	126
2.2	VALG AF PARAMETRE VED OML BEREGNINGER	127
2.3	METEOROLOGISKE DATA	128
2.4	FØLSOMHEDSBEREGNINGER	130
2.5	SAMMENFATNING OVER IMMISSIONSBEREGNINGER	134
3	KORTLAGTE EJENDOMME OG FORURENINGSUNDERSØGELSER	135
3.1	DE FORENEDE OLJETØJSFABRIKKER	135
3.2	ENGVEJ 39 OG ROSELILLEVEJ 20	136
3.3	SUNDBY GASVÆRK	137
3.4	UNDERSØGELSER AF LEGEPLADSER OG DAGINSTITUTIONER	137
3.5	ØVRIGE UNDERSØGELSER	138
3.6	EJENDOMME KORTLAGT PÅ VIDENSNIVEAU 2	138

1 Historisk redegørelse for NKT

Et oversigtskort over undersøgelsesarealet er vist i figur A.1



Figur A.1 Oversigtskort over beliggenhed af industrier og tidligere lossepladser på testarealet
Overview showing the location of industries and dumpsites within the test area

1.1 NKT valseværk

Beliggenhed	
Matrikel nr.:	848, Sundby Øster
Adresse:	Palerovej/Engvej
Matrikel nr.:	4335 Sundby Øster
Adresse:	Øresundsvej 142
Matrikel nr.	4350 og 4351 Sundby Øster
Historik	
1908	Valseværk på Engvej, Sundbyøster er opført
1912	Koldvalseværk og retortovne for tilvirkning af messingplader er installeret.
1912	Kraftanlægget udvidet og et nyt specialvalseværk for blyplader er opført.
1918	Produktion af zinkplader påbegyndt.
1934	Produktionsareal mod nord hos den Internationale Skibsfarvefabrik overtages (Øresundsvej 142) og anvendes til fabrikation af valseværksprodukter af aluminium. 247 ansatte i 1935.
1944	Aluminiumværket udvides med en bygning på 3.000 m ² til magasin og støberi for omsmeltning af aluminium samt foliefabrik.
1957	Aluminiumvarmvalsning flyttes til Brøndby
1963	Messingstøberiet flyttes til Brøndby.
1976-79	Den resterende produktion flyttes til Brøndby.
1986	Bygninger renses for kemikalieaffald og nedrevet, inklusiv belægninger og fundamenter.
2000	Der er på hovedparten af ejendommen gennemført afværgeforanstaltninger og dele af ejendommen blev i 2000 frigivet til boligbyggeri.
Tekniske/kemiske aspekter	<p>Virksomheden har beskæftiget sig med fremstilling af messing-, zink- og blyplader, kobber- og messingrør samt valseværksprodukter af aluminium samt. Der har til produktionen således været anvendt metallerne Al, Pb, Ni, Sn og Zn. Under 1. verdenskrig blev der omsmeltet metaller til supplering af rene råvarer ligesom der under 2. verdenskrig blev omsmeltet skrot til produktionen.</p> <p>Der er udvalset emner af kobber og messing. Messingemner opvarmes til mellem 600-700 °C i gasfyrede ovne. I røvalseriet opvarmes kobberstænger til mellem 800-900 °C. Ovne har aftræk til fri luft. Emnerne bejdses desuden i syrebad og glødes herefter i en gasfyret ovn.</p> <p>I blyværket smeltes bly ved ca. 420 – 430 °C og vales herefter til blyplader (til tagbeklædning). Desuden bliver der produceret blyrør /33/.</p> <p>Desuden fandtes et trichlorethylenanlæg, hvor der benyttes 16 ton trichlorethylen om året. Udsugning herfra blev ledt direkte ud i den fri luft /34/.</p>

10 år efter valseværkets start var det ved normal drift muligt at producere 200 tons messingplader, 40 tons kobberplader og stænger, 50 tons pressede messingstænger og profiler samt 500 tons blyrør og -plader /43/.

Aluminiumværket var i en periode valseværkets største afdeling, jf. aluminiumsværket blev i 1944 udvidet med 3.000 m², men flyttet i 1957/43/.

Ved kraftcentralen er der anvendt et varmeolleanlæg med tre kedler med hver sin skorsten /34/.

Kendt forurening

På NKT-grunden (matrikel 848, Sundby Øster) er der over et areal på 41.000 m² fundet jordforurening i dybder fra 0,3 – 1,5 m /33/, jf. tabel 1.1. Desuden er der fundet lokal forurening med trichlorethylen (20- 250 ppm), olie (<10ppm – oliemættet) benzin og målingspigment.

	mg/kg	JKK mg/kg TS
Bly, Pb	58-1400	40
Kobber, Cu	1900-52 800	500
Nikkel, Ni	22-180	30
Tin, Sn	<5-440	-
Zink, Zn	1600- 15 000	500

Tabel 1.1 Jordforurening NKT grunden

Potentiel forurening

Henvisning til evt. undersøgelser /33, 34, 17/.

Bemærkning Samlet arealet: 41.000 m².

Der er på hovedparten af ejendommen gennemført afværgeforanstaltninger og dele af ejendommen er i 2000 frigivet til boligbyggeri.

2 OML-beregninger

Der er tidligere udført en skorstensberegning (**O**perational **M**eteorologisk **L**uftkvalitetsmodel, OML-beregning), baseret på tilgængeligt historisk materiale, til fastlæggelse af det delområde, der måtte forventes at være mest belastet af driften af det tidligere valseværk /17/. Beregningen blev udført ved hjælp af Miljøstyrelsens OML-punktkildemodell, og selv om beregningerne ikke viste et entydigt resultat, blev det vurderet, at et eventuelt forurennet område ville være jævnt påvirket i en afstand af op til ca. 1.000 m fra det tidligere valseværk.

Problemet ved OML-beregninger for historiske kilder, er at der ofte mangler specifikke oplysninger om afkasthøjder, afkastplacering, antal af kilder, afkasthastigheden, afkasttemperaturen samt stoffkoncentrationer og luftmængder. I ovennævnte beregninger er afkasthøjderne beregnet ud fra gamle billeder, mens de andre parametre er baseret på antagelser og erfaringstal.

I denne undersøgelse er der foretaget OML-beregninger i form af følsomhedsberegninger af konsekvenser i forhold til antagelser vedrørende kilder samt emissionerne fra det tidligere valseværk.

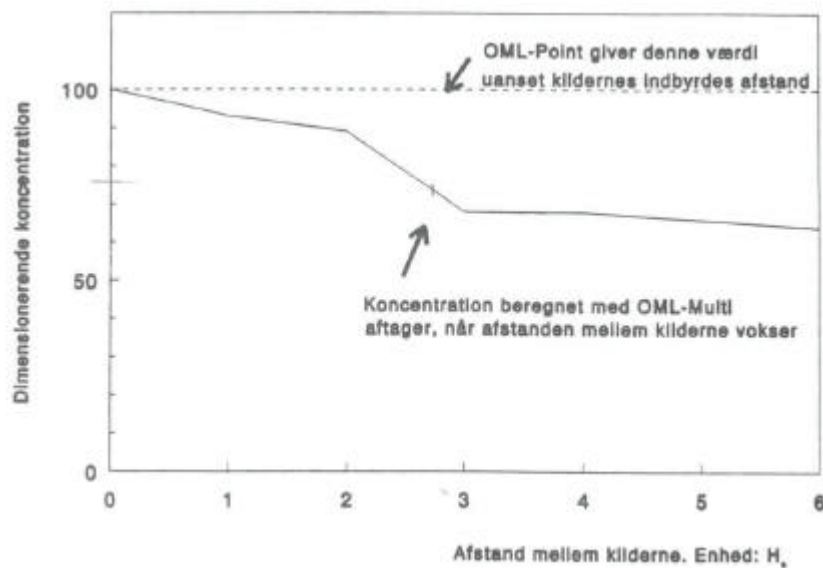
2.1 Usikkerheder ved OML-beregninger

OML beregner immissionskoncentrationsbidrag af et stof i en række valgte punkter (receptorpunkter) i henhold til de givne parametre for afkasthøjden, røggastemperatur, emissionskoncentration m.v. Der beregnes 99%- fraktiler af timemiddelværdierne i hvert receptorpunkt for hver af referenceårets 12 måneder. OML-beregninger har til formål at vurdere om B-værdien ved en given emission og skorstenshøjde, overholdes for alle årets 12 måneder ved de valgte receptorpunkter.

OML er udviklet til beregning på større skorstene og tager ikke højde for den turbulens, der kan forekomme lige omkring afkastet. Der er derfor usikkerhed på de beregnede immissionskoncentrationer ved små afstande for receptorpunkter (dvs. tæt på NKT's skorsten).

Når man har at gøre med flere kilder, er OML-Point godt nok i stand til at behandle dem, men på en ret grov måde, der overvurderer koncentrationerne. OML-Point betragter kilderne, som om de var placeret i samme punkt. OML-Multi er derimod i stand til at overleje koncentrationerne fra de forskellige kilder på en mere realistisk måde. Som tommelfingerregel gælder, at hvis man har to kilder, der ligger mere end et par skorstenshøjder fra hinanden, bør man overveje at bruge OML-Multi.

Ved NKT-grunden er den indbyrdes afstand mellem den højeste skorsten (28 m) og den fjerneste skorsten 2,8 gange skorstenshøjden (H_0). Når beregningen er foretaget på OML-Point, er den beregnede koncentration ca. 25% højere end hvis beregningen var foretaget på OML-Multi, jf. nedenstående eksempel i figur A.2 på en beregning for to ens kilder /38/.



Figur A.2 Forskel mellem OML-Point og OML-Multi med stigende afstand mellem kilder /38/
Difference between OMP-point and OML multiple point with increasing distance between sources

Den helt store usikkerhed ligger dog i den begrænsede viden om emissions- og afkastforhold for de historiske kilder. Beregningerne skal derfor fortolkes med forsigtighed og hovedsageligt kun benyttes som retningsgivende for om der er fremherskende vindretninger, hvor koncentrationen i jorden som følge af nedfald kan forventes at være højere end for andre vindretninger.

2.2 Valg af parametre ved OML beregninger

- Diameter:** Murede skorstene har som regel en vis diameter, hvorfor diameteren for alle afkast sættes til 500 mm.
- Hastighed:** Røggashastigheden ved toppen af skorstenen bestemmer hvor stort et løft røgfanen har. Jo større hastighed, jo større løft og jo større spredning. Normalt skal røggashastigheden ligge mellem 8 og 20 m/s. Der udføres derfor en beregning med hver af disse hastigheder.
- Luftmængde:** Luftmængden bestemmes af diameteren og røggashastigheden.
- Temperatur:** Temperaturen i røggassen bestemmer, hvor stort et termisk løft røgfanen har. Jo højere røggastemperatur, jo større løft og jo større spredning. Det må antages, at afkastene fra flere af processerne på NKT har haft en høj temperatur. Der er foretaget beregninger ved 20 og 150°C.
- Emissionskonc.:** Jf. luftvejledningen /39/ er emissionsgrænsen for tungmetaller (hovedgruppe 2, klasse III) lig med 5 mg/m³. Dette er den maksimale emission i dag efter ca. 99% rensning. Uden rensning giver det en emission på ca. 500 mg/m³. For at regne meget konservativt, anvendes en emissionskoncentration på det dobbelte, altså 1 g/m³.

- Bygningskorr.: Der er hverken anvendt generel bygningshøjde eller retningsafhængig bygningskorrektion.
- Terrænforhold: Der er anvendt en generel ruhedslængde på 0,1 m (landområde).
- Receptorhøjde: Der er anvendt en standardhøjde på 1,5 m.
- Receptoringe: Der er beregnet i forhold til en receptorafstand på 20, 50, 100, 300, 400, 600, 600, 1000, 1200, 1400, 1600, 1800, 2000 og 2500 m.
- Vindforhold: OML-modellen anvender en tidsserie af meteorologiske data gældende for Kastrup lufthavn i referenceåret 1976.
- Afkast: På baggrund af en skitse og plantegning fra 1948 er afkasthøjder og placering for de fire afkast fastlagt, jf. tabel A.1.

Afkast	Relativ placering (m)	Højde (m)
1	0,0	28
2	12, -66	22
3	-33, -64	18
4	-120,110	20

Tabel A.1 Relativ placering og højde for de fire skorstene ved NKT.
Relative position and height for the four stacks at NKT

Det er ikke ud fra de foreliggende skitser muligt at se hvilke afkast, der har været i drift i hvilke tidsperioder. Det kan ses, at der var et afkast i 1921 og fire i 1948.

2.3 Meteorologiske data

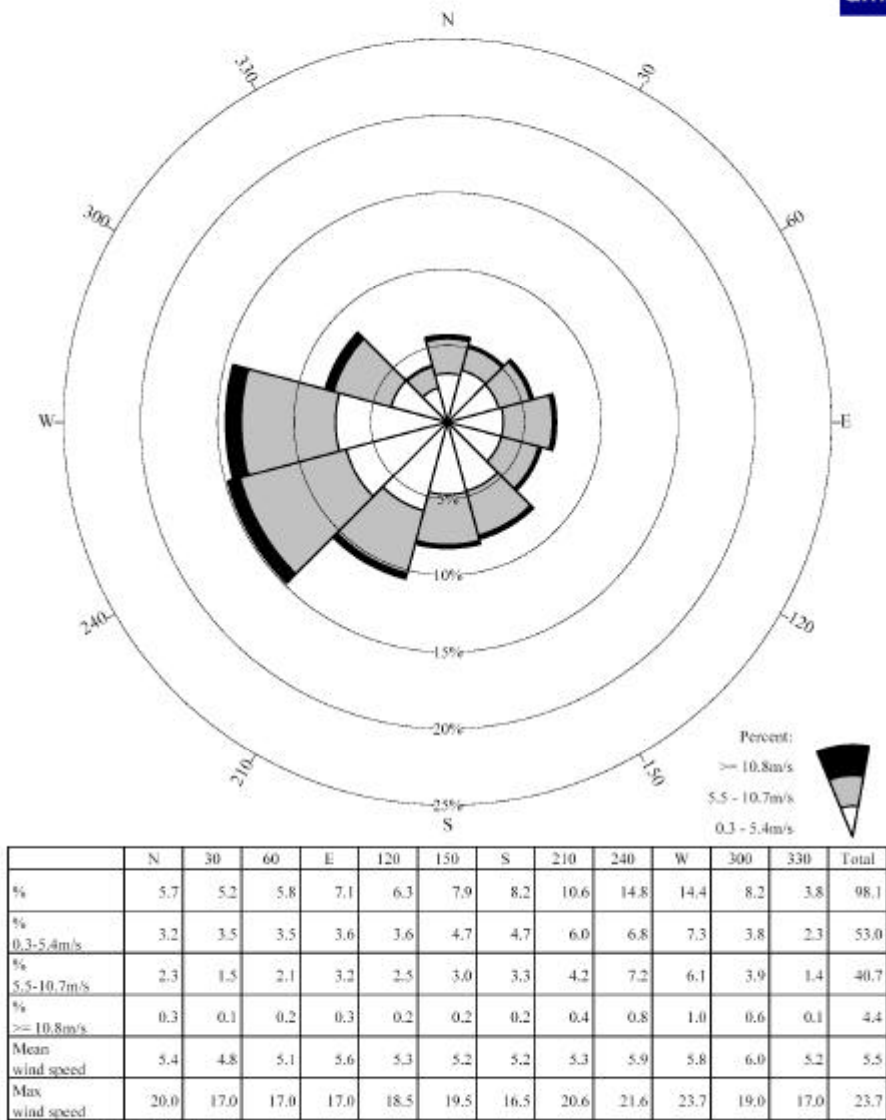
I tabel A.2 angives data fra DMI for temperatur og nedbør ved målestationen i Københavns lufthavn i Kastrup, for årene 1961-1990.

Måned	Årlige gns. for min temp. °C	Gns. temp. °C	Årlige gns. max. temp. °C	Hyppigste vindretning, %	Nedbør mm	Antal dage med snedæk
jan	-2,0	0,1	1,9	V 22	36	14
feb	-2,4	-0,1	2	V 18	24	11
mar	-0,6	2,0	4,8	V 18	34	6,8
apr	2,3	5,7	9,5	V 17	35	1,2
may	6,5	10,9	15,0	V 16	40	0
jun	10,2	15,1	19,2	V 26	45	0
jul	11,9	16,4	20,4	V 33	57	0
aug	11,4	15,9	20,3	V 28	55	0
sep	8,6	12,6	16,7	V 30	53	0
okt	5,7	9,0	12,1	V 25	47	0
nov	1,9	4,56	7,1	SV 24 /N	52	1,3
dec	-1,2	1,2	3,7	V 26	47	7,3

Tabel A.2 Temperatur, vind og nedbør /35, 36/
Temperature, wind and precipitation

Som det ses af tabel A.2, er den hyppigste vindretning ved Københavns lufthavn, Kastrup fra vest. I figur A.3 vises en vindrose for alle 12 måneder af året for årene 1961-1990 /37/. En vindrose viser fordelingen af vindens retning og hastighed.

Station 06180
KØBENHAVNS LUFTHAVN
 01-01-1971 - 31-12-2000



Number of observations = 87579
 Calm defined as wind speed <= 0.2m/s
 Number of observations with calm/varying wind direction: 1642 = 1.9%
 Observations with calm/varying wind direction are not used in the statistics
 Source: DMI

Figur A.3 Vindroser og statistik for Kastrup lufthavn – Kilde: DMI /37/
Wind direction and statistics for Kastrup airport Source:DMI

2.4 Følsomhedsberegninger

Med det formål at vurdere hvor følsom resultatet er over for valg af parametre, jf. afsnit 2.2 og 2.3 er der indledningsvis foretaget beregningerne af immissionskoncentrationsbidrag med OML-point. Der er foretaget beregninger for enkeltkilder for henholdsvis kilde 1 og kilde 3 samt en samlet beregning for alle fire kilder. Der er foretaget beregninger ved

røggashastighed på 8 og 20 m/s og ved røggastemperatur på 20 og 150 °C for en emission på 1 g/m³.

Vurdering af kilderne enkeltvis viser, at jo højere skorsten, jo større løft får røgfanen og jo mere spredes emissionen, således at immissionskoncentrationsbidraget bliver mindre (der sker en hurtig fortynding). Dette betyder også, at afstanden fra kilden, indenfor hvilken det kan forventes, at immissionskoncentrationsbidraget overskrider en vis koncentration, er mindre, jo højere skorsten.

Jo lavere skorstenen er, jo mindre er påvirkningsradius fra kilden og jo højere er belastningen tæt på kilden.

I nedenstående tabel er anført i hvilke afstande, der under forskellige forhold kan forventes et maksimum af de månedlige 99% fraktiler på årsbasis på mere end 100 µg/m³. Det skal bemærkes, at OML beregner immissionskoncentrationsbidrag ved udvalgte receptorpunkter, jf. afsnit 2.3. Derfor er de beregnede bidrag repræsentative for et afstandsinterval, og udgør ikke nødvendigvis den maksimale værdi mellem receptorpunkter.

Røggas-hastighed, m/s	Røggas-temperatur °C	Kilde 1 (28m)	Kilde 3 (18m)	4 kilder
8	20	-	200-300m	800m
8	150	-	-	600m
20	20	300m	400m	1200-1400m

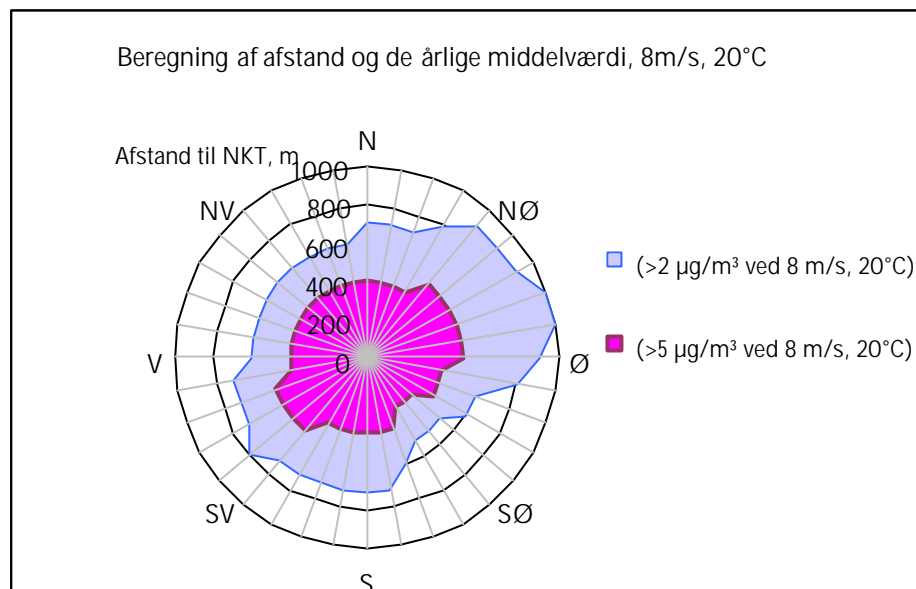
- Immissionskoncentration mindre end 100 µg/m³

Tabel A.3 afstande, hvor der kan forventes immissionskoncentrationer på >100 µg/m³
Distance where an emission greater than 1000 µg/m³ can be expected

Som det ses af tabel 2.3, afhænger påvirkningsradius, af koncentrationen (her bestemt ved røggashastigheden) og røggastemperaturen. Jo højere røggastemperaturen er, jo større termisk løft får røgfanen og jo mere spredning, således at immissionskoncentrationen bliver mindre (der sker en hurtig fortynding).

Jo større koncentrationen i røggassen (her bestemt ved røghastighed) er, jo større bliver immissionskoncentrationen, således at højere immissionskoncentrationer optræder i en længere afstand fra kilden.

Ved vurdering af omfanget af nedfaldsarealer er det dog nødvendigt, at vurdere middelværdierne over et år ved OML-multi. I figur 2.3 illustreres i hvilken retning (og afstand), der kan forventes middelværdier på mere end henholdsvis 5 og 2 µg/m³.

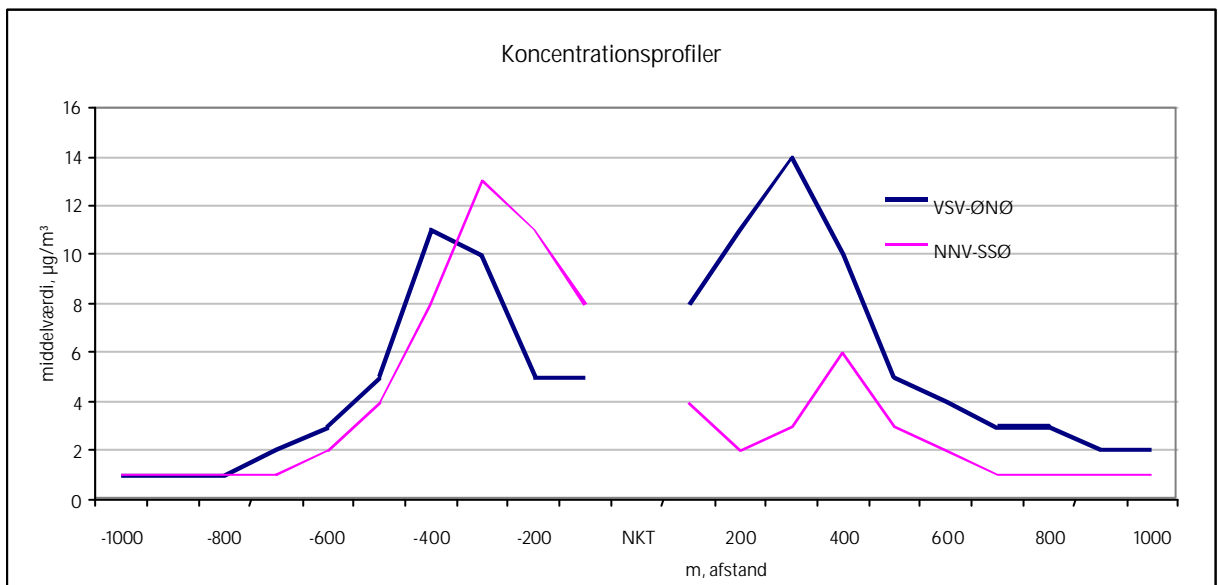
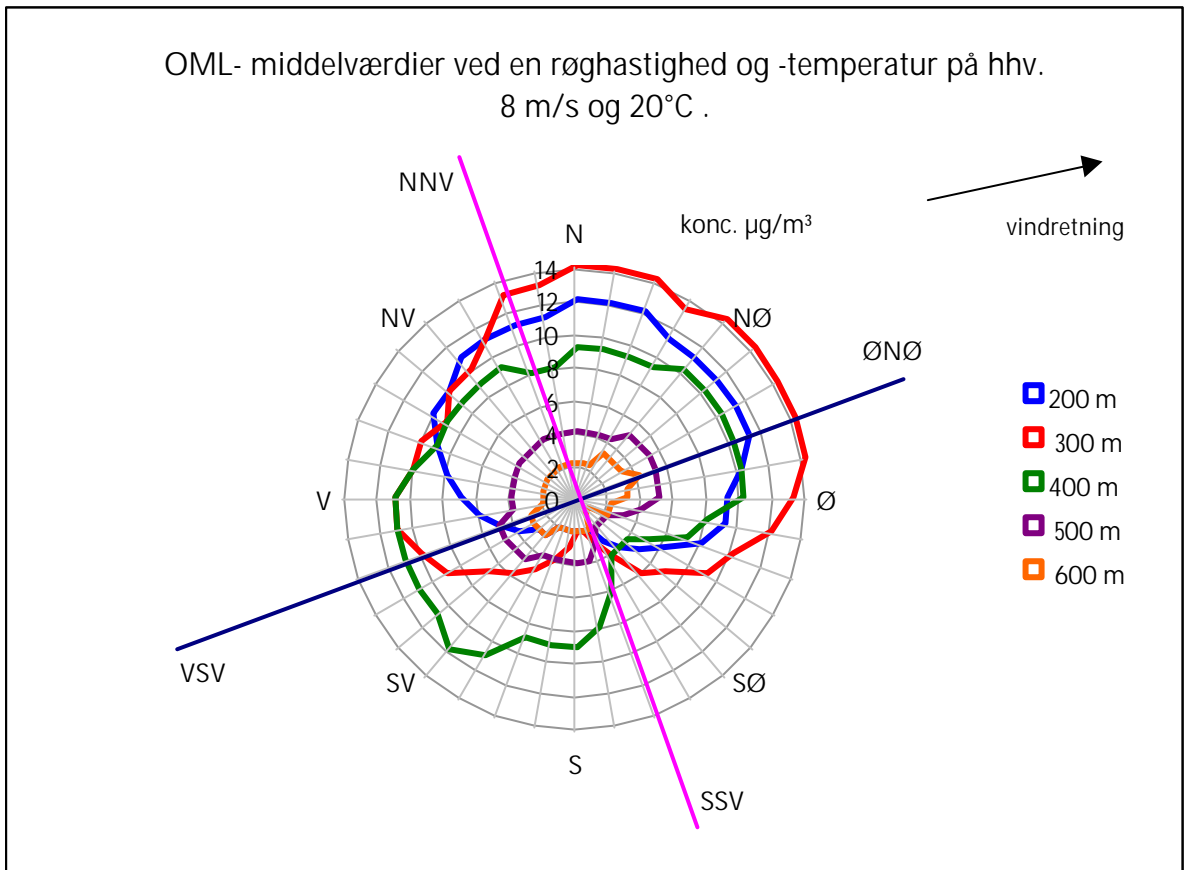


Figur A.4 afstand og retning ved middelværdier på henholdsvis >2 og >5 µg/m³
Distance and direction for average values greater than 2 and 5 µg/m³ respectively

Ved større afstand vil man forvente et lavere immissionskoncentrationsbidrag. Bemærk at ved afstande mindre end 20–100 m til kilden er koncentrationer mindre end den maksimalt målt værdier. Som det ses af figur A.4, er immissionskoncentrationsbidrag kun svagt påvirket af de fremherskende vindretninger fra vesten.

Alternativt kan beregningen anvendes til at se på middelværdier for immission i forskellige retninger og afstande fra kilden. I figur A.5 er indtegnet retninger for middelværdierne i forskellige retninger i forskellige afstand som et års gennemsnit ved en røghastighed på 8 m/s og 20 °C. I figur A.5 vises desuden to profiler VSV- ØNØ og NNV-SSV.

Som det ses af figur A.4 og A.5, er der nedstrøms anlægget, dvs. østnordøst, i den fremherskende vindretning (vest sydvest) en svag tendens til højere luftkoncentrationer og spredning til større afstand end i andre retninger.



Figur A.5 middelværdier for luftkoncentration i forskellige retninger.
Average values for atmospheric concentrations at different distances

Omvendt indikerer beregninger, at der netop opstrøms for den fremherskende vindretning, dvs. fra vestsydvest også kan opstå bidrag og dermed eventuel et nedfald, som bidrager til den diffuse jordforurening.

I figur A.4 og A.5 er spredningsmønstret for immissionen indtegnet i et koordinatsystem, hvor alle afkast er placeret i 0,0. Der er således ikke taget hensyn til den indbyrdes afstand mellem afkastene, men da afstanden mellem

afkastene er lille i forhold til spredningsafstanden, vurderes dette næppe af betydning for tolkningen af resultaterne.

2.5 Sammenfatning over immissionsberegninger

Høj skorsten	Lavere koncentrationer i røgfanen og en mindre påvirkningsradius end ved en lav skorsten.
Høj røggastemperatur	Lavere koncentrationer i røgfanen og en mindre påvirkningsradius end ved lav røggastemperatur.
Høj røggashastighed	Højere koncentration i røgfanen og en større påvirkningsradius end ved lav røghastighed
Nedstrøm for den fremherskende vindretning	Ingen øget koncentration i røgfanen eller større påvirkningsradius end ved andre retninger
Opstrøms for den fremherskende vindretning	Tendens til en svag øget koncentration i røgfanen relativt tæt på kilden i forhold til de andre retninger. Påvirkningsradius for immissionen er ikke ændret.

3 Kortlagte ejendomme og forureningsundersøgelser

Tidligere og nuværende industrigrunde er tidligere blevet kortlagt /4,5/. Der er tilstræbt at der ikke er udtaget prøver fra disse lokaliteter. Endvidere er der kontrolleret at der ikke findes identificeret opfyldte arealer eller lossepladser i prøvetagningsarealet /6/.

I denne afsnit angives historiske oplysninger om en række ejendomme på som er beliggende tæt på den tidligere NKT valseværk testarealet. Oplysninger er ikke nødvendigvis udtømmende og er overvejende baseret på tilgængeligt materiale hos Københavns kommunes Miljøkontrollen /5/. Beliggenhed af disse industri- og forureningskilder er vist på oversigtskort figur 1.1.

3.1 De forenede olietøjsfabrikker

Beliggenhed		
Matrikel nr.:	1513, Sundby Øster	
Adresse:	Øresundsvej 142	
Historik		
1919	De Forenede Olietøjsfabrikker Olskind & Standard A/S	
1985	Produkt ophørt.	
Tekniske/kemiske aspekter	Tidl. Plastproduktion	
Kendt forurening	Bly, olieforurening og i mindre grad PAH	
	mg/kg	JKK mg/kg TS
bly	14 – 370	40
Potentiel forurening	Phthalater, olieprodukter	
Henvi sning til evt. undersøgelser	/41/.	
Bemærkning		

Beliggenhed	
Matrikel nr.:	3831, Sundby Øster
Adresse:	Øresundsvej 142
Historik	

1919	Udgør en del af matrikel 1513 hos De Forenede Olietøjsfabrikker Olskind & Standard A/S
??	udlægges til vejareal, Øresunds Sidevej.
Tekniske/kemiske aspekter	Tidl. Plastproduktion
Potentiel forurening	Phthalater, olieprodukter
Henvisning til evt. undersøgelser	/41/.
Bemærkning	

3.2 Engvej 39 og Roselillevej 20

Beliggenhed			
Matrikel nr.:	3400 og 3407 Sundby Øster		
Adresse:	Engvej 39 og Roselillevej 20 Vibeengen, syd		
Historik	Nabo til NKT kolonihaver		
Tekniske/kemiske aspekter	Forureningen antages at være forårsaget af nedfald fra NKT-valseværkets skorstene		
Kendt forurening	Tungmetaller		
	Prøver fra overflade mg/kg TS	0,25 cm dybde mg/kg TS	JKK mg/kg TS
Pb	200 – 450	225 - 275	40
Zn	700 – 1000	500 – 3000	500
Cu	600 – 700	200 – 1600	500
Cd	1,5 -2	1,5	0,5
Hg	0,8 – 0,99	0,94 – 1,8	1,0
Potentiel forurening	Tungmetaller		
Henvisning til evt. undersøgelser	/42/		
Bemærkning			

3.3 Sundby gasværk

Beliggenhed	
Matrikel nr.:	3822, Sundby Øster 18b, Sundby Øster
Adresse:	Sundhedsparken 1-47 /Strandlodsvej 60
Historik	
ca. - 1900	Sundby gasværket er etableret på landbrugsareal ved siden af Sundby Vandværk.
1937	Gasværket er nedlagt og samtlige bygninger undtagen en gasbeholder blev nedrevet og kort bort /40/. Ifølge gamle luftfotoer blev der deponeret gasværksprodukter forskellige steder på arealet bl.a. myremalm (rensemasse og kalkslam) /40/.
1937	Institutionsbyggeri fortrinsvis for pensionister etableret.
1972	Gasbeholderen blev fjernet.
1989-1993	Undersøgelser og afværgetiltag herunder oprensning af et tjærebassin under en af boligerne samt et areal anvendt til nyttehaver. Ejendommen Sundparken 1-47/Strandlodsvej 60 (matrikel Sundbyøster 3822) er kortlagt på vidensniveau 2 /5/
1998 -2001	Skakt til Metro bane etableret på den nordøstligste del af arealet
Tekniske/kemiske aspekter	Kulgasværk
Kendt forurening	BTEX, cyanid, PAH
Potentiel forurening	
Henvisning til evt. undersøgelser	/40, 5/. Yderligere undersøgelser i 1989 og 1990
Bemærkning	

3.4 Undersøgelser af legepladser og daginstitutioner

Miljøkontrollen i Københavns Kommune har gennemført undersøgelser af diffus jordforurening på en række legepladser og daginstitutioner:

- Legeplads i Lergravsparken, Lergravsvej – Østrigsgade – Øresundsvej.
- Børnehaven, Marengovej 23.
- Københavns Kommunes Børnehave, Backersvej 109.
- Københavns Kommunes Integrerede Institution, Backersvej 111
- Eksperimentel Institution, Backervej 113.
- Københavns Kommunes Integrerede Institution, Amager Strandvej 178.

3.5 Øvrige undersøgelser

- Ved Amagerbanen 37, matr.nr. 4076 Sundby Øster. Comfort Busser. Der er udført forureningsundersøgelse til 1 m og der er bl.a. fundet jordforurening med benzo(a) pyren, total PAH og bly.
- Øresundsvej 142, matr.nr. 1513, 3831, 4335. Bl.a. er der fundet forurening med PAH og tungmetaller.
- Øresundsvej 126-140, matr.nr. 1923, 3876, 4070, 4180, 3846. Bl.a. er der fundet forurening med tungmetaller.
- Strandlodsvej 38. Der er bl.a. fundet forurening med tungmetaller
- Strandlodsvej 69-71. Der er blandet andet fundet forurening med bl.a. bly.

3.6 Ejendomme kortlagt på vidensniveau 2

Diverse ejendomme er kortlagt på vidensniveau 2. Der er ikke udtaget jordprøver fra disse ejendomme.

Amager Strandvej, del af matr.nr. 3792
Amager Strandvej, matr.nr. 4255
Amager Strandvej, Umatr.
Amager Strandvej 60-64/ Ved Amagerbanen
Amagerbanen, matr.nr. 55d
Backersvej 15-17, matr.nr. 1757
Backersvej 15-17, matr.nr. 4150
Backersvej 16/Sixtusvej, matr.nr. 1326
Engvej 149, matr.nr. 1054
Holmbladsgade 33-71, matr.nr. 24b
Holmbladsgade 33-71, matr.nr. 4318
Holmbladsgade 70, matr.nr. 633
Holmbladsgade 91, del af matr.nr. 4326
Kastrupvej 109-111, matr.nr. 4174
Kastrupvej 135-137, matr.nr. 65
Krimsvvej 11-13, matr.nr. 61c
Krimsvvej 17, matr.nr. 3618
Krimsvvej 17, del af matr.nr. 4333
Palermovej/Engvej, matr.nr. 848
Palermovej/Engvej, matr.nr. 4335
Prags Boulevard 43, matr.nr. 351
Prags Boulevard 65, matr.nr. 448
Prags Boulevard 73, matr.nr. 466
Prags Boulevard 73, matr.nr. 467
Prags Boulevard 73, matr.nr. 473
Prags Boulevard 73, matr.nr. 518
Prags Boulevard 73, matr.nr. 533
Strandlodsvej 11 og 11A-B, matr.nr. 3623
Strandlodsvej 11 og 11A-B, matr.nr. 3641
Strandlodsvej 11 og 11A-B, matr.nr. 4072
Strandlodsvej 38-40, matr.nr. 1612
Strandlodsvej 38-40, matr.nr. 4022
Strandlodsvej 44, matr.nr. 4075
Strandlodsvej 5, matr.nr. 30f
Strandlodsvej 59/Lergravsvej, matr.nr. 4108
Sundparken 1-47/Strandlodsvej 60, matr.nr. 18b

Sundparken 1-47/Strandlodsvej 60, matr.nr. 3614
Sundparken 1-47/Strandlodsvej 60, matr.nr. 3822
Øresundsvej 140, matr.nr. 512
Øresundsvej 141, matr.nr. 3772
Øresundsvej 144, matr.nr. 1513
Øresundsvej 145, matr.nr. 3190
Øresundsvej 145, matr.nr. 3189
Øresundsvej 145, matr.nr. 1041
Øresundsvej 147, matr.nr. 1578
Øresundsvej 147, matr.nr. 3435
Øresundsvej 152, matr.nr. 4222

Jordforurening omkring en
metalforarbejdningsvirksomhed i
Glostrup

Jordforurening omkring Bergsøe

Geostatistisk analyse af målinger af bly og cadmium

Juli 2003



JSA-EnviroStat, v. Jens Strodl Andersen
Østre Allé, DK-3250 Gilleleje
Internet: hjem.get2net.dk/jsa-envirostat
Email: jsa-envirostat@get2net.dk
Telefon: 27460937

Indholdsfortegnelse – Bilag B

1	ANALYSE AF BLY	144
1.1	ESTIMATIONSMETODE	144
1.2	ESTIMATIONSRESULTATER	144
1.3	SEMIVARIOGRAM	145
1.4	PRÆDIKTION	145
1.5	MODEL KONTROL	147
1.6	JORDKVALITETSKRITERIUM OG AFSKÆRINGSKRITERIUM	148
1.7	RETNING OG AFSTAND	150
2	ANALYSE AF CADMIUM	152
2.1	ESTIMATIONSMETODE	152
2.2	ESTIMATIONSRESULTATER	152
2.3	SEMIVARIOGRAM	153
2.4	PRÆDIKTION	154
2.5	MODELKONTROL	155
2.6	JORDKVALITETSKRITERIUM OG AFSKÆRINGSKRITERIUM	156
2.7	AFSTAND OG RETNING	158
3	ANVENDT SOFTWARE	160

1 Analyse af bly

Data i denne analyse stammer fra området omkring en metalforarbejdningsvirksomhed i Glostrup. Koordinaterne på positionerne er angivet i UTM og enheden er derfor meter. Der vil i det følgende blive beskrevet en geostatistisk analyse for bly.

1.1 Estimationsmetode

Det er valgt i denne fremstilling at estimere koncentrationen af bly indenfor området ved hjælp af maksimumlikelihood estimation i "The Gaussian random field model". Denne model er specificeret ved $Y(x) = \mu(x) + S(x) + \varepsilon$, hvor x er den geografiske position, Y er koncentrationen af bly, $\mu(x) = b$, hvor b er middelværdien, her et gennemsnit samt en regressionsflade på x . $S(x)$ er en stationær gaussisk proces med varians σ^2 (partial sill) og en korrelationsfunktion parametriseret ved ϕ (range parameter). Yderligere parametre i korrelationsfunktionen er i enkelte tilfælde en smoothness parameter κ (kappa). ε er fejleddet (eller residualer) med variansparameter τ^2 (nugget varians). Endvidere benyttes "Box-Cox" transformation af Y , dvs. $Y(x)$ erstattes med $g(Y(x))$, hvor $g(Y(x)) = ((Y^\lambda(x)) - 1) / \lambda$, det bemærkes at $\lambda=0$ svarer til \log_e og $\lambda=1$ svarer til ingen transformation. Endelig er estimeret den geometriske anisotropi defineret ved vinklen ξ_A mellem y -aksen og retningen med den maksimale range (korrelation) samt forholdet ξ_R mellem range for retningerne med henholdsvis minimal og maksimal korrelation.

Ved metoden optimeres likelihoodfunktionen og parametrene estimeres derved simultant og er derved uafhængig af subjektive valg af eksempelvis transformation af Y eller valg af afstande til variogrammet.

Den "Sfæriske" korrelationsfunktionen er valgt baseret på værdien af log-likelihoodfunktionen.

1.2 Estimationsresultater

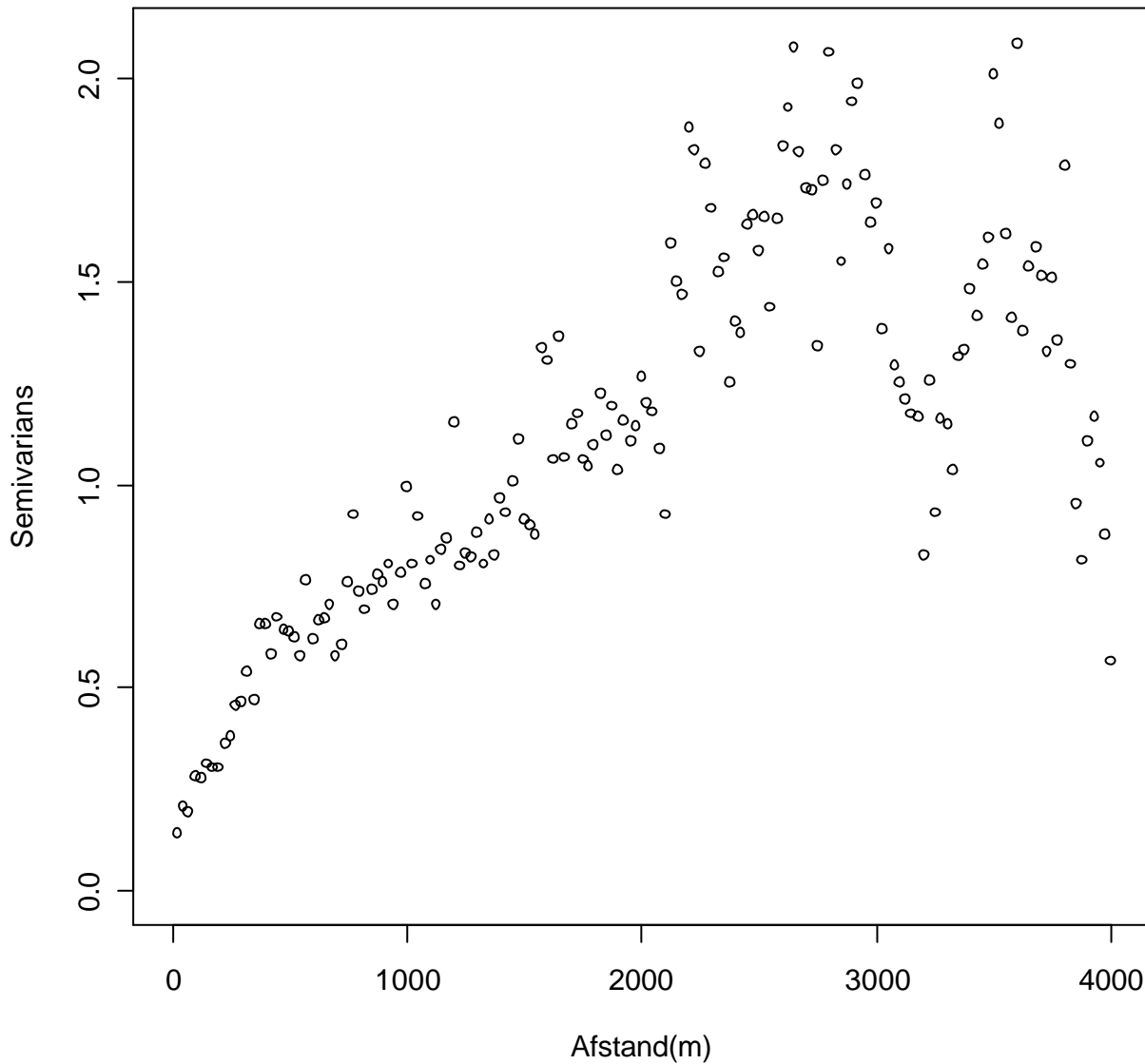
Følgende værdier blev estimeret:

Middelværdistrukturen af Y (på den transformerede skala):	β_0	2,1414
	β_x	0,0001
	β_y	0,0001
Parametre i den sfæriske korrelationsfunktion:	(partial sill) σ^2	0,16
	Range parameter ϕ	1500
	Variansparameter (nugget):	0,0447
Anisotropi parametre:	Vinkel ξ_A	0,0929 (5 grader)
	Ratio ξ_R	1.681
Transformation parameter:	λ	-0,1444

Observationerne udviser altså korrelation indtil en indbyrdes afstand på cirka 1500 meter.

1.3 Semivariogram

Semivariogrammet for de \log_e transformerede blydata er vist nedenstående (det bør bemærkes at de estimerede parametre ikke nødvendigvis kan genfindes i figuren idet de er estimeret på det transformerede datasæt og kun på den spatielle komponent af data.):

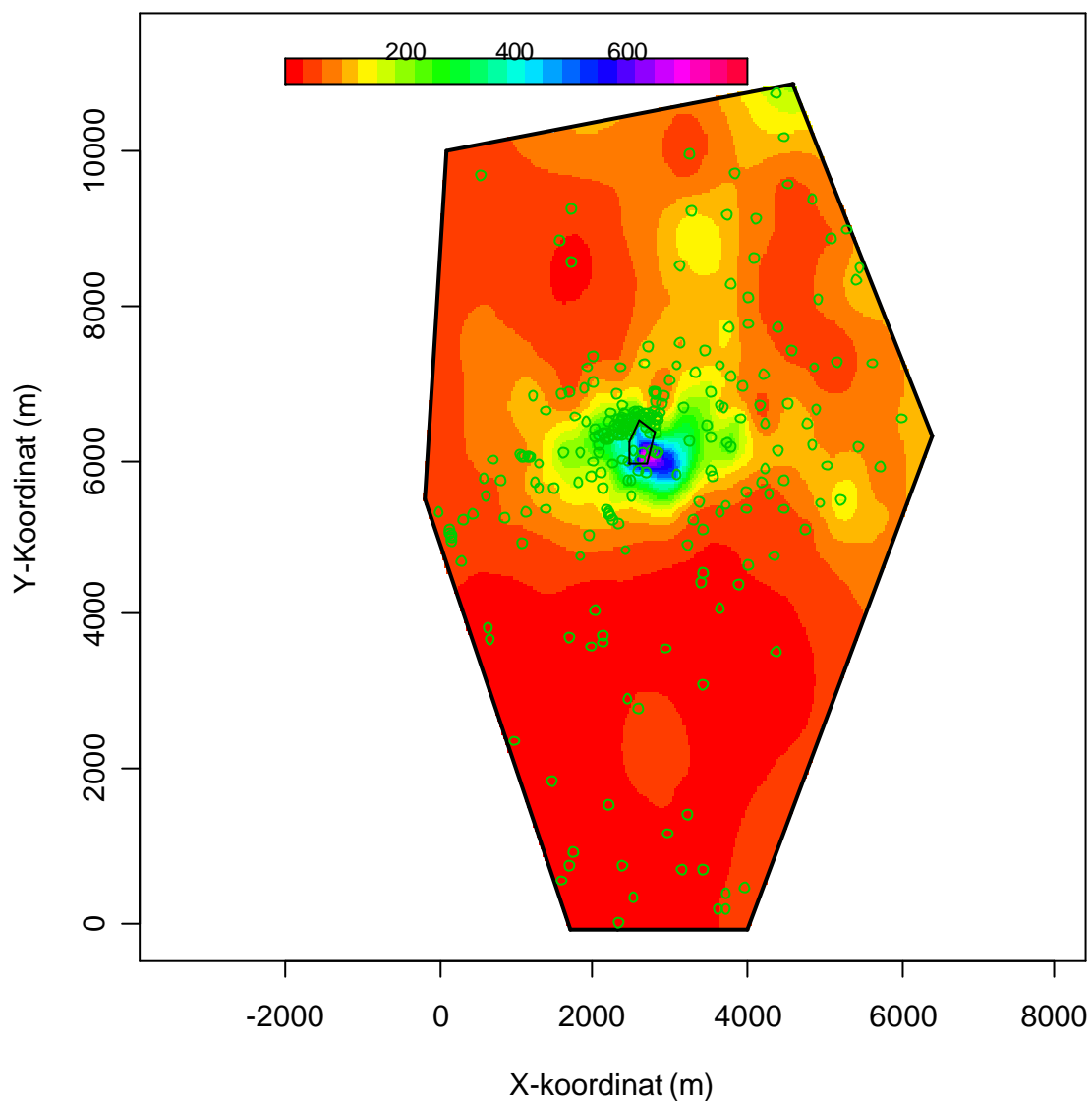


Den geografiske korrelation er tydelig idet observationer med lille afstand har mindre varians (mere ens) end observationen med store indbyrdes afstande.

1.4 Prædiktion

Prædiktionen af blykoncentrationen i området baseret på maksimumlikelihood estimerterne beskrevet ovenstående er vist nedenstående

Kriging estimat

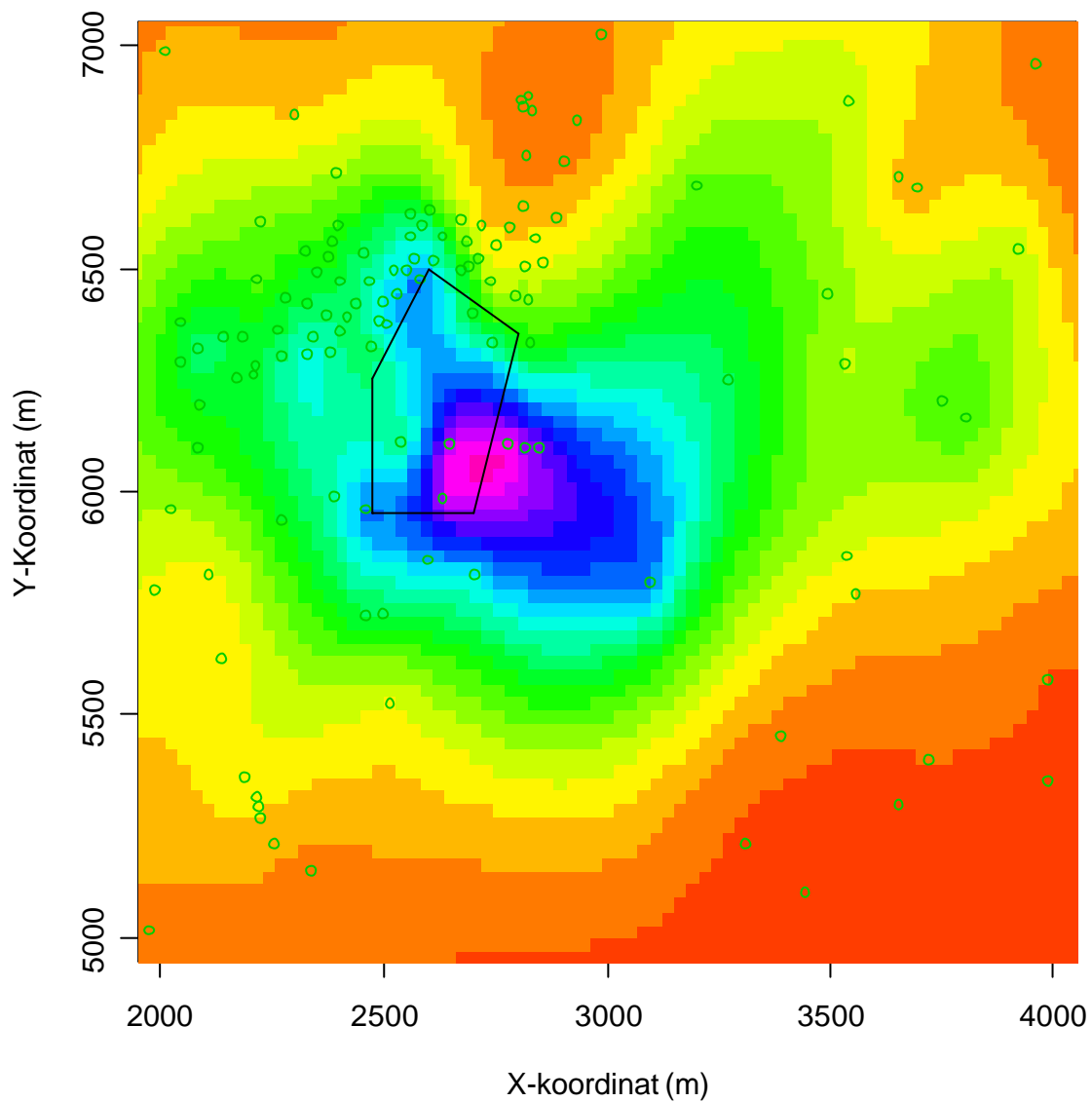


Der ses et forhøjet koncentrationsniveau omkring grunden (markeret med et sort polygon).

Observationerne er markeret med cirkler. Der er zoomet ind på området omkring grunden i den følgende figur. Der skal benyttes samme farveskala til koncentrationsniveauet som i ovenstående figur.

Det bør bemærkes at området østsydøst for grunden med høje predikterede koncentrationer (blå) ikke er baseret på ret mange målepunkter og har derfor en tilsvarende stor usikkerhed (ikke vist som figur).

Kriging estimat

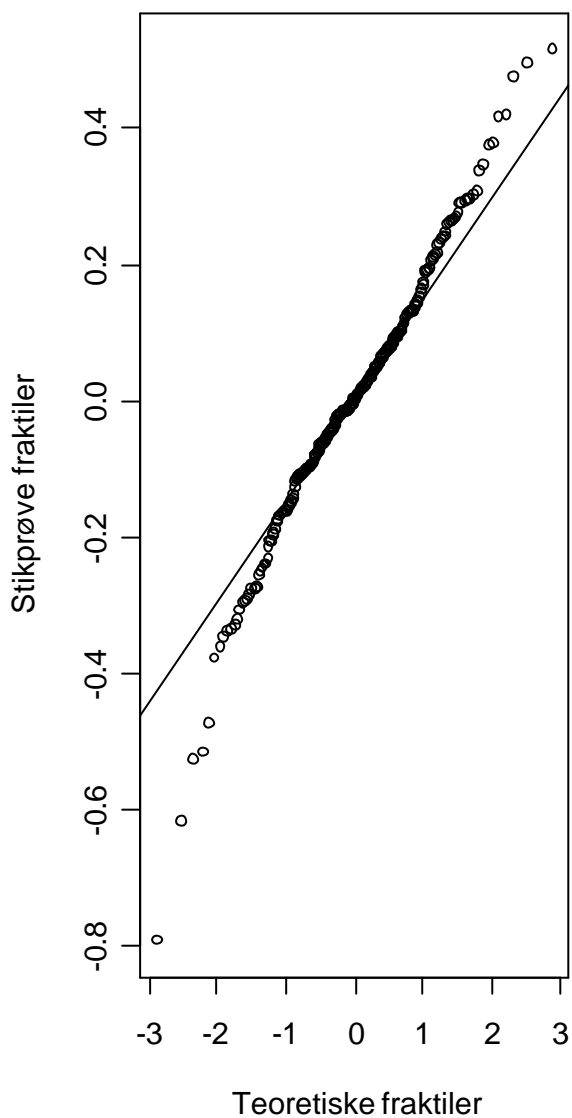


1.5 Model kontrol

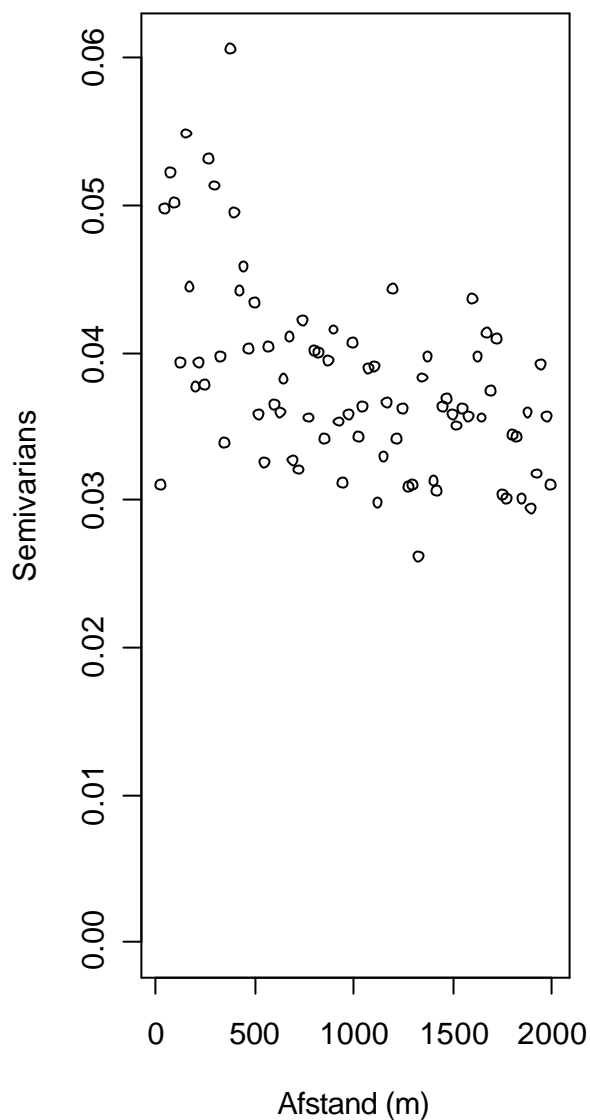
For at checke om den spatielle variation er beskrevet tilfredsstillende, samt checke én enkelt modelforudsætning er nedenstående plottet et normalfordelingsplot for residualerne. Yderligere er semivariogrammet for residualerne angivet.

Det ses at residualerne er approksimativt normalfordelte, dog med lidt længere haler. Der ses, som forventet, ingen spatiel korrelation i residualerne.

Normal Q-Q Plot af residualer



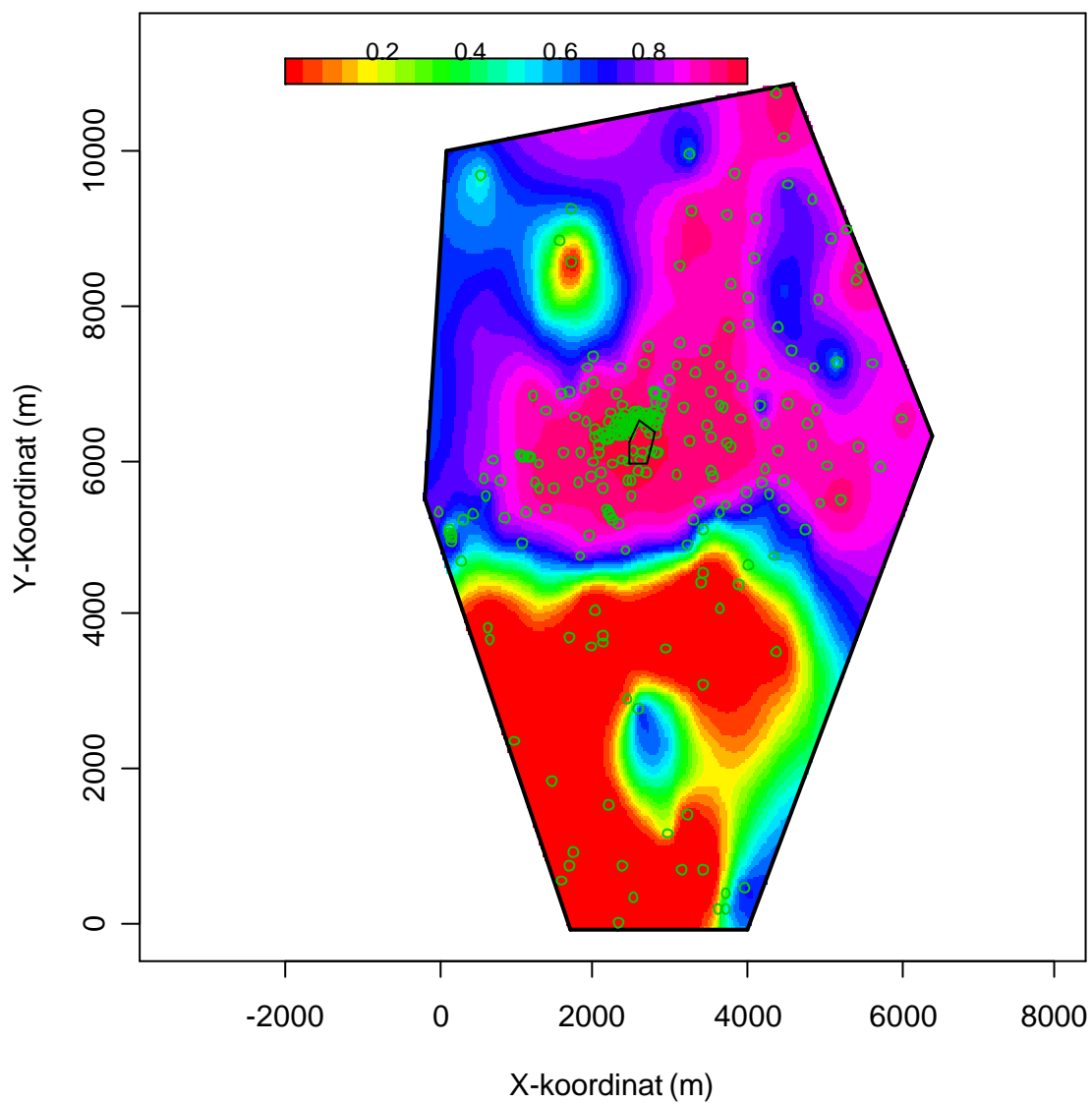
Semivariogram af residualer



1.6 Jordkvalitetskriterium og afskæringskriterium

Baseret på prædiktionen, standard-error på denne samt normalfordelingsantagelser er der nedenstående angivet sandsynligheden for at jordkvalitetskriteriet for bly er overskredet. Beregningen er foretaget ved i hvert enkelt prædikteret punkt at vurdere hvilken fraktile jordkvalitetskriteriet er i den til punktet tilhørende normalfordeling baseret på prædiktionen og den tilhørende usikkerhed.

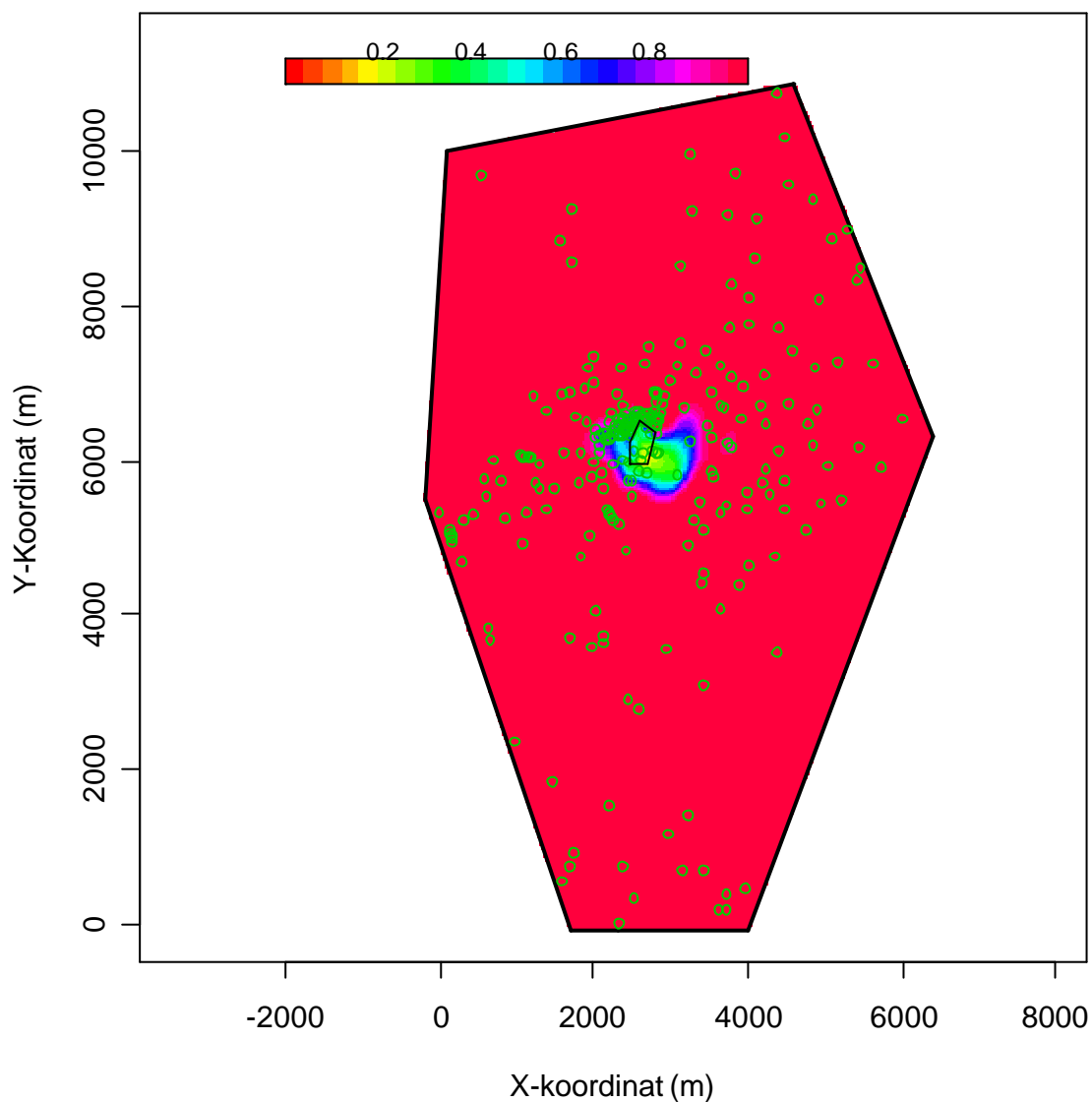
Sandsynlighed for at værdien er over JKK=40



Det ses at i stort set hele det nordlige område er der stor sandsynlighed for at JKK overskrides

Samme princip som for jordkvalitetskriteriet er anvendt til at vurdere sandsynligheden for at værdien er under afskæringskriteriet.

Sandsynlighed for at værdien er mindre end 400

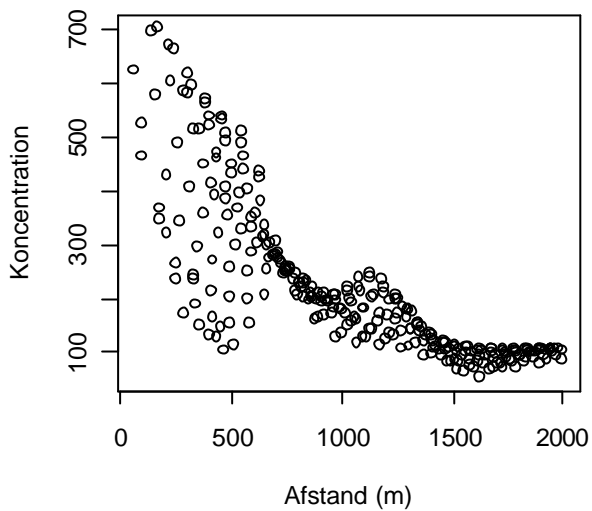


Det ses at omkring grunden er der stor sandsynlighed for at afskæringskriteriet er overskredet.

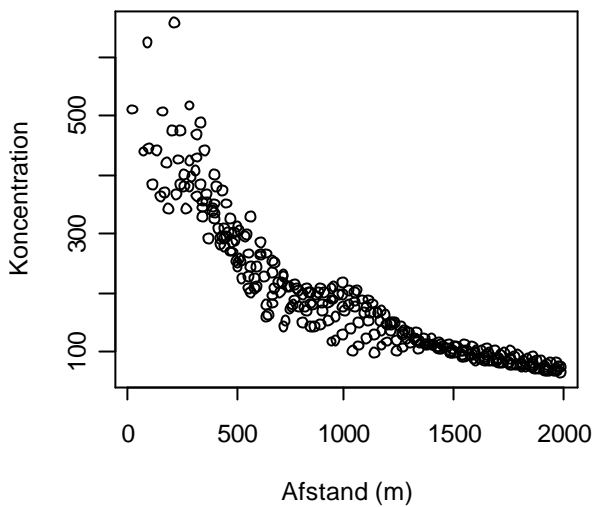
1.7 Retning og afstand

For at vurdere hvordan den prædikterede koncentration afhænger af retning og afstand er nedenstående plottet koncentrationen som funktion af afstanden til centrum af grunden (her defineret som $x=2650$ og $y=6200$). Der ses en tydelig afhængighed af afstanden men ikke nogen voldsom retningsafhængighed. ("Vest" betyder prædikterede værdier vest for centrum indenfor et bånd fra 500m nord til 500m syd for centrum). Analogt med de øvrige retninger)

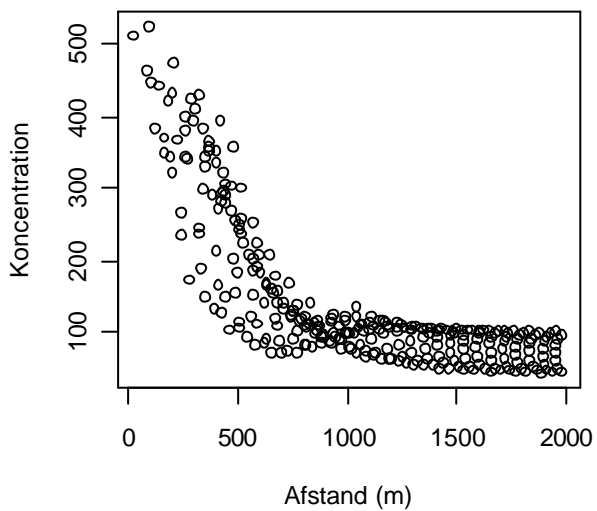
Øst



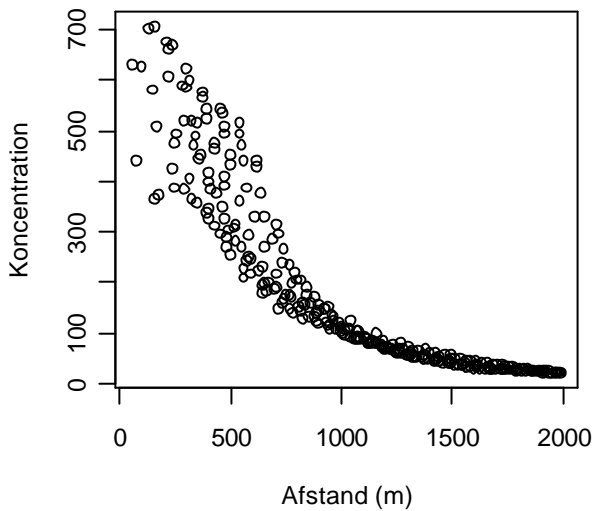
Vest



Nord



Syd



2 Analyse af cadmium

Data i denne analyse stammer fra området omkring Bergsøe. Koordinaterne på positionerne er angivet i UTM og enheden er derfor meter. Der vil i det følgende blive beskrevet en spatiel analyse for cadmium.

2.1 Estimationsmetode

Det er valgt i denne fremstilling at estimere koncentrationen af cadmium indenfor området ved hjælp af maksimumlikelihood estimation i "The Gaussian random field model". Denne model er specificeret ved $Y(x) = \mu(x) + S(x) + \varepsilon$, hvor x er den geografiske position, Y er koncentrationen af cadmium, $\mu(x) = b$, hvor b er middelværdien, her et gennemsnit samt en regressionsflade på x . $S(x)$ er en stationær gaussisk proces med varians σ^2 (partial sill) og en korrelationsfunktion parametriseret ved ϕ (range parameter). Yderligere parametre i korrelationsfunktionen er i enkelte tilfælde en smoothness parameter κ (kappa). ε er fejleddet (eller residualer) med variansparameter τ^2 (nugget varians). Endvidere benyttes "Box-Cox" transformation af Y , dvs. $Y(x)$ erstattes med $g(Y(x))$, hvor $g(Y(x)) = ((Y^\lambda(x)) - 1) / \lambda$, det bemærkes at $\lambda=0$ svarer til \log_e og $\lambda=1$ svarer til ingen transformation. Endelig er estimeret den geometriske anisotropi defineret ved vinklen ξ_A mellem y -aksen og retningen med den maksimale range (korrelation) samt forholdet ξ_R mellem range for retningerne med henholdsvis minimal og maksimal korrelation.

Ved metoden optimeres likelihoodfunktionen og parametrene estimeres derved simultant og er derved uafhængig af subjektive valg af eksempelvis transformation af Y eller valg af afstande til variogrammet.

Den "Sfæriske" korrelationsfunktionen er valgt baseret på værdien af log-likelihoodfunktionen.

2.2 Estimationsresultater

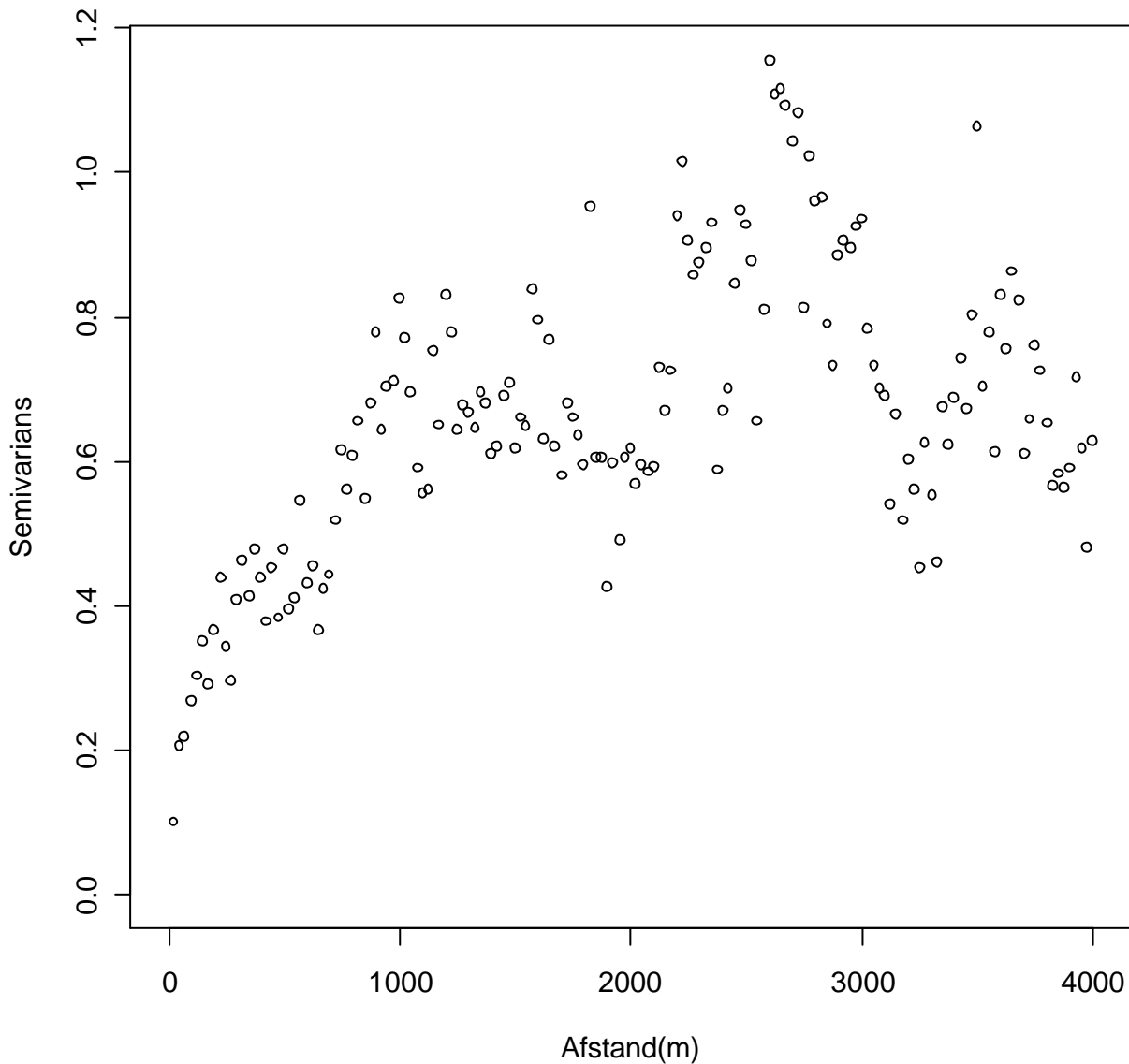
Følgende værdier blev estimeret:

Middelværdistrukturen af Y (på den transformerede skala):	β_0	-1,8794
	β_x	0,0002
	β_y	0,0001
Parametre i den sfæriske korrelationsfunktion:	(partial sill) σ^2	0,2863
	Range parameter ϕ	2500
	Variansparameter (nugget):	0,2012
Anisotropi parametre:	Vinkel ξ_A	1,761 (101 grader)
	Ratio ξ_R	1,118
Transformation parameter:	λ	-0,2692

Observationerne udviser altså korrelation indtil en indbyrdes afstand på cirka 2500 meter.

2.3 Semivariogram

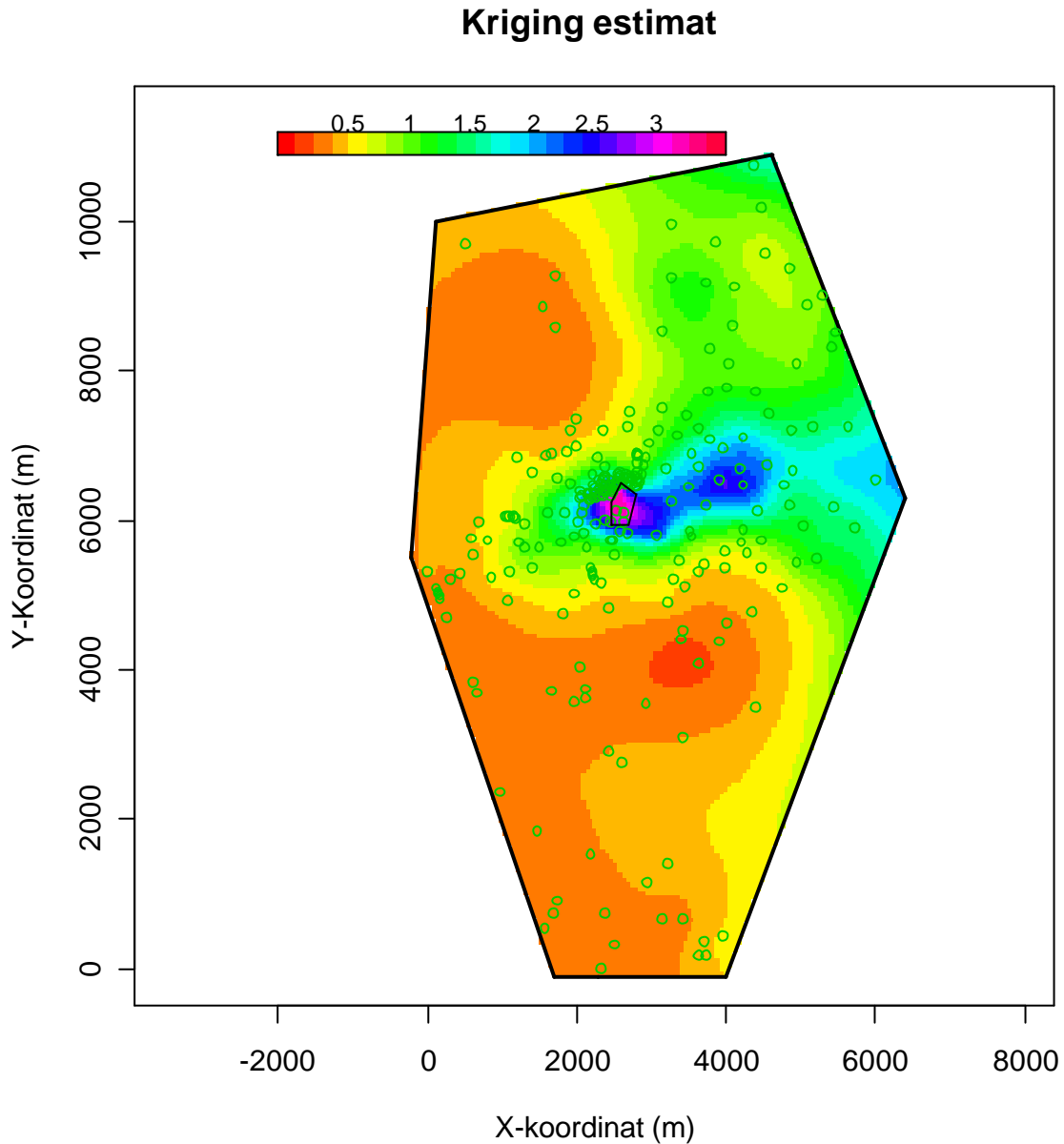
Semivariogrammet for de \log_e transformerede cadmiumdata er vist nedenstående (det bør bemærkes at de estimerede parametre ikke nødvendigvis kan genfindes i figuren idet de er estimeret på det transformerede datasæt og kun på den spatielle komponent af data.):



Den geografiske korrelation er tydelig idet observationer med lille afstand har mindre varians (mere ens) end observationen med store indbyrdes afstande.

2.4 Prædiktion

Nedenstående er vist prædiktionen af cadmiumkoncentrationen i området baseret på maksimumlikelihood estimatorne beskrevet ovenstående

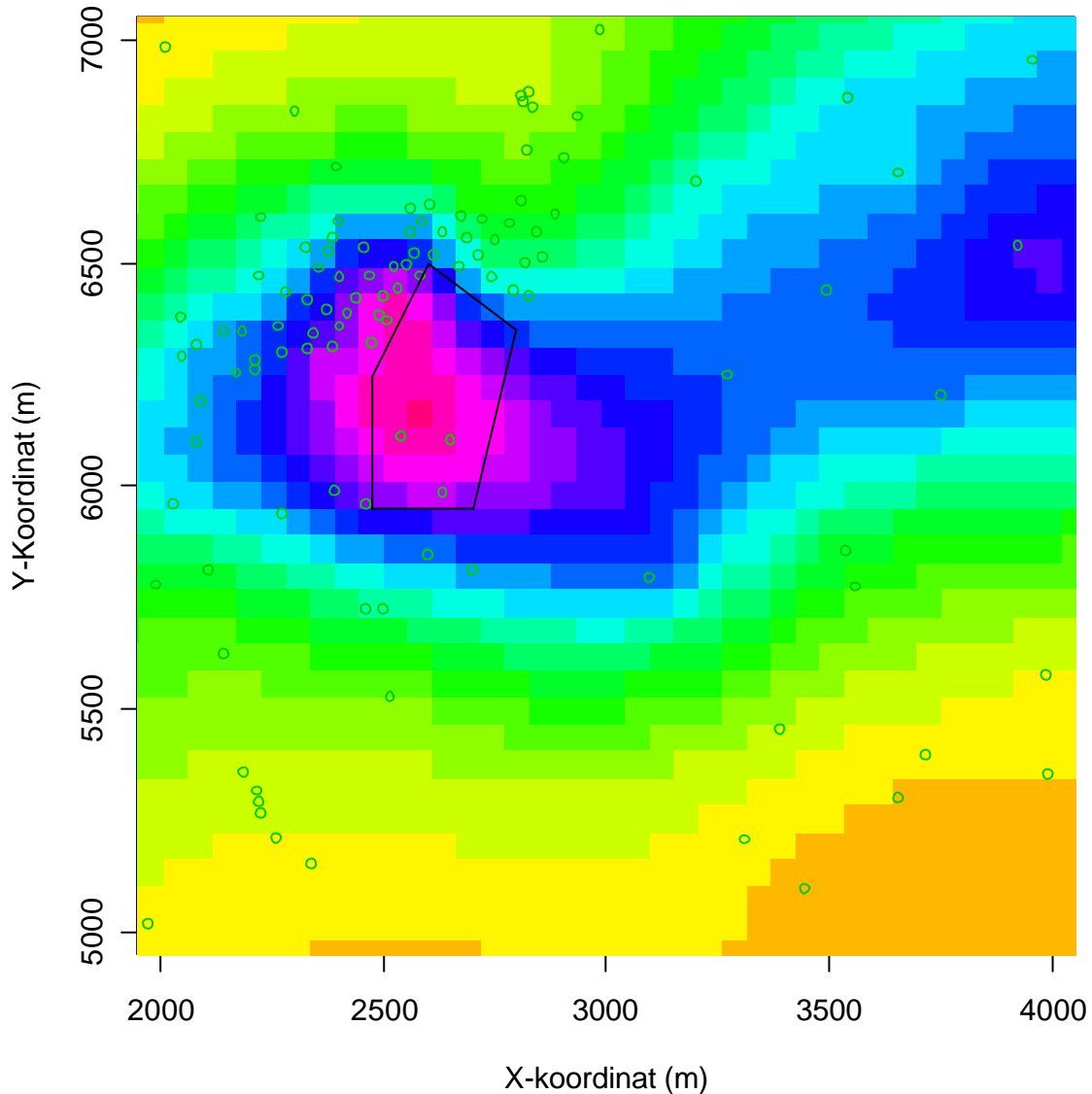


Der ses et forhøjet koncentrationsniveau omkring grunden (markeret med et sort polygon) samt i en fane mod østnordøst.

Observationerne er markeret med cirkler. Der er zoomet ind på området omkring grunden i den følgende figur. Der skal benyttes samme farveskala til koncentrationsniveauet som i ovenstående figur.

Nedenstående er vist et zoom omkring grunden.

Kriging estimat



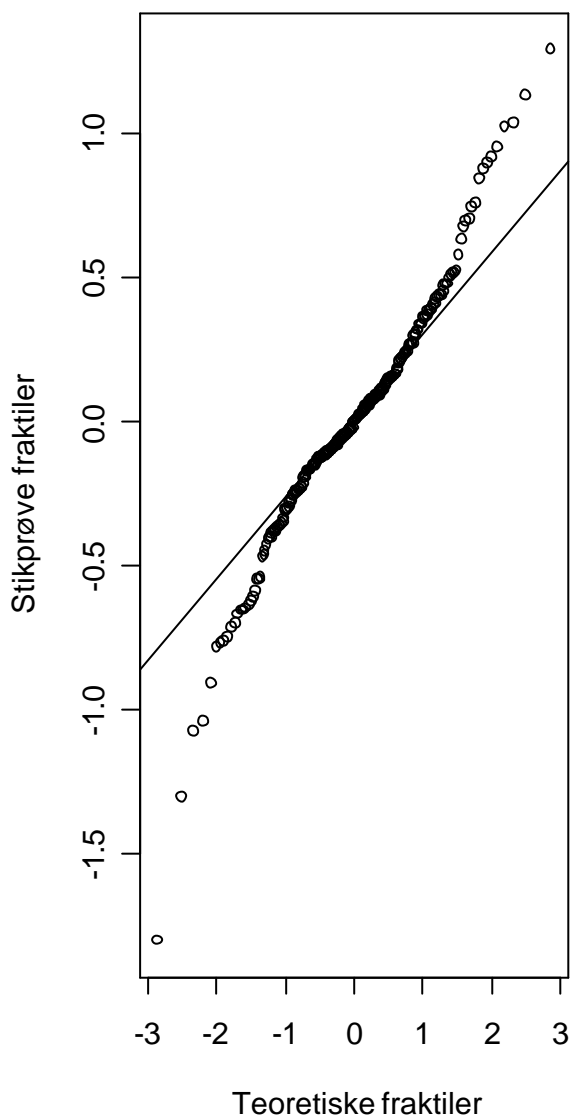
Det bør bemærkes at området østnordøst for grunden med høje predikterede koncentrationer (blå) ikke er baseret på ret mange målepunkter og har derfor en tilsvarende stor usikkerhed (ikke vist som figur).

2.5 Modelkontrol

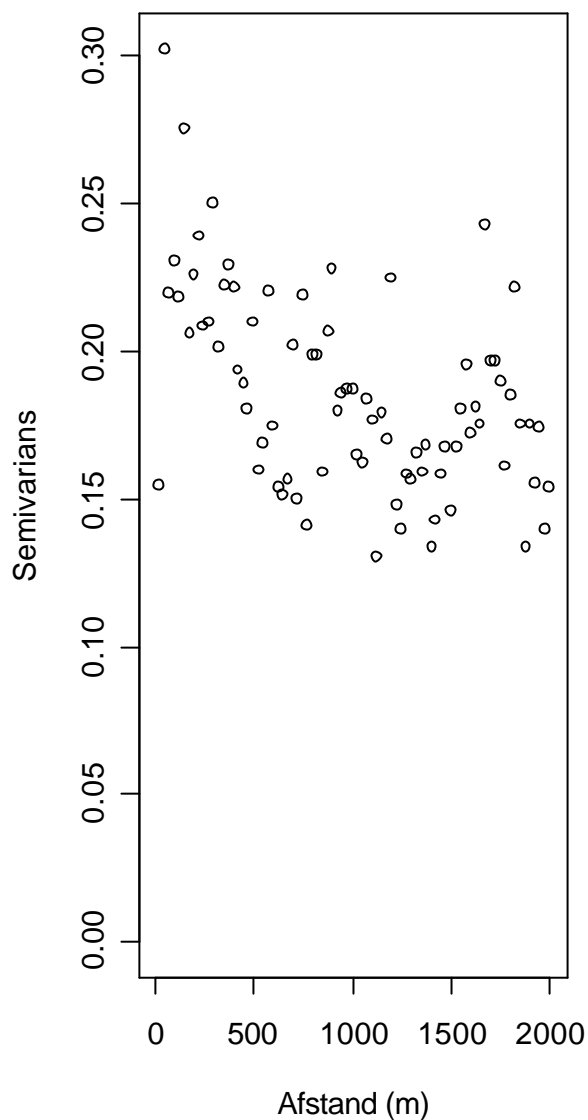
For at checke om den spatielle variation er beskrevet tilfredsstillende, samt checke en enkelt modelforudsætning er nedenstående plottet et normalfordelingsplot for residualerne. Yderligere er semivariogrammet for residualerne angivet.

Det ses at residualerne er approksimativt normalfordelte, dog med lidt længere haler. Der ses, som forventet, ingen spatiel korrelation i residualerne.

Normal Q-Q Plot af residualer



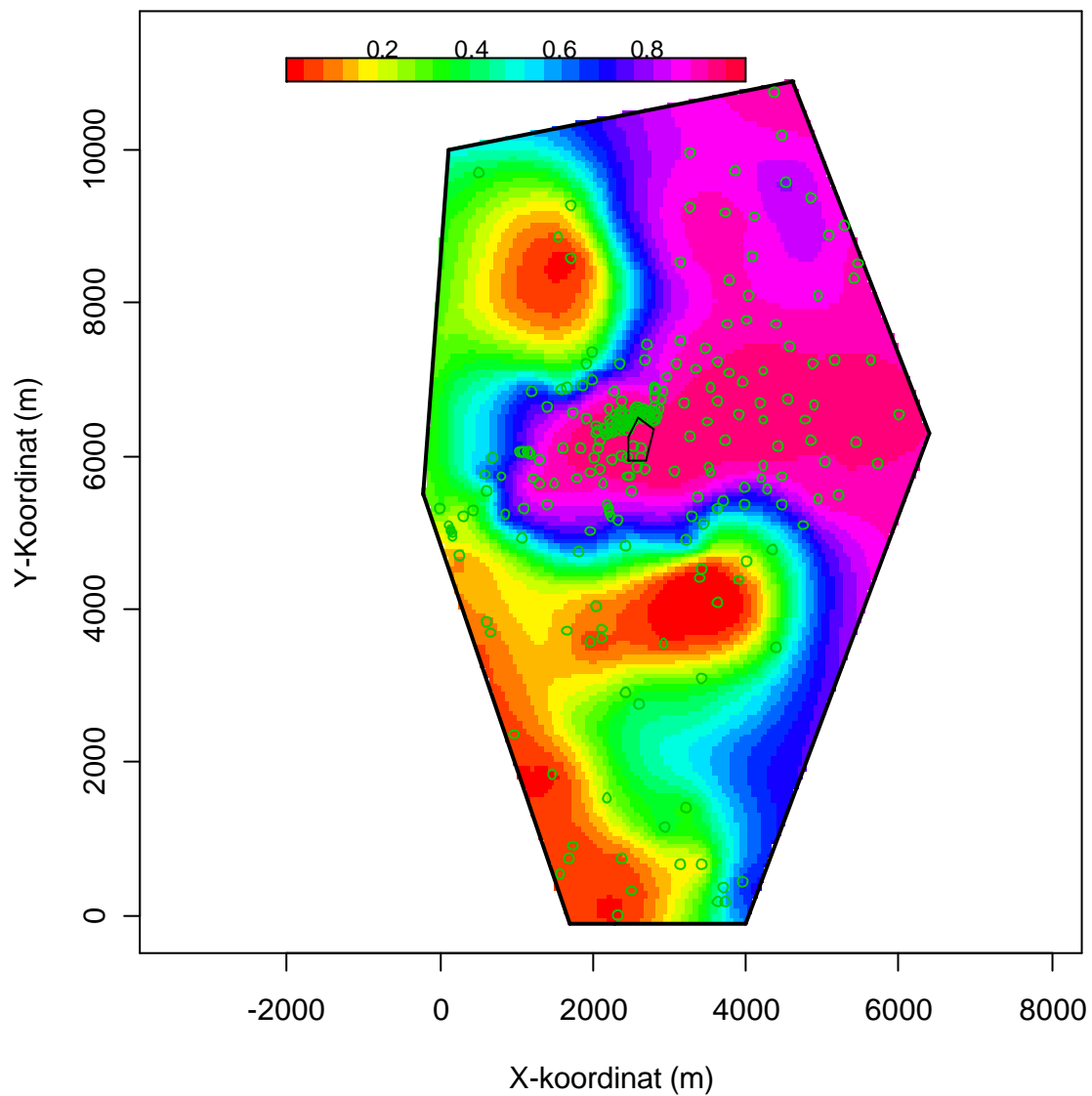
Semivariogram af residualer



2.6 Jordkvalitetskriterium og afskæringskriterium

Baseret på prædiktionen, standard-error på denne samt normalfordelingsantagelser er der nedenstående angivet sandsynligheden for at jordkvalitetskriteriet for cadmium er overskredet. Beregningen er fortaget ved i hvert enkelt prædikteret punkt at vurdere hvilken fraktil jordkvalitetskriteriet er i den til punktet tilhørende normalfordeling baseret på prædiktionen og den tilhørende usikkerhed

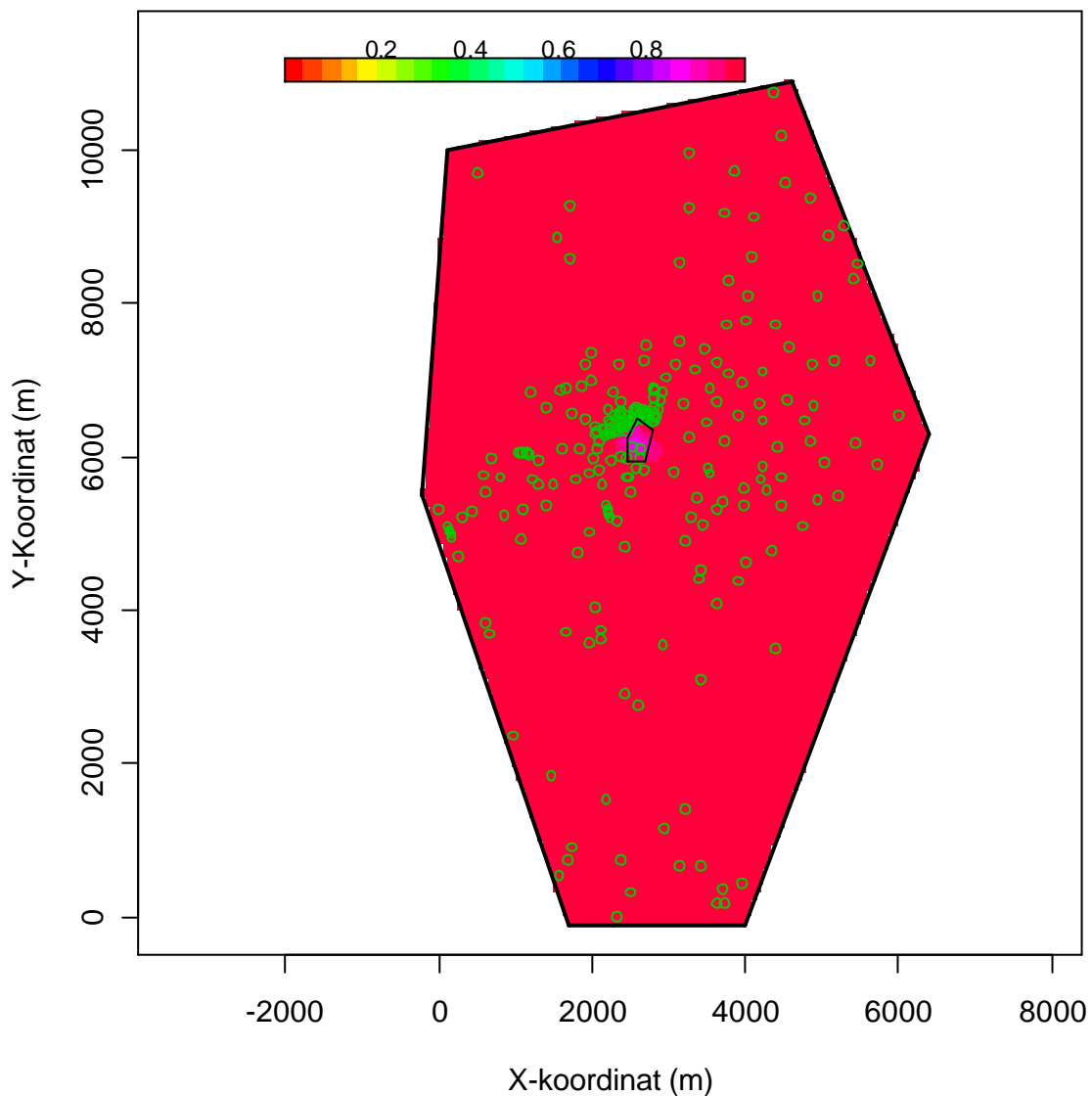
Sandsynlighed for at værdien er over JKK=0.5



Det ses et meget blandet billede, dog syntes der at være en trend i data med større sandsynlighed for overskridelse mod øst

Samme princip som for jordkvalitetskriteriet er anvendt til at vurdere sandsynligheden for at værdien er under afskæringskriteriet.

Sandsynlighed for at værdien er mindre end 5

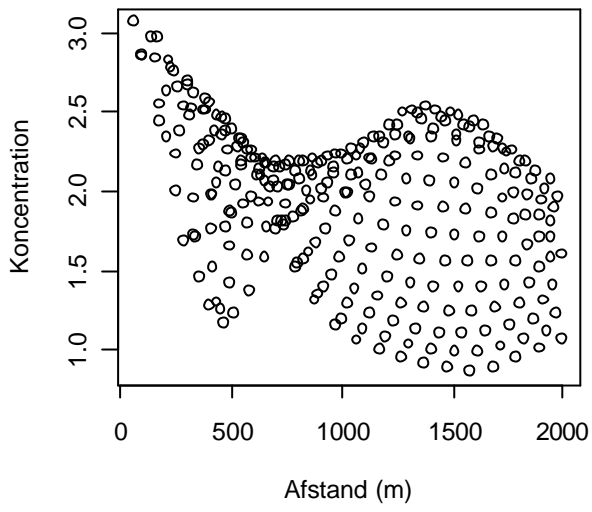


Det ses at udelukkende helt inde ved grunden er der stor sandsynlighed for overskridelse.

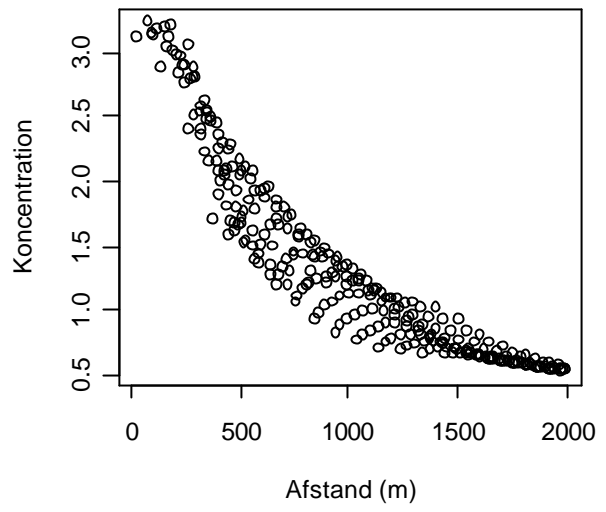
2.7 Afstand og Retning

For at vurdere hvordan den prædikterede koncentration afhænger af retning og afstand er nedenstående plottet koncentrationen som funktion af afstanden til centrum af grunden (her defineret som $x=2650$ og $y=6200$). Der ses en tydelig afhængighed af afstanden og en tydelig retningsafhængighed. ("Vest" betyder prædikterede værdier vest for centrum indenfor et bånd fra 500m nord til 500m syd for centrum) Analogt med de øvrige retninger). I retning mod øst aftager koncentrationen ikke så hurtigt som i de øvrige retninger.

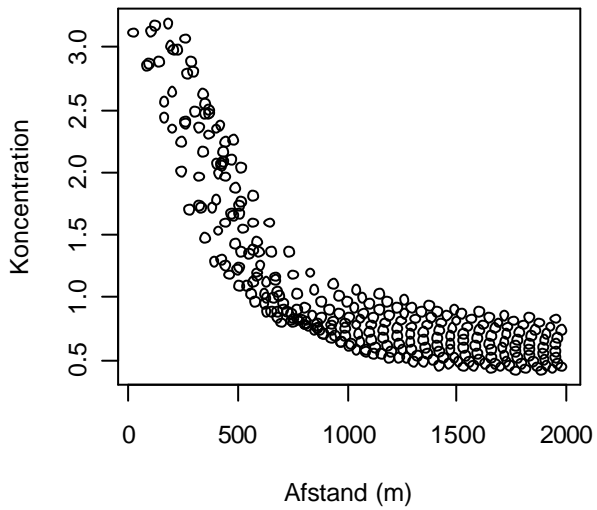
Øst



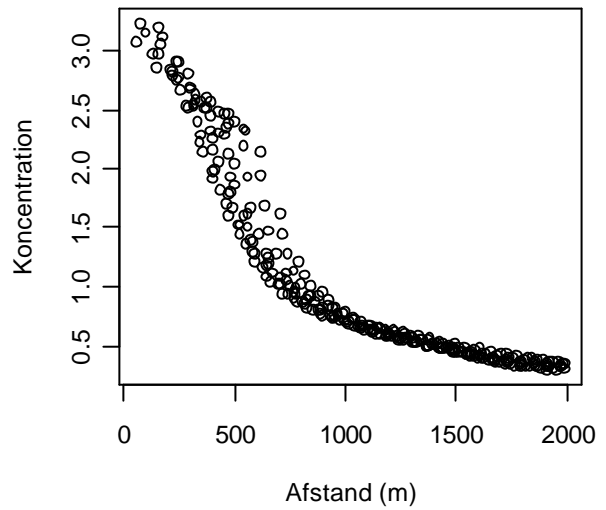
Vest



Nord



Syd



3 Anvendt software

Til analyserne er anvendt **geoR**:

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