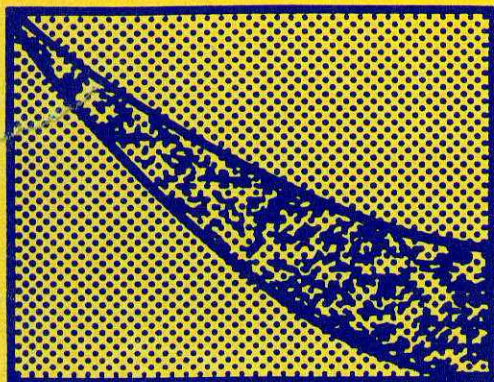
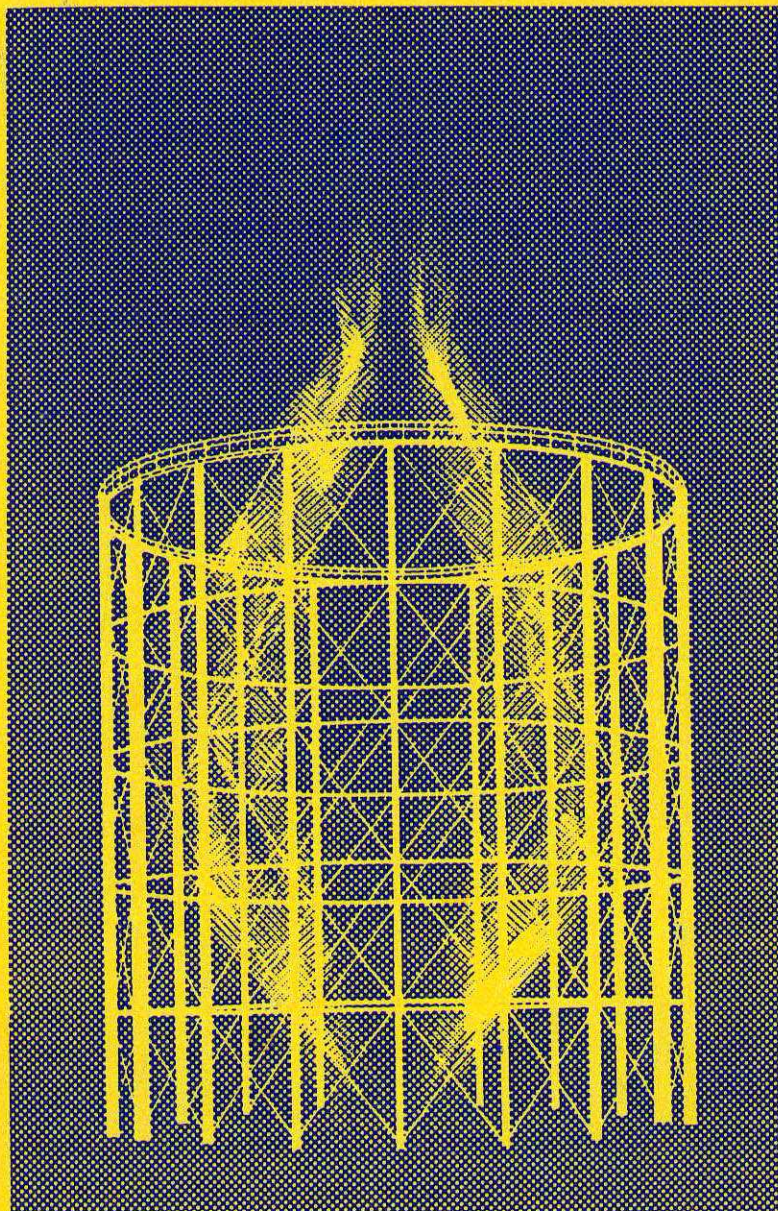


628.472
B32



**FORURENEDE
GASVÆRKSGRUNDE**

UDREDNINGSRAPPORT U4 NOV. 1989

LOSSEPLADSPROJEKTET

OM LOSSEPLADSPROJEKTET

I Danmark findes mere end 3000 gamle kemikalieaffaldsdepoter og lossepladser, hvoraf mange udgør en trussel mod grundvandet og dermed også landets vandforsyning og ferske vande. Det offentlige bruger i disse år flere hundrede millioner kroner på at kortlægge og rydde op efter tidligere årtiers uhensigtsmæssige måde at bortskaffe affald.

Forsknings- og udviklingsprogrammet "Retablering af grundvand forurennet af perkolat fra gamle lossepladser", oftest omtalt som LOSSEPLADSPROJEKTET, har til formål at dokumentere og udvikle metoder til kortlægning, vurdering og afværgning af grundvandsforurening ved gamle lossepladser. Programmet omfatter 3 delprogrammer:

o Et forskningsprogram, PILOTLOSSEPLADSPROJEKTET, med fokus på en konkret losseplads omfattende 32 enkeltprojekter og 4 integrationsprojekter inden for de fire områder: hydrogeologi, forureningskemi, matematiske modeller og afværgeteknik.

o Et udviklingsprogram, AFVÆRGE-UDVIKLINGSPROJEKTER, omfattende udviklingsprojekter på en række konkrete lossepladser, hvor der allerede i medfør af Depotloven er igangsat afværgning. Udviklingsprojekterne har især til formål at undersøge og demonstrere alternative afværgeteknikker.

o Et informationsprogram, ERFARINGSUDVEKSLINGSPROJEKTET, der via informationsbreve, møder, kurser, ekskursioner og udredningsrapporter søger at fremme informationsudvekslingen mellem forskere, rådgivere og administratorer, således at de indhøstede erfaringer udnyttes bedst muligt.

LOSSEPLADSPROJEKTET omfatter, vedrørende forskningsprogrammet, 8 danske institutioner:

- o Laboratoriet for teknisk Hygiejne, Danmarks Tekniske Højskole.
- o Institut for Strømningsmekanik og Vandbygning, Danmarks Tekniske Højskole.
- o Institut for Teknisk Geologi, Danmarks Tekniske Højskole.
- o Afdelingen for Generel Mikrobiologi, Københavns Universitet.
- o Dansk Hydraulisk Institut, ATV.
- o Vandkvalitetsinstituttet, ATV.
- o Danmarks Geotekniske Institut, ATV.
- o Danmarks Geologiske Undersøgelse.

I afværgeudviklingsprojekterne og i erfaringsudvekslingsprojektet medvirker endvidere rådgivende firmaer og andre offentlige institutter.

LOSSEPLADSPROJEKTET er påbegyndt i 1987 og finansieres af offentlige midler (Miljøstyrelsen, Momsfonden og EF).

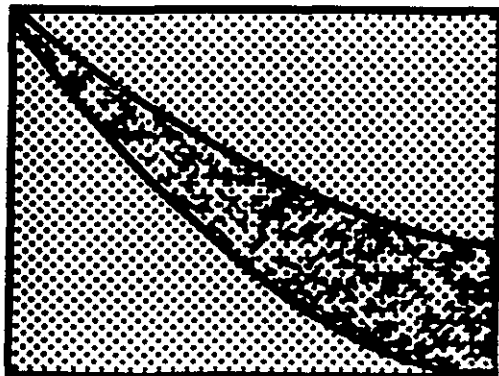
Til styring af lossepladsprojektet er oprettet et sekretariat på Laboratoriet for Teknisk Hygiejne, Bygning 115, Danmarks Tekniske Højskole, DK-2800 Lyngby.

Rapporter udgivet i forbindelse med LOSSEPLADSPROJEKTET kan så længe lager haves købes hos Statens Informationstjeneste, Postboks 1103, 1009 København K. Tlf.: 01 929228.

Resultater, konklusioner og synspunkter publiceret i denne rapportserie er udelukkende de angivne forfatteres ansvar og er ikke udtryk for de bevilligende instansers holdning. Ligeledes er angivelse af produkt- og firmanavne ikke udtryk for en anbefaling fra de bevilligende instanser.

Trine Korsgaard; Lossepladsprojektet/Fyns Amt
Carsten Raad Petersen; Miljøstyrelsen
Charlotte Nielsen; Kemp & Lauritzen A/S
Lizzi Andersen; Cowiconsult
Ole Michaelsen; Kemp & Lauritzen A/S
Jørgen Skaarup; NKT
Danna Borg; N&R Consult A/S
Jens Andersen; Kemp & Lauritzen A/S
Belinda Bjerre; Forskningscentret RISØ
Per Henriksen; Partner Technic A/S

MILJØSTYRELSEN
Borgergade 15
8000 Århus C
1401 København K



FORURENEDE GASVÆRKSGRUNDE

UDREDNINGSRAPPORT U4 NOV. 1989

LOSSEPLADSPROJEKTET

FORORD

I Danmark er registreret 124 gasværksgrunde, hvoraf de 122 er egentlige gasværker og to er gasbeholderstationer. Gasværkerne er nu nedlagt og arealerne der som oftest er attraktive pga. deres beliggenhed midt i byerne, er overgået til en anden arealanvendelse.

Gasværksgrundenes anvendelse strækker sig fra ufølsomme formål som vejanlæg til meget følsomme formål som institutioner, børnehaver mv.

I dag er der påbegyndt undersøgelser på ca. 50 af landets gasværksgrunde, medens afværgeforanstaltninger er påbegyndt i ca. 20 tilfælde. Undersøgelserne har vist, at der som oftest er sket en betydelig forurening af jord og grundvand på grundene med tjære/olie stoffer og cyanid.

Lossepladsprojektet, der i det væsentligste beskæftiger sig med jord og grundvandsforurening ved lossepladser, har fundet det væsentligt at formidle en status over erfaringer med undersøgelser på gasværksgrunde. Desuden har Lossepladsprojektet fundet det vigtigt at formidle viden om danske og udenlandske afværgeteknikker, der kan benyttes ved oprensning på en gasværksgrund.

Det har derfor været naturligt at bede en række konsulenter og sagsbehandlere, der til dato har stået for en overvejende del af undersøgelser m.m. på gasværksgrunde, at præsentere deres erfaringer og viden. Med det formål at præsentere så bredt et erfaringsmateriale som muligt, er de fleste kapitler skrevet af to forfattere fra hvert sit rådgivende firma.

Denne rapport er bygget op, således at der først gives en status for undersøgelsesarbejdet i Danmark. Herefter følger en beskrivelse af erfaringer med undersøgelser samt en beskrivelse af udenlandske erfaringer med afværgeforanstaltninger. Til sidst præsenteres to danske afværgeteknikker som kan benyttes til oprensning på gasværksgrunde.

Udviklingen indenfor boreteknikker, analysemetoder, toksikologi og især afværgeteknikker går stærkt. I denne rapport er præsenteret to danske afværgeteknikker, som ikke bygger på den mere gangse termiske behandling af f.eks. tjæreforurenet jord.

Udvikling og forsøg med andre afværgeteknikker der bl.a. indebærer biologisk nedbrydning, on site eller in situ løsninger forestår. Det må derfor forventes at udbudet af afværgeteknikker er langt større om nogle år. Dette gør imidlertid ikke behovet for en status over de nuværende erfaringer mindre for alle de personer, der er og bliver involveret i sager om forurening på gasværksgrunde: grundejere, bygherrer, advokater, entreprenører, rådgivende ingeniørfirmaer og myndigheder.

De enkelte kapitler i rapporten er organiseret og trykt via lossepladsprojektets sekretariat. En egentlig redigering er kun foretaget i mindre omfang og det faglige ansvar er udelukkende de enkelte forfatters. Ved referering til materialet bør pågældende forfattere og firma samt rapportens titel og ISBN-nummer angivet.

Sammenfatning

Formålet med denne udredningsrapport er at gøre status for den erfaring der haves med forureninger på gasværksgrunde.

I rapporten gives en status for undersøgelsesarbejdet i Danmark, samt en beskrivelse af gasproduktion og dertil knyttede forureninger. For nærmere beskrivelse af forureningsbilledet i jorden og spredning af forurening i grundvandet, er der beskrevet en case om erfaringer med undersøgelser på Odense gasværk. Som et væsentligt led i undersøgelserne indgår karakterisering af jordprøver, analyseprogram samt analysemetode. De bedste måle -og analyse metoder, som er tilrådighed i dag, beskrives for de væsentligste forureninger. I afsnittet gives også forslag til analyseprogram.

På bebyggede gasværksgrunde kan forurening med f.eks tjære give anledning til indeklimaproblemer. Generelle betragtninger samt erfaringer fra Holland og seks danske undersøgelser præsenteres. På grundlag af analyseresultaterne udføres der en risikovurdering og der fastlægges acceptkriterier for den pågældende grunds anvendelse. I rapporten beskrives værktøjer til risikovurdering samt erfaringer og eksempler på anvendte acceptkriterier.

I dag findes en række afværgeteknikker, som kan benyttes til oprensning af en gasværksgrund. Udenlandske erfaringer med afværgeforanstaltninger er sammenfattet. To danske afværgeteknikker er afslutningsvis beskrevet. Det drejer sig om vådoxidation og et semimobilt renseanlæg baseret på gas/væske ekstraktion.

English Summary

The purpose of this report is to make a statement of the experience in pollution on gasworks-sites. The report states the investigation work carried out in Denmark and moreover the report gives a description of the gasproduction and the pollution involved with gasproduction. The report describes experiences of investigations on the basis of a case at Odense Gasworks-sites in order to give a more specified description of the situation as to pollution of the soil and the diffusion of the pollution of the ground water. Description of soil samples, programmes and methods of analyses are discussed as an important part of the investigations. The best methods of investigation and analyses available today are described for the most important and common kinds of contaminants. Recommendations for an analysis programme is given as well. On developed gasworks-sites pollution with tar instance for can cause problems to the indoor climate. General statements and experiences from the Netherlands and 6 Danish investigations are presented. On the basis of the results of the analyses a risk assessment is elaborated and accept criteria of the application of the site in question is determined. Tools for risk assessment are described as well as experiences and examples of the accept criteria applied.

Today a number of different remedial action technologies are available and they can be used for cleaning up gasvorks-site. Foreign experiences of remedial action technologies are summarised and finally two Danish remedial technologies are described. The two Danish technologies in question are wet oxidation and a semimobile treatment plant based on gas/liquid extraction.

Indholdsfortegnelse

1. Status for undersøgelse af gasværksgrunde	1
2. Gasværksproduktion og tilknyttede forureninger	24
3. Erfaringer med undersøgelser på Odense Gasværk	58
4. Analyser og metoder til karakterisering af gasværksforureninger	86
5. Erfaringer fra indeklimatemålinger på bebyggede gasværksgrunde	96
6. Metoder og erfaringer ved opstilling af acceptkriterier/ afværgekriterier ved forurenede gasværksgrunde	126
7. Udenlandske erfaringer med oprensning af forurenede	173
gasværksgrunde	
8. Vådoxidation af tjæreforurennet jord NKT/RISØ-PROCESSEN	204
9. Gas/væske ekstraktion af tjæreforbindelser	216

Status for undersøgelse af gasværksgrunde

Carsten Raad Petersen, Miljøstyrelsen

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	3
2. Indsamling og bearbejdning af oplysninger	3
3. Lovens anvendelsesområde	4
4. Registrerede gasværksgrunde	4
5. Forurenere	4
6. Nuværende ejer	4
7. Gasværksgrundenes anvendelse	5
8. Finansiering	7
9. Status for oprydningsarbejdet	11
10. Hittidig finansiering	11
11. Alternative afværgeforanstaltninger	12
12. Vurdering af udgifter i relation til nuværende anvendelse ...	15
13. Konklusion	16

Notat om gasværker.Indledning.

På baggrund af en række drøftelser om finansieringen af oprydningsarbejdet på gasværksgrunde blev det med Miljøministeriet, Departementets brev af 13. december 1988 besluttet at nedsætte en arbejdsgruppe under Miljøstyrelsens ledelse med deltagelse fra Kommunernes Landsforening, Københavns og Frederiksberg kommuner og Amtsrådsforeningen.

Miljøministeriets departement anmodede samtidig om, at Miljøstyrelsen senest den 28. februar 1989 fremsendte et notat vedrørende gasværker.

Miljøstyrelsen bad herefter med brev af 4. januar 1989 samtlige amtskommuner samt Københavns og Frederiksberg kommuner om at fremsende en lang række oplysninger senest den 1. februar 1989.

Da Miljøstyrelsen på dette tidspunkt ikke havde fået tilbagemeldinger fra samtlige amtskommuner, var Miljøstyrelsen nødsaget til at få fristen for notatets aflevering til Miljøministeren udskudt. Fristen for afleveringen blev herefter fastsat til den 17. april 1989. De omtalte breve vedlægges. (Bilag 1 og 2).

Indsamling og bearbejdning af oplysninger.

Som angivet foran, er notatet baseret på, at amterne skulle fremsende oplysninger til Miljøstyrelsen. Det har imidlertid vist sig nødvendigt, at Miljøstyrelsen i vidt omfang selv har måttet foretage vurderinger, idet de indkomne svar på visse punkter har været yderst sparsomme. Det skal således særligt fremhæves, at grundlaget for vurderingen af den samlede udgift er baseret på oplysninger for halvdelen af gasværksgrundene.

Der henvises iøvrigt til de oplysninger, der fremgår af bilag 3 og bilag 4.

1. Lovens anvendelsesområde.

Lov nr. 262 af 8. juni 1983 om kemikalieaffaldsdepoter omfatter undersøgelser og foranstaltninger med hensyn til affaldsprodukter, der 1) hidrører fra anvendelsen af kemikalier, 2) vil kunne have skadelig indvirkning på mennesker eller miljø og 3) er henlagt eller nedgravet før den 1. april 1976. Loven om kemikalieaffaldsdepoter trådte i kraft den 1. juli 1983.

2. Registrerede gasværksgrunde.

Kemikalieaffaldsdepotlovens § 3 foreskriver, at amtsrådet/Københavns og Frederiksberg kommuner i samarbejde med kommunerne skal registrere pladser og lokaliteter, på hvilke der bør foretages undersøgelser eller træffes foranstaltninger for at sikre, at kemikalieaffald, der er henlagt eller nedgravet, ikke medfører forurening af omgivelserne eller indebærer risiko herfor.

Med baggrund i disse regler er der på landsbasis registreret ialt 124 gasværksgrunde, hvoraf de 122 grunde er egentlige gasværker, mens de 2 er gasbeholderstationer.

3. Forurenere.

I langt de fleste tilfælde har gasværker samt beholdere været kommunalt ejede og drevne. Det er således opgjort, at 110 af de 124 registrerede gasværksgrunde har været kommunalt ejede/drevne. Heraf har A/S Strandvejsgasværket dog været drevet af Københavns kommune som interessentskab og med leverancer til andre end Københavns kommune.

4. Nuværende ejer.

Mange af de kommunalt ejede gasværksgrunde ejes fortsat af det offentlige, ialt ca. 64, mens også en stor del af gasværksgrundene er udstykket og solgt af det offentlige.

Det er således oplyst, at 51 af grundene er solgt helt eller delvis, samt at 44 af grundene er udstykket. I de fleste tilfælde, ialt 37 er der tale om, at kommunen selv har udstykket arealet.

Som eksempel på salg kan nævnes Fredensborg gasværk, hvor Fredensborg/Humlebæk kommune i 1976 byggemodnede, udstykkede og solgte gasværksarealet til beboelse.

Da det blev konstateret, at gasværksarealet er forurenat i en grad, der på længere sigt gør det uegnet til beboelse, tilbagekøbte Fredensborg/Humlebæk kommune de udstykkede arealer.

5. Gasværksgrundenes anvendelse.

Der foreligger yderst sparsomme oplysninger om gasværksgrundenes anvendelse henholdsvis den 1. april 1976 og den 1. juli 1983.

Dog må det antages, at gasværksproduktion i altovervejende grad over hele landet er ophørt inden den 1. april 1976. Odense gasværk er dog et eksempel på et gasværk, som har kørt som spaltegasværk efter denne dato. Da produktion på landsplan stort set er ophørt inden den 1. april 1976, bliver datoen mindre interessant, idet bekendtgørelse nr. 121 af 17. marts 1976 om bortskaffelse af kemikalieaffald med senere ændringer alene finder anvendelse på kemikalieaffald, som er produceret efter denne dato - og eventuel ulovlig bortskaffelse i forbindelse hermed.

Datoen for kemikalieaffaldsdepotlovens ikrafttræden (1. juli 1983) er vigtig, idet kommunerne via loven blev gjort opmærksomme på, at kemikalieaffaldsdepoter udgør et problem, samt at der skal ryddes op på disse arealer. Miljøstyrelsen finder på denne baggrund, at i tilfælde, hvor kommuner efter dette tidspunkt har byggemodnet, udstykket og solgt grunde, må det forudsættes, at kommunen har foretaget en oprydning.

Dette standpunkt gælder, uanset om kommunale gasværksgrunde bliver omfattet af finansieringsreglerne i kemikalieaffaldsdepotloven, idet Miljøstyrelsen forudsætter, at kommunen kommer til at finansiere den merudgift, som bebyggelse af gasværksgrunde indebærer, når afværgeforanstaltninger skal iværksættes.

Af det indsamlede materiale fremgår, at udstykning og salg af gasværksgrunde er sket over en lang årrække, men at hovedparten, herunder de mest betydningsfulde, er sket fra ca. 1960. Det skal særligt fremhæves, at der også efter kemikalieaffaldsdepotlovens ikrafttræden den 1. juli 1983 er gennemført udstykninger.

Som eksempel herpå kan Fakse gasværksgrund nævnes. I dette tilfælde skete såvel udstykning som salg efter kemikalieaffaldsdepotlovens ikrafttræden, og uden at der forinden var iværksat undersøgelser af arealet.

Som nedenfor anført vedrørende Strandby-sagen, har datoen for miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden tillige betydning, når kommunernes ansvar skal fastslåes. Det må således fastslåes, at kommuner, når de udstykker/sælger i visse tilfælde bør undersøge en grunds forureningstilstand, samt at en undladelse heraf vil kunne medføre et erstatningsansvar.

Af de samlede oplysninger fremgår, at gasværksgrundenes anvendelse i dag strækker sig fra ufølsomme formål som vej-anlæg til meget følsomme formål som institutioner.

Af det indsendte materiale fremgår, at den nuværende anvendelse i 42 tilfælde må betragtes som særlig følsom. Herved er tænkt på anvendelser som institutioner, vandværker, levnedsmiddelindustri og boliger. Under betegnelsen følsom anvendelse (d.v.s. industri) er optalt 47, mens der i 31 tilfælde er tale om ufølsom arealanvendelse, såsom vej,

garage, arealer uden anvendelse og rekreative områder. Dog vil rekreative områder i visse tilfælde afhængig af den faktiske anvendelse kunne betegnes som følsom anvendelse. Københavns kommune har bemærket, at det ikke altid er muligt at sikre et areal mod offentlig benyttelse.

I visse tilfælde er det blevet vurderet, at den nuværende anvendelse er uforenelig med forureningens omfang, og bebyggelsen er på denne baggrund fraflyttet (Fredensborg gasværk og Fakse gasværk). Ligeledes kan Sønderborg gasværk nævnes. Her har grunden på et tidspunkt været anvendt til børneinstitution. Denne anvendelse er ophørt.

6. Finansiering.

A. Forurenere betaler princippet.

Et af hovedprincipperne i miljølovgivningen er "forurenere-betaler-princippet". Det er derfor relevant i hvert enkelt tilfælde at få oplyst, hvem forurenere er.

Baggrunden for at det er interessant at finde frem til forurenere er, dels at miljøbeskyttelsesloven åbner mulighed for, at forurenere kan mødes med påbud, dels at forurenere, dersom f.eks. det offentlige har lagt penge ud som følge af forureningen, kan blive søgt dømt til at betale det offentlige de afholdte udgifter.

Københavns kommune finder ikke, at dette princip er gældende for gasværker.

B. Kemikalieaffaldsdepotloven.

Af lovens § 8 fremgår, at undersøgelser, afværgeforanstaltninger m.v. efter loven finansieres af amtskommunerne, Miljøstyrelsen og kommunerne på en nærmere angiven måde. Dog er det i lovens § 18, stk. 2, anført, at loven ikke bevirker indskrænkninger i adgangen til at foretage undersøgelser eller foranstaltninger med hensyn til forurenende virksomheder, der ikke ejes eller drives af det offentlige i medfør af kap. 5 i lov om miljøbeskyttelse eller forskrifter udfærdiget i medfør af denne lov.

C. Miljøbeskyttelsesloven.

I relation til undersøgelser vil miljøbeskyttelseslovens § 52 i en lang række tilfælde finde anvendelse. Hvad angår indgrebsmuligheden i miljøbeskyttelseslovens § 44 forudsætter det, at den nuværende ejer tillige har været forurener af arealet, (evt. har videreført virksomheden efter, at forureningen er sket). Der vil med andre ord være en lang række tilfælde, hvor virksomheden er ophørt og derefter afhændet, og hvor miljøbeskyttelseslovens § 44 som følge heraf ikke finder anvendelse. I disse tilfælde vil afværgeforanstaltninger i første omgang blive finansieret over kemikalieaffaldsdepotloven, mens der senere vil blive taget stilling til evt. sagsanlæg mod forureneren.

I tilfælde, hvor der er tale om forureningstrusler mod grund- og overfladevand, vil endvidere miljøbeskyttelseslovens §§ 11 og 14 finde anvendelse. Disse regler er velguede i tilfælde, hvor den nuværende ejer er identisk med forureneren.

D. Frivillig oprydning.

Når oprydning sker for midler efter kemikalieaffaldsdepotloven, sker oprydningen i prioriteret rækkefølge alene i relation til grundens nuværende anvendelse samt risikoen i forhold til grund- og overfladevand.

Hvis der er ønsker om, at den pågældende grund skal ryddes op på et tidligere tidspunkt end efter prioriteringen, eller er der ønsker om, at oprydningen skal ske til ændret arealanvendelse, stiller depotloven ikke hindringer i vejen for, at køber, ejer, udstykker eller andre kan lave en frivillig oprydning. Som eksempel kan nævnes, at Lemvig kommune på Lemvigs gasværksgrund har igangsat undersøgelser som frivillig oprydning, idet kommunen har planer om at ændre arealanvendelse, da kommunen ønsker at der på arealet skal opføres beskyttede boliger.

E. Kommunale gasværker.

Som nævnt under pkt. B fremgår det af kemikalieaffaldsdepotlovens § 18, stk. 2, at loven ikke bevirker indskrænkninger i adgangen til at foretage undersøgelser eller foranstaltninger med hensyn til forurenende virksomheder, der ikke ejes eller drives af det offentlige i medfør af kap. 5 i lov om miljøbeskyttelse eller forskrifter udfærdiget i medfør af denne lov. Af bemærkningerne til bestemmelsen fremgår, at den alene gælder kommunale lossepladser.

Særregler bevirker, at finansieringsreglerne efter lovens § 8 er gældende, og det uanset at indgrebsmulighederne efter miljøbeskyttelsesloven finder anvendelse. Dette udelukker, at der efterfølgende kan anlægges civilt søgsmål mod kommunerne, i den hensigt at amtskommunens og Miljøstyrelsens krav i medfør af loven tilbagebetales.

Det er af Kommunernes Landsforening tilkendegivet, at den særordning, der er indeholdt i § 18, stk. 2, tillige gælder for kommunale gasværker. Denne holdning er bl.a. blevet bakket op ved et responsum udarbejdet af professor, Dr. jur. Bernhard Gomard, Retsvidenskabeligt Institut ved Københavns Universitet.

Heroverfor står Miljøstyrelsens tolkning, hvorefter det fremgår, at der ikke ved kemikalieaffaldsdepotlovens gennemførelse er taget stilling til, hvorledes udgifterne til kommunale kemikalieaffaldsdepoter skal fordeles, når der ses bort fra kemikalieaffaldsdepoter på lossepladser. Miljøstyrelsen har på denne baggrund fundet, at det almindelige princip om, at "forureneren betaler" omfatter alle andre kommunale kemikalieaffaldsdepoter end de kommunale lossepladser. Miljøministeriets departement har tilsluttet sig denne juridiske fortolkning omkring finansieringsspørgsmålet.

F. Civilt søgsmål fra Miljøstyrelsen.

I de tilfælde, hvor Miljøstyrelsen har afholdt udgifter til afværgeforanstaltninger på kemikalieaffaldsdepoter

giver lovens § 18, stk. 3, Miljøstyrelsen adgang til efterfølgende at anlægge civilt søgsmål med henblik på at få afholdte midler tilbagebetalt af forurenere. Det skal i denne forbindelse nævnes, at det fra politisk hold i flere omgange har været tilkendegivet, at Miljøstyrelsen i videst muligt omfang skal sørge for, at forurenere i sidste instans er den, der kommer til at betale for opfyldningen.

G. Civilt søgsmål fra private.

I tilfælde af at et kemikalieaffaldsdepot er afhændet, vil sælger kunne risikere at blive mødt med krav i form af mangelsindsigelse eller erstatningskrav fra købere.

Som eksempel på krav fra købere kan nævnes byretsdommen afsagt den 1. marts 1989 af Civilretten i Frederikshavn om salg af et udstykket areal af asfaltfabriksarealet i Strandby.

I denne dom, som er afsagt den 1. marts 1989 af retten i Frederikshavn, er Frederikshavn kommune blevet dømt til at betale 18.000 kr. i erstatning for de forvoldte gener, som følge af, at køber af kommunen har købt en ejendom, hvis jord viste sig at være uegnet til dyrkning af grøntsager til menneskeføde. Det siges i dommen, at kommunen, som er blevet miljømyndighed, jfr. miljøbeskyttelsesloven, som trådte i kraft den 1. oktober 1974, ved sin undladelse af at undersøge grunden som grundsælger har påført sig et erstatningsansvar.

Dommen er interessant, dels fordi miljøbeskyttelseslovens ikrafttræden er tillagt betydning i relation til kommunens forpligtelser, dels fordi kommunen er dømt for sin undladelse af at udføre undersøgelser i forbindelse med grundsalget.

Som ovenfor anført har kommuner i visse tilfælde set sig nødsaget til at tilbagekøbe udstykkede og solgte grunde beliggende på tidligere gasværksgrunde. Bl.a. har Fredensborg-Humlebæk kommune, og det uanset at grundene har været handlet i mellemtiden, valgt fra de seneste indehavere at tilbagekøbe de af kommunen i sin tid udstykkede og solgte arealer. Ligeledes er en del af Hasle gasværk tilbagekøbt af Hasle kommune. I Fakse har kommunen, som ikke drev gasværket, men som forestod oprydningen, byggemodningen og udstykningen også tilbagekøbt ejendommen.

7. Status for oprydningsarbejdet.

Af de indkomne svar fremgår, at man på nuværende tidspunkt er påbegyndt undersøgelsesfasen på ca. 48 af landets 124 gasværksgrunde.

Afværgeforanstaltningerne er påbegyndt i ca. 20 tilfælde. Som eksempel herpå kan nævnes Fakse, Fredensborg, Helsingør, Korsør, Birkerød og Århus.

I 3 tilfælde er afværgeforanstaltningerne så langt fremskredne, at drift af afværgeforanstaltninger er igangsat, og i 11 tilfælde er der igangsat et kontrolprogram.

8. Hittidige finansiering.

Det er af amtskommunerne angivet, at der i 24 kommuner har været foretaget undersøgelser ud fra forurenere-betaler-princippet, men også betaling af afværgeforanstaltninger er i flere tilfælde finansieret af kommunerne. Som eksempel på sidstnævnte kan Helsingør, Birkerød, m.fl. nævnes.

Baggrunden for, at kommunerne har accepteret at betale har formentlig været truslen om, at der, hvis oprydning ikke blev foretaget, ville blive meddelt påbud efter miljøbeskyttelsesloven.

I alt 25 kommuner har lavet frivillige oprydninger, herunder er der 11 tilfælde, hvor de var klar over, at der for kemikalieaffaldsdepotmidler alene ville blive ryddet op til nuværende anvendelse, mens kommunen ønskede oprydning til ændret anvendelse.

Endelig er det angivet, at finansieringen i 9 tilfælde sker efter kemikalieaffaldsdepotloven. I flere af disse sager er det aftalt, at kommunen efterfølgende refunderer amtets og Miljøstyrelsens udgifter.

9. Alternative afværgeforanstaltninger.

Ved fremstilling af gas udfra stenkul fremkommer der en række biprodukter. Biprodukterne udskilles fra gassen. De vigtigste biprodukter er tjære, ammoniakvand og brugt rensemasse.

Tjæren består af mange forskellige stoffer. Stofferne kan inddeles i følgende hovedgrupper: Opløsningsmidler, phenoler og PAH-forbindelser.

Som rensemasse er der hovedsageligt anvendt myremalm. Myremalmen indeholder, efter at den er brugt, op til 25 % svovlforbindelser og store mængder cyanidforbindelser. Ammoniakvandet er som oftest opsamlet og solgt eller afledt til recipient. Tjæren og den brugte myremalm er normalt blevet solgt, evt. efter en oparbejdning, som råvare.

På gasværksgrundene findes der ofte en betydelig forurening af opløsningsmidler, phenoler, PAH-forbindelser og brugt myremalm.

Forurening med tjære skyldes udsivninger fra tanke, utætte rør eller egentlige deponeringer af overskuds- eller fejlproduktioner.

Det er i flere tilfælde konstateret, at der ikke ved lukningen af gasværkerne er foretaget en fjernelse af brugt myremalm og tømning af tanke for tjære eller tjæreslam.

Forureningen i jorden på gasværksgrundene kan inddeles i følgende tre grupper efter koncentrationerne i jorden:

1. Svært forurenet jord
2. Forurenet jord
3. Let forurenet jord.

Svært forurenet jord er som oftest så forurenet, at den eneste realistiske behandlingsmetode hidtil har været behandling på Kommunekemi (forbrænding) ligesom "rene" kemikalier.

Prisen hertil andrager ca. fra 2.500 kr. pr. ton til 5.000 kr. pr. ton.

For forurenet jord og let forurenet jord findes der mange forskellige rensningsmetoder. Såfremt der vælges en ekstern jordbehandlingsmetode, må der regnes med en pris på mellem 500 kr. og 2.000 kr. pr. ton.

Såfremt det vælges at behandle den forurenede jord på stedet, vil der være flere alternative metoder. Metoderne kan inddeles i to grupper alt efter, om jorden graves op og behandles, eller om jorden behandles uden opgravning.

Ved opgravning kan der på nuværende tidspunkt vælges mellem anlæg fra udlandet eller Danmark. Prisen for rensning af et ton jord varierer mellem 500 kr. og 2.000 kr.

Ved behandlingen af den forurenede jord uden opgravning er der flere lovende metoder under udvikling, som kan udgøre et vigtigt supplement til opgravning.

Metoderne bygger på biologisk nedbrydning, udvaskning, filtrering eller en kombination heraf.

Metoderne er velegnede på grunde, hvor rensningen udføres over flere år.

Udgifterne hertil vil afhænge af, hvor lang en tidsperiode anlæggene skal være i drift. Det vurderes normalt, at behandling på stedet uden opgravning er billigere end metoder, hvor jorden graves op. Ved løsninger, hvor det forurenede vand ledes til et offentligt renseanlæg, er udgiften ca. 10 kr. pr. m³.

For let forurenede jord og jord, der er delvis rensede, vil det være billigst at anvende en deponeringsløsning på en losseplads eller i et specialdepot.

Det bør anføres, at forurenede jord skal renses inden deponering, så længe rensning er realistisk såvel teknisk som økonomisk.

Forurenede grundvand kan tilledes et offentligt renseanlæg, evt. efter en forrensning. Udgiften hertil er ca. 10 kr. pr. m³.

Ved valget af afværgemetode er det nødvendigt at tage hensyn til lugtgener og andre gener for beboerne og for de omboende samt til arbejdsmiljømæssige forhold. Det skal i denne forbindelse nævnes, at også beboernes vilje og accept af at bebo registrerede depoter ofte giver anledning til betydelige problemer.

Såfremt der skal foretages en oprydning på en gasværksgrund, der er overgået til anden anvendelse, bliver afværgeforanstaltningernes omfang betydelige og dermed meget bekostelige. Omkostningerne vil ofte overstige grundens værdi. Miljøstyrelsen vil derfor i de tilfælde, hvor kemikalieaffaldsdepotloven finder anvendelse ofte lade grunden ekspropriere og overgå til mindre følsom anvendelse, eller evt. opgive anvendelsen af grunden i en årrække.

Københavns kommunes synspunkt er, at ekspropriation er en afværgeforanstaltning, der bryder med kemikalieaffalds-depotlovens sigte med oprydning.

Fordelen ved at opgive en nuværende anvendelse er til-lige, at der kan anvendes biologisk nedbrydning, ud-vaskning eller filtrering som afværgemetoder, for herigennem at minimere de mere udgiftskrævende me-toder, såsom opgravning, rensning og deponering, og samtidig opnå den miljømæssigt mest optimale løsning.

In situ-teknikken skal opfattes som supplement til op-gravning/rensning - for at opnå den mest optimale løs-ning og ikke nødvendigvis den billigste.

10. Vurdering af udgifter i relation til nuværende anvendelse.

I øjeblikket er det lettest at skønne over udgifterne i for-bindelse med undersøgelser af gasværksgrunde. Der er således på nuværende tidspunkt foretaget undersøgelser på ialt 48 grunde. Undersøgelsesudgiften beløber sig erfaringsmæssigt til mellem 500.000 kr. og 1 mill. kr., mens mindst 13 hører til i den dyre ende med et beløb på op til ialt 13 mill. kr. Dog må det skønnes, at en gennemsnitsundersøgelse beløber sig til ca. 750.000 kr.

Omkostningerne i forbindelse med afværgeforanstaltninger er væsentligt vanskeligere at gøre op. Der er p.t. ifølge det oplyste kun gennemført mere eller mindre omfattende afværgeforanstaltninger på 20 grunde. Det må antages, at en gennemsnitsoprydning koster i størrelsesordenen mellem 1 og 3 mill. kr.

Hvad angår drift af afværgeforanstaltninger, er de indsendte oplysninger yderst sparsomme. Miljøstyrelsen har skønnet, at drift af afværgeforanstaltninger pr. plads beløber sig til kr. 250.000 pr. år, samt at driftsperioden er ca. 10 år.

Ovennævnte beløb er skønnet i 1989-priser og vedrører samtlige grunde, uanset om foranstaltninger er iværk-

sat eller ej. Dog må beløbene korrigeres i det omfang, grundene har ændret anvendelse efter kemikalieaffaldsdepotlovens ikrafttræden den 1. juli 1983, idet Miljøstyrelsen finder, at kommunerne under alle omstændigheder må finansiere de merudgifter, en ændret arealanvendelse efter dette tidspunkt medfører i relation til undersøgelser og afværgeforanstaltninger efter loven. En total oversigt over udgifterne fremgår af bilag 3 og 4.

Konklusion.

Med baggrund i ovenstående må det konstateres, at den samlede udgift til oprydning af gasværksgrunde er skønnet til ca. 840 mill. kr. De manglende oplysninger vedrørende visse store gasværksgrunde kan dog medføre, at de samlede udgifter til undersøgelser, afværgeforanstaltninger og driftsudgifter beløber sig til 1 mia. kr.

Det skønnede beløb forudsætter, at udviklingen af nye afværgemetoder kan gøre oprydningen billigere end den er i dag.

Hvis udgiften på 840 mill. kr. vælges finansieret efter depotlovens § 8, vil dette føre til en amtskommunal merudgift på ca. 85 mill. kr. og en statslig merudgift på ca. 420 mill. kr. Kommunernes driftsudgifter vil andrage 335 mill. kr. over en 10-årig driftsperiode.

Dog kan kommunerne, såfremt driftsudgifterne overstiger 2 o/oo af udskrivningsgrundlaget, ansøge Miljøministeren om tilskud.

Der er ikke regnet med evt. compensation for de af kommunerne allerede afholdte udgifter, der af Miljøstyrelsen skønnes til mellem 30 og 50 mill. kr.

Der er heller ikke regnet med total oprydning, men kun med oprydning til et miljø- og sundhedsmæssigt forsvarligt niveau. Der er således alene tale om beløb, som kan afholdes med hjemmel i kemikalieaffaldsdepotloven. Erstatning for gener m.v. er således ikke omfattet.

Miljøministeriet

Departementet

Kontor
4.

Reference
BL-J/MNP.612

Dato
13 DEC. 1988

Journalnr.
D 88-2731-143

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

MODT I MST
13 DEC. 1988
(2)

MILJØMINISTERIET
Miljøstyrelsen J. NR.: 350-0003
14 DEC. 1988
BREV NR.: 31 BILAG:

På et møde fredag den 18. november 1988 mellem miljøministeren og repræsentanter for Kommunernes Landsforening, Københavns og Frederiksberg kommuner drøftedes spørgsmålet om finansiering af oprydningen af gasværksgrunde.

På mødet var der enighed om, at en arbejdsgruppe under Miljøstyrelsens ledelse med deltagelse fra Kommunernes Landsforening, Københavns og Frederiksberg kommuner skulle udarbejde et notat, hvori problemerne vedrørende afværgeforanstaltninger på gasværksgrunde nærmere skulle gennemgås. Dette notat skulle derefter danne grundlag for et nyt møde hos ministeren med samme deltagerkreds.

På denne baggrund skal Departementet anmode Miljøstyrelsen om senest den 28. februar 1989 at fremsende et notat med følgende indhold:

- Angivelse af registreret antal gasværksgrunde.
- Angivelse af ejerforhold, og om der har været tale om et privat eller offentligt drevet gasværk, og om ejendommen er solgt eller udstykket.

Postadresse

Telefon

Telefax

Miljøministeriet
Slotsholmen 12
1216 København K

01 92 33 88

01 32 22 27

Miljøministeriet

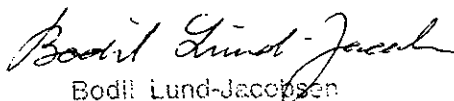
Departementet

- Angivelse af anvendelsen af gasværksgrunde den 1. april 1976 og den 1. juli 1983.
- Angivelse af typerne af nuværende anvendelser.
- Angivelse af på hvor mange grunde, der er påbegyndt undersøgelser/afværgeforanstaltninger/drift og kontrol.
- Angivelse af, i hvilket omfang disse undersøgelser er påbegyndt ud fra en accept af, at betalingen er en kommunal opgave, eller om undersøgelserne er foregået som frivillige undersøgelser i forbindelse med et ønske om ændret anvendelse eller andet.
- Vurdering af, hvilke alternative afværgeforanstaltninger, som kan tænkes brugt i forhold til den nuværende anvendelse af grunden og sikring af grundvandet.
- Vurdering af udgifterne til undersøgelser, afværgeforanstaltninger og drift i forhold til den nuværende anvendelse.
- Et samlet beløb for oprydning på gasværksgrunde i forhold til grundens anvendelse den 1. juli 1983.

Departementet skal anmode om, at notatet suppleres med eksempler, der belyser notatets indhold og eksempler på sager, hvor kommunen har udstykket eller bebygget gasværksgrunde.

Departementet skal samtidigt anmode om, at Amtsrådsforeningen inddrages i det nævnte arbejde, idet eventuelle udgifter til undersøgelser efter depotloven afholdes af amtsrådene.

Med venlig hilsen



Bodil Lund-Jacobsen
fm.

Postadresse

Telefon

Telefax

Miljøministeriet
Slotsholmen 12
1216 København K

01 92 33 88

01 32 22 27

Kontor:

Dato:

Formål:

4. januar 1989

350-0003

Til samtlige amtskommuner
og Københavns og Frederiks-
berg kommuner.

Kode:

TB/em/13

Korrespondance med andre statslige personer
Lignende meddelelser med henvisning

På et møde fredag den 18. november 1988 mellem Miljømini-
steren og repræsentanter for Kommunernes Landsforening
og Københavns og Frederiksberg kommuner drøftedes
spørgsmålet om finansiering af oprydningen af gas-
værksgrunde.

På mødet var der enighed om, at en arbejdsgruppe under
Miljøstyrelsens ledelse med deltagelse fra Kommunernes
Landsforening og Københavns og Frederiksberg kommuner
skulle udarbejde et notat, hvori problemerne vedrørende
afværgeforanstaltninger på gasværksgrunde nærmere skulle
gennemgås. Dette notat skulle derefter danne grundlag
for et nyt møde hos ministeren. Notatet skal fremsendes
til Miljøministeriets Departement senest den 28. februar
1989.

Arbejdsgruppen har den 3. januar 1989 afholdt sit 1. møde,
og man enedes her om at anmode de enkelte amtskommuner og
Københavns og Frederiksberg kommuner om inden den 1. februar
1989 at fremsende et notat med følgende oplysninger:

- 1) Angivelse af antallet af gasværksgrunde registreret som

Postadresse

Telefon

Telex

Telefax

Miljøstyrelsen
Strandgade 29
1401 København K

01 57 83 10

31 209 miljoe dk

01 57 24 49



Fu 00-14

kemikalieaffaldsdepoter i det enkelte amt.

2) Angivelse af ejer- og anvendelsesforhold:

- a) Angivelse af samtlige matr. nr. på hver enkelt gasværksgrund.
- b) Er der tale om et privat eller offentligt gasværk?
- c) Såfremt gasværket har været drevet i sameje mellem offentlige myndigheder og private investorer, angives ejerforholdene i procentdele.
- d) Er ejendommen solgt og eventuelt udstykket?
- e) Såfremt c) besvares bekræftende:
af hvem og hvornår er grunden solgt og eventuelt udstykket (herunder også eventuelle videresalg).
- f) Hvornår startede og ophørte gasværksdriften, og hvad har grunden været anvendt til fra 1. april 1976 og frem til idag?

3) Angivelse af på hvilke grunde, der er igangsat undersøgelser/afværgeforanstaltninger/drift og kontrol.

4) Angivelse af i hvilket omfang disse tiltag er igangsat udfra en accept af, at kommunen betaler i overensstemmelse med "forurener-betaler-princippet", eller om tiltagene er igangsat som "frivillige oprydninger" i forbindelse med, at kommunen/bygherren ønsker en ændret anvendelse af grunden.

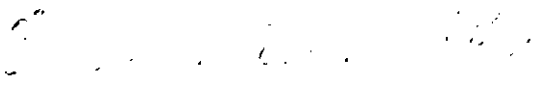
5) Angivelse af nødvendige tiltag:

- a) Hvilke undersøgelser, afværgeforanstaltninger og driftsforanstaltninger for hver enkelt grund vil være nødvendige for at sikre, at den nuværende anvendelse ikke medfører miljø- og sundhedsproblemer (det skal understreges, at eventuelle planer og ønsker om byggemodning af de pågældende arealer ikke skal medtages ved besvarelsen af dette spørgsmål)?

- b) Hvormeget vil udgifterne til undersøgelser, afværgenforanstaltninger og drift for hver enkelt grund ca. beløbe sig til, hvis man skal sikre den nuværende anvendelse, herunder grundvandet?

I besvarelsen bedes refereret til de ovenfor nævnte punkter. Eventuelle spørgsmål bedes rettet til Carsten Raad Petersen på telefon 01 57 83 10, lokal 2577.

P. D. V.



Suzanne Arup Veltzé.

c.c. Amtsrådsforeningen i Danmark.
Kommunernes Landsforening.

MILJØSTYRELSEN

- 1 a Amtskommune nr. Oversigt for samtlige amtskommuner.
 b Depotnr.
 c Navn

2 b 1	Drift privat (x)	10 * 3-4 ikke
2	" offentlig (x)	111 oplyst
c 1		_____
2		_____
d 1,1	Er ejendommen solgt nej (x)	64
1,2	ja (x)	51 2 ikke o
2,1	Er ejendommen udstykket ja (x) eller delv.)	45
2,2	nej (x)	50
2,3	Hvornår er ejendommen udstykket (år)	27-88
2,4	Hvem har udstykket ejendommen (priv. el. kom.)	4 nr. 37 km
2 f 1	Drift start (år)	_____
2	Drift slut (år)	1895-88
3	Anvendelsen fra 1/4-76 (Ind., inst., vej, bolig, lev.ind.)*	42 sf 47 f. 32
3 a	Undersøgelser udført (x eller delv.)	3 ikke opl.
b	Afværgeforanstaltninger udført (x eller delv.)	49
c	Drift af afværgeforanstaltninger (x)	20
d	Kontrolprogram igangsat (x)	3
		11
4	<u>Betaling af udførte undersøgelser</u>	
a 1	Forurener betaler nuværende anvendelse (x)	20
a 2	ny anvendelse (x)	4
b 1	Frivillig oprydning nuværende anvendelse (x)	14
b 2	ny anvendelse (x)	12
c	Depotlovs princip(x)	9
5 a	<u>Nødvendige tiltag med nuværende anvendelse</u>	_____
1,1	<u>Undersøgelser</u> anvendelse (x)	_____
1,2	grundvand (x)	_____
1,3	recipient (x)	_____
1,4	andet (x) eller ikke vurderet (+)	_____
5 a	<u>Afværgeforanstaltninger</u>	_____
2,1	anvendelse (x)	_____
2,2	grundvand (x)	_____
2,3	recipient (x)	_____
2,4	andet (x) eller ikke vurderet (+)	_____
5 a	<u>Drift/kontrol</u>	_____
3,1	anvendelse (x)	_____
3,2	grundvand (x)	_____
3,3	recipient (x)	_____
3,4	andet (x) eller ikke vurderet (+)	_____
5 b	<u>Udgifter til nødvendige tiltag (incl. moms)</u>	
1	Undersøgelser (1.000 kr.) el. ikke vurd.(+)	61;49<500 13>500
2	Afværgeforanstaltninger (1.000 kr.) *)**)	69;18<1000 38>1000
3	Driftsudgifter (1.000 kr.) pr. år	91;11<50 21>50
6	Bemærkninger : sf: særlig følsom *) 2 stk. á 15.000 = 30.000 5 stk. 168.000 f: følsom **) For Frederiksberg km. er totale tal oplyst under i: ingen afværgeforanstaltninger.	

* Den mest følsomme af de angivne anvendelser

÷ Betyder, at spørgsmålet ikke er besvaret.

Skøn over udgifter til oprydning af gasværksgrunde med eksisterende anvendelse.

Undersøgelser 61 á 750 45 mill.	Undersøgelser 49 á 500 25 mill.	Undersøgelser 13 á 1 mill. 13 mill.	Undersøgelser 83 mill.
Afværgeforan. 69 á 2 mill. 138 mill.	Afværgeforan. 18 á 1 mill. 18 mill.	Afværgeforan. 31 á 3 mill. + 7 til 168 263 mill.	Afværgeforan. 419 mill.
Drift pr. år 91 á 250 23 mill./år	Drift pr. år 11 á 50 0,5 mill./år	Drift pr. år 21 á 500 10 mill./år	Drift pr. år 34 mill
Drift 10 år 230 mill.	Drift 10 år 5 mill.	Drift 10 år 100 mill.	Drift 10 år 335 mill.
			Ialt 837 mill.

Gasværksproduktion og tilknyttede forureninger

Charlotte Nielsen, Kemp & Lauritzen A/S og Lizzi

Andersen, COWiconsult

Indholdsfortegnelse

1.	Aktiviteter i forbindelse med kulgasfremstilling	26
1.1	Kulgasfremstilling	26
1.2	Kulgasrensning	28
1.3	Opbevaring af gassen	30
1.4	Øvrige aktiviteter	32
2.	Forureningsforhold på gasværksgrunde	33
2.1	Forureningskilder	33
2.2	Tjæreforurening	35
2.3	Forurening med cyanid forbindelse fra brugt myremalm	36
2.4	Forurening med gasforseglingsvand	38
3.	Forureningsniveauer på gasværksgrunde	41
3.1	Forureningsniveauer i jord	41
3.2	Tjæreforurening i jord	42
3.3	Cyanidforurening i jord	48
4.	Sammenfatning	54
4.1	Forureningskilder	54
4.2	Tjæreforurening i jord	54
4.3	Cyanidforurening i jord	54
5.	Referencer	56

Kemp & Lauritzen

Forsynings- & miljøteknik

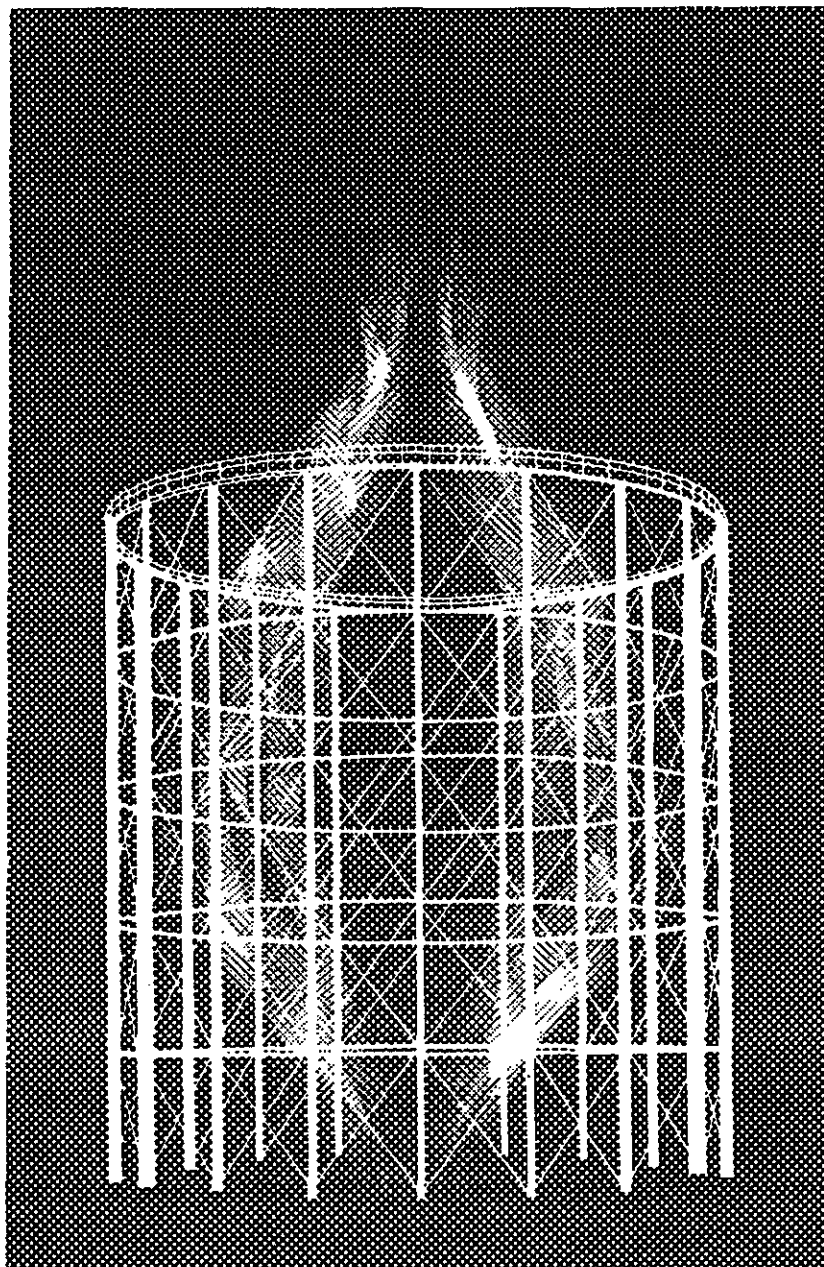
COWiconsult

Rådgivende Ingeniører AS

Kemp & Lauritzen A/S
Roskildevej 12
2620 Albertslund

Cowiconsult
Parallelvej 19
2800 Lyngby

Gasværksproduktion og tilknyttede forureninger



Charlotte Nielsen, Kemp & Lauritzen A/S

November 1989

Kemp & Lauritzen

Forsynings- & miljøteknik

Roskildevej 12
2620 Albertslund
42 64 48 22

1. AKTIVITETER I FORBINDELSE MED KULGASFREMSTILLING

1.1 KULGASFREMSTILLING

Der blev produceret kulgas i Danmark fra 1853, hvor Danmarks første gasværk blev opført i Odense, til 1983, hvor Strandvejsgasværket blev nedlagt. /1/

Indtil slutningen af det 19. århundrede blev gassen udelukkende fremstillet ved tørdestillation af dertil egnede stenkul. De kul der blev anvendt i kulgasproduktion havde et indhold på 30-40% flygtige stoffer og et lavt svovlindhold. Under 1. verdenskrig blev der dog også anvendt brunkul og tørv i gasproduktionen /1/ /3/.

Kullene blev indkøbt i store mængder og opbevaret på gasværksgrunden i kullagre. I mange tilfælde blev der kun købt kul ind en gang om året /10/.

Oprindeligt blev der anvendt horisontale retorter, hvor kullene under opvarmning til ca. 700°C afgav deres gas. Fra omkring 1920 begyndte man at installere vertikale retorter. Kullene blev her opvarmet til ca. 1000°C i retorten. Efter et ophold på 5 timer i retorten havde kullene afgivet deres gas, der bestod af ca. 46% brint, 16% methan, 15 % kvælstof og mindre indhold af ilt, kuldioxid, højere kulbrinter, organiske svovlforbindelser, svovlbrinte og cyanbrinte /1/ /3/ /6/.

De afgassede kul, koksene, bestod næsten udelukkende af kulstof og kunne derfor bruges til brændsel. Koksene var et langt mere "renligt" brændselsprodukt end kullene. De blev derfor anvendt til opvarmning i mange husholdninger /10/.

Indtil koksene blev afsat blev de opbevaret i kokslagre på gasværksgrunden /10/.

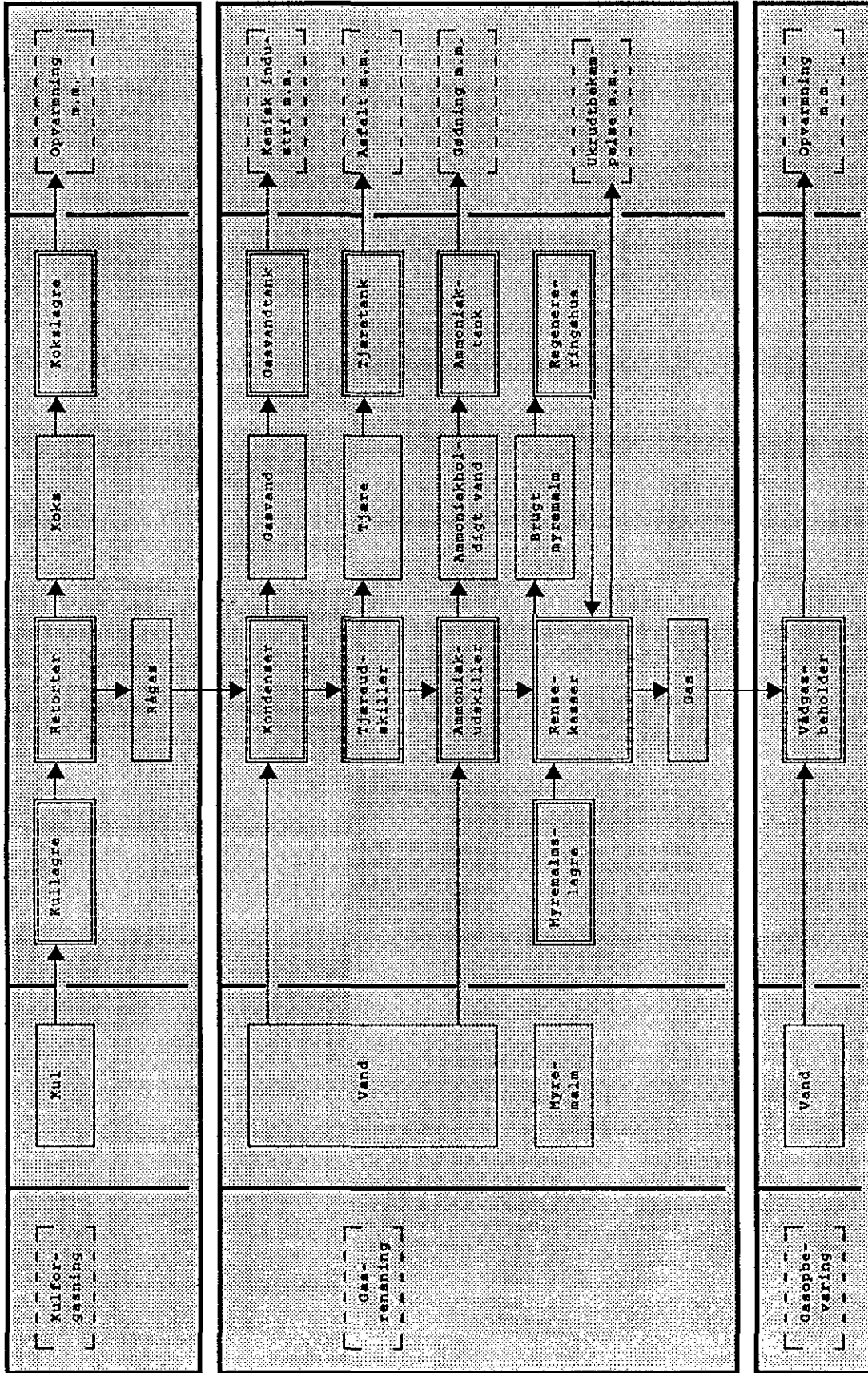
Nogle af de større gasværker startede produktion af vandgas i slutningen af det 19. århundrede. Fordelen ved vandgas-

ANVENDELSE

ANLÆG OG PRODUKTER

RÅVARER

PROCES



FIGUR 1.1 Principdiagram kulgasværk

værkerne var at de kunne sættes i drift i løbet af meget kort tid, og derfor var velegnede til spidsbelastninger /1/.

Princippet i vandgasværkerne var at kul eller koks ved forbrænding blev opvarmet til 1100°C. Derefter blev der lukket for ilttilgang og skorsten og der blev blæst vanddamp ind under ristene med kul og koks. Vanddampen blev hermed spaltet til ilt og brint, hvor iltten gik i forbindelse med kulstof til kulilte: $C + H_2O + \text{varme} \rightarrow CO + H_2$. Vandgassen blev blandet med den almindelige kulgase /1/.

Der var dog den ulempe ved vandgassen at den havde en væsentlig lavere brændværdi end kulgase, men dette kunne man komme udenom ved at kombinere vandgasfremstillingen med et karbureringsanlæg. Den varme afgangsgas fra forbrændingen blev ledt gennem en kaburator, hvor indsprøjtet olie blev omdannet til oliegas der blev blandet med vandgassen (karbureret vandgas) /1/ /3/.

Den karburerede vandgas indeholdt mindre brint og methan end kulgassen, men til gengæld mere end 30% kulilte.

1.2 KULGASRENSNING

Da en del af stofferne i rågassen var uønskede gennemgik gassen en rensning før den blev ledt gennem nettet til forbrugerne. Omfanget af denne rensning varierede med tiden og fra gasværk til gasværk. Generelt gjaldt det at de større gasværker fik installeret bedre anlæg til gasrensning end de små værker, og at renseprocesserne med tiden blev mere effektive. På figur 1.1 ses et eksempel på et principdiagram for et kulgaseværk.

Oven på retorten var placeret en vandlås, "hydraulikken", der forhindrede luft i at trænge ind i gasledningerne når retorten åbnedes. En del af vanddampen, tjæredampen og ammoniakken kondenserede ud allerede i hydraulikken. Fra retorten blev gassen ledt til en kondenser hvor gassen blev nedkølet til ca. 25°C. Herved blev yderligere tjære

og ammoniak udskilt. Vandet fra hydraulikken og kondenseren kaldes for gasvand. Gasvandet blev opbevaret i tanke på gasværket, hvorfra det blev videresolgt til fremstilling af salmiakspiritus, svovlsur ammoniak, hjortetaksalt, lattergas og ammoniumnitrat /1/ /3/ /10/.

Gassen blev herfra pumpet videre gennem tjæreudskillere, ammoniakvasker og svovlrenseanlæg til gasbeholderen. På nogle værker blev der derudover indstalleret naphthalen-vaskning og tørring af gassen /1/.

Tjæreudskilleren bestod af en beholder med forskudte hullede jernplader der slog tjæren ud af gassen. Ved denne metode blev ca. 90% af tjæren fjernet fra gassen. På de større værker blev der i 30'erne indført elektriske tjærefiltre der fjernede 100% af tjæretågen fra gassen. Før salg eller forarbejdning af tjæren blev en del af tjærens vandindhold fjernet. Dette blev gjort ved centrifugering eller ved henstand i tanken /1/ /10/.

Tjæren blev bl.a. anvendt til asfalt og i kemisk industri. Se afsnit 1.4.

I ammoniakvaskeren blev gassen ledt gennem berislede koste, hvor ammoniaken blev vasket ud. Rågassen indeholdt omkring 200 g ammoniak/100 m³ gas og bygassen indeholdt omkring 0,1 g ammoniak/100 m³ gas. Ammoniakvandet blev opbevaret i ammoniaktanke indtil den blev videresolgt, bl.a. som kvælstofgødning /1/ /3/.

Svovlrenseanlægget bestod af lukkede renskasser med rensesmasse. Det var først og fremmest myremalm der blev anvendt som rensesmasse. Myremalm tilbageholdt gassens indhold af svovlbrinte og cyanbrinte. Efter brug blev myremalmen regenereret ved udluftning hvorefter den kunne genanvendes 3-4 gange. Det blev tilstræbt at myremalmen havde et svovlindhold på 40-50% før den blev solgt til fremstilling af svovl og svovlsyre. Myremalmen blev endvidere anvendt som

ukrudtsbekæmpelse på gasværksgrunden, på kommunens stier og veje og hos private /1/ /2/ /3/ /4/ /10/.

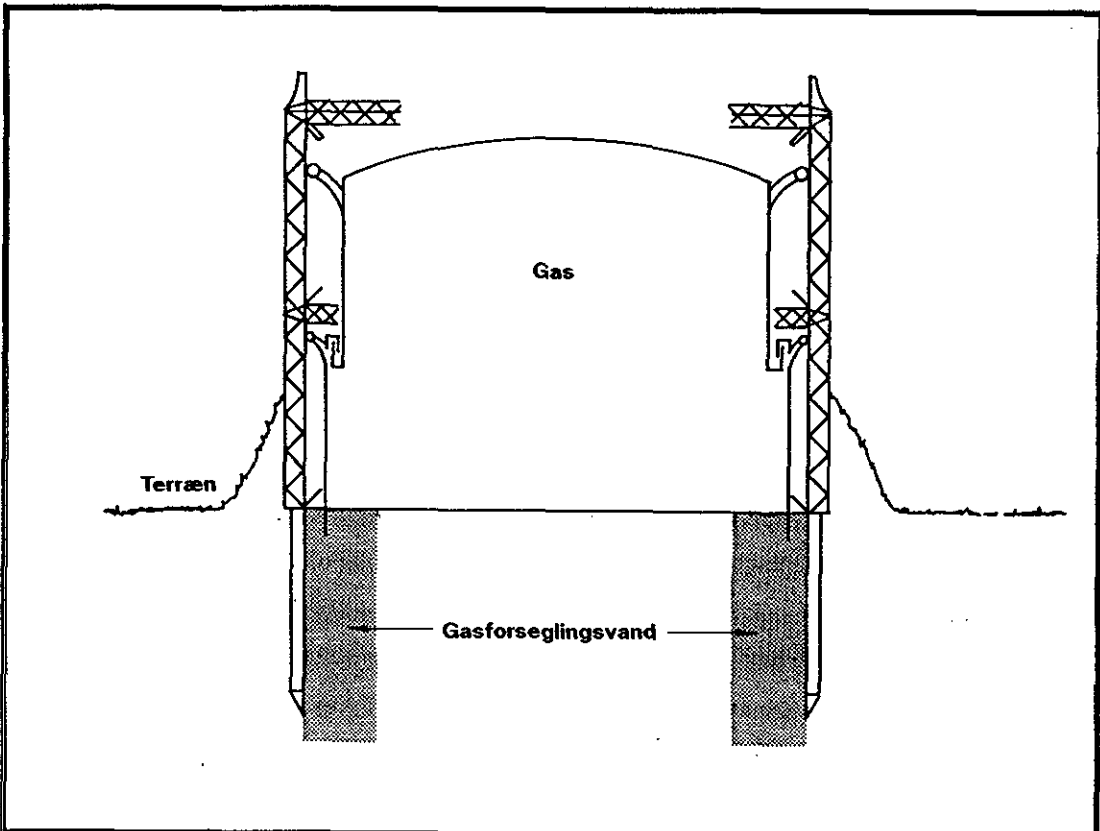
Naftalen blev fjernet fra gassen ved at vaske gassen med olie. Den brugte olie kunne herefter benyttes til fremstilling af råbenzol. Tilsidst tøres gassen med calciumkloridopløsning, som kunne genbruges /3/ /6/.

1.3 OPBEVARING AF GASSEN

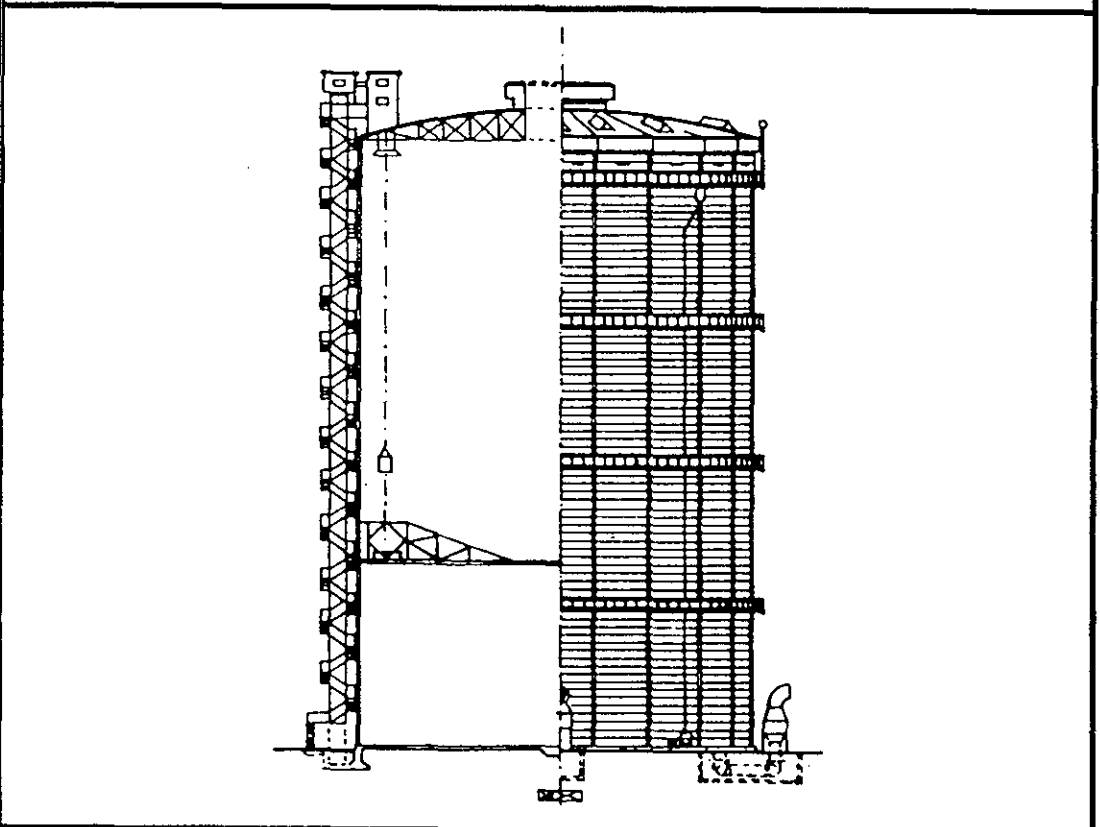
Herhjemme blev der hovedsagelig anvendt to typer gasbeholdere - tørbeholdere og teleskopbeholdere (vådbeholdere).

En vådbeholder bestod af en gasklokke der kunne bevæge sig vertikalt i en udgravet vandfyldt rende. Klokken blev holdt på plads af en gitterkonstruktion. På figur 1.2 (næste side) er vist en principskitse af en vådbeholderkonstruktion. Gasforseglingens vandet i den udgravede rende fungerede som vandlås for gassen i beholderen. Da den udgravede rende ikke altid var tæt måtte man nogle steder efterfylde vandlåsen jævnlige. For at undgå at gasforseglingens vandet løb over under regnskyl, var renden forbundet til kloak /5/.

På figur 1.3 (næste side) ses en skitse af en tørgasbeholder. I tørbeholderne kunne beholdervolumet varieres ved hjælp af et indvendigt stempel. Gassen befandt sig under stemplet, over stemplet var der atmosfærisk luft. Forbindelsen mellem stempel og beholderne var tætnet/smurt ved hjælp af tjære eller olie. Tjæren/olien løb ned langs væggene af beholderne. Ved bunden af beholderen blev tjæren/olien opsamlet og pumpet op til toppen af beholderen /5/.



FIGUR 1.2 Principskitse - vådgasbeholder



FIGUR 1.3 Principskitse - tørgasbeholder

1.4 ØVRIGE AKTIVITETER

Ved destillation af olie brugt ved gassens naftalenrensning kunne der fremstilles råbenzol, der igen kunne adskilles til benzen, toluen, xylen og solventnafta. Disse produkter blev anvendt til motorbrændsel, som opløsningsmidler i farveindustrien, gummiindustrien samt den kemiske industri /3/ /4/.

Da benzoldampen havde en en meget høj brændværdi, udtog man som regel kun halvdelen af gassens benzolindhold for at undgå en for stor nedsættelse af gassens brændværdi /4/.

Ved destillation af tjære skilles tjæren i forskellige fraktioner: letolie, karbololie, tungolie, antracenieolie og beg. Disse fraktioner kunne anvendes som de var eller destilleres videre. Der blev blandt andet fremstillet fenol og cresol til brug i bakelitfabrikation, farvestoffer, medicinske præparater og imprægneringsvæsker /3/ /10/.

Den hyppigste fremstillingsmetode for fenol var dog ekstraktion af tjære med let olie eller benzol. Efter ekstraktion blev fenolen separeret ved vask eller destillation /2/.

2. FORURENINGSFORHOLD PÅ GASVÆRKSGRUNDE

2.1 FORURENINGSKILDER

Af de nævnte aktiviteter i forrige afsnit skal her peges på en række processer, anlæg og produkter, der kunne medføre forurening på gasværksgrundene:

- spild af tjære i forbindelse med håndtering af tjæren
- cyanid- og svovlforbindelser fra brugt myremalm
- udsivning af gasforseglingsvand fra vådgasbeholdere
- spild af fenol eller benzol ved fremstilling, m.m.
- spild af olie fra utætte tanke og rørledninger i forbindelse med vandgasværker, naftalenrensning m.m.
- spild af olie eller tjære fra tørgasbeholdere
- spild af ammoniak i forbindelse med håndtering af gasvand og ammoniakvand
- forurening med tungmetaller, ved udvaskning af kullagre, m.m.

Ud over udsivning af tjære gennem utætheder i tanke, rørledninger og tjæreudskillere er der sket spild af tjære i forbindelse med aftapning, transport og oplagring af tjære på tønder samt ved forarbejdning af tjære (tjæredestillation) på gasværkerne. Tjæreforurening behandles nærmere i afsnit 2.2.

Ved undersøgelser af gasværksgrunde viser det sig ofte at der er spredt brugt myremalm over store dele af grundene /6/.

Mange steder har man haft regenerering og oplagring af brugt myremalm flere steder på grunden, og det var ikke ualmindeligt at anvende den brugte myremalm til opfyldning på grunden /6/. Forurening med brugt myremalm beskrives i afsnit 2.3.

Utætheder i de gamle vådgasbeholdere har på mange gasværker været en kilde til massive forureninger i grundvandet omkring gasbeholderens bund /6/. Grundvandsforurening med

gasforseglingsvand er beskrevet i afsnit 2.4.

På en række af de største værker har der været produceret benzol, fenol og andre produkter med tjære eller andre gasværksprodukter som udgangsmateriale. Disse anlæg var kilder til forurening med tjære, olie og forskellige tjærefraktioner /6/.

Tørgasbeholderne kunne forurene med smøremidler (tjære eller olie) hvis der var utætheder i tankens bund eller i det system der opsamlede smørremidlet ved beholderens bund /6/.

Udsivning af olie var en kilde til forurening, på især de større gasværker hvor der blev fremstillet fenol og benzol, og hvor der blev opstillet tørgasbeholdere /6/.

Olieforurening vil dog ikke blive behandlet nærmere her, da det kun er en mindre del af gasværkerne hvor der er fundet olieforurening, og forureningen ikke er af så kritisk karakter som f.eks. tjæreforurening.

Udsivning af ammoniakvand ved utætte tanke, rørledninger og kloaker, spild ved håndtering af ammoniak og gasvand og udtømning af gasvand på jorden er hovedårsagerne til den ammoniakforurening der findes på gasværksgrundene idag . Ammoniakforureningen anses normalt ikke for at være problematisk på gasværksgrunde bortset fra enkelte lokaliteter hvor ammoniakkoncentrationerne er så høje at de giver anledning til arbejdsmiljøproblemer ved gravearbejde på grunden. Når der alligevel udføres analyser for ammonium ved forureningsundersøgelser er det ofte fordi gasvandet udover ammoniak bl.a. indeholdt vandopløselige tjærestoffer, og ammoniakken derved kan bruges som indikator for forurening med eksempelvis fenoler /6/.

Der er registreret tungmetalforurening på en række gasværksgrunde. Kilderne til denne forurening er udvaskning fra kullagre, deponering af slagge fra retorten, blymønje

fra overfladebehandling af gasbeholdere, spild af korrosionshæmmere m.m. Derudover ligger gasværkerne i mange tilfælde i byområder med forhøjet baggrundsniveau /2/ og /6/.

Det er som oftest ikke de samme steder på gasværksgrunden, der er forurenede med tungmetaller og f.eks. tjære /6/.

Efter en oprydning, hvor jord forurenede med tjære og brugt myremalm er fjernet, kan der være et restproblem med tungmetalforurening.

Da de koncentrationsforhøjelser der er fundet på gasværksgrunde er lave til moderate, og derfor ikke dominerer forureningsbilledet på grundene behandles problemet ikke yderligere her.

2.2 TJÆREFORURENING

Tjære fra kulgasværker er en tykflydende sort væske med en karakteristisk lugt. Sammensætningen af tjæren afhænger af de anvendte kul, retorttype, afgangstemperatur m.m. Det antages at stenkulstjære indeholder omkring 10.000 forbindelser, hvoraf ca. 500 (svarende til 40-50% af tjæren) er identificeret /7/ /8/ /9/.

Naftalen og phenanthren udgør mængdemæssigt de største enkeltkomponenter. Desuden indeholder tjæren fenoler, alkylbenzener, og en række polyaromatiske hydrocarboner (PAH-forbindelser). Den resterende højt kogende del af tjære, hvoraf kun få komponenter er identificerede, kaldes beg.

En mere detaljeret beskrivelse af tjærens sammensætning kan findes i bl.a. /5/ /7/ /9/.

Udbredelsen af tjære i jord efter et spild eller en lækage må forventes at ske langsomt på grund af tjærens høje viskositet ved almindelig temperatur. Afhængig af faktorer som begyndelsestemperatur, klæbeevne, elasticitet, mængde

m.m., vil tjæren som følge af tyngdekraften bevæge sig ned gennem den umættede zone /6/.

Tjære kan bevæge sig både horisontalt og vertikalt i permeable lag, som f.eks. sand- eller gruslag, mens lavpermeable lag, som lerlag, kan forhindre nedsivning. Da tjære er tungere end vand vil den ikke, som f.eks. olie, stoppes i nedsivningen af et grundvandsspejl /6/.

På figur 2.1 (næste side) ses et eksempel på et geologisk snit, fra en gasværksgrund, der viser udbredelsen af en tjæreforurening i et sandlag. Udbredelsen er bestemt ved lugtvurderinger, PID-målinger (PID = photoionisationsdetektor) og analyser /6/. Det ses at tjæren har bredt sig i sandlaget, hvorefter den er sevet et stykke ned i moræneleret, før den er blevet stoppet.

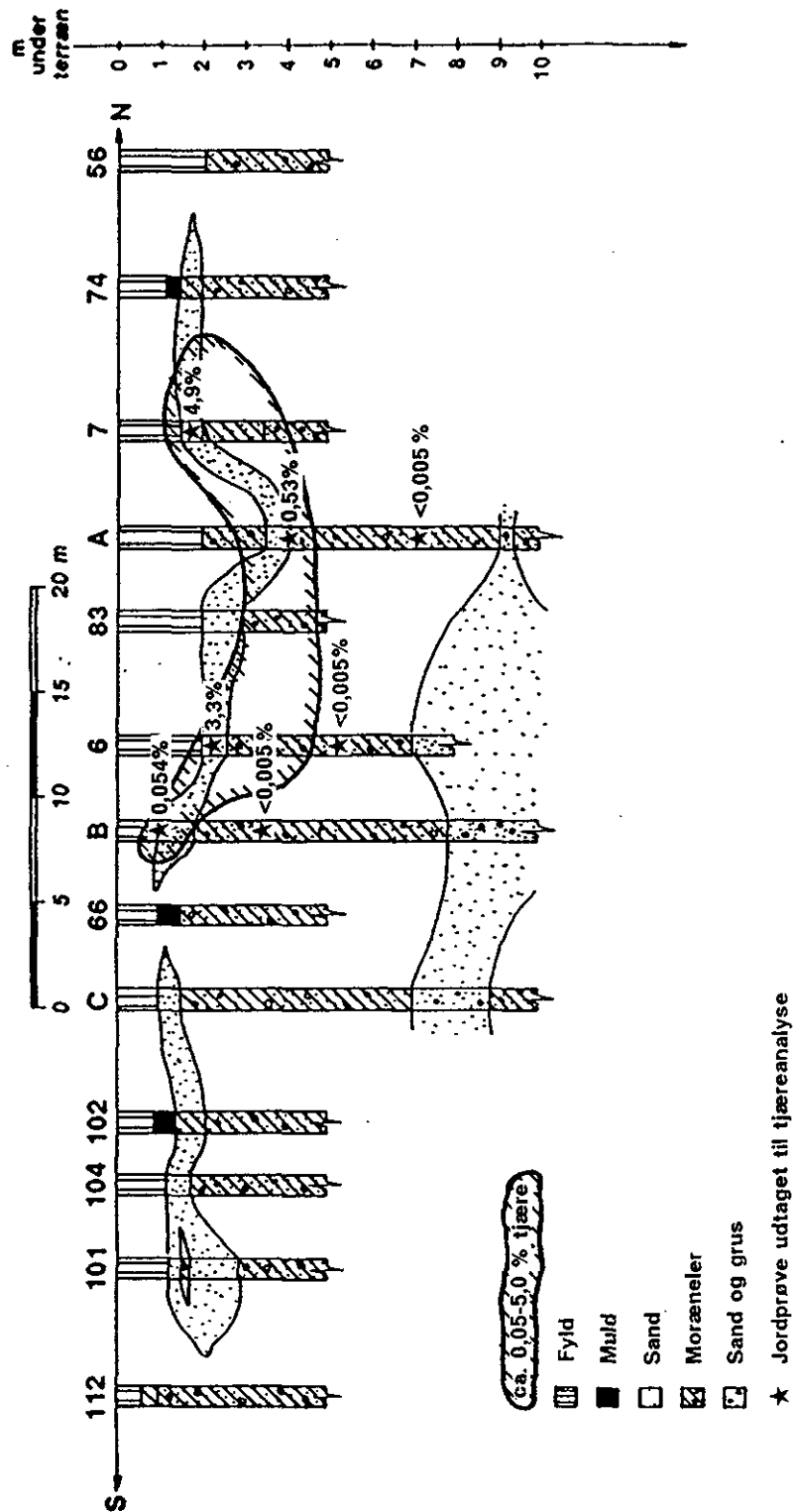
Fordampning af flygtige komponenter og udvaskning af de vandopløselige komponenter fra tjæreforureningen ændre med tiden ændre sammensætningen af tjæren i jorden. Det vil primært være de flygtige stoffer som alkylbenzener der fordamper fra forureningen. Fenoler og dernæst alkylbenzener er de mest vandopløselige af komponenterne, og vil først udvaskes til grundvandet /6/.

2.3 FORURENING MED CYANIDFORBINDELSE FRA BRUGT MYREMALM

Brugt myremalm har en ubehagelig lugt og kan have en karakteristisk blå farve (berlinerblåt). I visse tilfælde er myremalen dog sort og slaggeagtig, og derfor ikke så nem at identificere. Perkolat fra myremalm er surt, med pH ned til 2 /6/.

Brugt myremalm indeholder omkring 50% svovl, 5% komplekse cyanider, 0,5% thiocyanid og 0,05% fri cyanid /2/.

Den største del af de kompleksbundne cyanider er under normale forhold ret stabile og uopløselige jernkomplekser.



FIGUR 2.1 Geologisk snit gennem tjæreforurening

Cyanid-, thiocyanid- og sulfationer er derimod vandopløselige og mobile, og vil derfor kunne udvaskes til grundvandet. Ved pH under 8 kan fri cyanid omdannes til hydrogencyanid, og bliver dermed mobilt /2/ /6/.

Ved lavt pH vil en del af den kompleksbundne cyanid (den syreflygtige del) kunne omdannes til hydrogencyanid, og ved højt pH kan der ske en gradvis opløsning af cyanidkomplekser /6/.

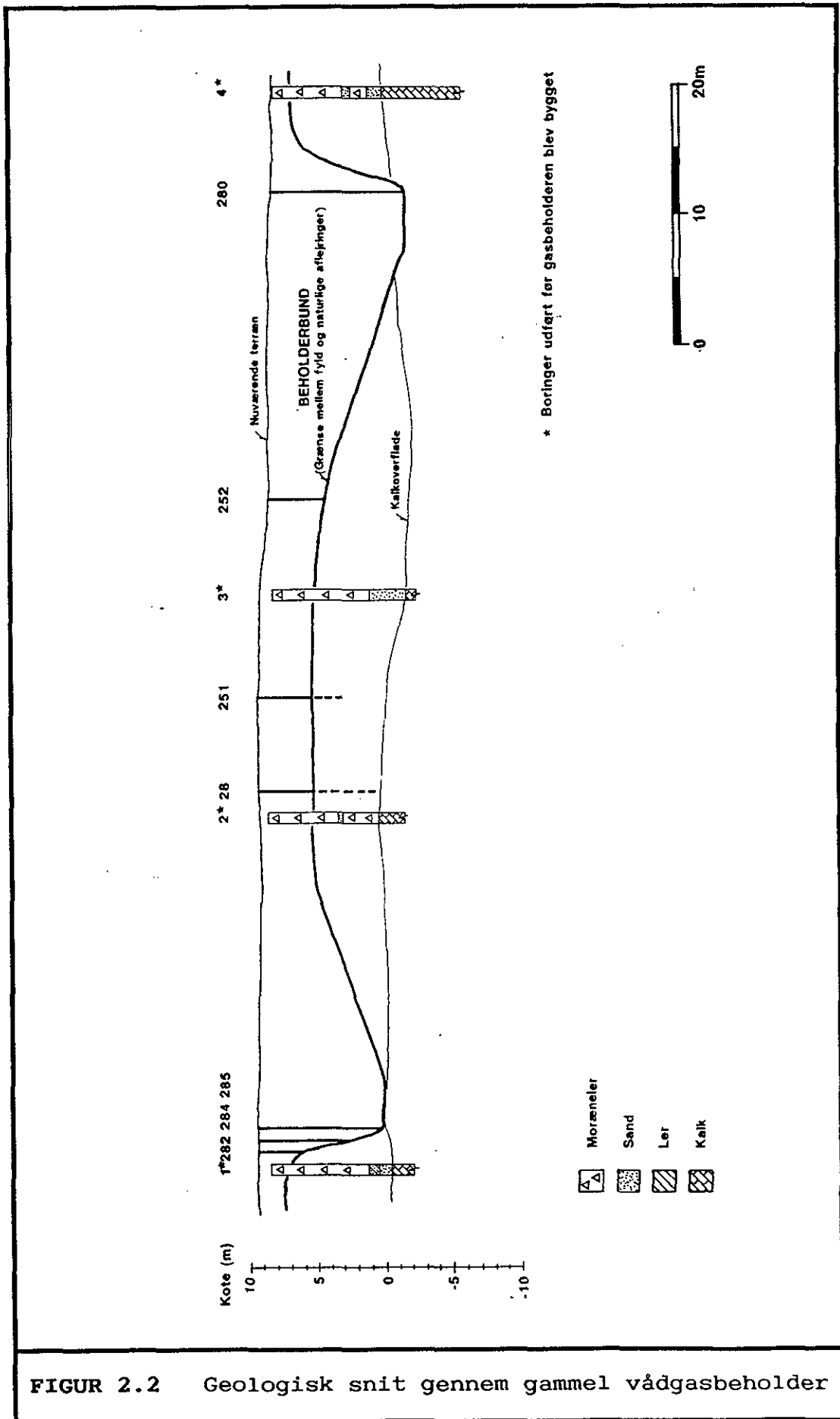
Da syreflygtigt cyanid er akut toksisk selv i meget små mængder, er forurening med myremalm en stor begrænsning for gasværksgrundenes mulige anvendelser. Der ud over er der i en række tilfælde påvist cyanid i grundvandet under gasværksgrunde /6/ /11/.

2.4 FORURENING MED GASFORSEGLINGSVAND

Ved gassens kontakt med gasforseglingsvandet i gasbeholderen blev en del af det resterende indhold af alkylbenzener, tjærestoffer, hydrogencyanid, ammoniak m.m. i gassen opløst i gasforseglingsvandet. Da man, i modsætning til de øvrige nævnte bestanddele, ikke fjernede alkylbenzenerne fra gassen, var det især alkylbenzener der blev udvasket til gasforseglingsvandet.

Tjæreresterne i gassen kondenserede i gasbeholderen og dannede et lag tjæreslam på bunden /6/.

Da de render beholderkuppelen bevægede sig i, i de fleste tilfælde ikke var vandtætte, skete der en konstant udsivning af det forurenede gasforseglingsvand til omgivelserne. Da en del af forureningskomponenterne i gasforseglingsvandet var relativt vandopløselige og mobile var vådgasbeholderne en væsentlig kilde til grundvandsforurening med specielt benzen /6/.



FIGUR 2.2 Geologisk snit gennem gammel vådgasbeholder

På figur 2.2 er vist et geologisk snit gennem et område hvor der tidligere har ligget en vådgasbeholder. De med * mærkede boringer er geotekniske boringer der blev udført før gasbeholderen blev opført, de lodrette streger angiver nye miljøtekniske boringer /6/.

Det ses at bunden af renderne har stået helt nede på kalkoverfladen. Det 5-10 meter tykke morænelerslag der dækker gasværksgrunden er gennembrudt, således at gasforseglingens vandet kunne sive direkte ud i kalken /6/.

Endvidere ses at de gamle render er blevet fyldt op i forbindelse med gasværkets nedlæggelse. Renderne er sandsynligvis i de fleste tilfælde blevet fyldt op med fyld fra gasværket, der er dog eksempler på at de er blevet fyldt op med affald udefra /6/.

3. FORURENINGSNIVEAUER PÅ GASVÆRKSGRUNDE

3.1 FORURENINGSNIVEAUER I JORD

De følgende 2 afsnit omhandler forurening i jord med tjære og cyanidforbindelser. Disse 2 forureningstyper er blevet udvalgt fordi de er de kritiske stoffer på gamle gasværksgrunde, både med hensyn til grundenes anvendelse og med hensyn til grundvandsforurening.

De øvrige forureningstyper der kan findes på gasværksgrunde behandles ikke her, da de ofte er af sekundær karakter.

Forureningsniveauerne beskrives ud fra 6 udvalgte gasværksgrunde. Da der stadig foregår undersøgelser på flere af de 6 grunde, er det valgt at anonymisere de enkelte gasværker.

Gennemgang af forureningsundersøgelser på 8 gasværksgrunde har vist, at gasværkerne i alle de gennemgåede eksempler har forårsaget forurening af sekundære grundvandsmagasiner, samt at værkerne i en række tilfælde har forårsaget forurening af primære magasiner /12/.

Forureningen består bl.a. af tjærestoffer som alkylbenzener, fenoler og PAH'er (Polyaromatiske hydrocarboner) og cyanidforbindelser, sulfat og ammonium /12/.

I Vand & Miljø nr. 7, oktober 1989, er forurening af grundvand behandlet i artiklen "Grundvandsforurening fra gasværker". Der henvises til denne artikel med hensyn til yderligere oplysninger vedr. gasværksgrundenes påvirkning af grundvandskvaliteten.

I det følgende er det søgt at gøre rede for nedenstående spørgsmål:

- hvordan sporer man en tjære/cyanidforurening
- i hvilke koncentrationer findes forureningen typisk
- i hvilke dybder findes forureningen
- hvor på grundene finder man forureningen.

3.2 TJÆREFORURENING I JORD

3.2.1 Sporing af tjæreforurening i jord

Til sporing af tjæreforurening råder man idag over følgende hjælpemidler:

- baggrundsviden om anvendte processer og anlæg
- observationer ved feltarbejde, dvs. registrering af jordens udseende og lugt
- PID-målinger på jordprøverne (PID=fotoionisationsdetektor)

Tjæreforurening i jord kan i nogle tilfælde ses som sortfarvning af jorden eller som film på jorden. Det er dog ikke altid forureningen kan ses. Lugtobservationer ved feltarbejde kan være en vigtig information. Lugtvurderinger anvendes dog ikke mere systematisk dels på grund af risikoen for sundhedsskadelige effekter på de personer der udfører vurderingen, dels fordi metoden ikke er reproducerbar /6/.

Ved PID-måling af jord fra tjæreforurenede grunde kan resultaterne af PID-målingerne indeles i 4 kategorier:

- 1: negative (- PID-forhøjelse, - tjæreforurening)
- 2: falske negative (- PID-forhøjelse, + tjæreforurening)
- 3: falske positive (+ PID-forhøjelse, - tjæreforurening)
- 4: positive (+ PID-forhøjelse, + tjæreforurening)

De falske positive PID-målinger vil i de fleste tilfælde blive afkræftet af en tjæreanalyse. Det er de falske negative PID-målinger der giver problemer ved lokalisering af tjæreforurening. I mange tilfælde vil de nemlig ikke blive afsløret, da sagernes økonomiske rammer som regel ikke tillader analyse af ret mange af de prøver, der ved karakteriseringen ikke viser tegn på forurening.

Falske negative PID-målinger skyldes utvivlsomt at tjærens sammensætning i jorden ændrer sig med tiden, på grund af udvaskning, afdampning og nedbrydning af de letflygtige komponenter fra tjæren, som PID'en er mest følsom for /11/.

I tabel 3.1 er vist den procentvise andel af analyserede jordprøver, der indeholdt tjære i koncentrationer over detektionsgrænsen, for en række gasværksgrunde. Jordprøverne er udvalgt til analyse på baggrund af blandt andet PID-målinger.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal tjære-analyser	% analyseresultater over detektionsgrænsen
1	S	110	29
2	S	91	43
3	L	14	29
4	L	5	40
5	L	5	40
6	L	14	43

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.1 Andel af positive tjæreanalyser /6/

Det ses at der ikke er nogen stor variation på denne andel for de enkelte gasværker (29%-43%). Da en del af de negative analyser er brugt til at afgrænse forureninger (og derfor repræsenterer negative PID-målinger) er der kun en mindre del af de analyserede prøver der repræsenterer falske positive PID-målinger.

Ved større koncentrerede tjæreforureninger (hotspots) er der som regel ingen problemer med at erkende forureningen, hverken under feltarbejdet eller ved PID-målingerne. Der er her altid letflygtige komponenter tilbage til at sikre PID-udslag. PID'en er her et udmærket hjælpemiddel /6/ /11/.

Det er i områder med mindre koncentreret forurening at man møder problemerne med falske negative PID-målinger.

På figur 3.1 er vist et boreprofil med tilhørende PID-målinger og analyseresultater.

Dybde meter under terræn	Boreprofil	PID- udslag	"Total-tjære" mg/kg	
0,3	fyld	2	500	
0,6	fyld	2		
1,0	fyld	2		
1,5	fyld	4		
2,0	fyld	2		
2,5	ler	2		
3,0	ler	1		
3,5	ler	350		
4,0	moræneler	600		< 50
4,5	moræneler	550		
5,0	moræneler	105		
5,5 vsp	moræneler	200		
6,0	sand	40		
6,5	sand	2		
7,0	sand	2		
7,5	sand	1		

FIGUR 3.1 Boreprofil med tilhørende PID-målinger og analyseresultater /11/

Profilet er et eksempel på en tjæreforurening i fyldlaget hvor de letflygtige komponenter er udvasket til de underliggende lerlag /11/. Et profil som dette giver, som det ses, anledning til både falske positive og falske negative PID-målinger.

Status idag er at der ikke er problemer med at spore de større koncentrerede forureninger, men at områder med difus tjæreforurening ikke altid opdages ved undersøgelserne. Det medfører at det kan være umuligt at frikende uforurenede arealer ved den type undersøgelser der for øjeblikket praktiseres.

3.2.2 Koncentrationsniveauer for tjæreforurening i jord

I tabel 3.2 er angivet fundne værdier for maksimalt indhold af tjære i jord på 6 gasværksgrunde, fundet ved gaskromatografi. Det ses at de fundne maksimumsværdier ligger mellem 0,75% og 22% total tjære i jord. Der er ca. en faktor 30 mellem den laveste og den højeste værdi.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal tjæreforureninger	Max. tjærekonzentration %
1	S	110	9
2	S	91	21
3	L	14	0,75
4	L	5	1,3
5	L	5	1,3
6	L	14	22

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.2 Max. tjærekonzentrationer i jord /6/

Tjærekonzentrationer over 10% i jord må siges at være ekstreme, og forekommer relativt sjældent. Jordprøven med 21% tjære på gasværk nr. 2 er udtaget i et område hvor der er deponeret tjæreforurenede jord, og jordprøven fra gasværk nr. 6 er udtaget i en gammel tjæretank /6/.

3.2.3 Tjæreforureningens vertikale udbredelse

I tabel 3.3 ses i hvilke dybder der er fundet tjæreforurening på de udvalgte gasværker.

Samtlige de prøver der ved analysen viste sig at indeholde tjære i koncentrationer over detektionsgrænsen, er udtaget mellem 0,5 og 4,5 meter under terræn. Årsagen til at tjæren findes i så stor dybde er bl.a. at tankene som oftes var nedgravede, og at en evt. lækage derfor kunne være placeret et par meter under terræn /6/.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal tjæreforureningsanalyser	Vertikal tjæreforurening i meter under terræn
1	S	110	0,5 - 4,5
2	S	91	0,5 - 4,5
3	L	14	1,0 - 2,0
4	L	5	2,0 - 3,5
5	L	5	0,5 - 1,0
6	L	14	0,5 - 2,5

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.3 Tjæreforureningens vertikale udbredelse /6/

Der kan dog findes tjære i dybere lag, f.eks. i bunden af vådgasbeholderne, hvor der ofte aflejres tjæreslam under anvendelsen, og hvor der endvidere kan være deponeret tjæreaflald i forbindelse med beholderens nedrivning. Endvidere vil vandopløselige tjærekompener udvaskes til dybere lag /6/.

3.2.4 Tjæreforureningens placering på grunden

Tabel 3.4 viser placeringen af den registrerede tjæreforurening i forhold til kendte forureningskilder. Endvidere angives tjære fundet i områder uden kendte kilder, ved betegnelsen "spredt".

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal tjære-analyser	Placering af forurening i forhold til kendte kilder
1	S	110	Ved gasbeholder, tjæretank + spredt
2	S	91	tjæretank, tjæredestillationsanlæg + spredt
3	L	14	Tjæretank og udskiller
4	L	5	Tjæretank + gasbeholder
5	L	5	?
6	L	14	Ved tjæretank
* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m ³ /år i 1951 L = gasproduktion $< 10^6$ m ³ /år i 1951			
TABEL 3.4 Placering af forurening på gasværkgrunde /6/			

Det ses at der i 5 af de 6 undersøgelser er fundet tjæreforurening ved tjæretanke, gasbeholdere og tjæredestillationsanlæg. På gasværk nr. 5 er de gamle situationsplaner meget ufuldstændige, så det vides ikke hvor tjæretanken har været placeret.

På gasværk 1 og 2 blev der derudover fundet tjæreforurening i områder hvor der ikke har været tjæreanlæg placeret. Forureningen i disse områder skyldes på gasværk nr. 2 tildels deponering af tjæreholdigt affald /6/.

Årsagen til at der kun er fundet tjære uden for områder med kendte kilder på 2 af gasværkerne er sandsynligvis at de få tjæreanalyser der er udført i forbindelse med de øvrige undersøgelser er brugt omkring de oplagte kilder.

3.3 CYANIDFORURENING I JORD

3.3.1 Sporing af cyanidforurening i jord

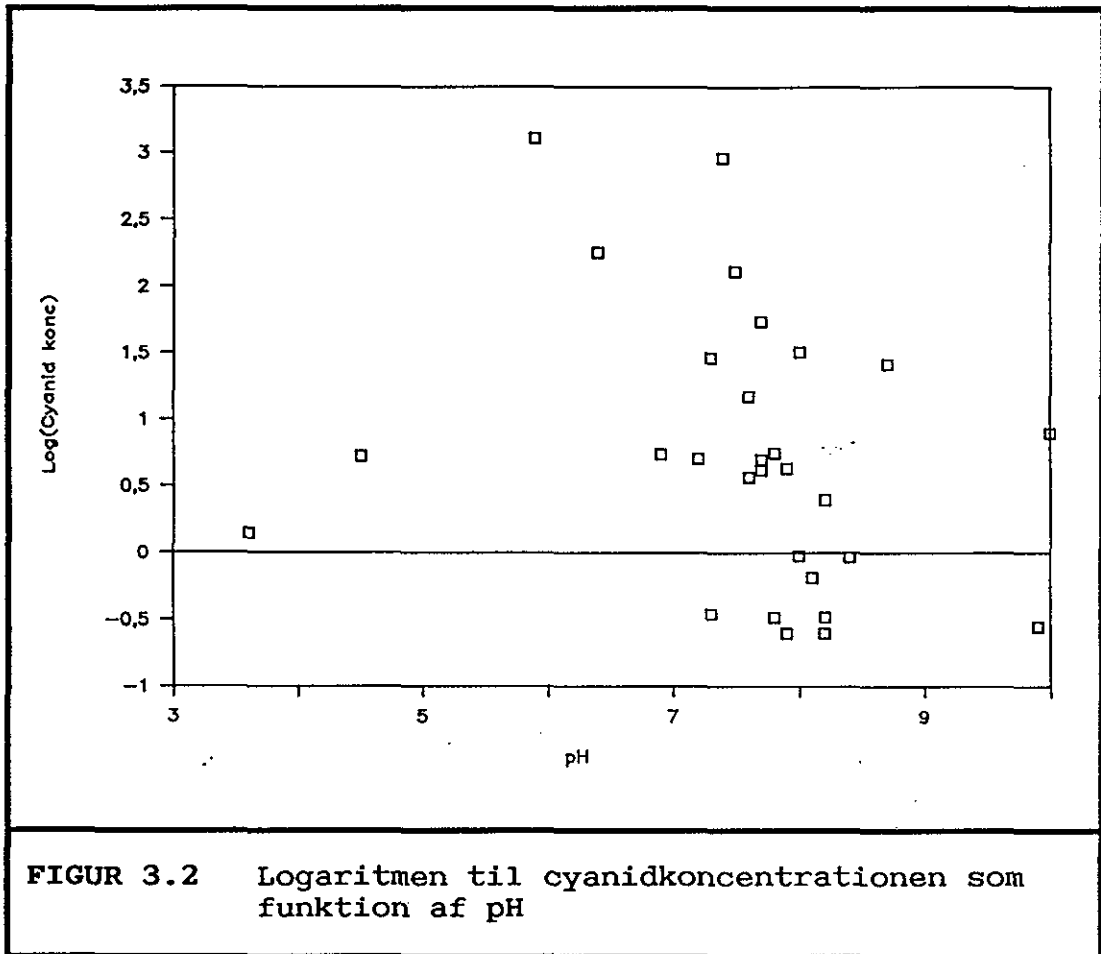
Der anvendes følgende metoder ved sporing af cyanidforurening:

- baggrundsviden om gasværksgrunden
- registrering af feltobservationer, det vil sige af jordens udseende og lugt
- pH-målinger på jordprøverne

Som nævnt i afsnit 2.3 har myremalm i nogle tilfælde en karakteristisk blå farve. Det er dog langt fra altid myremalmen har denne farve, og den kan være svær at identificere visuelt. Derudover er der tilfælde på jordprøver der var tydeligt blåfarvede uden at indeholde cyanid i koncentrationer over detektionsgrænsen /6/.

Selv om myremalmen lugter ubehageligt adskiller den sig på dette punkt ikke fra den øvrige jord på gasværksgrundene /6/.

På figur 3.2 (næste side) ses sammenhængen mellem logaritmen til cyanidkoncentrationen og pH, for en række jordprøver udtaget på en gasværksgrund. Der ser ud til at være vis sammenhæng mellem pH og cyanidkoncentrationen, således at koncentrationen falder med stigende pH. Sammenhængen er dog for usikker til at pH kan siges at være velegnet som indikator for cyanidforurening.



Generelt må det siges at der er problemer med at spore cyanidforurening i jorden på gasværksgrunde. Den nævnte karakterisering er et for spinkelt grundlag at udvælge jordprøver til analyse på. Dette forhold giver sig udtryk i den variation der er i andelen af positive cyanidanalyser på de forskellige gasværksgrunde, som vist i tabel 3.5. Det ses at andelen af positive analyser varierer fra 0% til 100%.

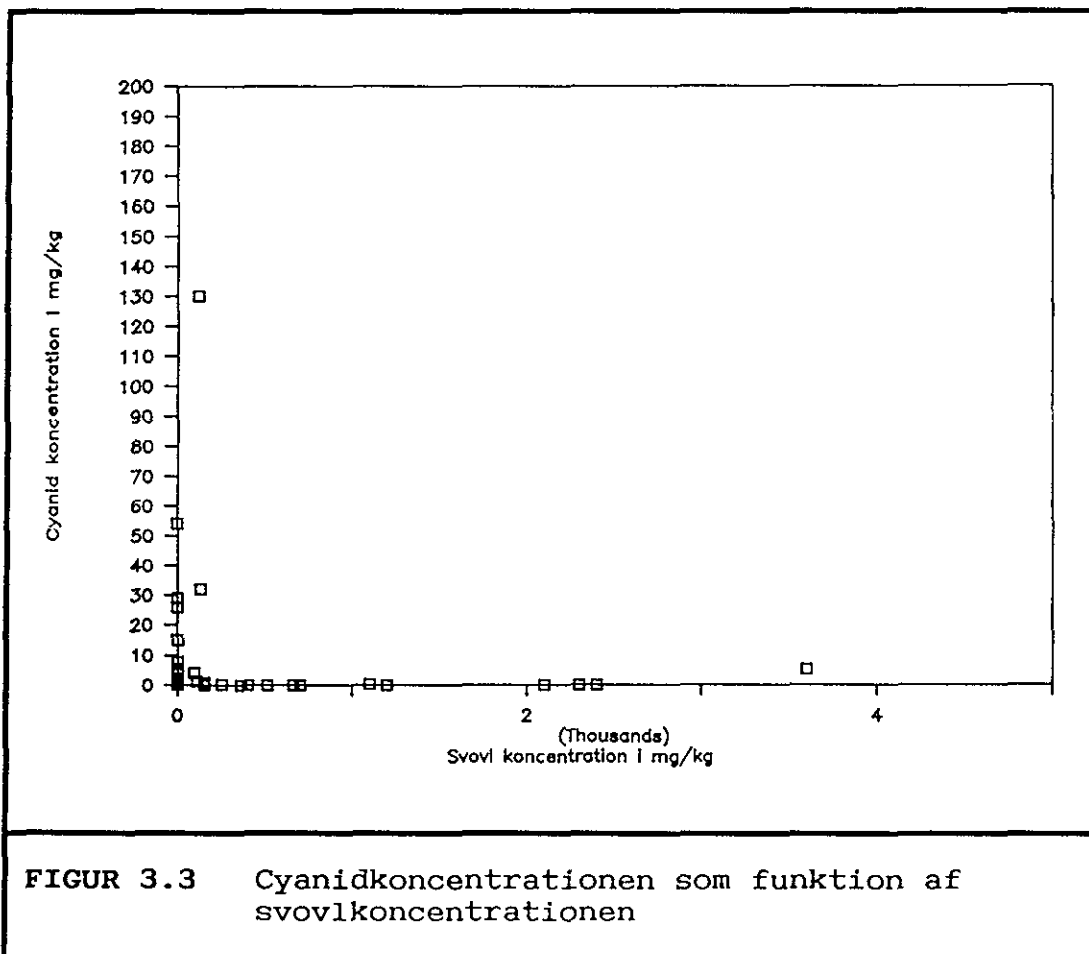
For at afhjælpe dette problem er der gjort forsøg på at finde egnede indikatorparametre for cyanidforureningen. Da svovl analyser er noget billigere end cyanid analyser, er svovl i nogle undersøgelser anvendt som indikatorparameter for forurening med myremalm og dermed cyanid /6/.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal cyanid-analyser	% analyseresultater over detektionsgrænsen
1	S	112	32
2	S	52	54
3	L	6	100
4	L	5	0
5	L	3	100
6	L	3	100

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.5 Andel af positive cyanidanalyser /6/

På figur 3.3 ses sammenhængen mellem logaritmen til cyanidkoncentrationen og logaritmen til svovlkoncentrationen, for en række jordprøver udtaget på en gasværksgrund.



Som det ses af figuren er svovlindholdet meget dårligt korreleret til cyanidindholdet, og derfor ikke velegnet til dette formål. Der er i øjeblikket ikke nogen ideel løsning på problemet med at spore cyanidforureningen i jord.

3.3.2 Koncentrationsniveauer for cyanidforurening i jord

I tabel 3.6 vises maksimumsværdier for total-cyanid analyser fra 6 gasværksgrunde.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal cyanid-analyser	Max. cyanidkoncentration mg/kg
1	S	112	1.300
2	S	52	> 5.000
3	L	6	23.500
4	L	5	< 2,5
5	L	3	4.200
6	L	3	2.500

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.6 Max. cyanidkoncentrationer i jord /6/

Der er meget stor variation i de fundne maksimumsværdier, der er en faktor ca. 10.000 mellem den højeste og den laveste værdi.

Årsagen til den forskel der er registreret i de enkelte grundens maksimumsværdier, kan meget vel være usikkerheden ved det spinkle grundlag der i øjeblikket udvælges prøver til analyse på. Det er også af betydning at cyanidkoncentrationerne varierer betydeligt over små afstande.

3.3.3 Vertikal udbredelse af cyanid i jord på gasværksgrunde

I tabel 3.7 (næste side) ses i hvilke dybder der er fundet cyanid på de viste gasværksgrunde.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal cyanid-analyser	Vertikal tjæreudbredelse meter under terræn
1	S	112	0,5 - 9,5
2	S	52	0,5 - 4,5
3	L	6	0 - 1,5
4	L	5	-
5	L	3	0,5 - 1,0
6	L	3	0 - 2,0

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.7 Cyanidforureningens vertikale udbredelse /6/

Bortset fra 1 prøve fra gasværk 1 er alle de positive prøver udtaget i intervallet fra terræn og ned til 4,5 meter under terræn. Prøven fra gasværk 1 er udtaget i 9,5 meters dybde i en boring placeret i en gammel vådgasbeholderes rende /6/. Der er sandsynligvis deponeret myremalm i renden ved gasværkets nedlæggelse.

3.3.4 Cyanidforureningens placering på grunden

Forureningens placering på de enkelte grunde er vist i tabel 3.8.

Gasværk nr.	Størrelse * S = stor L = lille	Antal cyanid-analyser	Placering af forurening i forhold til kendte kilder
1	S	112	Gasbeholder + spredt
2	S	52	Rensekasser + spredt
3	L	6	Rensehus ved gasbeholder + spredt
4	L	5	-
5	L	3	Gasbeholder + spredt
6	L	3	Spredt

* Størrelse: S = gasproduktion $\geq 10^6$ m³/år i 1951
L = gasproduktion $< 10^6$ m³/år i 1951

TABEL 3.8 Placering af forurening på gasværkgrunden /6/

Ved gasværk nr. 2 og 3 blev der fundet cyanid hvor det var forventet. Der ud over blev der fundet cyanid spredt ud over store dele af gasværksgrundene på samtlige grunde bortset fra nr. 4.

Spredningen på grundene hænger sammen med den måde myremalmen er blevet håndteret på under gasværkets driftperiode, og i nogle tilfælde med den blanding af overfladejorden der er sket i forbindelse med gasværkets nedrivning.

4. SAMMENFATNING

4.1 FORURENINGSKILDER

De væsentligste forureningskilder på gasværksgrunde er:

- udsivning og spild af tjære ved tanke, rørledninger, tjæredestillationsanlæg, m.m.
- spild og deponering af brugt myremalm, og dermed af cyanid- og svovlforbindelser

Derudover ses der ofte en væsentlig forurening stammende fra udsivning af gasforseglingsvand fra torgasbeholdere.

De to førstnævnte forureningskilder har givet anledning til terrænnær forurening af jord, alle tre forureningskilder har forsårsaget grundvandsforurening.

4.2 TJÆREFORURENING I JORD

Ved sporing af tjæreforurening i jord er der, med de metoder der bekræftes idag, som regel ingen problemer med at finde større koncentrerede tjæreforureninger. Da de mere diffuse forureninger i nogle tilfælde kun kan erkendes ved analyse, kan det være vanskeligt at frikende arealer, selvom der ikke umiddelbart konstateres indikationer på tjæreforurening ved undersøgelsen.

Undersøgelser af en række gasværksgrunde har vist, at de maksimale tjærekoncentrationer fundet på grundene varierer fra omkring 1% - 20%. Koncentrerede tjæreforureninger er som regel beliggende ved kendte kilder, og findes kun sjældent dybere end 4,5 meter under terræn.

4.3 CYANIDFORURENING I JORD

Det er problematisk at spore cyanidforurening i jord ved de metoder til karakterisering af prøver der er til rådighed i dag.

Det er derfor forsøgt at anvende svovl som indikatorparameter for cyanid, men da koncentrationerne af de 2 stoffer er meget dårligt korrelerede, er svovl uegnet som indikatorparameter.

Det er meget stor variation i de maksimumværdier, der bliver fundet på de enkelte grunde. På de 6 udvalgte gasværker, der er behandlet her, varierer de maksimale cyanidkoncentrationerne fra under detektionsgrænsen til 23.500 mg cyanid/kg.

Det brugte myremalm, og dermed cyaniden, er ofte spredt over store dele af gasværksgrundene på grund af den måde myremalmen er blevet håndteret på.

5. REFERENCER

- / 1/ R. Upton-Hansen et. al.; 1983
Danske kulgasværker 1853-1983.

- / 2/ D.C. Wilson and C. Stevens; 1981
Problems arising from the redevelopment of gas works
and similar sites.
AERE Harwell.

- / 3/ Københavns Belysningsvæsen; 1957
Københavns Gasværker 1857-1957.

- / 4/ C.J.H. Madsen og E. Elverdam; 1943
Haandbog i praktisk Gaskemi
Dansk. Gasteknisk Forening.

- / 5/ Von Gunter Cerbe et. al.; 1981
Grundlagen der Gastechnik
Hanser.

- / 6/ Materiale fra undersøgelser af danske gasværksgrunde,
stillet til rådighed af Miljøstyrelsen.

- / 7/ Gas Engineers Handbook; 1977
Industrial Press, side 3/17.

- / 8/ Nis Hansen
Analyseblanket fra Levnedsmiddelkontrollen i Skovlunde.

- / 9/ H.G. Franck og A. Knop; 1977
Kohleveredlung
Springer Verlag.

- /10/ Københavns Belysningsvæsen; 1932
Københavns Gasværker
1857 - 4. december - 1932.

/11/ Lossepladsprojektet; 1989

Anvendelse af photoionisationsdetektor ved undersøgelse
og jordforurening.

Under udarbejdelse

/12/ Andersen, J.N. og Mikkelsen, L.P.; 1989.

Grundvandsforurening fra gasværker.

Vand & Miljø nr. 7, oktober 1989.

Supplerende litteratur:

Andersen, L. (Cowiconsult):

Gasværker.

Forurenede Industrigrunde, Lossepladsprojektet,

Udredningsrapport U2, (170 sider),

Statens Informationstjeneste, 1988.

ISBN: .87-503-7081-2.

Erfaringer fra undersøgelser på Odense Gasværk

Ole Michaelsen, Kemp & Lauritzen A/S og

Trine Korsgaard Lossepladsprojektet/Fyns Amt

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	60
2. Forventet forureningsmønster	63
3. Udførte forureningsundersøgelser	64
4. Faktiske forureningsbillede	65
4.1 Forurening med tjære	65
4.2 Forurening med cyanid	65
4.3 Andre forureninger	69
5. Udvalgte problemstillinger	70
5.1 Forurening ved gasbeholdere	70
5.2 Forureningsspredning, sekundære magasiner	73
6. Erfaringer med undersøgelsesstrategi	82
7. Referencer	85

Kemp & Lauritzen

Forsynings- & miljøteknik

Roskildevej 12
2620 Albertslund
42 64 48 22

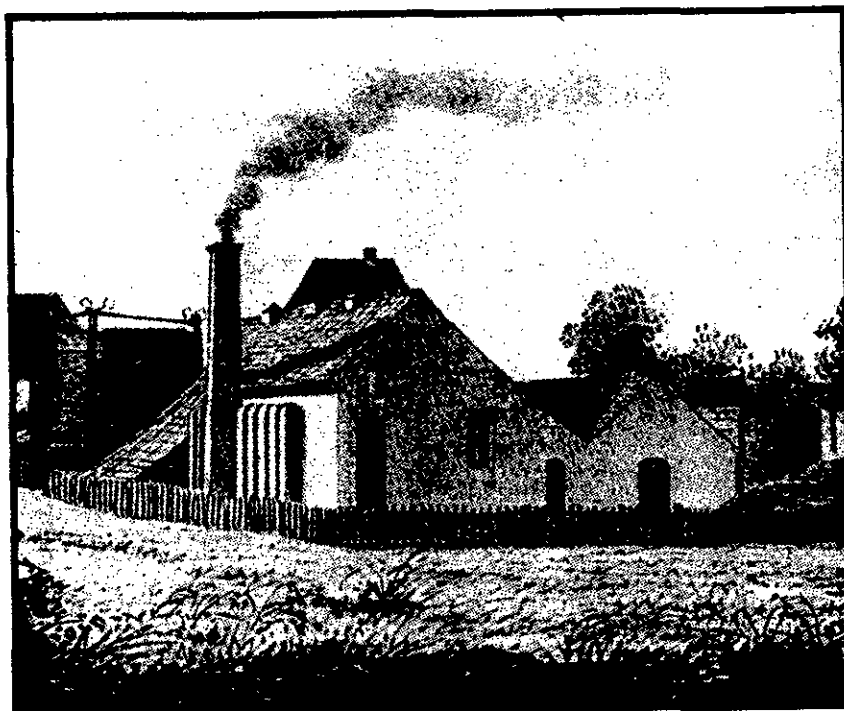


Kemp & Lauritzen A/S
Roskildevej 12
2620 Albertslund

Fyns Amt/ Lossepladsprojektet
Vand & Miljøafd.
Ørbækvej 100
5220 Odense SØ

LOSSEPLADSPROJEKTET

ERFARINGER FRA FORURENINGSUNDERSØGELSER PÅ ODENSE GASVÆRK



Ole Michaelsen, Kemp og Lauritzen A/S

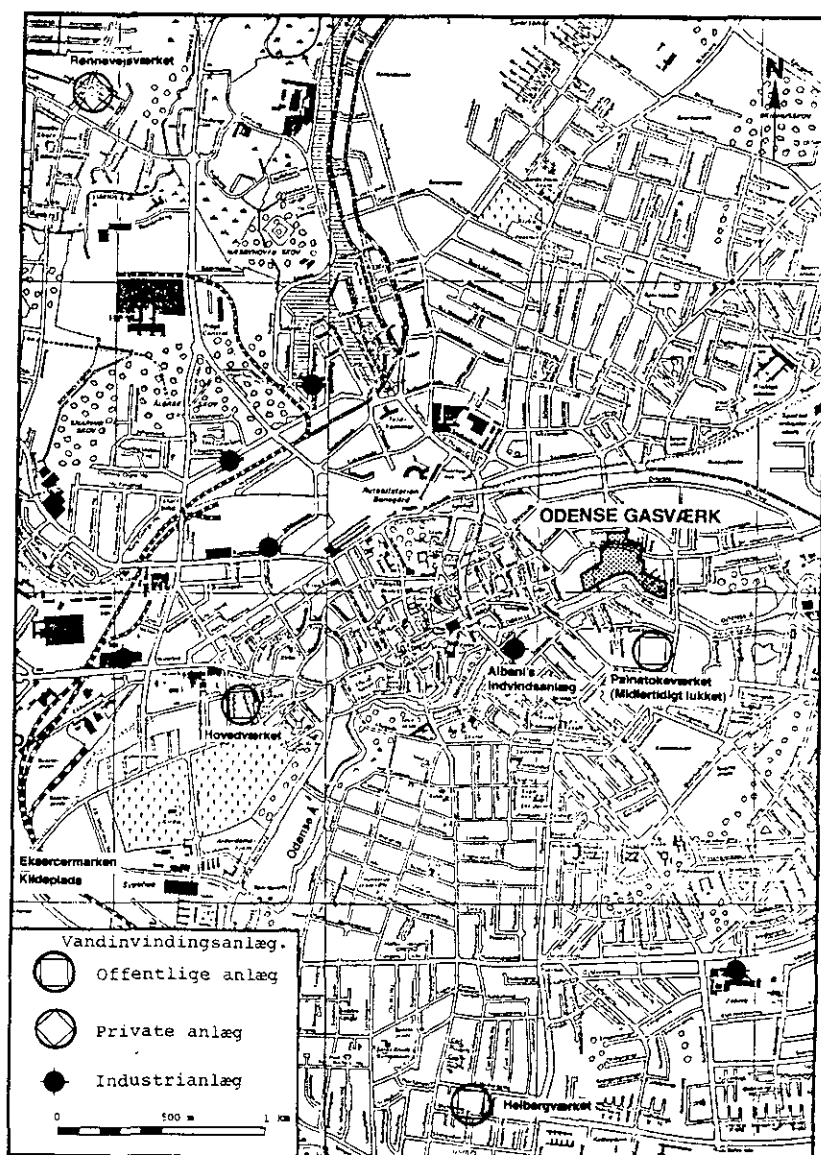
Trine Korsgaard, Fyns Amt/Lossepladsprojektet

1989

1. INDLEDNING

Odense gasværk startede sin produktion i 1853 og var dermed det første gasværk i Danmark. I 1978 blev gasproduktionen indstillet, hvorefter anlægget blev revet ned. Idag er kun bevaret værkets folkebygning samt et garageanlæg.

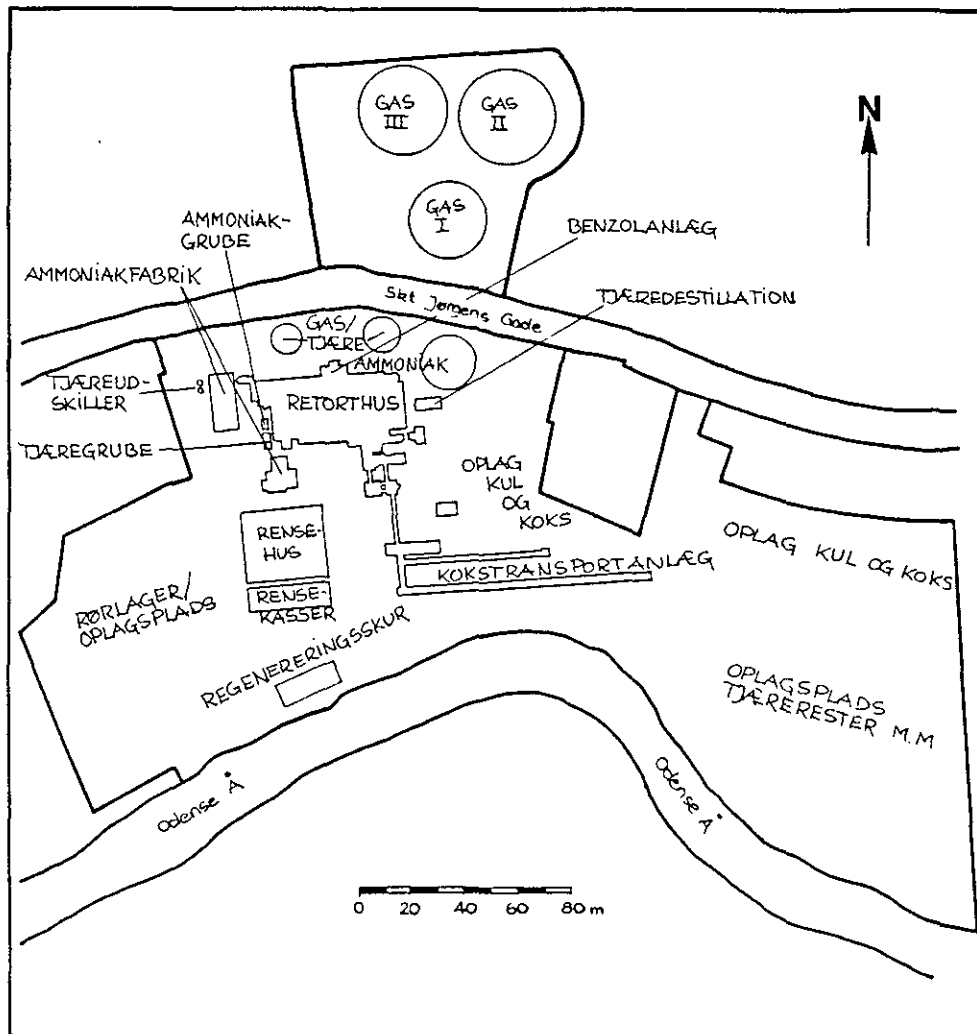
I hele sin driftsperiode var gasværket beliggende på arealer ned til Odense Å. Beliggenheden med angivelse af nærmeste vandindvindingsanlæg fremgår af figur 1.



Figur 1. Beliggenhed af Odense gasværk

Gasværkets historie, som jo strækker sig over hele 125 år, er præget af en lang række udvidelser, moderniseringer og ombygninger. Oplysninger om disse forhold er samlet i en historisk redegørelse /1/.

Beliggenheden af de væsentligste produktionsenheder fremgår af figur 2.



Figur 2. Indretning af Odense gasværk

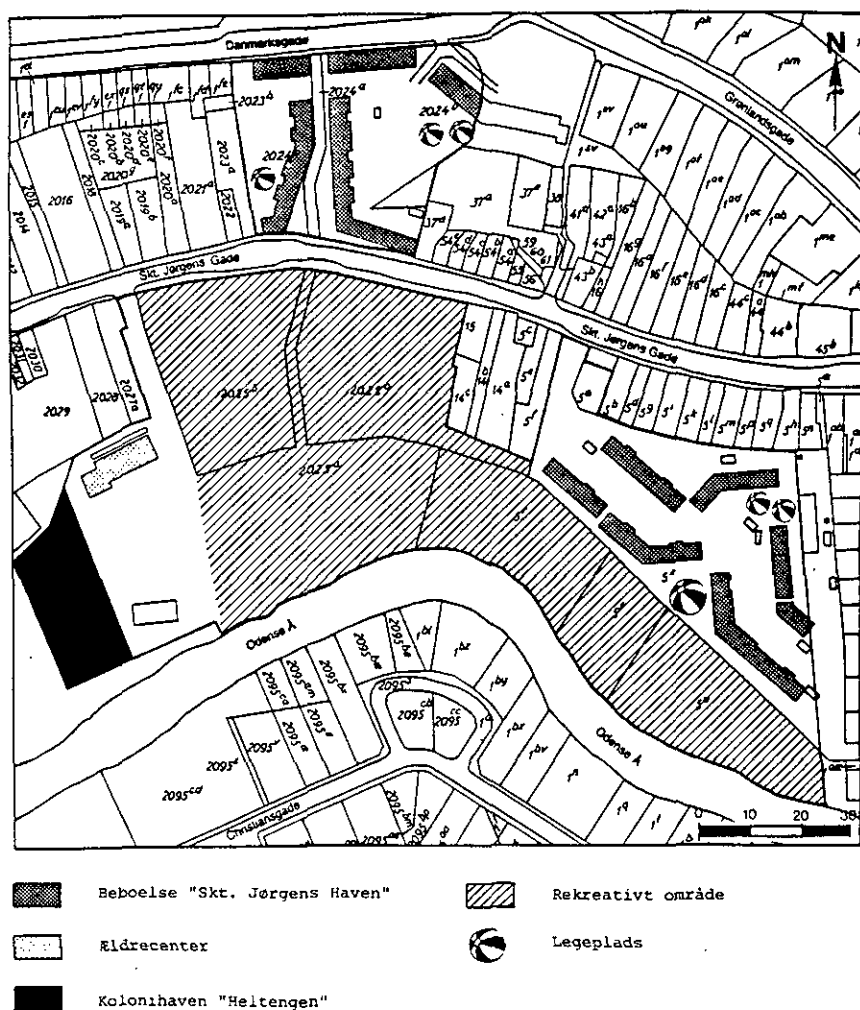
Om produktionen skal kort fortælles at gassen i langt den største del af driftsperioden blev produceret på basis af kul. Sidst i driftperioden blev gassen fremstillet ved spaltning af letbenzin og butan. Foruden gas blev der i perioder foretaget destillation af tjære samt fremstilling af benzol og ammoniak.

Arealet hvorpå Odense gasværk lå, anvendes idag til en række forskellige formål. Den nuværende anvendelse af arealet fremgår af figur 3.

Området hvor selve produktionsanlægget lå, er foreløbigt udlagt til rekreativt område.

På arealerne, der blev benyttet til oplag af kul samt arealerne hvor gasbeholderen lå, findes idag andelsboliger.

Desforuden findes kolonihaver samt et ældrecenter.



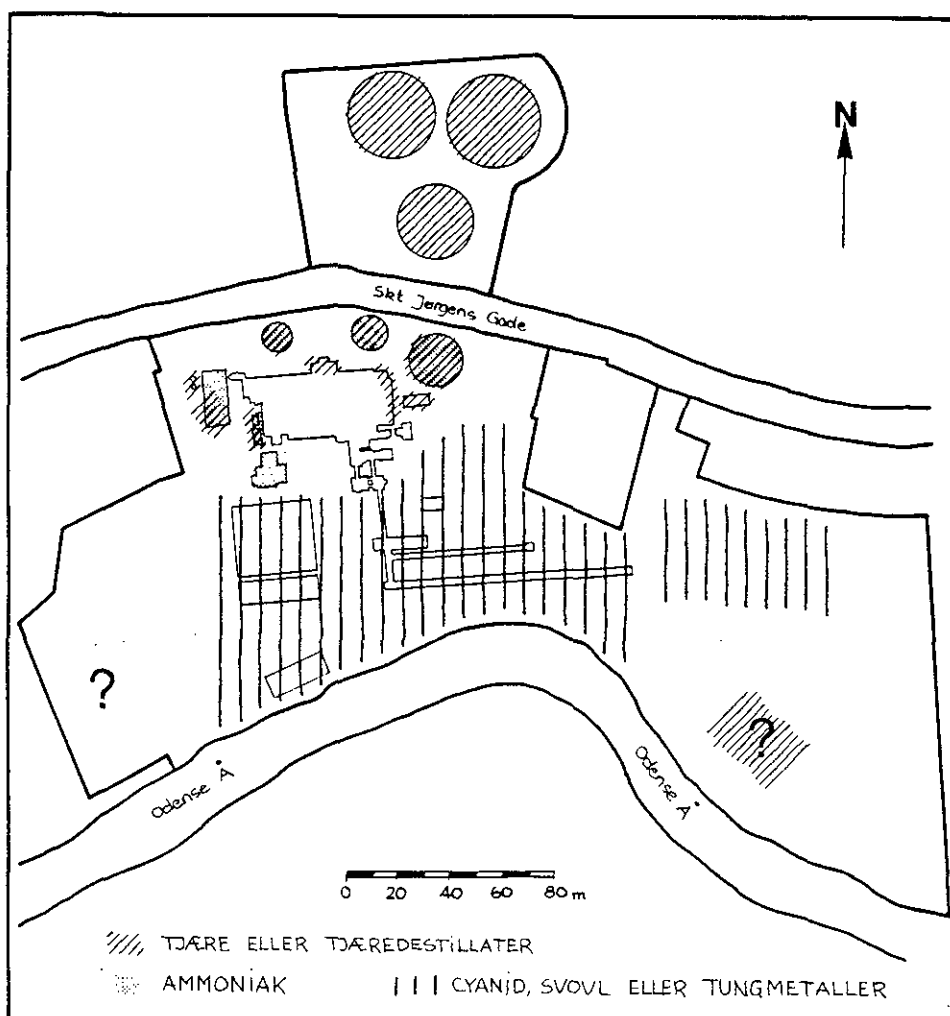
Figur 3 Nuværende anvendelse af arealerne der har tilhørt Odense gasværk

2. FORVENTET FORURENINGSMØNSTER.

Forureningskomponenter som vil kunne forekomme i forbindelse med produktionen på det tidligere Odense Gasværk er hovedsagelig:

tjære	ammoniak
tjæredestillater	svovl- og cyanidforbindelser
benzol	tungmetaller
solarolie og nafthalin	letbenzin

På grundlag af den historiske redegørelse samt erfaringer fra undersøgelser af gasværksgrunde, kan det forventede forureningsmønster skitseres som vist i figur 4.



Figur 4. Forventet forureningsmønster

3. UDFØRTE UNDERSØGELSER

Kort efter nedrivningen af gasværket blev de første geotekniske og miljømæssige undersøgelser udført.

Siden 1985 har Fyns Amt udført en forundersøgelse, en orienteringsfase, undersøgelsesfase 1 og 2 samt en historisk redegørelse. /2/, /3/, /4/, /5/ og /1/. Endelig er der i forbindelse med ønsket om etablering af et sparebassin, udført en mindre detailundersøgelse /6/.

Som det fremgår af figur 5 er der ved de seneste undersøgelser udført 120 lokaliseringsboringer (uforede snegleboringer), fordelt på størstedelen af gasværksgrunden. Formålet med disse boringer har primært været en lokalisering og afgrænsning af jordforurening. Det skal nævnes at der er en umættet zone på 1-3 meter.

Boringer	Analyser jordprøver	Analyser * vandprøver
120 boringer for lokalisering af jordforurening, ført til 2 - 8 m u.t.	Tjæreindhold ved GC; 96 stk.	Aromatiske kulbrinter ved GC; 30 stk.
16 filtersatte boringer til øvre sekundære magasiner, ført til 4 - 19 m u.t.	Cyanid-total; 68 stk.	Phenoler ved GC; 30 stk.
	Sulfat; 21 stk.	Totalcyanid; 15 stk.
En kontrolboring til det primære magasin, ført til 32 m u.t.	Tungmetaller; 16 stk.	Ammonium-N; 27 stk.
	Ammoniak-N; 3 stk.	Total-N; 27 stk.
		TOC eller COD; 16 stk.

Figur 5. Boringer og analyser ved de seneste forureningsundersøgelser /4/, /5/ og /6/.

* Der er udført udvidet drikkevandsanalyse på kontrolboringen.

For belysning af forureninger i de øvre sekundære grundvandsmagasiner er der udført 16 filtersatte boringer (forede tør rotationsboringer). Endelig er der udført en boring til det primære magasin. Placeringen af boringerne er vist på figur 6 i næste afsnit.

Samtlige udtagne jordprøver er karakteriseret ved en geologisk beskrivelse, lugtvurdering og PID-måling (Photo Ionisations Detektor). På en større del af jordprøverne er der udført pH-målinger.

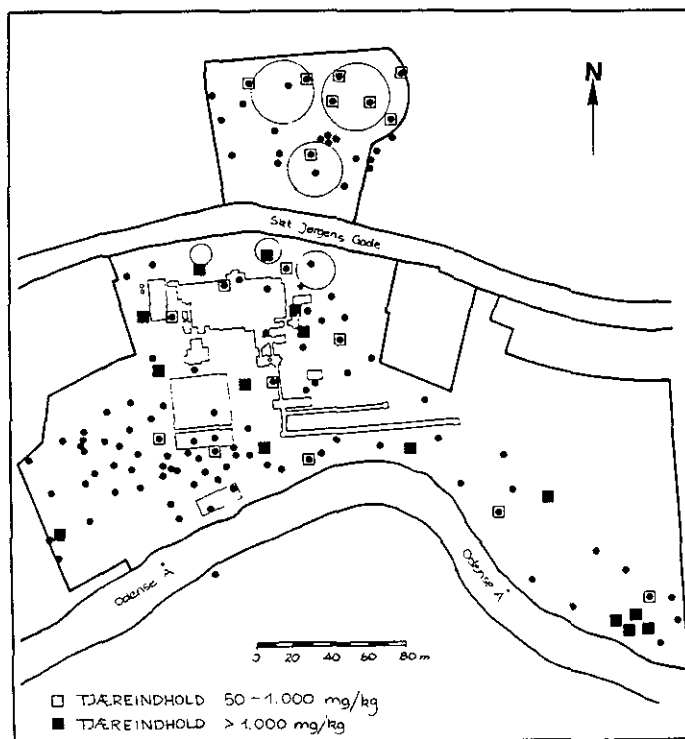
Det anvendte analyseprogram samt antal analyser fremgår også af figur 5.

4. FAKTISKE FORURENINGSBILLEDE.

4.1 Forurening med tjære.

Undersøgelserne har vist, at der er sket forurening med tjære på store dele af gasværksgrunden. I figur 6 er vist de steder på grunden, hvor der er påvist tjære i jordprøver.

Som forventet er der sket en forurening omkring tjærebeholdere, anlæg for tjæredestillation, tjæreudskillere, tjæregrube, benzolanlæg og gasbeholderne.



Figur 6. Forurening med tjære i jordprøver.

Den kraftigste forurening er truffet omkring anlæggene ved retorthuset, medens forureningen med tjære er mindre omkring gasbeholderne. Hertil kommer at der er påvist endog meget kraftig tjæreforurening på arealer udenfor områder med anlæg der erfaringsmæssigt har givet anledning til tjæreforurening.

Ved udarbejdelsen af den historiske redegørelse havde flere kilder peget på, at der var deponeret tjæreaffald fra hydraulikken i det østlige hjørne af gasværksgrunden. Undersøgelserne har vist at dette var korrekt og at deponeringen kan lokaliseres til mindst to steder i dette område.

Oplysninger fra en enkelt kilde om, at der var deponeret tjæreaffald på den vestlige oplagsplads, måtte betragtes som usikre, idet de ikke kunne bekræftes af andre kilder. Imidlertid viste boringer at der her er kraftige helt lokale forureninger med tjære.

I området omkring resekasserne har der også kunne påvises tjæreforurening.

Analyser af vandprøver fra de sekundære magasiner for indhold af opløste tjærekompomnenter bekræfter dette forureningsbillede.

I figur 7 er tjæreforureningen i jordprøverne nærmere beskrevet.

Område	Dybde hvor der kunne påvises tjære m u.t.	Beskrivelse af tjæreforureningen
Gasbeholdere	1,0 - 4,5	Lave indhold af tjære, max 650 mg/kg TS. Høje PID-målinger samt feltobservationer der indikerede letflygtige tjærekompomnenter udbredt i området
Oplagsplads vest	1,0 - 1,5	Kraftig tjæreforurening omkring en boring, max 78.000 mg/kg TS. Høje PID-målinger og feltobservationer der indikerer spredte forureninger med tjære

Figur 7. Tjæreforurening i jordprøver, fortsættes næste side.

Område	Dybde hvor der kunne påvises tjære m u.t.	Beskrivelse af tjæreforureningen
Gasværket	0,5 - 4,5	Kraftig tjæreforurening over 1000 mg/kg TS påvist i adskillige boringer placeret over det meste af området, max 35.000 mg/kg TS. I flere boringer viser PID-målinger at der er sket en nedvaskning af letflygtige tjærekompener.
Oplagsplads øst	0,5 - 2,0	Kraftig tjæreforurening over 1000 mg/kg TS påvist i adskillige boringer. Forureningen er sandsynligvis afgrænset til to områder, max 210.000 mg/kg TS.

Figur 7. Tjæreforurening i jordprøver

4.2 Forurening med cyanid.

I en række boringer er der truffet mindre indslag af slagge/myremalm som kunne indikerer forurening med cyanid. Der er især tale om boringerne omkring resekasser, regenereringspladsen og oplagspladsen mod øst.

Som det fremgår af figur 8 (se næste side), er den væsentligste forurening med cyanid truffet i tilknytning til netop de områder, hvor der er fundet slagge.

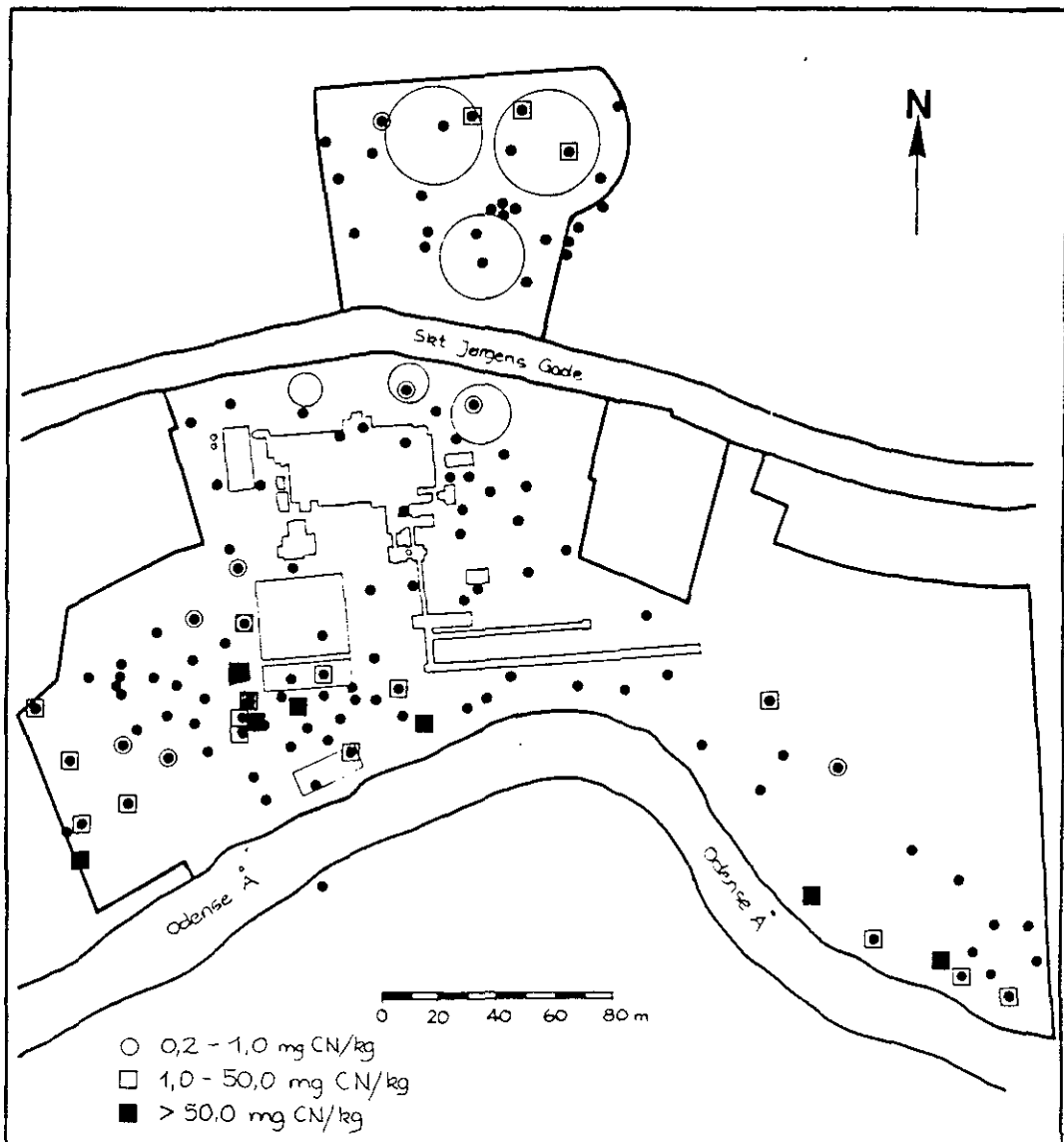
Ved resekasserne er der påvist indhold af cyanid op til ca. 1000 mg CN/kg TS i flere boringer. På den østlige oplagsplads er der påvist indhold af cyanid op til ca. 100 mg CN/kg TS. Omkring gasbeholderne og ved retorthuset er der truffet mindre forurening med cyanid. I disse områder er påvist op til 1,7 mg CN/kg TS.

Indhold af cyanid har også kunne påvises i vandprøver fra de sekundære magasiner. Indholdet ligger i intervallet fra detektionsgrænsen på 0,02 mg CN/l og op til 0,5 mg CN /l. Kun i to boringer har der kunne påvises et indhold af cyanid på over 1 mg CN/l.

Forurening med cyanid i grundvandet omkring gasbeholderne

skyldes formentlig udsivning af vand fra gasbeholderne. I de øvrige områder vurderes jordforureningen at give det væsentligste bidrag til vandprøvernes indhold af cyanid. Dog kan nedsivning af ammoniakvand indeholdende cyanid give anledning til grundvandsforureningen ved ammoniakvaskeren.

Det forventede forureningsmønster stemmer således i hovedtræk godt overens med det faktiske forureningsbillede.



Figur 8. Forurening med totalcyanid i jordprøver.

4.3 Andre forureninger

I området ved gasbeholderne samt på den vestlige oplagsplads er enkelte terrænnære jordprøver analyseret for tungmetaller. I fire ud af 10 boringer kunne der påvises forhøjet indhold af tungmetallerne bly, cadmium og arsen. Koncentrationerne er vist i figur 9.

Forureningen ved gasbeholderen og oplagspladsen skyldes formentlig mindre lokale deponeringer af slagger og andet affald fra gasværket.

Sted	Bly	Cadmium	Arsen	Indslag med slagger
Gasbeholder	240	0,82	7,0	Slagger
Oplagsplads vest	42	0,54	17,0	-
	53	0,95	5,5	-
	130	0,46	11,0	Lidt slagger
Baggrunds-niveau for lokalområdet	10 - 30	0,3 - 0,4	2 - 4	

Figur 9. Koncentrationer (mg/kg TS) af tungmetaller i boringer hvor der er påvist forhøjede indhold.

I en række jordprøver umiddelbart syd og sydøst for ammoniakfabrikken og ammoniakgruben er der målt neutrale eller basiske pH-værdier. Vandprøver fra dette område bekræfter at der er sket spild eller udsivning af ammoniakholdigt vand. I vandprøverne er der målt ammonium-N op til 900 mg N/l.

Ved de østligste tjærebeholdere er der også fundet forhøjede indhold af ammonium-N i grundvandet. Beholderne har tidligere været benyttet til opbevaring af ammoniakvand. Den påviste forurening skyldes formentligt udsivning herfra. Ved analyse af en vandprøve fra den østlige oplagsplads er der påvist forhøjede indhold af ammonium-N. Dette tyder på at affaldet der er deponeret her, har indeholdt ammoniakvand.

Undersøgelserne viser at forurening med ammoniak er sket hvor det kunne forventes. Dog er forureningen mere udbredt end antaget. Ligesom det ikke var forventet at finde ammoniakforurening på oplagspladsen.

5. UDVALGTE PROBLEMSTILLINGER.

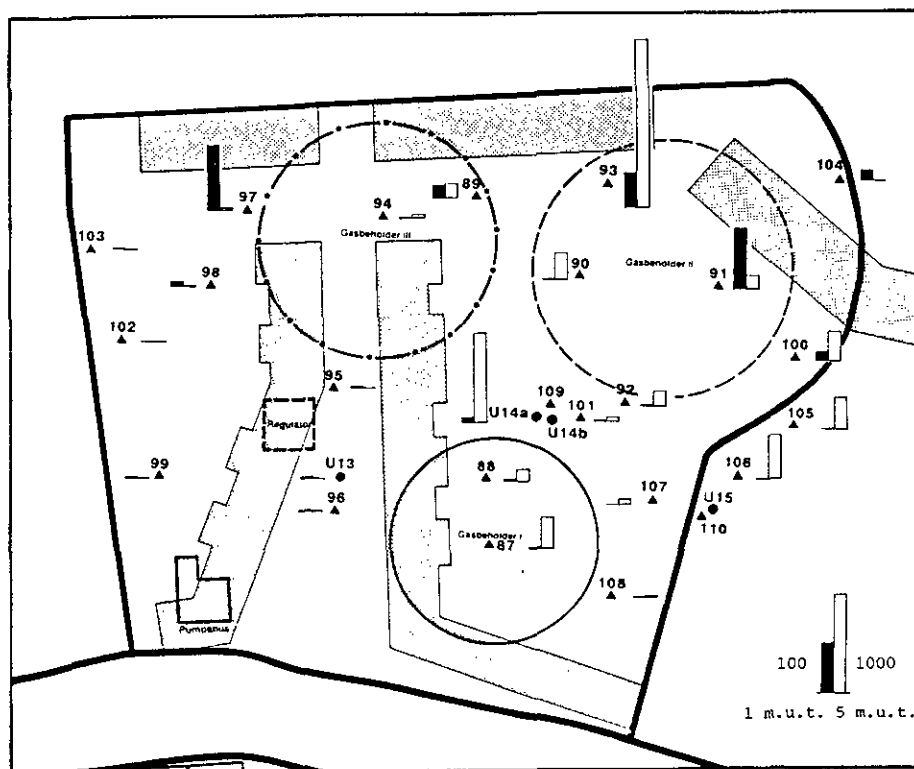
5.1 Forurening ved gasbeholderne.

Siden 1885 og indtil at gasværket blev lukket, har der ligget gasbeholdere på arealet nord for Skt. Jørgens Gade. Gasbeholder 1 og 2 var vådbeholdere. Bunden af gasbeholder 1 lå ca. 6 til 7 m u. t., medens bunden af gasbeholder 2 knapt lå så dybt. Den tredje gasbeholder var en tørbeholder, der bestod af et træskellet hvori stemplet bevægede sig. For at tætnes og smøre stemplet blev der benyttet tjæreolie.

Som beskrevet i det forrige afsnit, er der kun påvist lave indhold af tjære i jordprøver fra området ved gasbeholderne. PID-målingerne viser imidlertid at adskillige jordprøver indeholder større mængder af flygtige komponenter.

På figur 10 er PID-målinger vist for jordprøver udtaget fra 1 m u.t. og fra 5 m u.t.

Ved vådbeholderne og nedstrøms herfor er der ned til 2 - 4 m u.t. generelt målt lave PID-værdier. Herefter ses meget høje PID-værdier, der tydeligt viser tegn på forurening med letflygtige stoffer. I de to dybeste boringer er høje PID-værdier målt helt ned til 15 m u.t.



Figur 10. PID-målinger fra 1 m u.t. og 5 m u.t.

I området ved tørbeholderen ser forureningsbilledet helt anderledes ud. Her ses et mere diffust forureningsbillede, hvor forhøjede PID-værdier træffes spredt i lagfølgen og mere terrænnært. PID-værdierne er ikke nær så høje som ved vådbeholderne. Nedstrøms for tørbeholderen kan der ikke registreres forhøjede PID-værdier.

Vandprøver for boringer nedstrøms for tørbeholderen og ved vådbeholderen bekræfter dette forureningsbillede. Som det fremgår af figur 11 er langt de største koncentrationer af opløste tjærestoffer påvist ved vådbeholderne. Den helt dominerende forureningskomponent ved vådbeholderne er benzen, medens indholdet af phenoler og PAH er meget mindre. Vandprøverne kan således bekræfte at de høje PID-værdier skyldes tilstedeværelsen af flygtige tjærekompener og altså især benzen.

Sted	filter-interval m u.t.	Phenoler	Benzen	Toluen og xylener	Naphthalen og methyl- naphthal- ner.
Ved vådbehol- derne	1,0- 4,0	4,6	440	83	70
	2,4- 4,4	53,6	4900	370	<1
	12,0-15,0	27,5	14000	7	<1
	12,0-18,0	61,1	12000	21	<1
Nedstrøms tørbehol- deren	1,6- 3,6	7,95	4	40	72

Figur 11. Koncentrationer af opløste tjærekompener i vandprøver $\mu\text{g/l}$.

Årsagen til det observerede forureningsmønster kan forklares ved, at der er sket en udsivning af forurennet vand fra bassinerne under vådbeholderne.

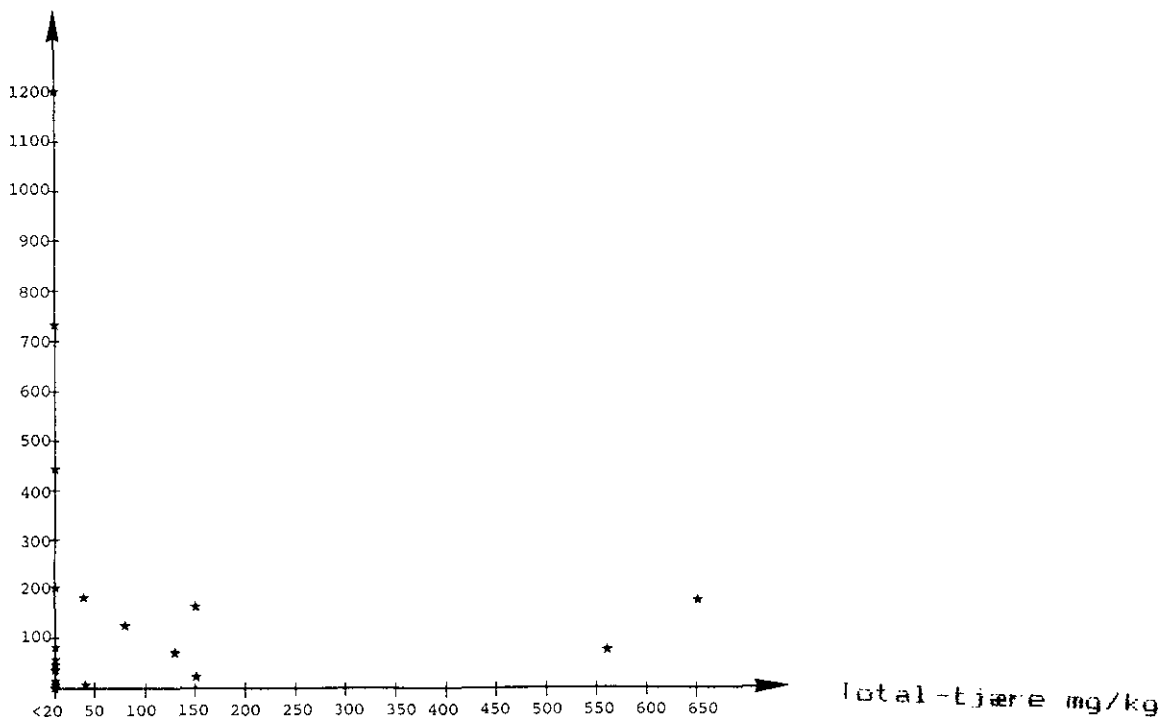
På grund af phenolernes relativt store vandopløselighed er disse i stor udstrækning blevet fjernet fra gassen ved passage af først kondenseren og derefter ammoniakvaskeren. Da de aromatiske kulbrinter er mindre vandopløselige er de formentligt ikke i lige så stor udstrækning blevet fjernet fra gassen. På grund af den relative lange opholdstid i gasbeholderne vil en del af de aromatiske kulbrinter blive opløst i vandet under beholderne, som derved bliver forurennet.

En række af de jordprøver der havde høje PID-værdier blev udtaget til analyse for tjære ved GC. Herunder i figur 12 er afbilledet sammenhæng mellem PID-målinger og indhold af tjære. Som det fremgår af figuren kunne der ikke påvises indhold af tjære i en række af de prøver der viste høje PID-værdier.

Dette skyldes at der her er tale om en forurening med de mest flygtige tjærekompener, og altså ikke en egentlig tjæreforurening. Kun ved nøje gennemgang af chromatogrammer og hvis analysemetoden iøvrigt kan påvise f.eks. benzen, vil forureninger af denne type kunne påvises ved den benyttede analysemetode for totaltjære ved GC.

Ved undersøgelser omkring gasbeholderene må det derfor tilrådes at ligge stor vægt på PID-målinger og analyser af vandprøver. Endelig kan der suppleres med analyser der tager direkte sigte på af påvise de letflygtige tjærekompener i jordprøver f.eks. headspacemålinger ved GC. Benyttelse af analyser for total tjære har kun gavn hvis feltobservationer viser, at der er sket deponering af egentlig tjære.

PID-måling

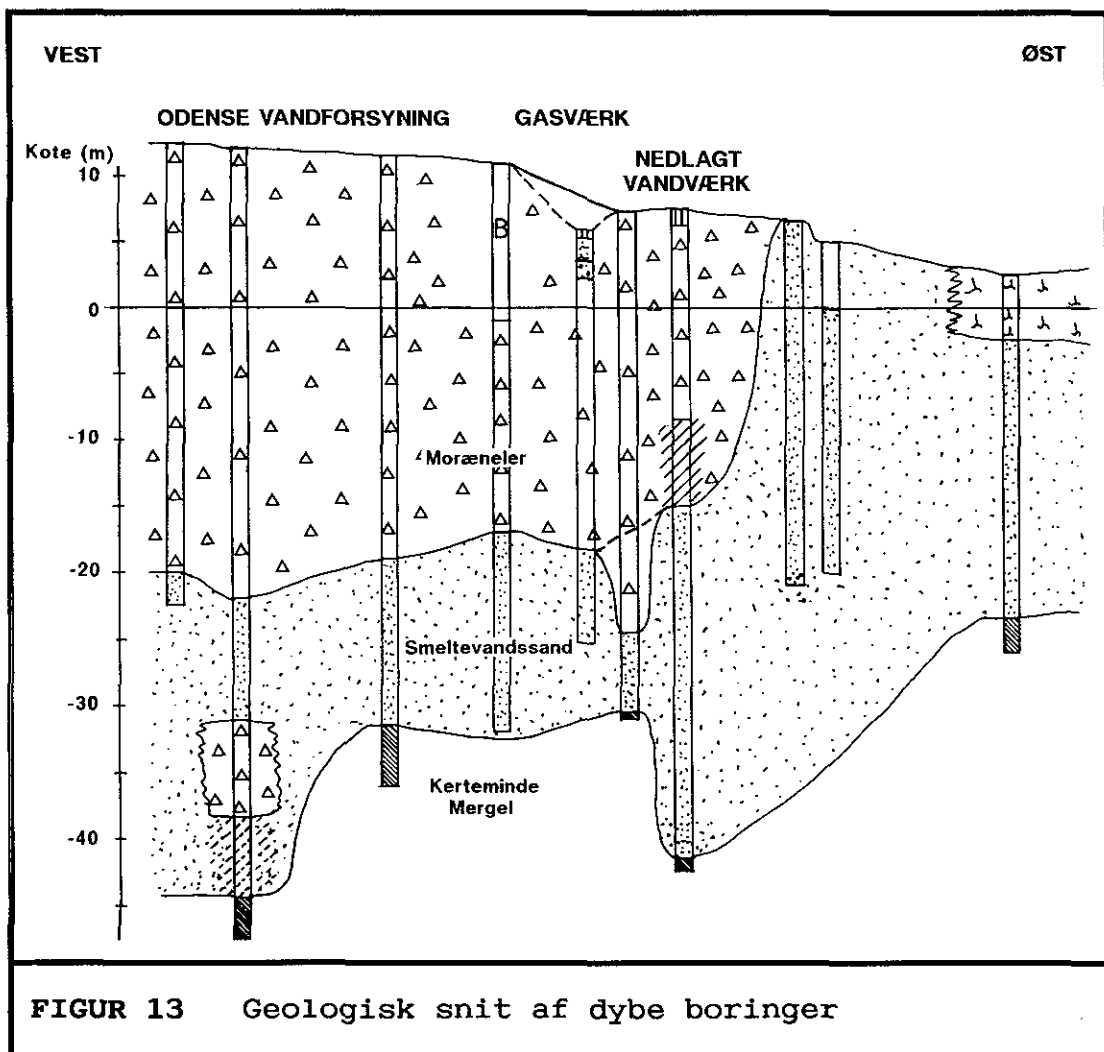


Figur 12. Sammenhæng mellem analyser for total tjære ved GC og PID-målinger i området ved gasbeholderene.

5.2 FORURENINGSSPREDNING, SEKUNDÆRE MAGASINER

Indledning

I Odense finder der udstrakt grundvandsindvinding sted i byområdet. Der indvindes dels fra kvartære sand- og grusmagasiner dels fra prækvartære magasiner af kalk. Under gasværksgrunden findes et betydeligt sandmagasin og derunder formentlig grønsandskalk. De geologiske forhold er vist på figur 13.



Det er ikke entydigt hvorvidt strømmingen under gasværksgrunden er rettet mod Odense fjord eller mod den største indvinding i Odense nemlig Odense Vandforsynings Hovedværk.

Det primære grundvandsmagasin er dækket af en kvartær lagserie på ca. 25 meter, der overvejende udgøres af moræneler. Grundvandsmagasinet må på denne baggrund umiddelbart karakteriseres som velbeskyttet mod forureninger.

På gasværksgrunden er der etableret én boring til det primære magasin. Der er ikke konstateret forurening i denne. Forholdene omkring det primære magasin vil iøvrigt ikke blive omtalt nærmere her.

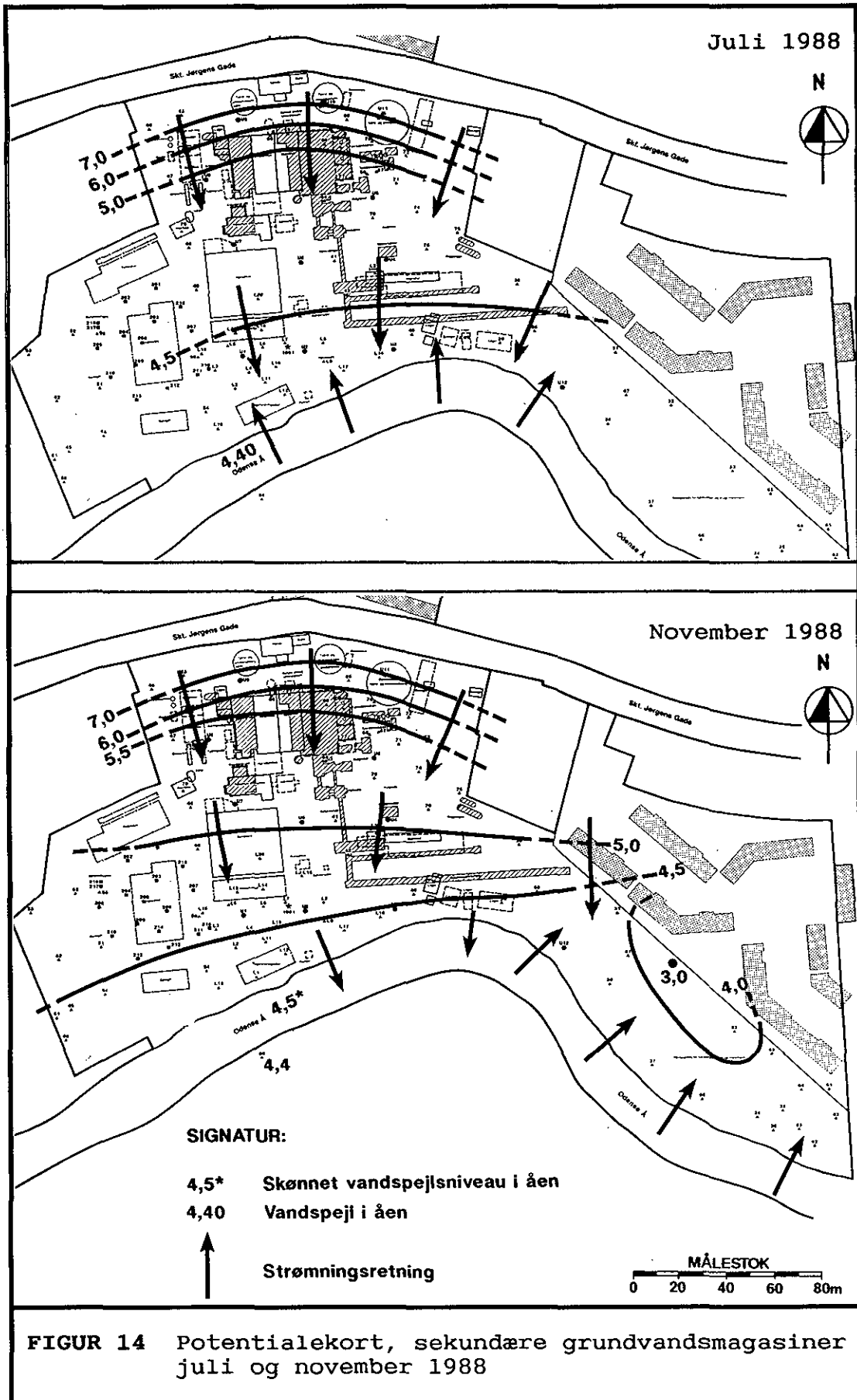
Hydrogeologi generelt

En række af de korte boringer, der er udført på gasværksgrunden, er filtersat med pejle- eller filterrør. Formålet hermed har været at beskrive strømningsforhold henholdsvis udbredelse af forureninger i de sekundære grundvandsmagasiner.

På figur 14 er vist et potentialebillede for sekundært grundvand. Strømningsbilledet er stort set som det måtte forventes. Terrænet falder jævnt fra Skt. Jørgens Gade mod Odense Å. De viste vandspejlsniveauer viser tilsvarende en faldende tendens mod åen.

Af figuren fremgår at der undertiden observeres et højere vandspejl i Odense å end inde på grunden. I denne situation kan der ikke ske udsivning til åen sted. Detailundersøgelser med hyppige pejlinger har dog bekræftet forventningen om, at der i normalsituationen siver grundvand fra gasværksgrunden til Odense å. Et lavt potentiale på den østlige del af grunden hænger sammen med drænsystemet omkring bebyggelsen på denne del af grunden.

Forureningsbilledet i det sekundære grundvand kan helt overordnet beskrives som følger. I området omkring tjærebeholderne umiddelbart syd for Skt. Jørgens Gade er der registreret en betydelig tjæreforurening i grundvandet.



Forureningskoncentrationen aftager betydeligt ned mod Odense å. På den resterende del af grunden er der målt spredte mindre koncentrationer i grundvandet.

En nærmere analyse af spredningsmønsteret for grundvandsforureningen kræver imidlertid en mere detaljeret gennemgang af de geologiske forhold på grunden.

Af hensyn til ikke-hydrogeologer præsenteres først et par definitioner det kan være nyttigt at holde sig for øje ikke bare på den aktuelle case:

Mættet zone:

Det niveau hvorunder porerne i jorden er fyldte med vand. Det svarer til det niveau, hvor der i en filtersat kort (lokaliserings) boring måles et vandspejl.

Grundvandsmagasin:

En geologisk formation der er forholdsvis højpermeabel set i relation til de omgivende formationer.

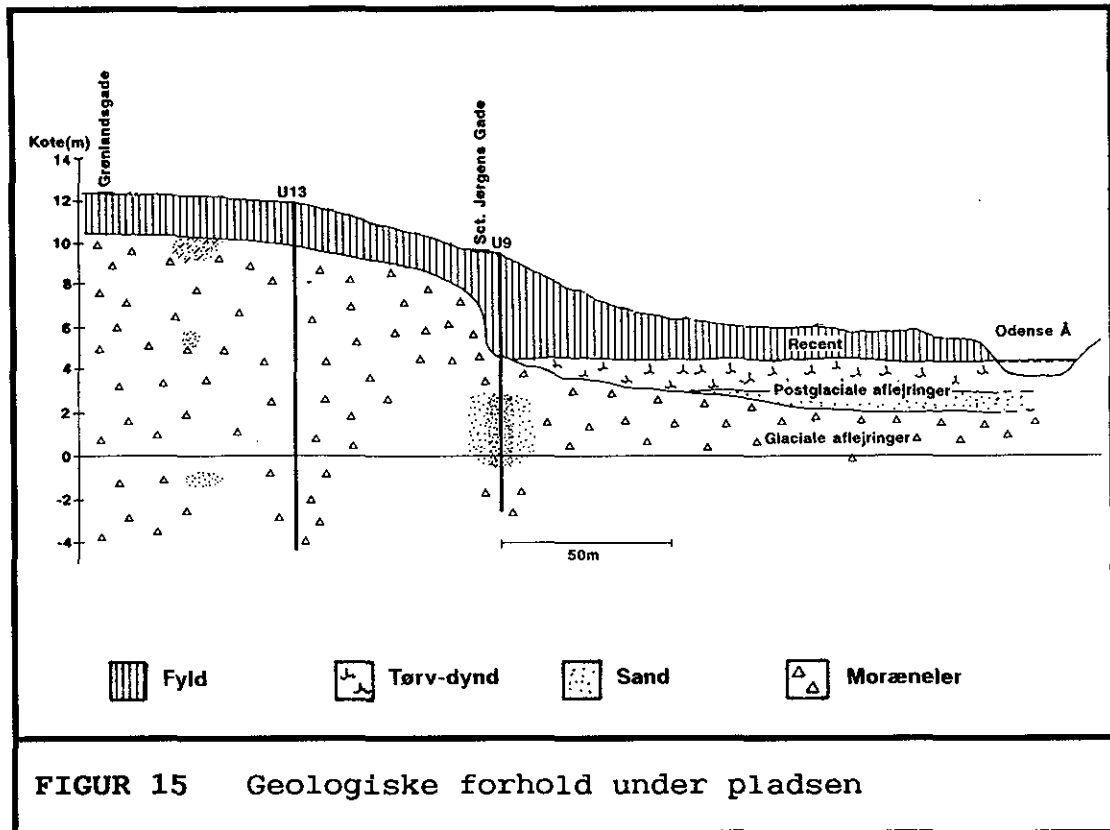
Sekundært grundvandsmagasin:

En geologisk formation, som ovenfor beskrevet, der ligger forholdsvis terrænnært og ikke har betydning i vandforsyningssammenhæng.

Reservoirforhold

Geologien i de øvre kvartære lag på gasværksgrunden er illustreret på figur 15 (øverste næste side). På baggrund af denne figur beskrives de sekundære reservoirforhold.

Ét sekundært grundvandsmagasin er repræsenteret ved det postglaciale sandlag, der findes under tørvedyndlag nær Odense å. Sandet er aflejret i en periode hvor åen havde større udbredelse end idag. Der er tale om en uforstyrret aflejring som findes i alle boringer op til 100 - 150 meter fra åen.



Endnu et sekundært magasin er identificeret som et forholdsvis stort sandlegeme, der ligger i morænen (se boring U9 nederst) Dette sandlegeme er ligeledes fundet i en række af de boringer der er udført på grunden. Laget findes dog hverken nord for Skt. Jørgens Gade eller nede ved Odense å.

Endelig er der i enkelte boringer her og der som f.eks. illustreret på figur 15 nord for Skt Jørgens Gade fundet helt lokale sandforekomster som også betegnes sekundære magasiner. Disse lag har typisk ringe tykkelse (mindre end en halv meter) og genfindes aldrig i de nærmestliggende boringer.

Sammenfattende er der altså indenfor dette forholdsvis begrænsede område lokaliseret en række sekundære magasiner. Dette må betegnes som en karakteristisk situation når der er tale om "istidsgeologi".

Der skal endelig mindes om begrebet mættet zone, idet der næsten altid vil kunne registreres et vandspejl i en boring, også selv om der ikke er lokaliseret et egentligt grundvandsmagasin. I den aktuelle sag er filtersætning i den mættede zone aktuel for de pejlerør, der er sat i de recente fyldaflejringer eller i moræneler.

Den afgørende pointe er når hydrogeologien skal relateres til forureningsspredning. Trykforskelle mellem vandspejlsniveauer i de sekundære magasiner har mulighed for at udlignes, mens spredning af stoffer mellem magasinerne sker langsomt eller slet ikke på grund af lavpermeable barrierer mellem magasinerne.

Tilsvarende vil der i den mættede zone udenfor grundvandsmagasinerne kunne registreres vandspejl i god overensstemmelse med vandspejlsniveauerne i magasinerne. Strømningen i de lavpermeable aflejringer udenfor magasinerne er imidlertid meget begrænset. Adsorptionsmekanismer i de lavpermeable (ler-)aflejringer vil yderligere begrænse stoftransporten.

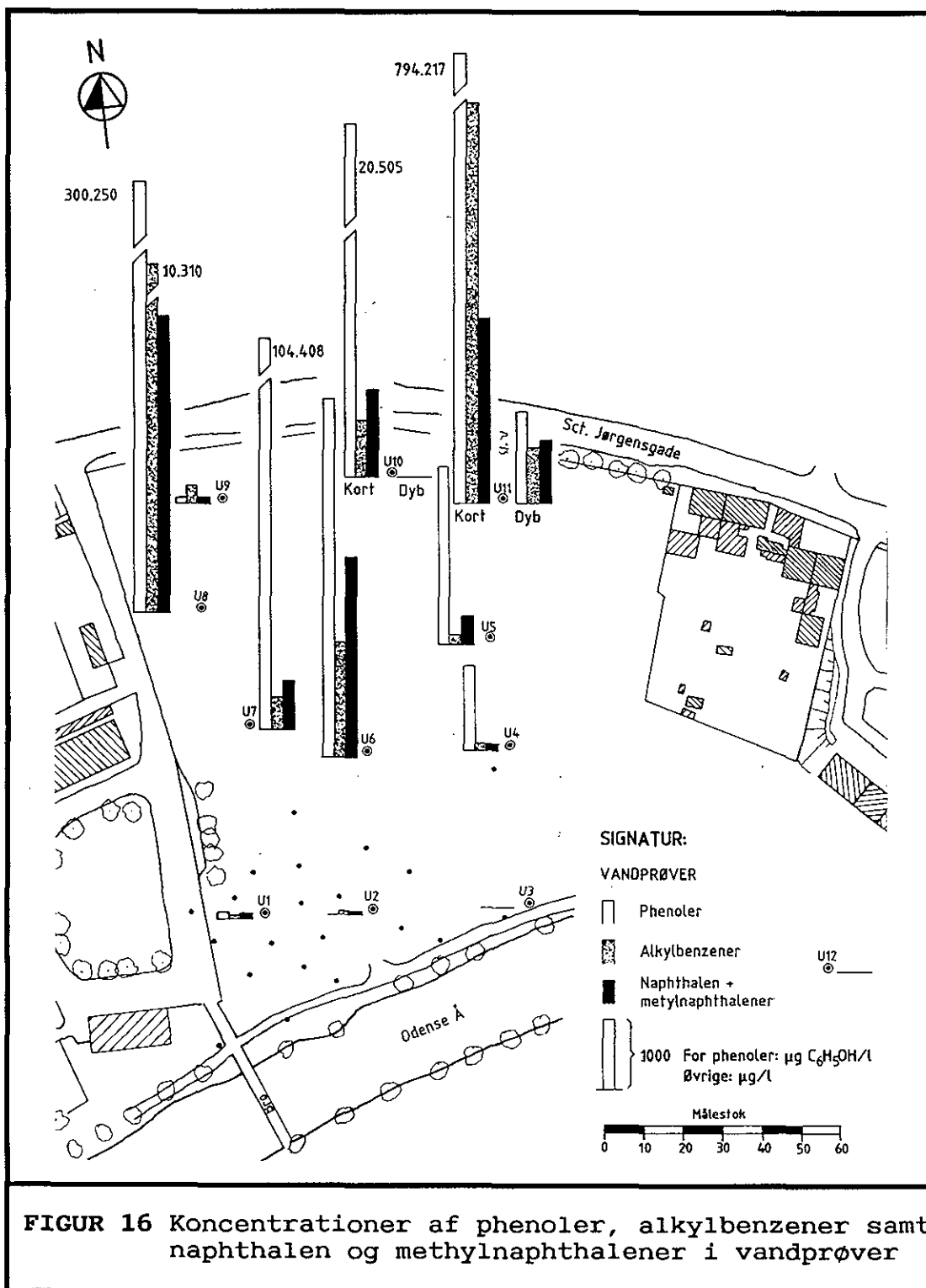
Forureningsspredning

Når det er af betydning at holde sig terminologien som blev præsenteret ovenfor for øje, skyldes det, at der undertiden går inflation i termen sekundært magasin idet alt vand fra de korte boringer på en lokalitet betegnes sekundært grundvand og betragtes under et.

Betragtes nu atter potentialebilledet på figur 14 ses pejlingerne fra lokaliseringsboringerne, der altså repræsenterer helt forskellige magasiner, at danne et konsistent billede.

Dernæst relateres reservoirbeskrivelsen til forureningsbilledet. De højeste forureningskoncentrationer er målt i grundvand i fylden omkring de tidligere tjærebeholdere.

Fylden udgøres imidlertid overvejende af moræner, hvori der kun finder meget begrænset strømning sted. Forureningen bliver derfor væsentligt mere "stedfast" end det måtte forventes udfra de relativt store gradienter, der kan beregnes af potentialebilledet for det "sekundære magasin". Forureningsbilledet i grundvandet er ill. på figur 16.



De postglaciale aflejringer er sammenhængende og kan som nævnt betragtes som et magasin. Der måles imidlertid kun ringe forurening i dette magasin på grund af den begrænsede kontakt til det meget forurenede grundvand i fylden. Forureninger der når det postglaciale magasin vil forholdsvis uhindret kunne sive ud i Odense å.

Forurening er i et vist omfang sivet fra fylden gennem moræne og ned i det kvartære smeltevandssandmagasin. Dette må ligeledes ses som et resultat af de "dårlige betingelser" forureningen har for at sive ned ad bakke og ud i Odense å. I moræneaflejringer er den horisontale permeabilitet ikke nødvendigvis højere end den vertikale. I disse lavpermeable aflejringer kan en lodret stoftransport derfor være ligeså sandsynlig som en vandret.

Meget store mægtigheder af moræneler under smeltevandssandmagasinet betyder imidlertid at risikoen for at målelige koncentrationer af forurening når det primære magasin vurderes som ringe. Denne risiko skal holdes op mod omkostningerne ved at rense eller fjerne forurenede vand i det forholdsvis begrænsede og dybtliggende smeltevandssandmagasin.

I området nord for Skt. Jørgens Gade omkring de gamle gasbeholdere er der ikke lokaliseret egentlige grundvandsmagasiner indenfor den gennemborede del af lagserien. Som foran beskrevet, vurderes det, at der har fundet udsivning sted fra gasbeholdernes vandlåse. Det forurenede vand har haft uhindret adgang til at sive gennem den umættede zone og ned til et mættet niveau. Her har også denne forurening været relativt stedfast, idet der på grund af morænenes lave permeabilitet kun finder ringe strømning sted.

Sammenfatning

Med den summariske gennemgang af grundvandsforureningen i de sekundære magasiner på Odense gasværksgrund er det søgt at belyse nødvendigheden af en detaljeret reservoirbeskrivelse. Der er redegjort for at sekundære magasiner i modsætning til primære grundvandsmagasiner er karakteriseret ved ringe udbredelse.

Retningen af en forurenings udbredelse bestemmes af potentialeforholdene. Disse belyses ofte med tilstrækkelig sikkerhed selv om de pejlede boringer repræsenterer forskellige sekundære magasiner. Mængden af stof der transporteres via sekundært grundvand bestemmes af permeabiliteten, ikke mindst af de lag der adskiller de enkelte magasiner. Det er derfor også nødvendigt at skelne mellem grundvandsprøver fra en mættet lavpermeabel aflejrings og fra et egentligt magasin.

6. ERFARINGER VEDRØRENDE UNDERSØGELSESTRATEGI

Undersøgelser der lever op til "tidens standard" for forureningsundersøgelser blev påbegyndt i 1985 og er gennemført i flere faser. Forud for disse undersøgelser var der gennemført såvel geotekniske som miljømæssige undersøgelser på grunden.

De seneste undersøgelser blev derfor planlagt på grundlag af en vis viden om gasværksgrunden og ud fra en filosofi om, at allerede foreliggende undersøgelsesresultater skulle udnyttes optimalt. Revurderes denne opfattelse i lyset af de indhøstede erfaringer foreslås det i højere grad at erkende materialets kvalitet. Omkostningerne ved at søge at udnytte gammel viden står ikke nødvendigvis i et rimeligt forhold til udbyttet.

Undersøgelsesforløbet har imidlertid bevist betydningen af udredningsarbejder omkring en lokalitets historie. Ved arkivstudier, der først blev gennemført i 1988, erkendtes bl.a. at områder henholdsvis øst og vest for det område, der oprindeligt blev betragtet som gasværksgrund, måtte inddrages i undersøgelserne. Erfaringer fra denne undersøgelse har vist, at interviews af tidligere ansatte kan bidrage med informationer, som ikke kan fremskaffes på anden vis.

De historiske informationer har bidraget væsentligt til konklusionerne i den seneste rapportering. Det må på denne baggrund anbefales at være omhyggelig med at få udnyttet al tilgængelig viden om en forurenede grund ved at udarbejde en historisk redegørelse inden iværksættelse af undersøgelser.

Ved omtale af undersøgelsesstrategi må klart skelnes mellem de undersøgelser, der iværksættes for at belyse risikoen for grundvandsforurening og undersøgelser, der er rettet mod grundens anvendelse.

Grundvandsundersøgelser iværksættes for at belyse risikoen for forurening af udnyttede magasiner. Midlet hertil er naturligvis i et vist omfang at etablere strategisk rigtigt placerede boringer til primære grundvandsmagasiner og undersøge om grundvandet her er forurennet. Ofte vil opgaven dog være at belyse om forurening er på vej. Midlerne hertil er at lokalisere og afgrænse sekundære magasiner. Indenfor magasinerne beskrives strømningsforhold og forureningsgrad. Mellem magasinerne fastlægges gradientforhold og de adskillende lags permeabilitet må vurderes. Disse overvejelser skal føre til en risikovurdering.

I relation til en lokalitets anvendelse har strategien de senere år været at omfanget af en undersøgelse i vid udstrækning bestemmes af den nuværende anvendelse.

Et undersøgelsesprogram for en industrigrund iværksættes ofte på grundlag af et udredningssarbejde vedrørende virksomhedens tidligere indretning. Erfaringer fra f.eks. den aktuelle gasværksgrund har imidlertid vist, at undersøgelser nødvendigvis må udstrækkes til hele grunden.

Baggrunden herfor er, at der i forbindelse med driften af gasværkerne kan være forekommet spild og deponeringer overalt på grunden. I forbindelse med anlægsarbejder herunder også nedrivning af gasværket er der typisk foretaget betydelige jordflytninger, der betyder at forurennet fyldjord principielt kan optræde overalt på grunden. På denne baggrund kan det anbefales at lade allerede de orienterende undersøgelser omfatte et stort antal boringer til belysning af den terrænnære jordforurening.

Det kan omvendt anføres at anvendelsen af en gasværksgrund eller dele af grunden kan være så følsom at undersøgelser slet ikke er nødvendige for at beslutte at grunden er uegnet til pågældende anvendelse. Dele af den aktuelle grund udnyttes p.t. til dyrkning af spiselige afgrøder. Uanset intensiteten af boringer/analyser kan det aldrig udelukkes at fyldprøver lokalt indeholder uacceptable koncentrationer

af tjære eller cyanid. Det må derfor principielt anbefales at sådan anvendelse af et gasværksareal enten ophører eller at de øverste jordlag udskiftes.

Endelig kan der være tale om mindre følsomme anvendelser eksempelvis P-pladser, beplantede eller befæstede rekreative arealer som ikke kræver omfattende undersøgelser og detailleret beskrivelse af forureningsbilledet. Det kan overvejes helt at undlade undersøgelser på sådanne arealer.

Der kan ikke udstedes generelle retningslinier for udførelsen af boringer i forbindelse med undersøgelserne. Mens det ved undersøgelser af dybtliggende grundvandsmagasiner kan være af stor betydning at et borearbejde udføres med omhu så utilsigtet forureningsspredning undgås er det indtrykket, at der ved lokaliseringsundersøgelser med fordel kan sættes på kvantitet fremfor kvalitet.

De analyser der hyppigst gennemføres i forbindelse med undersøgelser af gasværksgrunde er tjæreanalyser. Analyserne gennemføres idag altid ved gaskromatografi. I tilfælde af høje koncentrationsniveauer er metoden velegnet. I det omfang kun udvalgte tjærekomponenter forekommer i jorden er analyser for "totaltjære" uegnede til beskrivelse af en forurening. Det vurderes at tilstedeværelsen af flygtige komponenter bedre påvises ved f.eks PID-målinger end ved udførelse af analyser for totalt tjæreindhold. En gennemgang af kromatogrammerne vil dog formentlig også kunne bidrage til en mere nuanceret vurdering af en jordprøves forureningsgrad. Disse problemer kan eventuelt også løses ved gaskromatografi på headspace over jordprøverne.

7.REFERENCE-LISTE

- /1/ Fyns Amt (1988) Historisk redegørelse for Odense Gasværk.
- /2/ Fyns Amt (1985) Forundersøgelse, Forurening af Odense Å fra det tidligere gasværksareal, Sct. Jørgensgade, Odense.
- /3/ Fyns Amt (1986) Forureningsundersøgelse, Rapport over orienteringsfase - Odense Gasværk.
- /4/ Fyns Amt (1987) Forureningsundersøgelse - Odense Gasværk, fase 1.
- /5/ Fyns Amt (1989) Forureningsundersøgelse - Odense Gasværk fase 2.
- /6/ Fyns Amt og Odense Kommune (1989) Detailundersøgelse, Etablering af sparebassin, Odense Gasværk.

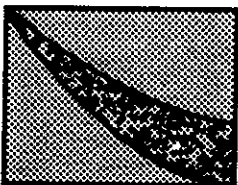
Analyser og metoder til karakterisering af gasværksforureninger

Jørgen Skaarup NKT og Trine Korsgaard,
Lossepladsprojektet/Fyns Amt

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	88
2. Karakterisering af jordprøver	88
3. Cyanid	89
3.1 Cyanid analyser	89
3.1.1 Syreflygtigt cyanid	89
3.1.2 Total cyanid	90
4. Tjære og fenol	90
4.1 Tjære- og fenolanalyser	90
5. Supplerende analyser	92
6. Forslag til analyseprogram	93
7. Referencer	95

NKT/RISØ



LOSSEPLADSPROJEKTET

NKT/RISØ
Konsernudviklingscentret
Vibenholmsalle 22
2605 Brøndby

Fyns Amt/Lossepladsprojektet
Vand & Miljøafdelingen
Ørbækvej 100
5220 Odense SØ

1. INDLEDNING

I afsnittet om gasværksproduktion og tilknyttede forureninger er gennemgået hvilke typer forureninger, man møder på gasværker. I dette kapitel vil karakterisering af jordprøver, analyser for cyanid og tjære blive beskrevet. I sidste afsnit gives forslag til analyseprogram for jord- og vandprøver.

2. KARAKTERISERING AF JORDPRØVER

Med det formål at beskrive forureningen på et gasværk så detaljeret som muligt samt for at udvælge prøver til analyser er det nødvendigt at udføre en karakterisering af samtlige jordprøver.

Desværre findes der ikke nogen optimal metode for en karakterisering af de forureningstyper der kan træffes på en gasværksgrund. Derfor må karakteriseringen sammenstykkes af en række informationer:

- lugtvurdering der kan indikere forurening med tjære, olie, ammoniak eller gas.
- misfarvninger der kan indikere forurening med tjære og cyanid.
- indhold af slagger/myremalm der viser tegn på forurening cyanid, sulfat og tungmetaller
- PID-målinger der kan indikere forurening med tjære og flygtige tjærekomponenter
- pH målinger der kan indikere forurening med ammoniakvand (basiske pH-værdier) eller forurening med cyanid, sulfat og tungmetaller (sure pH værdier).

Under borearbejder gøres der en række værdifulde observationer som straks bør noteres. Her tænkes især på beskrivelse af lugtindtryk, misfarvninger i de gennemborede lag, lagfølgebeskrivelse samt beskrivelse af mængder af slagger/myremalm.

Tidligere blev lugtvurdering af samtlige prøver opvarmet til stuetemperatur udført i laboratorium. Denne karakterisering gav en række meget væsentlige informationer som indikerede f.eks. forurening med tjære, ammoniak, olie eller gas. På grund af de arbejdsmiljømæssige forhold benyttes metoden kun i mindre udstrækning idag.

Som afløser for lugtvurderingen er PID-målinger (Photo Ionisations Detektor) blevet meget udbredt. Ved metoden måles de detekterbare flygtige komponenter i gasfase over jordprøven.

I afsnittet om "gasproduktion og tilknyttede forureninger", er fejlkilder ved anvendelse af PID-målinger beskrevet. Her skal blot nævnes at PID-målinger ikke altid vil give respons når jorden er forurennet med tjære. Dette er især tilfældet når der er tale om en nedbrudt eller udvasket tjære, hvor tjæren kun indeholder ringe mængder af flygtige stoffer.

PID-målinger er derimod meget værdifulde, hvor der er tale om en forurening der næsten udelukkende består af de flygtige bestanddele i tjæren. Dette kan f.eks. være tilfældet omkring gasbeholderne.

På baggrund af den udførte karakterisering samt kendskab til det pågældende gasværks indretning og drift udvælges der prøver til analyse.

3. CYANID

Cyanid-forureningen stammer primært fra brugt gasrenssemasse, som er myremalm (jernoxider), hvori er optaget cyanbrinte (HCN) og svovlbrinte (H_2S).

Gasrensemassen er ofte meget blåfarvet af forbindelsen $Fe_3(Fe(CN)_6)_2$, som i daglig tale betegnes berlinerblåt. Berlinerblåt er stabilt under normale pH- og redoxforhold.

I basisk miljø opløses cyanid som $Fe(CN)_6^{3-}$ komplekser, mens cyanid i surt miljø kan frigives i form af HCN ($pK_a = 9,4$).

3.1 Cyanid analyser :

Segato et al. 1988 har givet en udmærket gennemgang af problemerne med cyanid analyser i jord og grundvandssammenhæng. I det følgende gives et resumé heraf.

Generelt gælder, at cyanid analyseres ved at uddrive cyanid i form af cyanbrinte (HCN) under sure betingelser. Cyanbrinten (HCN) opsamles i en natriumhydroxid (NaOH) opløsning, der så analyseres enten titrimetrisk, spektrofotometrisk eller elektrokemisk.

For gasrensemasse kan der opstå interferens på grund af det høje indhold af svovlbrinte, der ligeledes uddrives med syre og opsamles i natriumhydroxid. Dette problem kan dog løses ved først at fælde svovlbrinte som sulfid ved pH 12 (ref. 3).

Segato et al. 1988 gennemgår en række forskellige analysemetoder for forskellige fraktioner. For jord- og grundvandsanalyser anbefales følgende to analyser:

3.1.1 Syreflygtigt cyanid

Ved syreflygtigt cyanid forstås den del af cyanidfraktionen, som kan uddrives med syre. Som standard anbefales uddrivning i svovlsurt miljø (pH ca. 1) i 60 minutter. Jerncyanidkomplekser uddrives ikke ved denne metode.

3.1.2 Total cyanid

Ved total cyanid foretages en bestemmelse af alt tilstedeværende cyanid. Dette kræver en forudgående behandling med kompleksbrydende kemikalier, som skal være i stand til at spalte jerncyanidkomplekserne. Det anbefales, at anvende SM 1971 og SM 1976 til bestemmelse af total cyanid.

4. TJÆRE OG FENOL

I forbindelse med gasværksundersøgelser er der ingen grund til at skelne mellem tjære og fenol, idet fenolerne må betragtes som en bestanddel i tjæren. En tjæreanalyse bør således medtage alkylbenzener (benzen, toluen og xylen), fenoler (fenol, cresoler), alkylnaftalener (naftalen, metylnaftalener), polyaromatiske kulbrinter (PAH) og NSO-forbindelser (indol, quinolin, carbazol, benzothiophen, dibenzothiophen og dibenzofuran).

En stor del af tjæren, den såkaldte tjærebeg, kan ikke analyseres, da den består af højt kogende aromater med høje molmasser.

4.1 Tjære- og fenolanalyser

Der findes ingen standardisering af tjæreanalyser, men Hansen et al. (1988) har givet en udmærket oversigt over problemerne med tjæreanalyser, som resumeres i det følgende.

Tjæreanalyser udføres ved ekstraktion af prøven med et organisk opløsningsmiddel, efterfulgt af gaskromatografisk analyse.

De vigtigste faktorer ved analysen er valg af ekstraktionsmiddel og ekstraktionsmetode. Særlig fenoler er vanskelige at ekstrahere på grund af deres hydrofile (polære) karakter.

Ønsker man høj følsomhed for fenoler derivatiseres disse før gaskromatografi. Ved en derivatisering lader man fenolgruppen reagere med et reaktivt stof, hvorved der dannes et mere upolært stof.

Til belysning af betydningen af valg af ekstraktionsmiddel og metode er i tabel 1 angivet bestemmelse af de to tjærekomponenter naftalen og fenantren i termisk rensset jord fra Ringe Tjære- og Asfaltfabrik.

mg/kg TS	Lab. 1	Lab. 2	Lab. 3	Lab. 4
NAFTALEN	<0,05	0,096	0,07	0,50
FENANTREN	0,02	0,013	<0,01	0,14
Analysemetode	Acetone/ petroleums- æter HPLC	Diklormetan GC/MS	Diklormetan GC/MS	Tetrahydro- furan GC/MS

Tabel 1: Fire laboratoriers analyser af tjærekomponenterne naftalen og fenantren i termisk rensed jord.

Laboratorium 1, 2 og 3 finder resultater, der stemmer overens indenfor en faktor 2. Laboratorium 4 måler 5-7 gange højere indhold end de højeste tal fra de andre laboratorier.

I tabel 2 er angivet en række analyser af tjæreforurennet jord, udført på de samme prøver af samme laboratorium med henholdsvis diklormetan og tetrahydrofuran.

Tjærestof	Gennemsnit i mg/kg TS	95% konfidensinterval i mg/kg TS
<u>Diklormetan:</u>		
Naftalen (7 data)	220	32 - 1500
Fenantren (7 data)	11	4,1 - 27
<u>Tetrahydrofuran:</u>		
Naftalen (7 data)	1200	420 - 3200
Fenantren (7 data)	47	21 - 102

Tabel 2: Betydning af valg af ekstraktionsmiddel (diklormetan og tetrahydrofuran) for indholdet af naftalen og fenantren i jordprøver. Alle prøver er analyseret på samme laboratorie med GC/MS udstyr. Data er antaget logaritmisk normalfordelt.

Af tabel 2 ses, at de målte indhold af naftalen og fenantren forøges væsentligt ved at anvende tetrahydrofuran i stedet for diklormethan som ekstraktionsmiddel. Afvigelserne ses endvidere at være størst for små værdier.

Konklusionen er, at det målte indhold af tjærestoffer i jorden afhænger af analysemetoden. Sammenligning af talstørrelser er derfor kun mulig, når der anvendes samme metode.

Videre anbefaler Hansen et al. (1988), at man går bort fra analysen "total tjære", som ikke kan defineres.

Det anbefales for tjære- og fenolanalyser, at analyserapporten indeholder en beskrivelse af de anvendte analysemetoder, og at kromatogrammer kommenteres og vedlægges.

Ved tjære- og fenolanalyser bør som et minimum medtages en kvalitativ og kvantitativ bestemmelse af følgende 7 stoffer:

- Benzen
- Toluen
- Fenol
- Naftalen
- Fenantren
- Flouranten
- Benz(a)pyren

5. SUPPLERENDE ANALYSER

Foruden cyanid og tjære vil der især blive analyseret for ammoniak/ammonium, svovlbrinte/sulfid og metaller. Disse analyser er dog ikke vurderet nøjere i dette skrift m.h.t. analyseproblemer og anbefalinger i forbindelse med gasværksforureninger

6. FORSLAG TIL ANALYSEPROGRAM

Udfra viden om hvilke typer forureninger der kan træffes på en gasværksgrund samt udfra erfaringer med undersøgelser på gasværksgrunde gives i tabel 3 et forslag til analyseprogram for jord og vandprøver.

JORDPRØVER

- Tjæreanalyse ved GC med en kvantitativ og kvalitativ bestemmelse af:
 - Benzen
 - Toluen
 - Fenol
 - Naftalen
 - Fenantren
 - Flouranten
 - Benz(a)pyren
 til yderligere dokumentation bør Kromatogrammer vedlægges.
- Syreflygtigt cyanid
- Total cyanid
- Tungmetallerne arsen, bly, cadmium, zink, mangan og jern
- Eventuelt analyse på headspace for flygtige tjærekompener

VANDPRØVER

- Beskrivelse af klarhed, farve, lugt og udseende
- pH
- Ledningsevne
- Ammonium-N
- Total-N
- Total cyanid (eventuelt også syreflygtig cyanid)
- Phenoler ved GC
- Aromatiske kulbrinter ved GC. Her bør som et minimum medtages:
 - Benzen
 - Toluen
 - Xylener
 - Naphthalen
 - Methylnaphthalener

Tabel 3. Analyseprogram for jord og vandprøver

Ønskes redoxforholdene i grundvandsmagasinerne belyst kan der suppleres med analyser for f.eks. ilt, nitrat og sulfat.

Hvor der er sket bebyggelse på en gasværksgrund kan det komme på tale at udføre indeklimamålinger for belysning af fordampning af flygtige tjærekomponenter m.m. fra undergrunden.

Analyseteknikker samt viden om toksikologi udvikles hele tiden. Derfor må analyseprogrammerne løbende revideres.

Endelig skal det understreges at det ville være ønskeligt med en standardisering af analyser på jordprøver.

7. REFERENCER

1. Segato H.; Poulsen, M. og Hansen, S.F. (1988)
Cyanid i jord og tilhørende problemer.
I: Analysemetoder for miljøfremmede stoffer.
ATV-komiteen vedr. grundvandsforurening.
20. september 1988, pp. 93-103.
2. Hansen, N; Knudsen, T. og Olsen, H. (1988)
Tjære- og phenolanalyser.
I: Analysemetoder for miljøfremmede stoffer.
ATV-komiteen vedr. grundvandsforurening.
20. september 1988, pp. 69-92.
3. Standard Methods for the examination of Water and Waste-
water.
14 th Edition, 1975 APHA-AWWA-WPCF

Erfaringer fra indeklimamålinger på bebyggede gasværksgrunde

Af Danna Borg N&R Consult A/S og Jens Nonboe Andersen,
Kemp & Lauritzen A/S

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	98
2. Generelle betragtninger	99
2.1 Hvilke stoffer måles	99
2.2 Udeluftmålinger	99
2.3 Indeklimamålinger	100
2.4 Under gulv målinger	101
2.5 Diffusionsberegninger	102
3. Case stories	105
3.1 Hollandske indeklimatekninger	105
3.2 Fredensborg gasværk	106
3.2.1 Teoretiske betragtninger	108
3.2.2 Resultater og konklusion	109
3.3 Gasværk 1	115
3.4 Gasværk 2	117
3.5 Gasværk 3	118
3.6 Gasværk 4	119
3.7 Gasværk 5	120
4. Konklusion	123
5. Referenceliste	125

N&R CONSULT A/S

Sortemosevej 2
3450 Allerød
Telefon 02 14 00 66

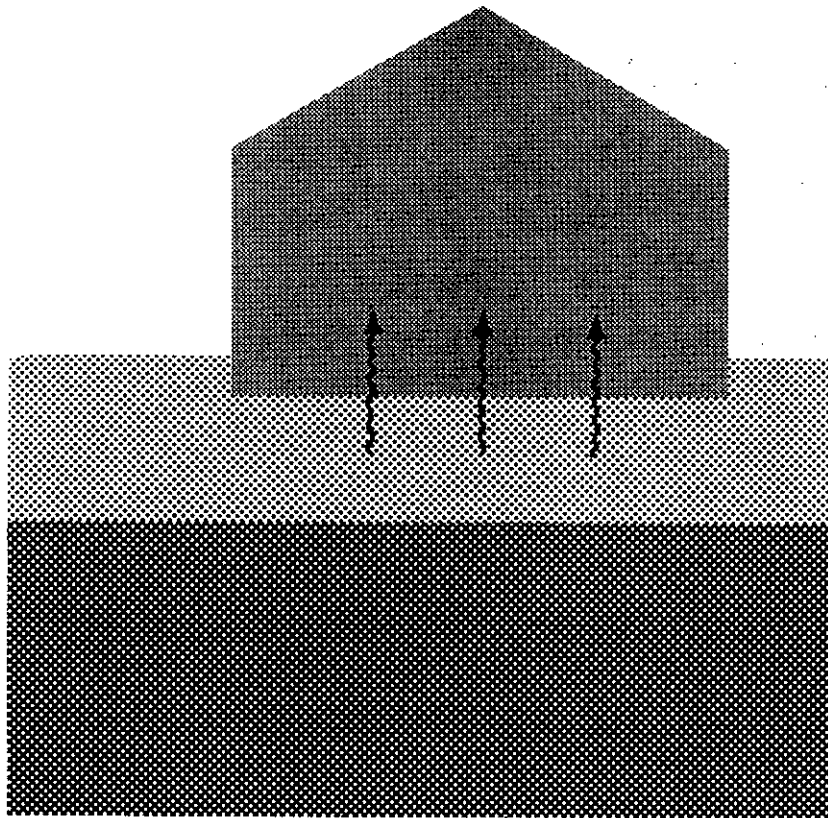


Kemp & Lauritzen

Forsynings- & miljøteknik

Roskildevej 12
2620 Albertslund
42 64 48 22

Erfaringer fra indeklimamålinger på bebyggede gasværksgrunde



Danna Borg, N&R Consult A/S

Jens Nonboe Andersen, Kemp & Lauritzen A/S

November 1989

N&R CONSULT A/S

Sortemosevej 2
3450 Allerød
Telefon 02 14 00 66



Kemp & Lauritzen

Forsynings- & miljøteknik

Roskildevej 12
2620 Albertslund
42 64 48 22

1. INDLEDNING

Der foreligger idag kun få indeklimamålinger udført ved gasværksgrunde.

Dette hænger sammen med, at de kommunale gasværker ofte har henligget som eksempelvis oplags/material-pladser siden gasværkets ophør, og at der ikke har været det store behov for at få bygget på grundene.

I andre tilfælde har man fra starten valgt at opkøbe beboede huse eller huse under opførelse på gasværksgrunde.

Endelig gælder det for nogle gasværksgrunde, at man i deres undersøgelsesforløb endnu ikke er nået til udførelsen af indeklimamålinger.

I nogle tilfælde er der dog udført indeklimamålinger i huse opført ovenpå gamle gasværksgrunde.

Formålet med nærværende indlæg er dels at fremlægge nogle generelle erfaringer og betragtninger fra indeklimamålinger på gasværksgrunde, dels at beskrive nogle case-stories.

2. GENERELLE BETRAGTNINGER

2.1 HVILKE STOFFER MÅLES

Ved tilrettelæggelse af en undersøgelse af indeklimaproblemer på gasværksgrunde må man først og fremmest definere hvilke stoffer man vil analysere for. Normalt vil det dreje sig om stofferne angivet i tabel 2.1.

Stofferne er opdelt i 4 grupper, idet stoffer indenfor hver gruppe har nogenlunde sammenlignelige toksikologiske egenskaber og effektniveauer. I flere sammenhænge har de her angivne acceptkriterier for indeklimaværdier i villahuse være anvendt og accepteret af myndighederne. De angivne kriterier gælder for totalindhold af stofferne (altså incl. eventuelt baggrunds niveau).

Stof	Eksempler på effekter	Acceptkriterier
Benzen *	kræftfremkaldende	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Toluen Xylener Naftalen	slimhindeirriterende	100 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
PAH'er (÷ naftalen)	kræftfremkaldende	0,01 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
Fenoler	slimhindeirriterende, lugter i lave koncentrationer	1 $\mu\text{g}/\text{m}^3$
* I København har været anvendt 5 $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
TABEL 2.1 Effekter og acceptkriterier af stoffer i indeklima i boliger		

2.2 UDELUFTMÅLINGER

Et af problemerne i tolkning af indeklimaresultater er, at eksterne bidrag kan indgå i målingerne. F.eks. vil benzen, der er en benzinbestanddel, eller PAH'er fra fyringsanlæg kunne indgå som bidrag i bymæssige områder og fejlagtigt kunne tolkes som gasværksgrundbidrag. Det er derfor vigtigt

at fastslå baggrundsniveauet for det område, hvor gasværksgrunden ligger.

Afdampning af stoffer fra jorden på en gasværksgrund kan også give et bidrag til udeluftens indhold af forurenende stoffer. Der bør derfor foretages udeluftmålinger på den forurenede grund med henblik på at vurdere baggrundsniveauet på grunden. Målingerne skal foregå i vindstille vejr, hvor bidraget fra jorden må formodes at være størst.

Fastlæggelse af baggrundsniveauet for det område, hvor gasværksgrunden ligger, vil i praksis ofte være et stort arbejde, der kræver forholdsvis mange målinger. Det kan derfor være svært at gennemføre dette indenfor rammerne af en indeklimaundersøgelse. I disse tilfælde må baggrundsniveauet forsøges fastlagt udfra litteraturstudier eller målinger indhentet ved andre undersøgelser. Bestemmelsen af baggrundsniveauet på selve grunden bør dog aldrig udelades, da dette er væsentligt for vurderingerne af en eventuel påvirkning af indeklimaet i huse på grunden. Eksempler på målte baggrundsniveauer for udeluft er givet i afsnittene 3.2 - 3.7.

2.3 INDEKLIMAMÅLINGER

Erfaringerne fra indeklimamålinger fra såvel referencehuse som mistænkte forurenede huse viser, at koncentrationerne af tjærestoffer har stor variation alt afhængig af beboernes brugsmønster. Afhængig af livsvaner og brugsmønster producerer beboerne større eller mindre mængder af tjærestoffer. Således vil jævnlig brug af pejs, rygning, grillanvendelse, hobbyaktiviteter m.v. samt afdampning fra byggematerialer og inventar kunne give væsentlige indeklimate bidrag. Dvs. at beboernes "egen produktion" af de analyserede stoffer godt kan overdøve evt. mindre bidrag fra en underliggende gasværksforurening.

Påvirkningen fra en underliggende forurening skal således være ret stor og den aktuelle families produktion af tjæreforbindelser minimal (ikke rygere, ingen brændeovne m.m.),

før man med rimelig overbevisning kan forsvare at henføre en indendørsmåling til en underliggende gasværksforurening. Dvs. at indeklimamålinger som eneste vurderingsgrundlag er af begrænset værdi. Som præliminær måling til vurdering af om der umiddelbart foreligger akutte sundhedsmæssige tilstande der kræver handling, kan enkeltstående indeklimamålinger dog anvendes.

Ved målinger i boliger bør udgangspunktet være, at man måler i "neutrale" rum som f.eks. soveværelser, for at minimere bidragene fra beboernes "egen produktion".

Til vurdering af beboernes "egen produktion" kan målinger i referencehuse beliggende på uforurenede grunde anvendes. Store variationer i "egen produktion" samt variationer i hustyper og alder gør det imidlertid vanskeligt at udpege referencehusene. Dette illustrerer de vanskeligheder, som er forbundet med at adskille en konstateret indeklimapåvirkning forårsaget af en jordforurening fra et "naturligt" baggrundsniveau i et hus.

2.4 UNDER GULV MÅLINGER

En vigtig erfaring er, at indeklimaets variation fra det ene hus til det andet er stor, og at man altså ikke kan vurdere en gruppe huse samlet. Hvert hus må nødvendigvis gennemgås detaljeret og en konklusion drages hus for hus.

Endvidere vil det mest forureningspåvirkede hus ikke nødvendigvis ligge på det formodede mest forurenede sted (f.eks. tjæretank, retorthus). Dette skyldes, at det er vanskeligt udfra beliggenhed på en forurennet grund at forudsige noget om forureningspåvirkning nedefra.

Deponering af eksempelvis tjæreholdigt affald i gasværkets driftsperiode kan have forårsaget en massiv forurening på en del af grunden, hvor dette ikke er forventet, ligesom beskaffenheden af grundens øvre jordlag har betydning for den påvirkning en jordforurening kan udøve på indeklimaet.

Til minimering af disse problemer er en af de mest farbare veje at gå at udføre målinger under gulv (eller i drænlag). Hvis der ved et hus måles en stor/større koncentration af de aktuelle stoffer under husets gulv/fundament i forhold til udeluft, vil det betyde, at den underliggende jord er forurenede, og at der kan ske en diffusion af stofferne op gennem fundamentene. Diffusionen af stofferne fra jorden kan herved give et uønsket bidrag til indeklimaet i huset.

2.5 DIFFUSIONSBEREGNINGER

I situationer, hvor der er tale om risiko for indeklima-problemer, udføres der ofte diffusionsberegninger.

Resultaterne af disse beregninger er afhængig af hvilken beregningsmodel og hvilke forudsætninger, der er anvendt.

Da diffusionen i vand generelt er ca. 10.000 gange lavere end i poreluft, vil afdampning af forureningskomponenter fra grundvandet være uden betydning i forhold til afdampning fra forurenede jordlag over grundvandspejlet på selve gasværksgrunden.

Den diffusive strømning fra forureningskilden er afhængig af stofegenskaber som opløselighed, damptryk, sorption, molvægt, kemisk reaktivitet, bionedbrydelighed og jordegenskaber som kornstørrelse, organisk indhold, porøsitet, vandindhold m.m. Stofblanding og -koncentrationer vil påvirke dampafgivelse afhængig af molbrøken af de enkelte stoffer.

Tykkelsen af jorddække, overdækkende fundamenter og ventilationsforhold i bygninger vil altså påvirke beregningerne.

Den mest enkle diffusionsberegning er baseret på Fick's lov og tager ikke højde for faseopdeling, nedbrydning eller kemisk reaktion. Modellen er tit anvendt til at vurdere evt. fordampning i forhold til tykkelsen af et overdækningslag, dog vil arten af overdækningslaget have stor

betydning. Beregningerne efter denne model medfører altid en overestimering af indeklimaproblemer.

For de fleste organiske forbindelser vil fasefordelingen mellem den organiske jordfase, vandfasen og poreluftfasen væsentligt reducere diffusionen. Der er mange modeller, som med forskellige grader af kompleksitet, dels forsøger at beskrive tendensen for kemiske stoffer til at undslippe en given fase og fordele sig i andre faser dels forsøger at beskrive de her gældende fysiske, kemiske og biologiske processer.

I et miljøstyrelsesprojekt omhandlende frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurenede med tjære m.m. er flere af de mest anvendte modeller og begreber vedrørende fasefordeling, gasfasetransport og fordampninger beskrevet /1/.

En af de mest anvendelige modeller er udviklet af Mackay /2-3/.

For tjære er fasefordeling og diffusionsberegning kompliceret, idet der er tale om flere stoffer, som påvirker hinandens adfærd og måske reagerer kemisk med hinanden. Ligeledes sker der nedbrydning af visse komponenter. For mere enkle blandinger som benzin eller hvor enkelte forbindelser dominerer i en stofblanding, kan der opnås en rimelig korrelation mellem diffusionsberegninger med Mackay-modellen og de aktuelle målinger, hvis modellens forudsætninger som forureningstilstand, jordkoncentrationer, -dybder, -egenskaber m.v. er kendt.

Diffusionsberegningerne kan ikke afklare de sundhedsmæssige problemer vedrørende luftforurening, men de kan hjælpe med fortolkning af måleresultaterne og indikere om der kan forventes problemer. Ved hjælp af modellerne kan forskellige faktorerers betydning for påvirkningen af inde-

klimaet vurderes. Det drejer sig primært om følgende faktorer:

- dybden ned til det forurenede jordlag
- tætheden af fundament (luftskifte under fundament)
- luftskifte i husene
- jordens organiske indhold
- vandindhold i jorden.

3. CASE STORIES

I det efterfølgende gennemgås en række undersøgelser af indeklimapåvirkninger forårsaget af jordforurening. Den første case stammer fra en stor hollandsk undersøgelse, hvor huse opført på forskellige typer af jordforurening blev undersøgt. Denne undersøgelse drejer sig ikke primært om gasværksgrunde, men er medtaget på grund af det omfattende datamateriale, som den repræsenterer. Endvidere kan flere af undersøgelsens konklusioner umiddelbart overføres til indeklimaundersøgelser på gasværksgrunde.

De næste cases stammer fra undersøgelser foretaget på danske gasværksgrunde. Først gives en grundig gennemgang af indeklimaundersøgelserne foretaget på Fredensborg gasværk. Idet problemstillingerne omkring indeklimapåvirkning er ensartede på gasværksgrundene følger derefter en mere summarisk gennemgang af indeklimaundersøgelser foretaget på 5 andre danske gasværksgrunde /4/. Ved de sidstnævnte 5 cases er det valgt at anonymisere de enkelte gasværksgrunde, idet der stadig foregår undersøgelser på en del af dem.

3.1 HOLLANDSKE INDEKLIMAERFARINGER

I en større hollandsk undersøgelse blev 77 huse, der var opført på forskellige typer af jordforurening og 20 referencehuse undersøgt /5/. Der blev taget prøver af bl.a. jorden, poreluft fra forskellig jorddybde under huse, indeklima i huse og luft i krybekældre under huse. Ventilatio- nen under husene blev målt og diffusion op gennem fundament blev målt med tracer. Ialt blev der analyseret for 45 forskellige stoffer.

7 af husene blev betegnet som klart påvirkede af underliggende forurening, da "under gulv" målingen var væsentlig forhøjede i forhold til omgivelsesluften.

Undersøgelsens hovedkonklusioner var, at jordforurening havde en væsentlig indflydelse på luftkoncentrationen under gulv (krybekælder) og på indeklimaet i nogle huse, mens

der på den anden side var mange huse bygget på forurenede jord, hvor der under gulv i krybekælder ikke kunne konstateres påvirkning.

Forfatterne konkluderede endvidere, at de af dem anvendte transportmodeller for forurening i jord havde begrænset værdi, til beskrivelse af indeklimakoncentrationen udfra jordkoncentrationer.

Endvidere konkluderedes det, at den bedste fremgangsmåde er at måle koncentrationer under gulv/krybekælder og hvor disse er større end i omgivelsesluften, er dette en stærk indikation på, at der sker forureningspåvirkning af indeklimaet i huset.

Endelig mener man, at man ved sammenligninger med indendørs koncentrationer skal være forsigtig i sine vurderinger på grund af de mange andre kilder, der her kan forekomme.

3.2 FREDENSBORG GASVÆRK

Fredensborg gasværk har været i drift fra 1906 - 1958. I 1971 blev bygningerne revet ned, tjærebeholderen fyldt med sand og arealet retableret med 1 meter muld. På Fredensborg gasværk er der indenfor de sidste 10 år opført 6 et-planshuse uden krybekælder. Gasværksgrunden er vist på figur 3.1.

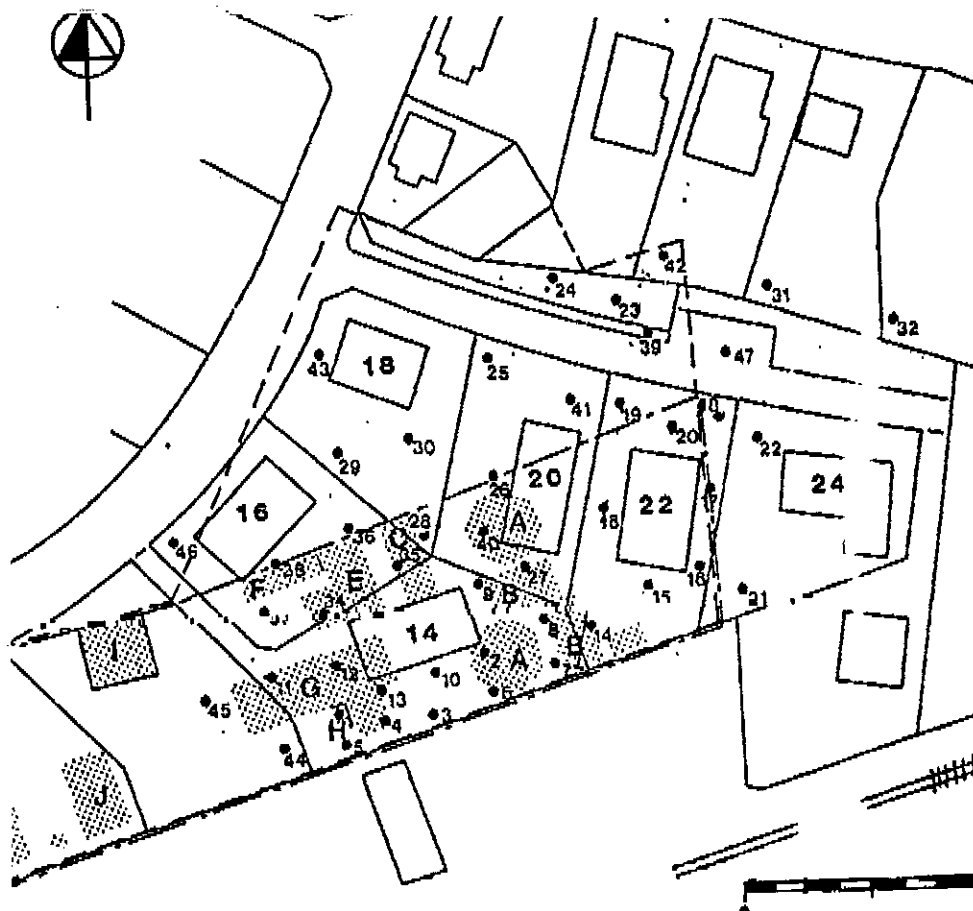
I 1987 blev Frederiksborg amtskommune opmærksom på sagen og iværksatte bl.a. en indeklimaundersøgelse /6/ og /7/.

Amtet ønskede en kortlægning af niveauet for tjærekomponenter i udeluften på gasværksgrunden, inde i husene og under husenes gulv/fundament. Desuden blev der i et hus målt for indhold af cyanbrinte. Endvidere ønskede amtet 2 referencehuse målt for indeklimaværdier og udendørsværdier.

De målte parametre var polyaromatiske kulbrinter (PAH'er), naftalen, benzen, toluen, xylener, fenoler og cyanbrinte (se tabel 3.1).

OVERSIGTSKORT:

- Gas- og vandværkets bygninger og skel i 1906 og 1958
- Nuværende huse og matrikler på grunden
- Undersøgelingsboringerne placering og nummer



Gas- og vandværksbygninger
før år 1924

1:1000

- A: Gasbeholder
- B: Regenerationsskur
- C: Tørveskur
- D: Oplagsplade
- E: Koksskur
- F: Oplagsplade
- G: Materialeskur m.v.
- H: Tjærebeholder
- I: Funktionærbolig
- J: Vandfilterhus
- K: Maskinhus

boringsplacering

boringsnummer

skel i 1958

skel i 1906

FIGUR 3.1 Oversigtskort - Fredensborg Gasværk

Måleparameter	Målemetode
Temperatur	Kviksølvtermometer
Fugtighed	Hygrometer
Polyaromatiske kulbrinter, PAH	Adsorption (gasformig) på XAD-kolonne Analyse: HPLC med fluorescens og UV
Benzen, xylener, toluen *	Adsorption på aktivkulrør Analyse: Gaschromatografi med kapillarkolonne
Cyanbrinte, HCN	Absorption i 0,1 N NaOH Analyse: Med ionselektiv elektrode
* Udover disse stoffer fandtes fenol, cresol samt to uidentificerede kulbrinter, der i retentionstid lå mellem xylen og fenol. (Målingerne er udført af DK-Teknik).	
TABEL 3.1 Måleparametre, Fredensborg gasværk	

3.2.1 TEORETISKE BETRAGTNINGER

Der blev udført teoretisk beregning vedrørende eksponering via luft. Der blev anvendt to forskellige diffusionsmodeller, een der tager hensyn til stoffers fasefordeling mellem jord/vand/luft (Mackay), og een der udelader fasefordelingens betydning (kun baseret på Fick's lov).

Forskellen mellem de to modeller er, at diffusionsmodellen med fasefordeling giver en betydelig lavere teoretisk luftforurening. Dette skyldes, at de hydrofobe organiske forbindelser som PAH'er i modellen med fasefordeling hovedsagligt er bundet til den organiske fase i jorden og at de vandopløselige (hydrofile) forbindelser som cyanbrinte og phenoler er opløst i porevandet.

Måleresultaterne viste lavere benzenkoncentrationer end man ville forvente fra de teoretiske beregninger, men det

kan skyldes de lave koncentrationer, der blev fundet i jorden (ca. 0,8 mg/kg), hvilket betyder, at der sandsynligvis ikke opnås et mættet damptryk.

De andre målte organiske forbindelser målt i større koncentrationer end beregnet i diffusionsmodellen med fasefordeling, men i mindre koncentrationer end beregnet i diffusionsmodellen uden faseopdeling.

Som grundlag for modellen med faseopdeling er der ikke anvendt teoretiske jordkoncentrationer, men det antages, at luftkoncentrationen af de enkelte forbindelser ved de forurenede jordlag ved forskellig dybde er lig med den mættede damptrykkoncentration. I praksis vil høje jordkoncentrationer tæt ved jordoverfladen betyde, at jorden hurtigt bliver mættet og en bedre model vil her være fasefordelingen i henhold til den teoretiske jordkoncentration.

Beregninger viser, at man skal være uhyre forsigtig i sit valg af model og forudsætning for beregninger, hvis de skal relateres til udførte målinger.

Der blev ikke fundet cyanbrinte ved en enkelt måling i hus 22, selv om de teoretiske beregninger indikerede, at cyanbrinte kunne give problemer. Formentlig er der ringe eller langsom omsætning af de komplekse bundne cyanider (myremalm) og/eller fasefordelingen (evt. hurtig nedbrydning) af cyanbrinte i porevand.

3.2.2 RESULTAT OG KONKLUSION

Udeluftresultater

Der blev målt på udeluft på gasværksgrunden ved hus 14 og hus 20/22 en dag med vindstille vejr samt ved de to referencehuse ved vindstyrke 3-4 (se tabel 3.2). Under disse forhold skulle gasværksgrundens bidrag til den ovenforliggende luft være maksimal, da luftskiftet over grunden var mindst. Tallene lå imidlertid indenfor både referencehus' udemåling og forventede baggrundsniveauer for udeluft fun-

det ved litteraturstudier /8/ og gav derfor ikke anledning til bekymring.

Lokalitet	Benzen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Σ Toluen, xylen, naftalen, ukendte $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Σ PAH'er ng/m^3	Σ Fenoler $\mu\text{g}/\text{m}^3$
14	-	12	9,2	-
20/22	-	0,05	5,8	-
Ref. 1 Ref. 2	-	11	19	2,9
Udenlandsk ref. bymæssig bebyg- gelse /8/	2 - 3	10 -100	0,1-200	?
<p>Σ = Sum Lokalitet 14 og 20/22 målt i næsten vindstille Referencehus 1 målt 3-4 m/s + regn - = under detektionsgrænsen</p>				
<p>TABEL 3.2 Udeluftmålinger</p>				

Indeklimaresultater

Måleresultaterne viste, at der var markant forskel på stofkoncentrationerne i indeklimaet i de to referencehuse (se tabel 3.3). I referencehus 2 viste målingerne ingen påvirkning fra stofgrupperne og var på niveau med udendørsniveauet, mens referencehus 1 viste høje værdier for alle 4 analyserede stofgrupper - faktisk på niveau med gasværkshusene.

De høje værdier i referencehus 1 kunne muligvis forklares ved, at villaens pejs jævnligt havde haft aftræksproblemer, hvorved røggas kom ned i stuen, hvori målingerne blev foretaget.

En gentagen måling i dette hus foretaget senere viste, at

niveauet var faldet og svarede til referencehus 2. Dette illustrerer fortolkningsproblemerne vedrørende fejlkilder i forbindelse med indeklimavurderinger.

Vi valgte at se bort fra referencehus 1 og kun at anvende referencehus 2 som referenceniveau i indeklimavurderingerne.

Lokalitet	Benzen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Σ Toluen, xylen, naftalen, ukendte $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Σ PAH'er ng/m^3	Σ Fenoler $\mu\text{g}/\text{m}^3$
14 *	-	117	32	-
16 +	-	962	146	-
18	-	947	143	26
20 #	-	83	72	-
22	-	161	30	-
24	-	92	52	-
Ref. 1	3,7	275	82	52
Ref. 2	-	-	i.m.	-
Acceptkriterier	1	100	10	1
Overskridelse	ref. 1	ref. 1 + 16 + 18 + 14 + 22	alle målt	18 + ref. 1
<p>Σ = Sum * = Flytteaktiviteter # = Åbent vindue 1 time + = Stor påvirkning af uidentificerede stoffer Rygere i hus nr. 16 + 18 + 24 Ikke-rygere i hus nr. 14 + 20 - = Under detektionsgrænsen i.m. = Er ikke målt</p>				
TABEL 3.3 Målinger i rum				

Både set i forhold til referencehus 2 og foreslåede acceptkriterier blev det konkluderet, at der forelå forhøjede værdier af PAH'er i alle husene, lige som der var forhøjede værdier af alkylbenzener i husene 16 + 18 + 14 + 22.

Med henvisning til dels de foretagne udeluftmålinger og til udenlandske referenceværdier, var det usandsynligt, at de forhøjede værdier skyldtes udeluftkoncentrationer, der lå på normalt niveau.

For såvidt angår afgasning fra møbler og bygningsmaterialer ville disse kunne give anledning til afgasning af visse typer af tjærestoffer (eksempelvis toluen).

Det blev oplyst, at husene nr. 16 + 18 + 24 var beboet af rygere. Dette er helt klart en kilde til forurening af indeklimaet med tjærestoffer, men hvor stort et bidrag til den konstaterede forurening i husene cigaretrøg kunne udgøre var umuligt at vurdere, da det bl.a. afhænger af rygningens omfang, udluftningsvaner m.v. Dog kunne der for husene 14 + 20 ikke være tale om påvirkning fra tobaksrøg, da husene ikke havde været beboet af rygere.

Under gulv resultater

Ved gennemgang af "under gulv" tallene konstateredes et forhøjet indhold af toluen m.m. i hus 16, 24, 20 og 18 ligesom PAH'er og phenoler lå højt i hus 16, 18 og 20 (se tabel 3.4).

De højeste koncentrationer og dermed de største potentielle effekter på indeklimaet sås ved husene 16, 18 og 20. Husene 14 og 22 viste generelt lavere koncentrationer.

Ved at sammenligne tallene for "rum" og "under gulv" sås, at der for hver af de 4 stofgrupper generelt er større koncentrationer "under gulv" end i "rum".

Vi konkluderede derfor, at der kunne påvises en sammenhæng mellem husenes beliggenhed på gasværksgrunden og de målte generelt forhøjede indeklimaværdier.

Lokalitet	Benzen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Σ Toluen, xylen, naftalen, ukendte $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Σ PAH'er ng/m^3	Σ Fenoler $\mu\text{g}/\text{m}^3$
14 *	-	60	10	12
16	-	4.831	676	39
18	-	194	329	62
20	-	249	1.164	17
22 #	-	138	8,2	28
24	-	290	i.m.	24
Ref. 1	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
Ref. 2	i.m.	i.m.	i.m.	i.m.
Acceptkriterier	1	100	10	1
Overskridelse	22	alle huse	16+18+20	alle huse
<p>Σ = Sum * = Meget tyndt betondække # = Målt mellem gulvbrætter/betondække Rygere i hus nr. 16 + 18 + 24 Ikke-rygere i hus nr. 14 + 20 - = Under detektionsgrænsen i.m. = Er ikke målt</p>				
TABEL 3.4 Målinger under gulv				

Det skal bemærkes, at "under gulv" koncentrationen ikke nødvendigvis er størst de "forventede" steder som ved tjæretank, retorthus, gasbeholder m.v. Hus 18, der har relativt høje værdier, ligger klart væk fra tidligere funktionsbygninger, men det vides, at der har været en del opfyld og spildevandsafledning på gasværksgrunden - hvorfor ingen huse på forhånd kunne anses for at være upåvirkede.

Sundhedsmæssige effekter

Imidlertid kunne tallene generelt ikke siges at være ekstraordinært høje.

For at sætte de her fundne koncentrationsværdier i relief skal det her nævnes, at de i arbejdsmiljøet fastsatte grænseværdier for disse stoffer (dvs. 8 timers daglig eksponering i et helt arbejdsliv) er 1.000 - 10.000 gange større koncentrationsmæssigt.

Det er vanskeligt at sige om de her fundne relativt lave koncentrationer i indeklimaet af især de kræftfremkaldende stoffer ville kunne give sundhedsmæssige problemer på langt sigt. Dertil er vor viden for ufuldstændig. Imidlertid kan det ikke afvises, at der kan være langtidseffekter lige som det heller ikke kan afvises, at den underliggende jordforurening påvirker indeklimaet i husene i større eller mindre (ukvantificerbar) grad.

Vi har også konstateret, at beboerne i såvel forurenede huse som referencehuse via deres daglige aktiviteter producerer tjærestoffer, som acceptkriteriemæssigt må siges potentielt at kunne give sundhedsmæssige problemer på langt sigt.

Forskellen på ovenstående og en diffusion af tjæreforbindelser fra en underliggende jordforurening ligger bl.a. i, at jordforureningen giver et uundgåeligt, ufrivilligt og ukvantificerbart bidrag, der vil forøge de sundhedsmæssige risici, hvilket ikke vurderes at være acceptabelt.

Fremtidig anvendelse

Vi fandt, at med de konstaterede målinger ville en anvendelse som familievilla fremover uden afværgeforanstaltninger, ikke være hensigtsmæssig. Der blev konstateret en påvirkning af indeklimaet fra undergrunden og påvirkningen vil uden afværgeforanstaltninger fortsætte i en lang år-række fremover.

Med de relativt lave stofkoncentrationer der forelå, ville der her være tale om en potentiel kronisk giftvirkning, hvor potentielle symptomer først optræder efter flere/mange

års kontakt med stoffet. Endvidere konstateredes tilstedeværelsen af 2 uidentificerede stoffer i relativ høj koncentration, hvis toksikologiske effekter er ukendte. På denne baggrund vurderede vi, at der burde opstilles alternative anvendelsesmuligheder koblet med afværgetiltag. Overvejelserne skulle gå i retning af enten at reducere stofkoncentrationerne ved afværgeforanstaltninger eller at vælge en mindre følsom arealanvendelse.

3.3 GASVÆRK 1

Der er udført indeklimamålinger i boliger beliggende nær rensehus og benzolfabrik.

Med hensyn til de undersøgte stoffer er der ved gasværk 1 såvel som ved de efterfølgende cases (gasværk 2 - 5) anvendt samme analysemetoder som beskrevet i tabel 3.1. Udeluftmålingerne er ved denne case såvel som ved de efterfølgende 4 cases alle udført på eller i umiddelbar nærhed af de undersøgte gasværksgrunde.

I jordprøver fra nærliggende boringer er der påvist et indhold af:

- tjære på op til 6000 mg/kg
- olie/benzol på op til 7000 mg/kg

Der er foretaget analyser for indhold af fenoler og alkylbenzener i udeluft, kældertiluft samt luft i krybekældre.

Resultaterne af udeluftmålingerne er ikke atypiske for området omkring gasværksgrunden.

Af tabel 3.5 ses, at tjære/benzol-forureningen påvist i jordprøver giver anledning til svagt forhøjede indhold af fenol i to kældre (1 og 6) set i forhold til udeluften. Ligeledes giver tjære/benzolforureningen anledning til forhøjede indhold af benzen og andre alkylbenzener i luften i kældrene 1, 2 og 6.

Lokalitet		FENOLER $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
		Fenol	Cresoler	Xylenoler		
1	Almindelig kælder	1,15	<0,72	<0,72		
2	Almindelig kælder	<0,69	<0,69	<0,69		
6	Almindelig kælder	0,62	<0,62	<0,62		
4	Krybekælder	<1,43	<1,43	<1,43		
7	Krybekælder	<1,12	<1,12	<1,12		
3	Udeluft	<0,65	<0,65	<0,65		
5	Udeluft	<1,42	<1,42	<1,42		
Lokalitet		ALKYLBENZENER $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
		Benzen	Toluen	Xylen- ner	C ₃ -alkyl- benzener	C ₄ -alkyl- benzener
1		4,66	13,50	21,89	7,45	3,73
2		2,18	7,26	23,23	4,36	1,45
6		22,15	35,78	37,48	31,23	23,85
4		1,03	1,71	<0,86	<0,86 *	<0,86
7		3,16	5,92	10,26	3,16	0,79
3		4,39	9,87	<0,55	4,39	1,10
5		5,13	7,19	20,53	3,08	0,82
* spor						
TABEL 3.5 Resultater fra indeklimamålinger, gasværk 1						

De målte fenolkoncentrationer er så lave, at de ikke kan betegnes som uacceptable.

Diffusionsberegninger omkring indeluften i lejligheder i stueetagerne over kældrene 1, 2 og 6 viser, at påvirkningen fra kældrene kun vil give anledning til meget små bidrag med alkybenzener. Bidragene fra udeluften er langt mere væsentlige. Ved undersøgelsen konkluderedes, at indeklimaet i lejlighederne ikke er påvirket af jordens

tjære/benzolforurening i en grad, der kan betegnes som uacceptabel.

3.4 GASVÆRK 2

Der er udført indeklimamålinger i kontorer beliggende nær retorthus og rensehus.

I jordprøver fra nærliggende borer er påvist et tjæreindhold på op til 1000 - 2000 mg/kg.

Der er analyseret for indhold af alkylbenzener og cyanid i udeluft samt luft i drænlag (under gulv) og kontorer.

Lokalitet	ALKYLBENZENER			Ikke identificeret komponent $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *
	Benzen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Toluen $\mu\text{g}/\text{m}^3$	Xylener $\mu\text{g}/\text{m}^3$	
Drænluft 20°C				
I	< 2	28	< 2	≈ 12
II	< 2	16	< 2	≈ 19
Rumluft 25°C				
I	5	68	14	≈ 47
II	4	60	8	≈ 43
Udeluft 22°C				
I	2	5	2	< 2
II	2	5	< 2	< 2
* Skønnet på basis af respons for toluen				
TABEL 3.6 Måleresultater for alkylbenzener, gasværk 2				

Det ses af tabel 3.6, at den påviste tjæreforurening i jorden giver anledning til et forhøjet indhold af toluen i drænlaget set i forhold til udeluften. Der er ikke fundet forhøjede indhold benzen eller xylener.

Det ses endvidere, at der er fundet højere indhold af alkylbenzenerne i kontorerne end i drænlaget og udeluften.

De væsentligste kilder til de forhøjede indhold i kontorerne synes således at være i selve kontorerne. Forureningen i jorden spiller en mindre rolle.

Cyanid (cyanbrinte) har ikke kunnet påvises i hverken drænlag eller kontorer og synes dermed ikke at spille nogen væsentlig rolle i denne sammenhæng.

Med hensyn til den uidentificerede komponent var sandsynligvis tale om 1,1,1-triklorethan stammende fra korrekturlak.

3.5 GASVÆRK 3

Der er udført indeklimamålinger i kontorer beliggende ovenpå det tidligere retorthus.

Lokalitet	FENOLER $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Fenol	Cresoler	Xylenoler
Under gulv 1	< 0,98	< 0,98	< 0,98
Under gulv 2	< 0,99	< 0,99	< 0,99
Indeluft	8,47	< 1,21	< 1,21
Udeluft	< 1,09	< 1,09	< 1,09

Lokalitet	ALKYLBENZENER $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
	Benzen	Toluen	Xylen- ner	C ₃ -alkyl- benzener	C ₄ -alkyl- benzener
Under gulv 1	2,69	5,38	2,56	< 0,64	< 0,64
Under gulv 2	2,02	9,66	4,04	0,90	0,67
Indeluft	2,48	20,48	16,19	< 0,24	2,38
Udeluft	0,88	3,38	1,38	< 0,63	< 0,63

TABEL 3.7 Analyseresultater fra indeklimamålinger i kontorpavillionen, gasværk 3

I jordprøver fra nærliggende borer er kun påvist et tjæreindhold på op til 300 mg/kg.

Der er analyseret for indhold af fenoler og alkylbenzener i udeluft, luft under gulv og luft i kontorer.

Af tabel 3.7 fremgår det, at der ikke har kunnet påvises fenoler hverken under gulv eller i udeluften. Tjæreforureningen i jorden synes derfor ikke at give anledning til nogen væsentlig afdampning af fenoler. Der er imidlertid påvist fenol i indeluften i kontoret. Idet der som nævnt ikke er påvist fenol i luften under gulvet må kilden til dette være i selve kontoret.

Tjæreforureningen i jorden synes at give anledning til forhøjede indhold af alkylbenzener i luften under gulvet set i forhold til udeluften. Der er imidlertid påvist højere indhold af alkylbenzener i indeluften i kontoret end i luften under gulvet. De væsentligste kilder til de forhøjede indhold i kontorerne synes således at være i selve kontorerne. Forureningen i jorden spiller en mindre rolle.

3.6 GASVÆRK 4

Der er udført indeklimamålinger i boliger beliggende udenfor selve gasværksgrunden men nedstrøms denne set i relation til strømningsretningen for det sekundære grundvand fra gasværksgrunden.

I jordprøver fra de nærmest liggende borer på gasværksgrunden er der påvist et tjæreindhold på op til 7500 mg/kg.

Der er analyseret for indhold af alkylbenzener i udeluft, poreluft i borer placeret nær boligerne, luft i kældre samt i rum i boligernes stueetage.

Af tabel 3.8 ses, at der ikke er påvist alkylbenzener i hverken poreluft eller udeluft. Tjæreforureningen i jorden synes derfor ikke at give anledning til nogen væsentlig afdampning af alkylbenzener.

Lokalitet	ALKYLBENZENER $\mu\text{g}/\text{m}^3$		
	Benzen	Toluen	Xylener
Udeluften: - gasværksgrunden og lokalitet 2 - lokalitet 2	< 15 < 8	< 15 < 8	< 15 < 8
Boringerne: - 111 - 112 - 115 - 117	< 12 < 10 < 13 < 12	< 12 < 10 < 13 < 12	< 12 < 10 < 13 < 12
Lokalitet 1: - kælder - stueetage	22 31	42 84	71 60
Lokalitet 2: - kælder - stueetage	< 8 < 7	468 8	< 8 < 7
TABEL 3.8 Resultater af luftmålinger, gasværk 4			

Der er derimod påvist indhold af alkylbenzener i indeluften i boligerne både i kældrene samt i stueetagerne. De væsentligste kilder til de forhøjede indhold her synes på baggrund af ovenstående at være i selve boligerne. Forureningen i jorden spiller ved denne undersøgelse ingen rolle.

3.7 GASVÆRK 5

Der er udført indeklimamålinger i kontorer beliggende nær retorthus og kokslager. Der har endvidere været placeret en tjæretank i nær kontorerne.

I jordprøver fra en nærliggende boring (placeret i tjæretanken) er påvist et tjæreindhold på over 10000 mg/kg. I to andre nærliggende boringer har der ikke kunnet påvises indhold af tjære.

Der er analyseret for indhold af fenoler og alkylbenzener i udeluft samt luft i drænlag (under gulv) og i et kontor.

Lokalitet	FENOLER $\mu\text{g}/\text{m}^3$ *		
	Fenol	Cresoler	Xylenoler
Drænlag:			
- 1	< 1,19	< 1,19	< 1,19
- 2	< 1,20	< 1,20	< 1,20
Kontor	< 7,04 *	< 7,04 *	< 7,04 *
Udeluft	< 0,89	< 0,89	< 0,89

Lokalitet	ALKYLBENZENER $\mu\text{g}/\text{m}^3$				
	Benzen	Toluen	Xylen- ner	C ₃ -alkyl- benzener	C ₄ -alkyl- benzener
Drænlag:					
- 1	< 0,54	< 0,54	< 0,54	< 0,54	< 0,54
- 2	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60	< 0,60
Kontor	1,13	3,14	4,83	4,03	1,26
Udeluft	1,34	1,93	1,68	1,26	< 0,42

* Opsamling af luft stoppet efter ca. 3 timer

TABEL 3.9 Resultater fra indeklimamålinger
gasværk 5

Det ses af tabel 3.9, at der ikke har kunnet påvises fenoler hverken i drænlaget, udeluften eller kontoret. Tjæreforureningen i jorden synes derfor ikke at give anledning til nogen væsentlig afdampning af fenoler.

Der har heller ikke kunnet påvises indhold af alkylbenzener i luften i drænlaget, hvorfor tjæreforureningen i jorden ikke synes at give anledning til nogen væsentlig afdampning af alkylbenzener.

Der er påvist lidt forhøjede indhold af alkylbenzener i indeluften i kontoret set i forhold til udeluften. De væsentligste kilder til det forhøjede indhold i kontoret synes således at være i selve kontoret.

4. KONKLUSION

I det ovenstående er gennemgået erfaringer fra en stor hollandsk undersøgelse af indeklimaet i huse opført på forskellige typer af jordforurening samt fra 6 danske indeklimundersøgelser foretaget i huse opført på gamle gasværksgrunde.

På baggrund af erfaringerne fra de gennemgåede cases konkluderes det, at jordforureningen på gasværksgrunde kan give anledning til uacceptable påvirkninger i huse opført på grundene.

De uacceptable påvirkninger kan henføres til jordens tjæreforurening på de undersøgte grunde. Det er vist, at tjæreforurening kan give anledning til uacceptabelt høje indhold af både fenoler, alkybenzener (herunder benzen) og PAH-forbindelser i indeluften i huse opført på gasværksgrunde.

Ved flere af de nævnte cases har det dog vist sig, at der også i selve husene har været kilder til en påvirkning med ovennævnte tjærestoffer. Disse kilder har ved flere undersøgelser givet anledning til indeklimapåvirkninger, der var væsentligt større end påvirkningen fra jordens tjæreforurening. Af denne grund har det også vist sig svært at anvende referencehuse til fastlæggelse af et "naturligt" baggrundsniveau for indholdet af stofferne i indeluft. Kilderne i selve husene kan eksempelvis udgøres af rygning, brug af pejs, hobbyaktiviteter samt afdampning fra byggematerialer, malede overflader og inventar.

Undersøgelserne har endvidere vist, at det er vanskeligt ud fra beliggenheden på en grund at forudsige noget om forureningspåvirkningen nedefra. Dette skyldes dels, at det kan være svært at forudsige intensiteten og den aktuelle sammensætning af en jordforurening, dels at beskaffenheden af de øvre jordlag har en betydning for den påvirkning en forurening kan udøve på indeklimaet. Målinger udført på luften under gulv eller i drænlag har her vist

sig at være et vigtigt led ved vurderingen af en forureningspåvirkning af indeklimaet i huse opført over en jordforurening. Dette er også fundet ved den hollandske undersøgelse.

Endelig viser erfaringerne fra undersøgelserne, at forudsigelser af påvirkningen af indeklimaet fra en jordforurening ved hjælp af diffusionsberegninger både kan over- og underestimere indeklimaproblemerne afhængig af valg af diffusionsmodel. Det gælder, at simple diffusionsmodeller uden hensyntagen til fasefordelingen af forureningskomponenterne vil overestimere indeklimapåvirkningerne fra en jordforurening. De simple diffusionsmodeller kan derfor anvendes til "worst case"-beregninger af en forureningspåvirkning.

5. REFERENCELISTE

- /1/ Frigivelse og transport af dampformige komponenter fra jord forurenede med tjære m.m. Konto 12 projekt. Miljøstyrelsen. Under udarbejdelse af Cowiconsult. Forprojekt (litteraturgennemgang) forefindes som arbejdsrapport i Miljøstyrelsen.

- /2/ Mackay, D., 1979. Finding Fugacity feasible. Environ. Sci. Technol. 13 (10) 1218-1223.

- /3/ Mackay, D. & Pateson, S. 1981. Calculating Fugacity. Environ. Sci. Technol. 15 1006-1016, 1979.

- /4/ Undersøgelser af 5 gasværksgrunde udført af Kemp & Lauritzen A/S.

- /5/ Fast, Kliest, Boleij & Slingerland: The influence of soil pollution on the indoor air quality 441-449 in Contaminated Soil '88, vol. 1. Ed. Wolf, van den Brink & Colon. Kluwer Academic publish. London, 1988.

- /6/ Notat om indeklimamålinger ved Fredensborg gasværksgrund.
N & R Consult for Frederiksborg amtskommune, juli 1988.

- /7/ Notat vedr. tjæreforbindelser fundet ved Fredensborg gasværk. N & R Consult for Frederiksborg amtskommune, 1988.

- /8/ Forurening af gasværksgrunden i Næstved, undersøgelsesrapport. Cowiconsult, 1986.

- /9/ Risikovurdering af forurenede grunde. Miljøstyrelsen. Miljørapporten udkommer i slutningen af 1989. Udført af N & R Consult A/S i samarbejde med Miljøstyrelsen.

Metoder og erfaringer ved opstilling af acceptkriterier/afværgekriterier ved forurenede gasværksgrunde

Af Danna Borg, N&R Consult og Lizzi Andersen,
COWiconsult

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	128
2. Værktøjer i en risikovurdering	129
2.1 Fysisk-kemiske data & spredning	130
2.2 Dokumentation af biologiske effekter	131
2.3 Stoffets effektniveau	133
2.4 Baggrundsværdier	134
3. Risikovurdering	135
4. Fastlæggelse af acceptkriterier	138
4.1 Beregningseksempel	138
5. Erfaringer og eksempler på anvendte acceptkriterier	141
5.1 Jordforurening	141
5.2 Vandforurening	144
5.3 Eksempel på kriteriefastsættelse	145
6. Referencer	149
Bilag 1: Datagrundlag, Vurdering og Følgegruppe-Godkendte Acceptkriterieforslag.	
Bilag 2: "Trigger Values" angivet i Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Simila Studies (2nd Edition).	

N&R CONSULT A/S



COWiconsult

Rådgivende Ingeniører AS

N & R consult
Sortemosevej 2
3450 Allerød

Cowiconsult
Parallelvej 19
2800 Lyngby

1. INDLEDNING

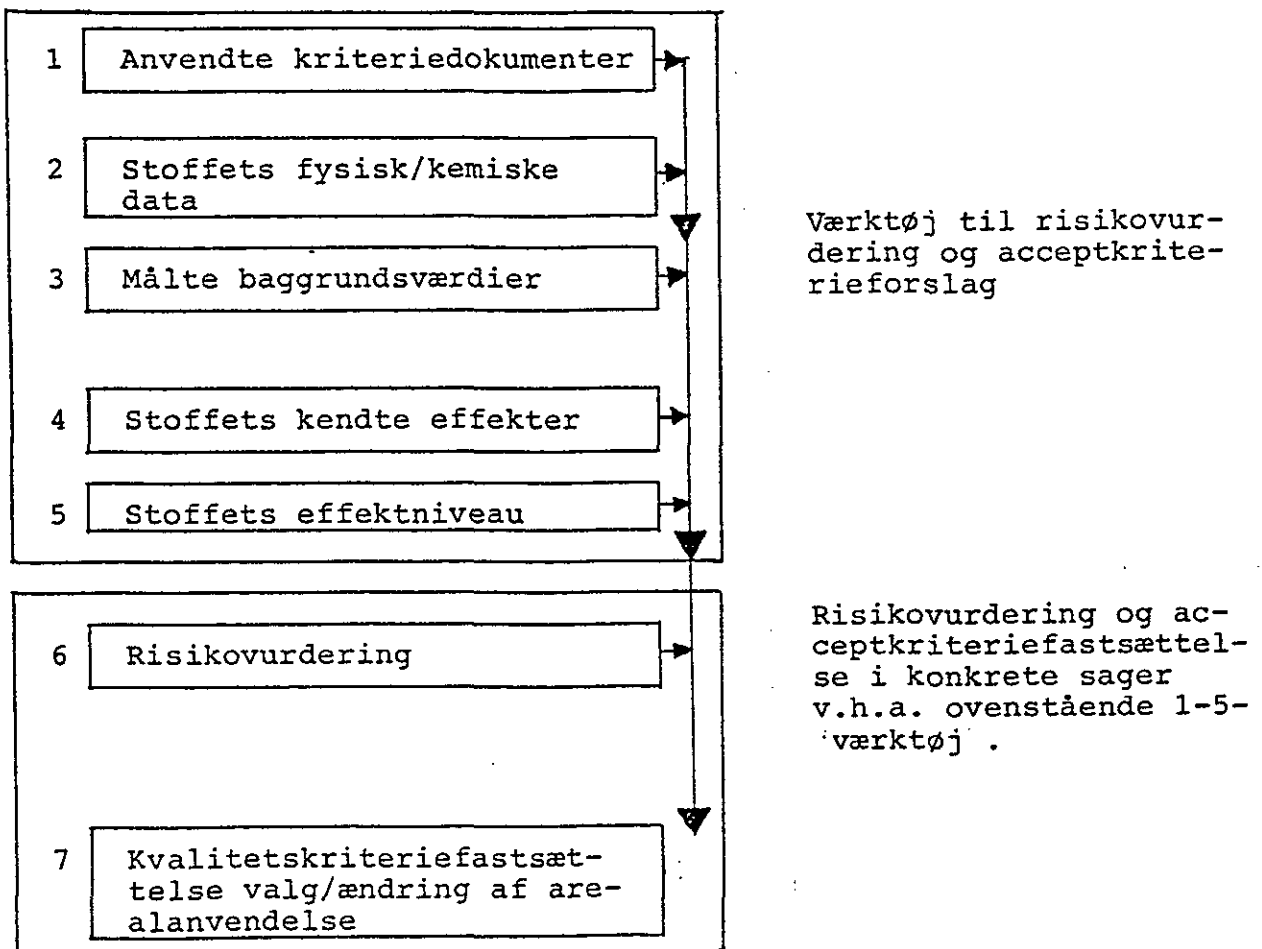
Som bekendt findes der ikke faste grænseværdier for, hvor store stofkoncentrationer i jord der kan accepteres af myndighederne ved oprydning af bl.a. gasværksgrunde. Man finder det istedet mere hensigtsmæssigt i konkrete sager, at foretage en risikovurdering med efterfølgende fastsættelse af arealanvendelsestilpassede acceptkriterier.

Nærværende indlæg har til formål dels at beskrive den generelle metode, der idag anvendes til risikovurdering/acceptkriteriefastsættelse, dels via eksempler fra konkrete gasværkssager at belyse hvilke kriterier, der har været sat i forskellige sammenhænge.

Når man skal vurdere den sundheds- og miljømæssige betydning af kemikalieforurennet jord med henblik på acceptkriteriefastsættelse, skal kemikaliernes farlighed vurderes, og man skal vide, hvorledes de relevante organismer bliver udsat - og for hvor meget. Man skal kunne fastslå, hvornår en forurening er uproblematisk og ikke kræver foranstaltninger, og kunne pege på relevante afværgeforanstaltninger, når forurening ikke er uvæsentlig. Vurderinger af denne type kaldes risikovurderinger.

2. VÆRKTØJER I EN RISIKOVURDERING

Værktøjerne i en risikovurdering, der fører frem til acceptkriteriefastsættelsen, kan groft skitseres som i fig. 2.1. Skitsen består af en generel almengyldig oplysningsdel om stoffernes iboende egenskaber (farlighedsvurdering) samt en mere konkrete del, der fokuserer på den specifikke grunds anvendelse og via hvilke eksponeringsveje forskellige brugere af arealet kan udsættes for forurening. Risikovurderingen er således en syntese af ovennævnte generelle og konkrete oplysninger, og når denne foreligger, kan kvalificerede forslag til acceptkriterier foreslås.



Figur 2.1 Elementer i en risikovurdering.

Princippet i ovenstående er fælles for risikovurdering af forurening ved alle typer af industrigrunde - og altså også gasværksgrunde. Dog kompliceres risikovurderingen på gasværksgrunde af, at man her har at gøre med mange forskellige og komplekse kemiske stoffer, der hver især opfører sig forskelligt i miljøet, og hver især har forskellige biologiske effekter.

De enkelte elementer i skitsen skal kort beskrives nedenfor.

2.1 Fysisk-kemiske data & spredning

Først er det nødvendigt at indsamle fysisk/kemiske data om hvert stof/stofgruppe med henblik på at fastlægge og kvantificere mulige spredningsveje: udvaskes stoffet, og giver det dermed anledning til grundvandsproblemer, afdamper det og er dermed et potentielt indeklimaproblem, eller bliver stoffet overvejende liggende på deponeringsstedet og kan dermed være årsag til et hudkontakt/afgrøde/indtagelsesproblem. Data om stoffernes fysisk-kemiske egenskaber kan findes i opslagsværker, F.eks. /15/og /17/-/19/ eller estimeres, /1/,/6/ og /8/.

For gasværksstoffer ved man, at

- phenoler let udvaskes til grundvand og kan afdampe til overfladen med bl.a. lugtgener som resultat.
- benzen, toluen, xylener, naphtalen let kan afdampe og dermed resultere i indeklimaproblemer. Endvidere udvaskes stofferne også til grundvand - dog i mindre grad end phenoler.

- polyaromatiske kulbrinter (PAH'er), der er højt kogende tjæreforbindelser, kun udvaskes i ringe grad til grundvandet. Ligeledes er afdampningen fra stofferne ringe. D.v.s. at PAH'er i vid udstrækning ikke spredes, men overvejende bliver liggende på deponeringsstedet.
- brugt rensesmasse, hvori cyanid er kompleksbundet til jernforbindelser, viser en begrænset udvaskning til grundvand, ligesom der kun sker en ringe afdampning. Stofferne bliver altså hovedsagelig liggende på deponeringsstedet.

For forureningsstoffer på gasværksgrunde har man altså potentielt alle mulige spredningsveje.

2.2 Dokumentation af biologiske effekter (kvalitativ fase)

Endvidere skal der søges dokumentation om stoffernes/stofgruppernes effekter ved forskellige eksponeringsveje såsom via lungerne, via spisning og via hudkontakt. Vurderingen kan f.eks. omfatte oplysninger om stoffer er kræftfremkaldende, slimhindeirriterende, leverskadende eller plantetoksisk.

Når det drejer sig om stoffer, som er almindeligt anvendte i arbejdsmiljøet, kan der (desværre) foreligge en god dokumentation om effekter på mennesker. For mange andre stoffer kan der foreligge tilfældige data for forskellige typer af effekter på forsøgsdyr m.m. og for en række stoffer er det slet ikke dokumenteret, hvorvidt der forekommer en biologisk effekt.

De i dag kendte effekter af gasværksstofferne skal skitseres nedenfor:

- Benzen er dokumenteret kræftfremkaldende. Endvidere er stoffet i lavere koncentrationer slimhinde- og hudirriterende, og i høje koncentrationer kan mere udtalte toksiske effekter som svimmelhed, kvalme og eksem forekomme.
- Toluen, xylener, naphtalen menes ikke at være kræftfremkaldende. Andre effekter er som beskrevet for benzen.
- Phenoler m.m. virker som de flygtige kulbrinter slimhinde- og hudirriterende. Ved kroniske forgiftninger kan der ske lever-/nyreskader og påvirkning af centralnervesystemet. Phenol er ildelugtende/-smagende i meget lave koncentrationer.
- PAH. En række af PAH-forbindelserne er dokumenteret eller mistænkt for at være kræftfremkaldende, hvorfor man samlet vurderer PAH'erne og tjære som potentielt kræftfremkaldende. Andre effekter som f.eks. eksem ved kontakt kan også forekomme.
- Cyanidforbindelser kan give hudirritation/eksem ved lave koncentrationer, kan give væksthæmning samt være akut toksisk ved indtagelse af større koncentrationer.

2.3 Stoffets effektniveau (kvantitativ fase)

Hvor farligt er stoffet så! Viden om i hvilke mængder stoffet er farligt/ufarligt er det af elemenerne i risikovurderingen, der er vanskeligst, da data ofte ikke er tilstede eller er tilstede i et så begrænset omfang, at det er svært at konkludere. Det man søger at få oplyst er, ved hvilken stofkoncentration et givet stof ikke er toksisk.

Der kan foreligge anerkendte relevante vurderinger såsom stoffets ADI (acceptabel daglig indtagelse), MTDI (maksimal tolerabel daglig indtagelse) og PTWI (provisorisk tolerabel ugentlig indtagelse). Disse værdier kan med fordel bruges, da de dels er godt gennemarbejdede og dels repræsenterer en stor grad af international enighed. Man skal dog være opmærksom på, at disse værdier primært er opstillet med henblik på fastsættelse af grænser for tilsætningsstoffer/urenheder i fødevarer og fokuserer derfor på indtagelse gennem munden. Endvidere vil de i denne sammenhæng gennemarbejdede stof typer ofte ikke dække over de forureningstyper, man træffer på industrigrunde. Oplysninger og data om dosis-responsforhold med henblik på at anslå en NOEL (no observed effect level) er også brugbare.

Endelig kan man i mere beskedent omfang støtte sig til immissionskoncentrationsbidrag (B-værdier) og Arbejdstilsynets grænseværdier, hvor sådanne findes.

Ved begrænset eller på anden måde utilstrækkelige data samt ved sammenligninger mellem dyr-mennesker indarbejder man endvidere (u)-sikkerhedsfaktorer.

Det skal bemærkes, at ovenstående metoder kun kan anvendes for ikke kræftfremkaldende stoffer som f.eks. alkylbenzener og phenoler.

Når det drejer sig om kræftfremkaldende stoffer, er beregningsmetoden anderledes. For de fleste kræftfremkaldende stoffer er man nemlig ikke i stand til at fastlægge nogen nedre koncentrationsgrænse, hvor der ikke er effekt. Derfor kan man ikke anvende NOEL. I stedet foretager man en slags ekstrapolering ved hjælp af f.eks. One-hit modellen, som angivet i "Principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer/stofgrupper" fra Miljøstyrelsen /11/. Den livstidsrisiko, som man oftest tolererer, er 1 i 10^6 . Dette betyder i praksis, at man tolererer at 1 menneske ud af 1 million stofudsatte mennesker udvikler kræft engang i sit livsforløb p.g.a. denne stofudsættelse.

Erfaringerne viser, at de værdier, man lander på ved anvendelse af denne metode, er meget lave og ofte ligger på niveau med eller under, hvad man kan måle/forvente at finde som baggrund.

2.4 Baggrundsværdier

Kendskab til baggrundsværdier er for miljøfremmede stoffer et vigtigt led i en risikovurdering. Derfor skal baggrundsdata for stofkoncentration i luft, jord, drikkevand og fødevarer oplyses, hvis de findes, og man er nødt til i sine endelige beregninger at foretage bidragsbetragtning ud fra kendte eksterne uundgåelige kilder.

3. RISIKOVURDERING

Den ovenfor omtalte generelle stofvurdering, der skal have baggrund i fysisk-kemiske data og foreliggende toksikologiske data, bør afsluttes med en klar erkendelse af

- hvilke sprednings/exponeringsveje der kan give anledning til skadelige effekter
- hvilke effekter der kan være tale om (kvalitativ vurdering).

I selve risikovurderingen kobles disse generelle stofspecifikke sprednings- og farlighedsoplysninger sammen med den konkrete situation på grunden. De spørgsmål, der her skal besvares, er, hvilke befolkningsgrupper bruger/skal bruge arealet, og på hvilken måde kan disse mennesker exponeres for forureningen. Er arealet eksempelvis udlagt som parkeringsplads, vil voksne brugere af arealet blot exponeres via lungerne i få minutter daglig, nemlig når de henter/bringer deres køretøj. Påtænkes arealet anvendt til villahaver, vil mere følsomme befolkningsgrupper (børn, gravide, syge, voksne, gamle) kunne exponeres i op til 24 timer dagligt. Endvidere vil de kunne modtage forureningsbidrag via lungerne, via hudkontakt, via afgrøder og for børns vedkommende via jordspisning. I sidstnævnte tilfælde vil exponeringstiden, de mange mulige exponeringsveje samt de mere følsomme befolkningsgrupper betyde, at risikoen er større ved denne anvendelse.

I risikovurderingen er det således vigtigt at gennemgå alle de potentielle veje, hvorved et menneske, der opholder sig

på arealet kan stofudsættes. Endvidere skal der foretages en vurdering af den relative betydning af de forskellige eksponeringsveje.

I tabel 3.1 er givet en oversigt over hvilke muligheder der er for stofeksponering ved forskellige typer af arealanvendelser. Tabellen er hentet fra Miljøstyrelsens project "Risikovurdering af industrigrunde", der forventes publiceret i 1989, /13/.

Tabel 3.1

	Typisk udformning	Daglig eksponeringstid	Befolkningsgrupper udsat for forureningsbidrag	Mulighed for eksponering (eksponeringsveje)			Samlet karakteristik af arealanvendelsesfølsomhed
		*(årstidsafhængig)		indånding	hudkontakt	indtagelse	
Trafik m.m.	Befæstet med						Ret ufølsom
	- asfalt	Minutter	Raske voksne	-	-	-	
	- grus	Minutter		(+)	-	-	
	- græsarmering	Minutter		(+)	-	-	
Industri	Bygninger/haller, P-arealer, grønne anlæg	8 timer minutter minutter*	Raske voksne	++ (+) (+)	- - (+)	- - -	Noget følsom m.h.t. indeklime
Kontorbygning	Bygninger, P-arealer, grønne anlæg	8 timer minutter minutter*	Raske voksne	++ (+) (+)	- - (+)	- - -	Noget følsom m.h.t. indeklime
Boligblokke	Bygninger, P-arealer (asfalt), grønne anlæg, legearealer	24 timer minutter-timer 4-12 timer* 4-12 timer*	Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge	+++ (+) (+) +	- - + +++	- - + +++	Meget forureningsfølsom
Parcelhuse	Hus have (græs) bede/køkkenhave frugttræer/afgrøder	24 timer 4-12 timer* 4-12 timer* 3/4 af året*	Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge	+++ (+) (+) (+)	- (+) (+) (+)	- (+) (+) ++ ++	Yderst forureningsfølsom
Fritid/ rekreation	Græs, bede, legearealer, stier	3-5 timer*, minutter/timer* 3-5 timer* minutter	Raske voksne, børn, gravide, ældre, syge	(+) (+) + (+)	+ ++ +++ (+)	+ ++ +++ -	Noget følsom/ relativ ufølsom afhængig af udformning
Butikker	Butikslokale	Ansæt/Kunde					
- sko		8 t/hvert ½ år	Raske voksne,	++	-	-	Mindre følsom
- fødevarer		8 t/1 t -	børn, gravide ældre, syge	++	-	(+)	noget følsom
Institutioner							
- Børnehaver	Bygninger græs/jord legearealer befæstelse P-plads	8 t* 8 t* 8 t* 8 t* minutter	mindre børn, raske voksne, gravide	++ + + - -	- +++ +++ - -	- +++ +++ - -	Meget følsom
- Skoler	Bygninger befæstelse/P-plads græs/sportsarealer	4-8 timer 2 timer 1 time*	Større børn raske voksne, gravide	++ - (+)	- - ++	- - (+)	Meget følsom
- Plejehjem	Bygninger P-arealer grønne anlæg	24 timer minutter 0-3 timer*	Ældre, syge, raske voksne, gravide	+++ - (+)	- - -	- - -	Noget/meget følsom
-	Ingen mulighed for eksponering			+	lille mulighed for eksponering		
(+)	meget lille mulighed for eksponering			++	større mulighed for eksponering		
				+++	stor mulighed for eksponering		

4. FASTLÆGGELSE AF ACCEPTKRITERIER

Når en risikovurdering foreligger, skal det fastlægges, hvilken risiko der kan accepteres. Denne del er i høj grad bestemt af politiske, holdningsmæssige og etiske normer og er vanskelig at kvantificere.

Der er dog 2 principper, som myndighederne anser for særligt relevante ved fastsættelse af acceptkriterier.

Det ene er, som tidligere nævnt, at påvirkningen af mennesker fra kemikalieforurenet jord kun bør udgøre en beskedent del af den totale påvirkning, man finder acceptabel.

Det andet er, at acceptkriterier ved projektering af et fremtidigt byggeri skal være robuste. Det betyder, at kriterierne skal kunne holde til ny og kriterieskærpene toksikologisk viden i hele bygningens levetid (50-100 år).

4.1 Beregningseksempel

I det følgende gennemgås en principel, summarisk modelberegning for et tænkt forureningsstof, for hvilket der foreligger den i artiklen nævnte gennemgang:

Vi har en grund forurennet med et givet stof.

Spredningsberegningen viser, at såvel afdampning som udvaskning er ringe - altså et jordforureningsproblem.

Den konkrete ønskede arealanvendelse er villa med have. Den her mest følsomme gruppe vurderes udfra såvel fysiologiske

som adfærdsmæssige forhold at være ca. 1 års børn ca. 10 kg. Det antages at børn spiser 200 mg jord/dag.

Opstillet som forhold kunne de anvendelsesrelevante eksponeringsveje for dette stof f.eks. være:

inhalation	1/100
afgrøder	1/100
jordspisning	9/10
hudkontakt	1/10

D.v.s. at hovedproblemet skønnes at være jordspisning/hudkontakt, og det er disse bidrag, der skal vægtes.

Stoffet er ikke kræftfremkaldende, hvorfor det ikke er nødvendigt at beregne en livstidsrisiko. Der foreligger endvidere MTDI-værdi, hvilken netop ved en indtagelsesproblematik er relevant at anvende.

MTDI = 0,01 mg/kg legemsvægt/dag = 100%. Herfra skal de uundgåelige kendte kilders forureningsbidrag subtraheres

fødevarer	
drikkevand	ca. 50% (usikre tal)
udeluft	

Restpulje af ubrugt forureningsbidrag ca. 50%.

Heraf accepteres dog blot et beskedent bidrag fra jordforurening. I dette tilfælde skønnes 1/10 af tilbageværende forureningsreserve = 5% eller 5×10^{-4} mg/kg legemsvægt/dag at kunne accepteres.

MTDI for børn på 10 kg = 1 mg stof/dag, hvoraf 5% kan accepteres som bidrag fra jordforurening = 5×10^{-3} mg stof/dag.

Accept/afværgekriterium for dette stof med denne arealanvendelse vil give:

$$200 \times 10^{-6} \text{ jord} \times X \text{ mg stof/kg jord} = 5 \times 10^{-3} \text{ mg stof}$$

$$x = \frac{5 \times 10^{-3}}{200 \times 10^{-6}} = 25 \text{ mg stof/kg jord.}$$

5. ERFARINGER OG EKSEMPLER PÅ ANVENDTE ACCEPTKRITERIER

De første undersøgelser af forurenede gasværksgrunde blev iværksat omkring 1982, og det er klart at grundlaget for at vurdere forureningerne og fastsættelse acceptkriterier har udviklet sig både hos myndigheder og rådgivende firmaer, med den større erfaring der er opnået med tiden. En direkte oprensning af anvendte acceptkriterier giver derfor ingen mening, heller ikke fordi de konkrete forhold både forureningsmæssigt og med hensyn til grundenes påtænkte anvendelse har varieret meget fra sag til sag. Det er heller ikke i alle undersøgelserforløb, der er blevet opstillet specifikke acceptkriterier, nogle steder fordi man på et tidspunkt i forløbet har opgivet at gå videre p.g.a. forureningens og dermed de økonomiske konsekvensers omfang, og andre steder fordi man tidligt har besluttet sig for helt at fjerne forureningen, hvor denne har været begrænset.

I det følgende er derfor forsøgt at give et overblik over betragtninger anvendt på de forskellige forureningstyper på gasværksgrunde ved nogle konkrete arealanvendelser og de acceptkriterier de har givet anledning til, hentet fra forskellige cases. Desuden er acceptkriterierne fra enkelt case gennemgået mere systematisk, idet de i denne sag har været mere omfattende.

5.1 Jordforurening

5.1.1 Tjærestoffer

Som nævnte i afsnit 2 kan de enkelte tjærekomponenter spredes både til luft og vand samt adsorberes til jorden. Fast-

læggelsen af acceptkriterier for de enkelte komponenter må derfor forholde sig til, hvilke eksponeringsveje der er de mest relevante.

Især alkylbenzerne vil væsentligst spredes via fordampning og et acceptkriterie for tjæreindhold i jord må derfor bl.a. baseres på disse stoffers skadevirkninger på dampform, især såfremt der skal bygges på grunden. I bl.a. /2/, /9/ og /12/ er opstillet forslag til acceptkriterier for jordforureningens bidrag til indeluftens indhold af tjærestoffer:

- Benzen : 0,001 mg/m³
- Alkylbenzener
 samt naphthalen : 0,1 mg/m³
- Phenoler : 0,001 mg/m³
- Benz(a)pyren : 10 ng/m³
- Total PAH : 100 ng/m³

Disse forslag er baseret på data vedrørende toksiske effekter, baggrundskoncentration, lugtgrænser, arbejdsmiljøgrænser og maksimalt tilladte lugtkoncentrationer i udemiljøet.

På baggrund af sådanne acceptkriterier for bidraget til indeluftkoncentrationen kan et resulterende acceptkriterium for jordkoncentrationen beregnes ud fra en række data og modelbetragtninger om komponenternes adfærd i jordmiljøet, se bl.a. /5/, /7/, /9/, /10/, /12/. De konkrete beregninger vil afhænge af bl.a. den aktuelle tjæresammensætning, jordbundsforholdene samt de eventuelle påtænkte bygningskonstruktioner på den pågældende lokalitet.

I én konkret sag medførte vurderinger et acceptkriterium til jorden på ca. 0,01% totaltjære på et område, hvor der skulle

etableres byggeri, mens acceptkriteriet for et areal, hvor der skulle etableres parkeringsplads, og der derfor var tale om et bidrag til en udeluftkoncentration, hvor luftskiftet er mange gange større, ad denne vej blev fastsat til 1%.

Især phenolerne vil primært spredes via udvaskning. Via opstilling af acceptkriteriet for eventuelle påvirket grundvandsreservoir eller en overfladerecipient kan på tilsvarende vil beregnes et acceptkriterium for jorden. Oftest vil man dog vælge at afværge og kontrollere phenolgruppens påvirkning af grund- og overfladevand i selve vandfasen, se afsnit 5.2, og et acceptkriterium for jorden opstillet ad denne vej er derfor usædvanligt.

PAH'erne bliver for størstedelen bundet til jordmiljøet, og afhængigt af arealanvendelsen kan det således være relevant at opstille et acceptkriterium baseret på en vurdering af påvirkningen f.eks. via jordspisning og/eller hudkontakt. Det første har så vidt vides ikke været tilfældet i nogle af de hidtidige sager herhjemme, mens acceptkriterier i relation til hudkontakt f.eks. i forbindelse med jordarbejder har været anvendt.

Ellers har været anvendt mere pragmatiske krav baseret på at tjærestoffer principielt ikke måtte findes på arealet, kvantificeret som detektionsgrænsen ved den almindeligst anvendte totaltjære-bestemmelse, svarende til ca. 0,01% totaltjære.

5.1.2 Cyanid

Hovedproblemstillingerne i forbindelse med cyanidforurening er stoffets phytotoksiske egenskaber i tilfælde af at der

skal beplantes på arealet samt ikke mindst den potentielle toksiske effekt ved jordspisning. Disse krav har i forskellige undersøgelser resulteret i acceptkriterier varierende fra ≈ 0 til 50 mg/kg.

5.1.3 Metaller

Der er ud fra dels en planteoptags-påvirkning samt et potentielt jordspisningsproblem i nogle enkelte tilfælde stillet krav til jordens indhold, at visse metaller, især mangan, zink, jern, arsen, som kunne tænkes udvasket fra kul- og koksunkerne. I alle disse tilfælde har de målte jordkoncentrationer ligget under de opstillede jordkriterier.

5.2 Vandforurening

Ved en vurdering af acceptkriterier for vandreservoirer ved gasværksgrunde har både påvirkninger af grundvandsreservoirer anvendt til drikkevandsforsyning samt af overfladevandsreceptier været inddraget.

Med udgangspunkt i drikkevandskriterier til disse stoffer samt vurdering af afstrømnings- og nedsivningsforhold til potentielt påvirkede drikkevandsindvindinger kan opstilles acceptkriterier til f.eks. et forurenede sekundært grundvandsreservoir f.eks. som en faktor gange drikkevandskriteriet.

Tabel 5.1 Vandkvalitetskrav til drikkevand (jvf. Miljøministeriets bekendtgørelse nr. 486 af 16. september 1983).

Stof		Vejledende værdi	Højst tilladelige værdi
Phenoler	µg/l	i.m.	0,5
Opløste eller emulgerede kulbrinter (toluen, xylener m.m.)	µg/l	i.m.	10

Acceptkriterier i relation til påvirkning af overfladevandsrecipienter kan opstilles ud fra kvalitetskrav til recipienter eller udledninger til havet samt registrerede koncentrationsniveauer af de pågældende stoffer i principielt uforurenede overfladevand.

Med hensyn til specifikke acceptkriterier henvises til afsnit 5.3.

5.3 Eksempel på kriteriefastsættelse

I nærværende afsnit er beskrevet fastsættelsen af acceptkriterier i en konkret sag, hvor COWIconsult har været rådgiver.

Den pågældende gasværksgrund påtænkes, dels - i den mindre forurenede del - anvendt til etagebyggeri til kontor- og boligformål med begrænsede grønne arealer, dels - i den stærkt forurenede del - til et nyt vejareal samt parkeringsplads. Oprensningen i den stærkt forurenede del er i første

omfang planlagt begrænset til en fjernelse af "hots spots". I øvrigt er en generel oprensning af de sekundære grundvandsreservoirer iværksat. Afstrømningen i disse grundvandsreservoirer sker til havet, og der er i øvrigt ingen påvirkning af nuværende eller kommende drikkevandsforsyninger.

På den del af arealet, hvor der skal opføres etagebyggeri og i øvrigt i stor udstrækning befæstes, er fastsat følgende acceptkriterier i forbindelse med et kontrol- og i givet fald oprensningsprogram for det regulerede areal inden byggeriets iværksættelse.

- Tjære: 0,01% (svarende til detektionsgrænsen for den anvendte totaltjære analyse)
- Cyanid: 50 mg/kg (totalcyanid)
- Arsen: 10 mg/kg fra 0-0,8 m.u.t.
40 mg/kg fra 0,8-1,5 m.u.t.
- Mangan: 300 mg/kg
- Zink: 100 mg/kg.

På den del af arealet, hvor der skal etableres adgangsvej og parkeringsplads, er kravet til oprensning af "hot-spots" sat til > 1% tjære. Ved hjælp af fasefordelings- og transportberegninger er det vurderet, at dette niveau ikke vil give anledning til en uacceptabel påvirkning med dampe fra flygtige tjærekompener, samt at de opstillede acceptkriterier for tjærekompener i det sekundære grundvand vil blive overskredet, men at det vil blive oprenset via den foretagne oppumpning af forurenede grundvand.

For det sekundære grundvand er det dels vurderet, at dispersionen vil reducere koncentrationen i kystzonen til ca. 1/4 af koncentrationen i det forurenede område, samt at fortyndingen i nærområdet vil være af størrelsesordenen 1000 gange. På baggrund af dette samt kravværdier og baggrundsværdier blev det fastlagt, at acceptkriteriet i det sekundære grundvand skal være mindstekravet af enten 4-5 gange udlederkravværdien eller 1000 gange vandkvalitetskravet. For PAH'erne, hvor der ikke findes kravværdier, er acceptkriteriet fastsat til 1000 gange det typiske baggrundsniveau, således som dette kendes fra artikler og tabelværker. De på denne måde opstillede accept-/afværgekriterier fremgår af tabel 5.1.

Tabel 5.1 Eksempel på afværgekriterier for sekundært grundvand på en gasværksgrund.

	Foreslået afværgekriterium, mg/l
Toluen	0,1
Xylener	0,1
Totalphenoler	1
Naphthalen	1
Fluoranthen	0,1
Benz(a)pyren	0,1
Perylen	0,1
Indeno(1,2,3-cd)pyren	0,1
Ammonium-N	10
Ammoniak	15
Jern	300
Mangan	100
Arsen	5
Zink	5
Cyanid	1

Grundlaget og niveauet for foreslåede acceptkriterier for gasværksstoffer i en række af COWIconult's sager er angivet i bilag 1. Afværgekriterier foreslået i den engelske rapport "Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Similar Sites", /3/ er anført i bilag 2.

6. REFERENCER

- /1/ Banerjee, S.: Water Solubility and Octanol/Water Partition Coefficients of Organics. Limitations of the Solubility - Partition Coefficient Correlation, Environ. Sci. & Technol., 14 (10), 1227-1229, 1980.
- /2/ De Forenede Byggerier A/S: Afværgesforanstaltninger, Strandvejsgasværket, udført af COWIconsult, August 1987, rev. November 1987.
- /3/ Environmental Resources Limited: Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Similar Sites, for Department of the Environment, London, 1987.
- /4/ Hart, J. & D. Borg: Fastlæggelse af acceptable niveauer for indhold af skadelige stoffer i forurennet jord, del 1 + del 2. Miljø & Teknologi, nr. 3 & 4, 1989.
- /5/ Klöpffer, W.; Rippen, G.; Frisch, R.: Physico-Chemical Properties as Useful Tools for Predicting the Environmental Fate of Organic Chemicals, Ecotoxicology and Environmental Safety, vol. B, pp. 294-310, (1982).
- /6/ Lyman, W.J. et al: Handbook of Chemical Property Estimation Methods, Environmental Behavior of Organic Compounds, McGraw-Hill Book Co., New York, 1982.

- /7/ Mackay, D.: Finding Fugacity Feasible, Environmental Science Technology, vol. 13, no. 10, pp. 1218-1223, (1979).
- /8/ Mackay, D. et al: Vapor Pressure Correlations for Low-Volatility Environmental Chemicals, Environmental Science & Technology, 16 (10), 645-649, 1982.
- /9/ Mackay, D.; Paterson, S.: Calculating Fugacity, Environmental Science & Technology, vol. 15, no. 9, pp. 1006-1014, (1981).
- /10/ Mackay, D.; Paterson, S.: Fugacity Revisited, Environmental Science & Technology, vol. 16, no 12, pp. 654A-660A, (1982).
- /11/ Miljøstyrelsen: Principper for fastsættelse af grænseværdier for kemiske stoffer, 1989.
- /12/ Miljøstyrelsen: Projekt om frigivelse og transport af flygtige tjærekomponenter i jord, Forprojekt og Hovedprojekt, fase 1, endnu upubliceret.
- /13/ Miljøstyrelsen: Risikovurdering af forurenede grunde, udkast til miljøprojekt, endnu upubliceret.
- /14/ Næstved Kommune: Forurening af gasværksgrunden i Næstved. Undersøgelsesrapport, udført af COWIcon-sult, November 1986.

- /15/ Sax, N.I.: Dangerous Properties of Industrial Materials, 6. ed., Van Nostrand Reinhold Co., New York, 1984.
- /16/ Storstrøms Amtskommune: Forurening af gasværksgrunden i Fakse Ladeplads. Undersøgelsesrapport. Etape 1, udført af COWIconsult, Oktober 1986.
- /17/ Verschueren, K.: Handbook of Environmental Data on Organic Chemicals, 2nd edition, Van Nostrand Reinhold Co., New York, 1983.
- /18/ Weast, R.C.; Astle, M.J.: Handbook of Chemistry and Physics, 64th edition, CRC Press Inc., Florida, 1984.
- /19/ Windholz, M.: The Merck Index, 10th edition, Merck & Co., Inc., Rahway, New Jersey, 1983.

BILAG 1

**DATAGRUNDLAG, VURDERING OG FØLGEGRUPPE-GODKENDTE
ACCEPTKRITERIEFORSLAG. Opstillet af COWiconsult
for en række gasværks-grunde**

Forslag til accept-
kriterier

I det følgende er under hensyntagen til dels grundenes fremtidige anvendelse, dels de øvrige mulige påvirkningsruter af miljøet opstillet forslag til acceptkriterier for forskellige gasværksforureninger. Alle her omtalte acceptkriterier er siden godkendt af følgegruppen for den pågældende grund.

Med hensyn til fastsættelsen af acceptkriterier skal der for de flygtige stoffers vedkommende tages udgangspunkt i potentiel dampafgivelse til kældre, indendørs opholdsrum samt udearealer. For de vandopløselige stoffer skal der tages udgangspunkt i drikkevands- og recipientkvalitetskravene, og denne vurdering skal sammenholdes med den hydrogeologiske vurdering af nedsivningsforholdene samt en vurdering af belastningen af overfladerecipienter. Endelig skal der - specielt for metallernes vedkommende - tages udgangspunkt i de grønne og beplantede områder. Der kan dels blive tale om et hensyn til evt. væksthæmning, dels til småbørns mulighed for færdsel på friarealer med tilhørende mulighed for jordspisning. Hvor der skal opføres boliger, skal der tillige tages hensyn til muligheden for optagelse i lokalt dyrkede grøntsager.

1. Acceptkriterier for metaller i jord

Jordspisning

Skønnet over den mængde jord som 1-3 årige børn får i sig ved leg og evt. direkte jordspisning varierer mellem 0,1 og 10 g om dagen. En canadisk undersøgelse af bleer fra 1-3 årige børn gav et gennemsnit på 0,2 g om dagen, mens 5% fik 0,6 g og derover i sig dagligt. Ved de i denne sammenhæng foretagne vurderinger er anvendt 0,2 g pr. dag for grønne offentlige arealer, idet børn kun vil færdes her i kortere perioder og 0,6 g pr. dag for arealer, hvor der skal etableres boliger.

Grøntsager

Metalbelastningen ved at spise lokalt dyrkede grøntsager og frugt kan beregnes ud fra en kostmodel opstillet af Levnedsmiddelstyrelsen. Den beregnede metalindtagelse kan sammenlignes med PTWI-værdien (den provisoriske tolerable ugentlige indtagelse) for det pågældende metal.

På grundlag af en række undersøgelser kan grøntsagers optagelse af metaller fra jorden beregnes. Plante/jord koncentrationsfaktoren angiver metalindholdet i planten (i μg pr. kg frisk plante) i forhold til metalindholdet i jorden (i mg pr. kg jord). Hvis det forudsættes, at der spises lokalt dyrkede grøntsager og iøvrigt en kost med et gennemsnitsmetalindhold, kan kostmodellen bruges til at beregne det metalindhold i grøntsagerne, der betyder, at PTWI-værdien nås. Ved hjælp af plante-/jordkoncentrationsfaktoren kan den jordkoncentration, der giver dette metalindhold i grøntsagerne beregnes.

De i det følgende opstillede acceptkriterier for metaller bør gælde for ubebyggede og ubefæstede arealer, incl. mindre beplantede arealer.

1.1 Arsen

Baggrundskoncentration

Ved en bearbejdning af de i /24/ angivne koncentrationsangivelser for det gennemsnitlige indhold af arsen i danske dyrkningsjorde, vil man komme frem til en værdi for Øst-Danmark på ca. 2-4 mg As/kg jord.

De hollandske retningslinjer vedrørende undersøgelser og oprensning på forurenede grunde angiver 20 mg As/kg jord som referenceværdi, fundet af 30 mg As/kg jord bør give anledning til yderligere undersøgelser, mens forekomsten af 50 mg As/kg jord kræver, at afhjælpende foranstaltninger iværksættes /17/.

Engelsk undersøgelser /29/ angiver et niveau på 0-30 mg As/kg som uforurennet og anfører 10 mg As/kg som et acceptabelt niveau i haver.

Jordspisning og grøntsagsdyrkning

For arsen har Levnedsmiddelstyrelsen udtalt, at der ikke kan anbefales en højere grænse end 20 mg As/kg jord.

Planteoptag

Et øget arsen-indhold i jorden vil afspejles i et øget planteoptag. Den phytotoksiske grænseværdi er af størrelsesordenen 20 mg As/kg jord /3/.

Mobilitet

Arsen er relativt mobilt som den komplekse arsenation (AsO_4^{3-}). I jord bindes det især af organisk stof samt jern- og aluminiumoxider.

Ud fra ovennævnte argumenter skønnes det rimeligt, at foreslå en max. koncentration på 10 mg As/kg jord i den øvre horisont, hvor direkte kontakt kan opstå, samt hvor rodzonen er beliggende. I en dybere horisont fra 0,8 m til 1,5 m skønnes det, at man kan acceptere en firdobling af koncentrationsniveauet til max. 40 mg As/kg jord.

Forslag til acceptkriterier

10 mg As/kg jord fra 0-0,8 m.u.t.
40 mg As/kg jord fra 0,8-1,5 m.u.t.

1.2 Jern

Baggrundskoncentration

Jern-indholdet i danske dyrkningsjorde ligger iflg. /24/ på en gennemsnitsværdi omkring 8000 ppm, men med meget store variationer.

I en større undersøgelse af jorden omkring stålvalseværket i Frederiksværk fandt man inden for en afstand af 0-7 km fra værket en gennemsnitlig koncentration på 7700 ppm /28/.

Canadiske undersøgelser viser for byjord et koncentrationsniveau omkring 19.000 ppm /refereret i 28/.

Planteoptag

Jern er ligesom mangan en nødvendighed for planterne, og i naturen findes det i reglen i tilstrækkelig mængde /4/.

På baggrund af ovenstående synes det ikke rimeligt at opstille acceptkriterium for jern.

1.3 Mangan

Baggrundskoncentration

Ved bearbejdning af de i /24/ angivne koncentrationer fås et baggrundsniveau for mangan i topjorden på danske landbrudsjorde i Øst-Danmark på 300-500 mg Mn/kg.

I stålvalseværksundersøgelsen 1982 /28/ fandt man en gennemsnitlig mangan-koncentration på 207 mg Mn/kg jord i en afstand af 400-700 m af værket.

En større canadisk undersøgelse /refereret i /28/ opgiver en koncentration af mangan i agerjord til 254 mg Mn/kg.

Planteoptag

Planterne kræver kun ganske små mængder af mangan i forhold til, hvad der normalt findes i jorden. Mangans opløselighed er stærkt pH-afhængig, ligesom den også afhænger af jordens gennemluftning.

Mangan kan forekomme naturligt i koncentrationer, der virker giftigt på såvel kulturplanter som på den vilde flora /4/.

Forslag til accept-
kriterium

300 mg Mn/kg jord.

1.4 Zink

Baggrundskoncentration

Størrelsesordenen af zink i østdanske topjorde er typisk omkring 40 mg Zn/kg /24/.

Hollandske retningslinier /17/ angiver 200 mg Zn/kg som reference, 500 mg Zn/kg som indikation på yderligere undersøgelser og 3000 mg Zn/kg som oprydningsskriterium.

Canadiske undersøgelser for by- og agerjord viser værdier på henholdsvis 92 mg Zn/kg og 104 mg Zn/kg /refereret i 28/.

Planteoptag

Zink optages i forholdsvis store mængder af planterne, men der er store variationer i de forskellige arters zinkoptagelse. Således indeholder f.eks. birk (fra Finland) omkring 20 gange så meget zink i bladene som andre løvtræer /4/.

Zink adsorberes hårdt til lerminerallerne i jorden, og kun en lille del er plantetilgængelig. Zink danner med forskellige organiske forbindelser meget stabile vandopløselig kelater, og det er hovedsagelig på denne form at stoffet transporteres i jorden /5/.

Forslag til accept-
kriterium

100 mg Zn/kg jord.

2. Vurdering for cyanid på et børnehavereale

LD₅₀-værdier

Cyanid er akut giftigt. LD₅₀ (oralt, rotter) er for opløselige cyanider (NaCN og KCN) ca. 5 mg/kg legemsvægt.

Forbrugt myremalm indeholder tungtopløselige jerncyanider, som imidlertid ved oralt indtag vil opløses i mavesyren (pH 1-2) under dannelse af cyanbrinte. Derfor antages LD₅₀-værdien for jerncyanider at være af samme størrelsesorden, d.v.s. 5 mg/kg legemsvægt.

Jordspisende børn

Børn vil under leg på grunden putte jord i munden. Canadiske undersøgelser af jordindhold i bleer (børn fra 1-3 år) viser indtag på 0,2 g jord/dag i gennemsnit.

Regneeksempel

I det følgende regnes der på det værste tænkelige tilfælde af cyanid-indtage:

Det antages, at et barn på 10 kg indtager blåt cyanidaffald, som alene ved farven kan tænkes at virke tiltrækkende på barnet. Cyanidindhold i rene jerncyanider kan være op til 50%, og derfor kan halvdelen af "jordmængden" bestå af cyanid. D.v.s. at LD₅₀ overskrides ved intag på 0,1 g blåt affald, hvilket skal ses i sammenhæng med et jordindtag på 0,2-2 g/dag.

Barnet kan således i værste tænkelige tilfælde indtage en dødelig dosis ved at putte blå klumper i munden.

Uensartet fordeling

Cyanidaffald på gasværksgrunden ligger netop uensartet fordelt som klumper, og det er derfor meningsløst ved denne arealanvendelse at opstille acceptkriterier i form af gennemsnitskoncentrationer. Selvom karteringsnettet ret entydigt har afsløret et problemområde ved renseshuset, kan det ikke udelukkes, at der på resten af arealet helt lokalt kan forekomme cyanidaffald i større mængder.

Anbefaling

Derfor må det anbefales, at der foretages en afgravning af alt cyanidaffald i problemområderne samt en total udskiftning af den øverste meter jord på hele grunden.

3. Acceptable luftkoncentrationer i indeklimaet

Der eksisterer ingen myndighedsfastsatte værdier (acceptkriterier) i Danmark, for hvilke maksimale luftkoncentrationer, der må forekomme i indeklimaet. Sådanne værdier eksisterer for arbejdsmiljøet og i nogen udstrækning for udemiljøet, hvor henholdsvis Arbejdstilsynet og Miljøstyrelsen er regulerende myndighed. Ud over disse to instanser har Sundhedsstyrelsen og Byggestyrelsen interesse i regelfastsættelsen på indeklimaområdet.

Acceptkriterier

Ved acceptkriterier forstås i denne sammenhæng de maksimale koncentrationsbidrag, der må komme fra en forurenede grund. Disse værdier vil ofte være mindre end de maksimale koncentrationer, der må være i indeklimaet ("indeklimagrænseværdier").

I det følgende vurderes hvilke acceptkriterier der bør anvendes for stofferne/stofgrupperne:

- benzen
- ikke-kræftfremkaldende kulbrinter
- polyaromatiske hydrocarboner
- phenoler, cresoler og xylenoler.

Opdelingen af de flygtige komponenter fra kultjære i netop disse 4 stoffer/stofgrupper er argumenteret i de forskellige effekter stofferne/stofgrupperne har på mennesker ved lave koncentrationer. Benzen er kræftfremkaldende. Gruppen af ikke-kræftfremkaldende kulbrinter giver lugt- og slimhindegener. Mange af de polyaromatiske hydrocarboner er kræftfremkaldende, og et enkelt af de kræftfremkaldende PAH'er er anvendt til at argumentere for et acceptkriterium for summen af PAH. Phenoler, cresoler og xylenoler kan lugtes i meget lave koncentrationer.

Der er ikke yderligere flygtige komponenter fra kultjære, der anses væsentlige i sundhedsmæssig henseende.

De anførte acceptkriterier er således ikke myndighedskrav, men COWiconsults anbefaling af, hvilke luftkoncentrationer, der maksimalt bør forekomme i indeklimaet i bygninger på den pågældende grund, forårsaget af jordforureningen.

3.1 Benzen

Anbefalet acceptkriterium 0,001 mg/m³

Toksiske effekter

Der er en velunderbygget sammenhæng mellem udsættelse for benzen og forekomsten af leukæmi. Denne effekt er den altdominerende ved udsættelse for mindre luftkoncentrationer /5,33/.

Benzen er opført på Arbejdstilsynets liste over kræftfremkaldende stoffer /2/.

Miljøstyrelsen har ligeledes anført benzen som kræftfremkaldende og stoffet skal fremover mærkes med bl.a. risikosætningen: kan fremkalde kræft.

Anvendelse/forekomst

Benzen indgår i benzin med ca. 3% /9/. Kultjære indeholder 0,01-0,4% benzen /11/. Tidligere anvendtes benzen til affedtning (stenkulsnaphta), og det indgik i en del produkter. I dag anvendes benzen i Danmark næsten udelukkende på laboratorier og indgår ikke i blandingsprodukter (ud over benzin) /10/.

Baggrundskoncentration

- i bymæssig bebyggelse: <0,001-0,6 mg/m³ /9,13,27/
- uden for bymæssig bebyggelse: <0,001-0,08 mg/m³ /9,27/
- på trafikerede gader, i parkeringskældre og ved benzinpåfyldning kan koncentrationen blive op til og over grænseværdien på 16 mg/m³ /9/.

Lugtgrænse

Angives af Verschueren /27/ at være mellem 0,5 og 320 mg/m³, mens Amoore et al /1/ angiver 40 mg/m³.

Maksimalt tilladte luftkoncentration i arbejdsmiljøet

16 mg/m³. Værdien må ikke overskrides som gennemsnit på en 8 timers arbejdsdag /2/.

Maksimalt tilladte luftkoncentration i udemiljøet

0,01 mg/m³ /8/.

Diskussion

- Sittig /23/ anfører, at der er tilstrækkelig data til at angive en dosis-respons sammenhæng mellem udsættelse for benzen og leukæmi. Herudfra fås, at udsættelse for 0,0013 mg/m³ (24

m³/dag) gennem et helt liv forøger risikoen for at få leukæmi med en faktor 10⁻⁵. Hvis der kun kan accepteres en forøget livstidsrisiko på henholdsvis 10⁻⁴ og 10⁻⁶, må luftkoncentrationen maksimalt være 0,013 og 0,00013 mg/m³. Hvilken forøget livstidsrisiko der kan accepteres afhænger bl.a. af, hvor nemt det er at få luftkoncentrationen så lang ned, som svarer til den pågældende forøgede livstidsrisiko. Miljøstyrelsen mener generelt, at der skal fremlægges meget væsentlige argumenter, hvis en større risiko end 10⁻⁶ skal kunne accepteres.

- Baggrundskoncentrationen er som gennemsnit i ikke-bymæssig bebyggelse 0,002-0,003 mg/m³ /9,13/, hvorfor det ikke vil være rimeligt at kræve en lavere koncentration i indeklimaet. Indeklimakoncentrationen i bygninger i bymæssige områder vil ligeledes have vanskeligt ved at komme under luftkoncentrationen i den omgivende luft, som er i størrelsesordenen 0,01 mg/m³ som gennemsnit /9,13/.
- Det foreslås at anvende 0,001 mg/m³ som det luftkontributionsbidrag til indeklimaet, der maksimalt må komme fra den forurenede grund. Herved bliver værdien 10 gange under den luftkoncentration, der må være i udemiljøet og på det niveau baggrundskoncentrationen har i ikke-bymæssig bebyggelse. Desuden ligger værdien meget under en tusindedel af Arbejdstilsynets grænseværdi, hvilket ofte er anvendt som en tommelfingerregel for, hvilken acceptabel luftkoncentration der må være i udemiljøet og i indeklimaet for kræftfremkaldende stoffer.

3.2 Ikke-kræftfremkaldende kulbrinter

Anbefalet acceptkriterium 0,1 mg/m³.

Toksiske effekter Inkluderer ofte effekter på centralnervesystemet og det perifere nervesystem samt slimhindeirritation. Effekter på andre organer kan forekomme, eksempelvis skader på lever og nyre. Ved de luftkoncentrationer der forekommer i indeklimaet, vil lugt- og slimhindegener være de betydende effekter.

Avendelse/forekomst

Gruppen af ikke-kræftfremkaldende kulbrinter er ikke præcist defineret. Gruppen er andre steder benævnt "flygtige organiske forbindelser". Det er stoffer og stofblandinger, der primært er produceret ud fra råolie og i mindre udstrækning fra kultjære. Anvendelsen er meget bred: brændstoffer, opløsningsmidler, syntese råstoffer, affedtningsmidler, ekstraktionsmidler og meget andet /10/.

Baggrundskoncentration

I størrelsesordenen 0,01-0,1 mg/m³ afhængig af stoffet og om det er bymæssig bebyggelse eller ej /23,27/.

Lugtgrænse

Toluen:	ca. 5 mg/m ³ /1,27,30/
ethylbenzen:	ca. 2 mg/m ³ /1,27/
xylen:	ca. 1 mg/m ³ /1,27/
styren:	ca. 0,2 mg/m ³ /1,27,30/
naphtalen:	ca. 0,4 mg/m ³ /1,27/

De fleste øvrige kulbrinter har tilsvarende eller højere lugtgrænse.

Maksimale tilladte
luftkoncentrationer
i arbejdsmiljøet

toluen:	190 mg/m ³ /2/
ethylbenzen:	267,5 mg/m ³ /2/
xylen:	267,5 mg/m ³ /2/
styren:	168 mg/m ³ /2/
naphtalen:	50 mg/m ³ /2/

De fleste øvrige kulbrinter har tilsvarende eller højere grænseværdier /2/.

Maksimale tilladte
luftkoncentrationer
i udemiljøet

0,2 mg/m³ for alle de 5 nævnte stoffer /8/. De øvrige ikke-kræftfremkaldende organiske stoffer har maksimale tilladte udeluftkoncentrationer på mellem 0,05 og 1,0 mg/m³ /8/. I USA er den maksimalt tilladte værdi 0,16 mg/m³ /14/.

Diskussion

- Mølhavn og Bach /18/ anfører, at der ikke er rapporteret om gener i indeklimaet, hvor der er fundet koncentrationer lavere end 0,29 mg/m³ af flygtige organiske forbindelser.
- WHO /30/ forslår en indeklimatisk grænseværdi på 1/10 af lugtgrænsen. Det vil for toluen og styren betyde henholdsvis 0,5 og 0,02 mg/m³.

- Lugtgrænserne i sig selv på 0,2 mg/m³ og højere benyttes ofte, som den luftkoncentration der maksimalt må være i ude- og indemiljøet.
- Arbejdstilsynets grænseværdier /2/ divideret med 100 anvendes tillige ofte som tommelfingerregel for, hvilken luftkoncentration der maksimalt må være i ude- og indemiljøet. Herved fås værdier på 0,5 mg/m³ eller højere.
- Sittig /23/ anvender en sikkerhedsfaktor på 1000 i forhold til grænseværdierne, hvorved der fås værdier på 0,05 mg/m³ eller højere.
- De maksimalt tilladte luftkoncentrationer udendørs på 0,05-1,0 mg/m³ /8/ anvendes ofte som indeklimanorm.
- Det er ikke rimeligt at fastsætte acceptkriterier, der er højere end baggrundskoncentrationen, som ligger på 0,01-0,1 mg/m³.
- Det foreslås, at luftkontributionsbidraget til indeklimaet fra ikke-kræftfremkaldende kulbrinter fra en forurenede grund maksimalt må være 0,1 mg/m³.

3.3 Polyaromatiske hydrocarboner (PAH)

Anbefalet acceptkriterium	10 ng/m ³ (0,00001 mg/m ³)
Toksiske effekter	En stor del af PAH'erne er kræftfremkaldende, hvilket er den væsentligste effekt ved de små luftkoncentrationer, der forekommer i indeklimaet.
Anvendelse/forekomst	Kultjære indeholder mange hundrede forskellige PAH. Benzen(a)pyren forekommer i ca. 1% i kultjærebeg. I de øvrige destillater fra kultjære og i rå kultjære findes mindre mængder benz(a)pyren: 0,01-0,2% /11,12/. PAH forekommer tillige i mindre mængder i olieprodukter (bitumen) /11,12/. PAH forekommer i atmosfæren på grund af emission fra kulfyrede forbrændingsanlæg, biludstødning m.v. /19/.

Baggrundskoncentration

Sittig /23/ anfører en gennemsnitskoncentration på $10,9 \text{ ng/m}^3$ total PAH, 2 ng/m^3 for den kræftfremkaldende del af PAH samt $0,5 \text{ ng/m}^3$ for benz(a)pyren.

Nielsen /19/ har i Danmark målt koncentrationen af benz(a)pyren til $0,2 \text{ ng/m}^3$ (opsamlet på svævestøv). Ingen af de øvrige 17 PAH-forbindelser blev hver for sig fundet i så høj koncentration (total PAH ca. $2,6 \text{ ng/m}^3$).

Nielsen et al /20/ har vinteren 1982 ved RISØ målt koncentrationen af benz(a)pyren til $0,6 \text{ ng/m}^3$. Total PAH indholdet var ca. 10 ng/m^3 .

Verschuere /27/ anfører baggrundskoncentrationen for benz(a)pyren på mange forskellige lokaliteter og tidspunkter. Vinterkoncentrationen er i størrelsesordenen $10\text{-}200 \text{ ng/m}^3$, mens sommerkoncentrationen er $0,1\text{-}10 \text{ ng/m}^3$ - alle i bymæssig bebyggelse. Koncentrationerne er målt i svævestøv; den dampformige andel af benz(a)pyren antages at være ubetydelig (<20% af den partikulære).

Lugtgrænser

?

Maksimalt tilladte luftkoncentration i arbejdsmiljøet

$0,2 \text{ mg/m}^3$; den benzenopløselige fraktion af kul-tjærebegs flygtige bestanddele /2/.

De enkelte PAH'er har ingen grænseværdi, bortset fra naphtalen, der er beskrevet i et særskilt afsnit.

Maksimalt tilladte luftkoncentration i udemiljøet

Benz(a)pyren må ifølge TA-luft /8/ højst forekomme i 100 ng/m^3 , hvilket tillige er tilfældet for dibenz(a,h)anthracen.

Diskussion

- Det foreslås, at luftkontributionsbidraget til indeklimaet fra benz(a)pyren fra en forurennet grund maksimalt må være 1 ng/m^3 .
- Da luftkoncentrationen af benz(a)pyren er omkring eller under 1/10 af summen af PAH'er, foreslås et acceptkriterium for total-PAH på 10 ng/m^3 .

- Værdien vil således være 1/10 af TA-luft for benz(a)pyren; den vil være mindre end 1/1000 af Arbejdstilsynets grænseværdi for kultjærebeg og den vil være omkring eller højere end baggrundskoncentrationen.

3.4 Phenol, cresoler og xylenoler

Anbefalet acceptkriterium	0,001 mg/m ³ .		
Toksiske effekter	Stofferne har irritative effekter på hud og slimhinder.		
Anvendelse/forekomst	Indgår i kultjære i 1/2-1% hver for sig. Alle 3 stoffer/stofgrupper har mange forskellige anvendelsesformål, bl.a. som syntesekemikalier, opløsningsmidler, pesticider.		
Baggrundskoncentration	?		
Lugtgrænse	Phenol	0,15	mg/m ³ /9/;
		0,10-50	mg/m ³ /27/
	cresoler	0,001-1	mg/m ³ /27/
	m-cresoler	0,001	mg/m ³ /1/
	xylenoler	0,00004-0,003	mg/m ³ /27/
Maksimale tilladte luftkoncentrationer i arbejdsmiljøet	phenol	19 mg/m ³	/2/
	cresoler	22 mg/m ³	/2/
	xylenoler	-	
Maksimale tilladte luftkoncentrationer i udemiljøet	phenol	0,05 mg/m ³	/8/
	cresoler	0,05 mg/m ³	/8/
	xylenoler	0,05 mg/m ³	/8/
Diskussion	Med lugtgrænserne som udgangspunkt må anbefales et acceptkriterium på 0,001 mg/m ³ . Herved vælges et niveau, der er 50 gange lavere end de tilladte udendørskoncentrationer og mere en 10.000 gange lavere end Arbejdstilsynets grænseværdier.		
	Baggrundskoncentrationerne kendes ikke, hvis de - mod forventning - er højere end 0,001 mg/m ³ , bør acceptkriteriet hæves til dette niveau, dog ikke over den tilladte udendørskoncentration på 0,05 mg/m ³ .		

4. Vandforurening

Af hensyn til en påvirkning af overfladevand bør forureningskoncentrationen i grundvandet i de sekundære magasiner nedsættes.

I tabel 4.1 er angivet dels en række kvalitetskrav til havvandet anført i forskellige kilder, dels en række målte koncentrationer i principielt upåvirkede recipienter hentet fra især /22/, /26/ og /27/.

Kvalitet af havvand

Tabel 4.1 Kvalitetskrav for havvand samt registrerede koncentrationer i hav- eller flodvand.

Stof	Kvalitetskrav µg/l	Krav til udledning til havet, µg/l d)	Registreret baggrunds- niveau µg/l
Toluen	250 ^{a)}	-	0,1
Xylener	-	-	i.d.-0,1
Phenol	1000 ^{a)}	200 ^{f)}	i.d.-0,4
Cresoler	700 ^{a)}	-	-
Naphthalen	1000 ^{a)}	-	0,7-0,9
Fluoranthren	-	-	0,02-0,76
Benz(a)pyren	-	-	0,001-0,35
Perylen	-	-	0,04-0,13
Indeno(1,2,3 cd)pyren	-	-	0,005-0,16
Ammonium-N	10 ^{b)}	2000	-
Ammoniak	15 ^{c)}	-	-
Jern	300 ^{b)}	-	0,1
Mangan	100 ^{b)}	-	0,002
Cyanid	10 ^{b)}	200	-
Arsen	1 ^{a)}	1000	0,2-3,0
Zink	1 ^{a)}	1000	2,0

a) Miljøstyrelsens vejledning nr. 2/1983 i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande /15/.

b) US EPA: Water Quality Criteria, 1972 /26/.

c) Train, R.E.: Quality for Water, 1979 /25/.

d) Miljøstyrelsens vejledning nr. 6/1974 vedr. spildevand /16/.

e) p-xylen.

f) totalphenoler.

Kravværdier under hensyntagen til drikkevand fastsættes bl.a. ud fra drikkevandsbekendtgørelsen.

5. Referencer

- /1/ Amoores, J.E., Hautala, E.: Odor as and Aid to Chemical Safety: Odor Thresholds Compared with Threshold Limit Values and Volatilities for 214 Industrial Chemicals in Air and Water Dilution, Journal of Applied Toxicology, vol. 3, p. 272-289 (1983).
- /2/ Arbejdstilsynets liste over grænseværdier for stoffer og materialer, Arbejdstilsynet, København, 1985.
- /3/ Bodenschutzkonzeption der Bundesregierung, Bundestags-Drucksache 10/2977 vom 7. März 1985, W. Kohlhammer, Stuttgart, 1985.
- /4/ Danmarks Natur, bd. 2, 3. udg., Politikens Forlag, København, 1979.
- /5/ Doull, J., Klaassen, C.D., Amdur, M.O.: Casarett and Doull's Toxicology, 2nd edition: Macmillan Publishing Co., Inc., New York, 1980.
- /6/ Environmental Resources Limited: Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Similar Sites, for Department of the Environment, London, 1987.
- /7/ EF: Forslag vedr. maksimal udendørskoncentration for bymiljø for benz(a)pyren.
- /8/ Erste Allgemeine Verwaltungsvorschrift zum Bundesimmissionsschutzgesetz (Technische Anleitung zur Reinhaltung der Luft - TA Luft), Verlag Dr. Hans Heger, Bonn, 1985.
- /9/ Exposure to Atmospheric Benzene Vapour Associated with Motor Gasoline, Report no. 2/81, Concawe, Den Haag, 1981.
- /10/ Hansen, T.B., Gregersen, P.: Organiske opløsningsmidler, anvendelse, forbrug, klassificering, navngivning og neurotoksisk virkning, Miljøprojekt nr. 70, Miljøstyrelsen, 1986.

- /11/ Health Aspects of Bitumens, Report nr. 7/82, Concawe, Den Haag, 1982.

- /12/ IARC Monographs on the Evaluation of the Carcinogenic Risk of Chemicals to Humans, Vol. 35: Polynuclear Aromatic Compounds, Part 4, Bitumens, Coal-Tars and Derived Products, Shale-Oils and Soots, IARC, Lyon, 1985.

- /13/ Jonsson, A., Berg, S.: Analysis av 1,2-dibromethan, 1,2-diklorethan og bensen i omgivande luft, Statens Naturvårdsverk, Stockholm, 1978.

- /14/ Markvorsen, J.S., Prahm, L.P.: Atmosfæriske grænseværdier for udvalgte luftforurenende stoffer, Miljøstyrelsens Luftforureningslaboratorium, Roskilde, 1980.

- /15/ Miljøstyrelsens vejledning nr. 2/1983 i recipientkvalitetsplanlægning. Del II. Kystvande.

- /16/ Miljøstyrelsens vejledning nr. 6/1974 vedr. spildevand.

- /17/ Moen, J.E.T., Cornet, J.P., Evers, C.W.A.: Soil Protection and Remedial Actions: Criteria for Decision Making and Standardization of Requirements, in: Assink, J.W., van den Brink, W.J.: Contaminated Soil, Martinus Nijhoff Publishers, Dordrecht, 1986.

- /18/ Mølhav, L., Bach, B.: Indeklimagener og luftforurening med flygtige organiske forbindelser, Ugeskrift for Læger, p. 4032-4036 (1985).

- /19/ Nielsen, T.: Karakterisering af polycyklisk organisk materiale (POM) i røggasser fra kulfyrede forbrændingsanlæg i atmosfæren og undersøgelse af deres omdannelse i atmosfæren, RISØ-M-2420, Roskilde, 1984.

- /20/ Nielsen, T., Geitz, B., Ramdahl, T.: Oc-
currence of Nitro-PAH in the Atmosphere in a
Rural Area, Atmospheric Environment, vol.
18, p. 2159-2165 (1984).
- /21/ Nykvist, T.: Marklära och markvård.
- /22/ Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 7/1985:
Forbrug og forurening med arsen, chrom,
cobalt og nikkel.
- /23/ Sittig, M.: Priority Toxic Pollutants.
Noyes Data Corporation, 1980.
- /24/ Tjell, J.C., Hovmand, M.F.: Metal Concen-
trations in Danish Arable Soils, Acta Agri-
culture Scandinavica, vol. 28, p. 81-89
(1978).
- /25/ Train, R.E.: Quality for Water, 1979.
- /26/ US EPA: Water Quality Criteria, 1972.
- /27/ Verschueren, K.: Handbook of Environmental
Data on Organic Chemicals, 2. ed., Van
Nostrand Reinhold Company Inc., New York,
1983.
- /28/ Vestergaard, N.K., Step-Hansen, U.: Tungme-
talforurening omkring stålværket,
Frederiksværk, 1982.
- /29/ Wilson, D.C., Stevens, C.: Problems Arising
from the Redevelopment of Gasworks and
Similar Sites, AERE Harwell, Oxfordshire,
1981.
- /30/ WHO: Air Quality Guidelines for Europe, WHO
Regional Publication, European Series No.
23, København, 1987.

BILAG 2

"TRIGGER VALUES" angivet i Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Similar Studies (2nd Edition). Udarbejdet af Environmental Resources Limited for Department of the Environment, April 1987.

I "Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Similar Studies" er foreslået en række "trigger values" afhængig af den planlagte arealanvendelse. "Threshold trigger values" er defineret som en grænseværdi mellem uforurenede område og muligt forurenede område, hvor undersøgelser og nærmere vurdering er nødvendig. "Action trigger values" er defineret som en grænseværdi til forurenede område, hvor afværgning er påkrævet.

Arealanvendelsen er opdelt i 5 kategorier:

- | | | |
|----|----------------|--|
| A: | villahaver | |
| B: | kolonihaver | |
| C: | grønne områder | 1) hvor børn leger ofte
2) hvor børn ikke færdes regelmæssigt |
| D: | bebygget areal | |
| C: | befæstet areal | |

De opstillede "trigger values" tager udgangspunkt i oplysninger om stoffernes effekt via oralt indtag, hudkontakt, indånding, forurening af drikkevand, brandfare, plantetoksicitet og påvirkning af bygningsmaterialer.

For arealanvendelseskategori A, B og C1 er det især direkte påvirkning af mennesker (f.eks. jordspisning og hudkontakt) og plantetoksicitet, der bliver begrænsende. For C2-kategorien er det overvejende plantetoksicitet, der bliver begrænsende, og for kategori D og E er det især mulige arbejdsmiljøproblemer samt evt. påvirkning af materialer.

De foreslåede "trigger values" er gengivet i nedenstående tabel, idet der dog henvises til forfatternes kommentarer til tabellen:

1. Begrundelserne for de i tabellen anførte værdier bør læses, inden tabelværdierne anvendes.
2. Tabellen er ikke gyldig uden de anførte kommentarer og fodnoter.
3. Alle anførte koncentrationer gælder for enkeltprøver udtaget ved en tilstrækkelig forureningsundersøgelse af grunden. De gælder ikke for gennemsnit eller sammenblandede prøver eller for allerede ibrugtagne arealer.
4. Mange af de anførte værdier er tentative. De bør ikke bruges uden sammenhæng med det engelske miljøministeriums vejledning nr. 59/83 vedrørende genudnyttelse af forurenede grunde eller rapporten, hvori tabellen forekommer.

5. Hvis alle prøver viser indhold lavere end "threshold trigger values" kan grunden anses for uforurennet. Hvis niveauet ligger over "action trigger values" er grunden forurennet, og oprensning vil være nødvendig. I midterintervallet bør der foretages en konkret vurdering under hensyntagen til de konkrete forhold.

	Arealanvendelseskategori	"Threshold"	"Action"
Jordprøver		mg/kg i lufttørret jord	
PAH (1)	A,B,C1 (2)	50	500
	C2,D,E (2)	1.000	10.000
Phenoler (1)	A,B	5	200
	C,D,E	5	1.000
Fri cyanid	A,B,C	25	500
	D,E	100	500
Komplekse cyanider	A,B	250	1.000
	C	250	5.000
	D,E	250	NL
Thiocyanat (1)	A,B,C,D,E	50	NL
Sulfat	A,B,C	2.000	10.000
	D	2.000 (3)	50.000(3)
	E	2.000	NL
Sulfid	A,B,C,D,E	250 (4)	1.000
Svovl	A,B,C,D,E	5.000	20.000
pH	A,B,C	< 5	< 3
	D,E	NL	NL
Vandprøver		mg/l	
Phenoler	A,B,C,D,E	1	20
Fri cyanid	A,B,C,D,E	5	50
Thiocyanat	A,B,C,D,E	5 (5)	NL
Sulfid	A,B,C,D,E	5	50

NL: Der er ikke fastsat nogen grænse, da stoffet ikke udgør nogen risiko ved den pågældende arealanvendelse.

- (1) Se kommentarer i rapportens afsnit om analysemetoder.
- (2) For C-kategorien anvendes A,B-værdier, hvis små børn vil lege regelmæssig på grunden ellers benyttes D,E-værdier.
- (3) Se også Building Research Establishment (1986).
- (4) Hvis jorden lugter af svovl efter få minutters henstand, er grænseværdien overskredet.
- (5) Hvis vandprøven er rødlig, er grænseværdien overskredet.

Under danske forhold vil de i tabellen angivne værdier ofte måtte betragtes som for høje, men rapporten indeholder i sin tekstdel en udmærket oversigt over potentielle problemstillinger og dertil knyttede grænseværdier for de enkelte stofgrupper.

Udenlandske erfaringer med oprensning af forurenede Gasværksgrunde

Af **Lizzi Andersen, COWIconsult**

Indholdsfortegnelse	side
1. Indledning	176
2. Holland	176
2.1 Centrale jordbehandlingsanlæg	176
2.2 Biologiske metoder.....	179
2.3 Afdækning	181
2.4 Grundvandsrensning	182
3. Tyskland	185
3.1 Jordbehandlingsanlæg	185
3.2 Biologiske metoder	189
3.3 Stabilisering	194
4. England	195
5. Sammenfatning	198
6. Referencer	200

1. INDLEDNING

I en række andre lande er ligesom her i Danmark iværksat oprensning af forurenede grunde - herunder gasværksgrunde - i stor stil. Denne proces er startet tidligere i nogle af disse lande end tilfældet er i Danmark, og angrebsvinklen har også i noget omfang været anderledes.

Der ligger således - især fra Holland og Tyskland og i noget omfang Storbritanien en række erfaringer vedrørende oprensning af forurenede gasværksgrunde. Nærværende indlæg indeholder en oversigt over nogle af disse erfaringer.

2. HOLLAND

I Holland findes ca. 300 gasværksgrunde, hvoraf de ca. 20% i dag er bebygget med boliger og yderligere ca. 20% er planlagt udnyttet til boligformål. 5% af gasværksgrundene er beliggende i indvindingsoplande til større drikkevandsforsyninger. En lang række af gasværksgrundene er derfor undersøgt som følge af ikrafttrædelsen af den hollandske lov om jordoprensning i 1983, og en hel del af dem er helt eller delvist oprensede.

2.1 Centrale jordbehandlingsanlæg

I Holland har en række private firmaer opført centralt beliggende jordbehandlingsanlæg af forskellig type, og oprensningen af en grund foregår derfor ofte ved en opgravning af den forurenede jord, en transport til og behandling på et af disse anlæg og evt. en redeponering af den rensede jord på grunden.

Der findes ialt 5 termiske og 5 ekstraktionsanlæg i fuldskala størrelse i Holland og gennemsnitlige behandlingsresultater for jord forurenede med typiske gasværksforureninger (PAH'er og cyanider) fremgår af figur 2.1.

Resultaterne af en speciel vurdering af et af de termiske anlægs formåen m.h.t. oprensning af gasværksjord fremgår af tabel 2.1.

Tabel 2.1 Nogle resultater m.h.t. termisk behandling af jord fra en gasværksgrund (sandjord), /20/.

	Koncentrationer, mg/kg TS			Rensning, %
	ind (n=10)	ud (n=20)	krav (gns.)	
PAH'er				
Phenanthren	5,41	0,07		98,8
Anthracen	1,13	0,10		91,5
Fluoranthren	8,73	0,08		99,1
Benz(a)pyren	4,02	0,04		98,9
Total PAH, Bornett (6)	33,2	0,50	20	98,0
Total PAH, "EPA- priority list" (16)	133,0	4,88		
Cyanider (total)	82	1,2	5	98,5

Fra det samme anlæg foreligger der endvidere de i tabel 2.2 givne informationer vedrørende behandling af stærkt forurenede jord fra en gasværksgrund.

Tabel 2.2 Termisk behandling af stærkt forurenede jord fra en gasværksgrund, /13/.

	Gennemsnitskoncentration mg/kg		Standard afvigelse (ud)	Antal prøver
	ind	ud		
Olie	1200	0,21	0,10	96
PAH'er	270	1,98	0,65	78
Cyanid	310	3,5	3,4	335

Emissionsmålinger på det pågældende anlæg giver de i tabel 2.3 viste resultater.

Tabel 2.3 Resultat af en emissionsmåling på et termisk anlæg, /13/.

		Middel	Min.	Max.	Krav- værdi	Antal prøver
Støv	mg/m ³	48	23	99	75	6
	kg/h	1,5	0,8	2,9	2,5	6
Fluorid	mg/m ³	0,1	< 0,1	0,5	5	7
	g/h	4	< 1	14	150	7
Klorid	mg/m ³	1	1	3	75	7
	kg/h	< 0,1	< 0,1	< 0,1	2,5	7
Cyanid	µg/m ³	49	< 3	158	10 mg/m ³	7
	g/h	2	< 1	5	100	7
SO ₂	mg/m ³	136	< 50	480	200	10
	kg/h	4,2	< 1,6	14,9	7,5	10
NO _x	mg/m ³	101	75	160		8
	kg/h	3,1	2,3	5,0		8
O ₂	vol %	12,6	11,7	14,3		8
CO ₂	vol %	5,7	5,0	6,5		8

Et problem ved termisk behandling af jord er, at jorden er steril efter endt behandling og altså ikke umiddelbart kan fungere som normal jord, f.eks. med hensyn til vækstbetin-
gelser for planter. I /12/ er omtalt et forsøg med rekoloni-
sering af termisk behandlet jord med nematoder via tilsæt-
ning af almindelig jord samt betydningen af gødning af jor-
den. Efter et år viste forsøget, at med mindre man gødede,
havde tilsætningen af nematoder via almindelig jord kun
ringe betydning for rekoloniseringen af den rensede jord.
Den almindelig kontroljord var græs/ukrudtsbevokset mens der
næsten ingen vækster fandtes på den behandlede jord. Revega-
tion af termisk behandlet jord er altså en langsom affære.

2.2 Biologiske metoder

Biologisk oprensning af jord fra gasværksgrunde eller grunde med tilsvarende forureninger, f.eks. fra asfaltproduktion er stadig mest på forsøgsstadiet.

I /10/ er beskrevet laboratorie og on-site forsøg med oprensning af jord og grundvand på en grund forurenet med alkylbenzener, phenoler og PAH'er via oppumpning og recirkulering af grundvand kombineret med rensning i bioreaktorer. Tabel 2.4 viser resultater af både laboratorie- og on-site forsøg mens figur 2.2 viser oprensningen af jorden i laboratorieforsøget.

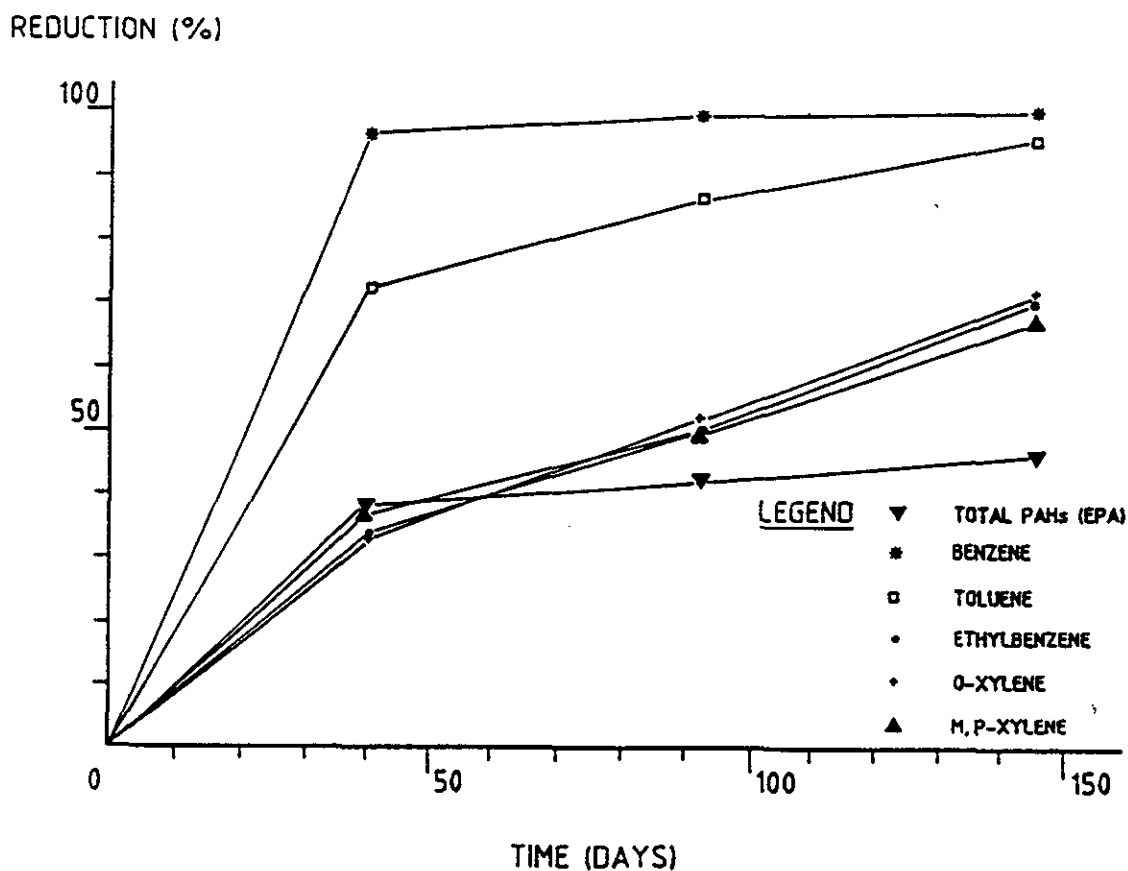
Tabel 2.4 Resultater af forsøg med rensning af grundvand i bioreaktor, /10/.

	Koncentrationer på stedet		ved indløb til lab. reaktor µg/l	Rense %, lab. efter 146 dg.		Rense %, on-site efter 38 dg	
	i jord mg/kg	i grundvand µg/l		UAC	RBC	UAC	Filteranlæg
PAH'er (EPA)	24.000	6.100	4.400	100	99	95	67
Naphthalen	8.400	5.150	4.100	100	100	100	69
Benzen	100	1.850	2.500	98	94	69	80
Toluen	170	970	2.900	100	95	71	79
Ethylbenzen	76	585	330	100	96	79	80
o-xylen	70	595	360	100	94	69	76
m,p-xylen	300	1.700	130	100	96	73	77
Phenol	-	180	180	82	68	-	-
o-cresol	-	1.875	700	70	44	68	21
m-cresol	-	1.900	370	84	78	76	24
p-cresol	-	1.075	85	66	40	79	9
2,5 dimethylphenol	-	875	360	82	49	67	21
2,4 dimethylphenol	-	1.175	100	86	86	70	19
2,3 dimethylphenol	-	475	150	67	56	60	14
3,4 dimethylphenol	-	420	120	93	29	71	15
m-ethylphenol	-	375	73	67	67	86	22
p-ethylphenol	-	4.550	4.000	-	-	49	15

UAC = opadbeluftet søjle

RBC = roterende disk bioreaktor

I den beluftede søjle sker der udover den biologiske nedbrydning også en hvis fordampning. Artiklen konkluderer, at hvis belastninger ikke er for høj, spiller fordampningen kun en mindre rolle.

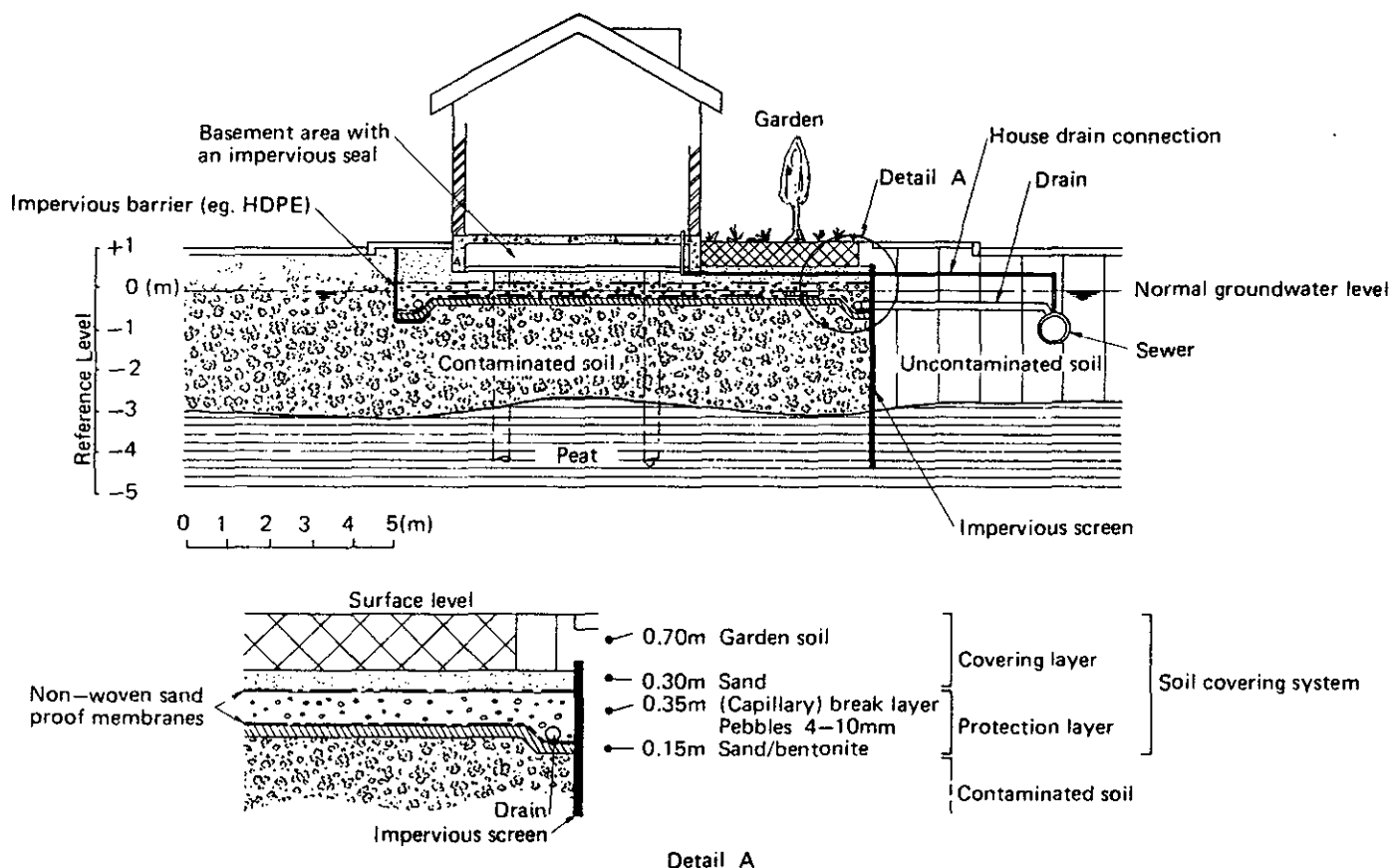


Figur 2.2 Fjernelse af alkybenzer og PAH'er fra jord via oppumpning og recirkulation af grundvand kombineret med rensning i bioreaktorer, /10/.

Det konkluderes, at oprensning af jord for PAH'er ad denne vej vil tage meget lang tid.

2.3 Afdækning

I /22/ omtales muligheden for anvendelse af membran-systemer i forbindelse med bebyggelse af forurenede grunde og under hvilke forudsætninger, det evt. kan gøres. Det nævnes, at sådanne systemer er under overvejelse bl.a. på en gasværksgrund i Rotterdam, hvor der er bygget 500 lejligheder. I artiklen vises det i figur 2.3 viste eksempel på et membran-system.



Figur 2.3 Eksempel på membran-system i forbindelse med bebyggelse på forurenede jord, /22/.

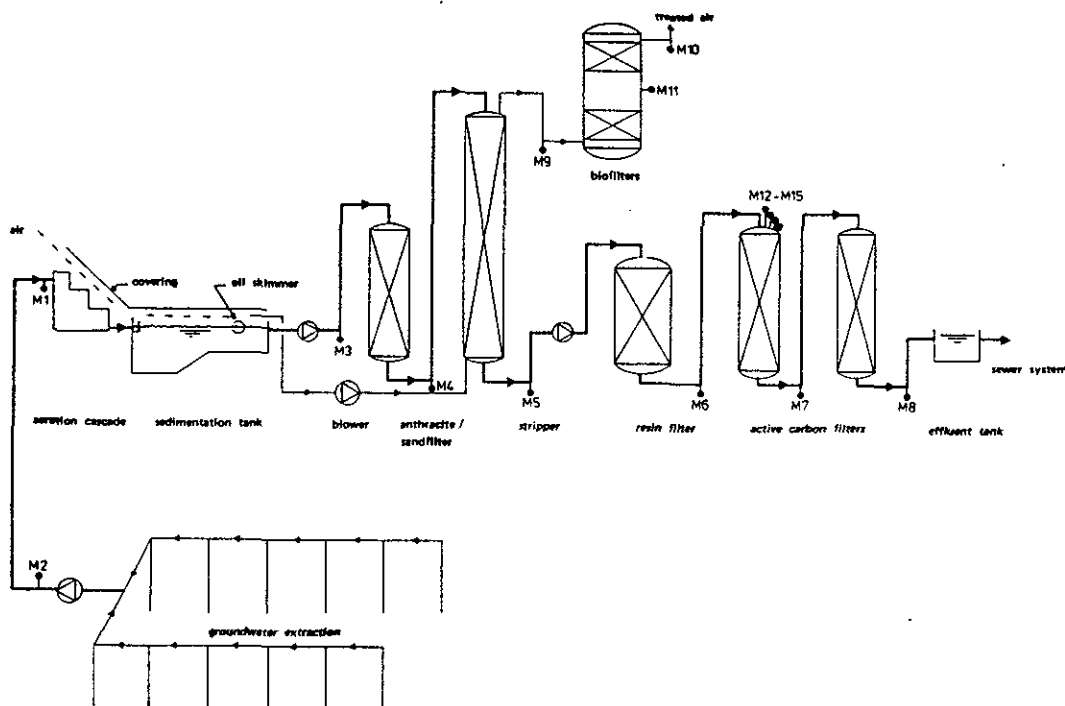
2.4 Grundvandsrensning

Oprensning af forurenede grundvand på gasværksgrunde vil ofte - som på andre forurenede grunde - omfatte flere forskellige rensningstrin.

I /5/ og /15/ er omtalt et oprensningsprojekt på en gasværksgrund i Amersfort, som foregik i perioden august 1986 til juni 1987. Forureningskomponenterne var:

- flygtige aromater (max. 11 mg/l)
- PAH'er (max. 1,1 mg/l)
- olie og benzin (max. 16 mg/l)
- phenoler og cyanider i små mængder.

Renseanlægget bestod af de i figur 2.4 viste komponenter og havde en kapacitet på 25 m³/h.



Figur 2.4 Opbygning af renseanlæg til rensning af forurenede grundvand fra gasværksgrund, / 5/.

Nogle forsøg til vurdering af anlæggets funktion viste:

- at fjernelse af jernforbindelser er nødvendig for at sikre anlæggets funktion, og at en trappebelufter er effektiv (99% reduktion)
- at ca. 60% af forureningen blev fjernet ved udfældning sammen med jernforbindelserne
- at ca. 95% af de flygtige aromater fjernes i stripperen
- at et biofilter kan fjerne flygtige aromater, men at en adaptionstid på ca. 3 uger er nødvendig - også efter perioder med meget lav belastning
- at ca. 80% af olien og PAH'erne fjernes i "resin"-filteret.

Specifikke tal for anlæggets enkelte komponenter er vist i tabel 2.5.

Tabel 2.5 Renseeffektivitet (%) af enkeltdele i et renseanlæg designet til at behandle forurenet grundvand fra en gasværksgrund, /15/.

		Flygtige aromater	Naphthalen	Benzin	PAH'er (EPA)
Trappebelufter +	D	4 ¹⁾ (4) ²⁾	8 (8)	6 (6)	15 (15)
Sedimentations- bassin	P	53 (53)	69 (69)	68 (68)	54 (54)
Anthracit- sandfilter	D	0 (0)	9 (8)	0 (0)	13 (11)
	P	0 (0)	52 (16)	0 (0)	60 (40)
Stripper	D	88 (84)	0 (0)	73 (69)	0 (0)
	P	97 (46)	65 (9,7)	92 (29)	0 (0)
"Resinfilter"	D	0 (0)	50 (42)	50 (13)	75 (56)
	P	23 (0,2)	61 (3,2)	33 (2)	10 (3)
Kulfilter	D	67 (8)	90 (38)	90 (11)	98 (18)
	P	96 (0,7)	98 (2)	96 (2)	87 (12)
Biofilter	D	90		90	
	P	53	48	73	

D = Forudsat i designfasen

P = Renseeffektivitet i praksis

¹⁾ Effektivitet beregnet ud fra ind- og udløbskoncentrationer til selve enheden.

²⁾ Netto-effektivitet beregnet ud fra grundvandskoncentrationen ved oppumpning samt udløbskoncentrationen fra enheden.

Forsøget viste alt i alt, at anthracit-sandfilteret, resinfilteret og kulfilteret kun havde en meget lille renseeffekt (ca. 4% af den samlede effekt), og at hovedparten af rensningen foregik i beluftning- og sedimentationsdelen (ca. 63%) på grund af udfældning sammen med det store jernindhold. Stripperen og kompostfilteret fjernede de sidste 33%. Anlægget kunne således have været lige så effektivt og meget billigere, hvis man havde haft denne viden på forhånd.

3. TYSKLAND

I Tyskland findes mere end 1100 gasværksgrunde, hvoraf de 300 har rummet meget store produktionsanlæg i storbyerne. På disse store gasværker fandtes der udover selve gasproduktionen ofte flere betydende sideproduktioner for videreopbejdning af restprodukterne. Dette, grundenes størrelse og forureningens omfang er formentlig en af årsagerne til, at man i Tyskland ikke på samme måde som i Holland har opført centrale behandlingsanlæg, men ofte har opstillet behandlingsanlæg på de enkelte store grunde. Disse anlæg er så evt. i anden række også blevet anvendt til behandling af jord fra andre grunde end den, hvor anlægget er placeret.

3.1 Jordbehandlingsanlæg

På en stærkt forurenede grund i Berlin (Pintsch olieraffineriet) har firmaet Harbauer opført et ekstraktionsanlæg efter de i figur 3.1 viste principper. Dette anlæg har også behandlet jord fra en række gasværksgrunde i Berlin, /7/ og /19/. Resultatet heraf fremgår af figur 3.2.

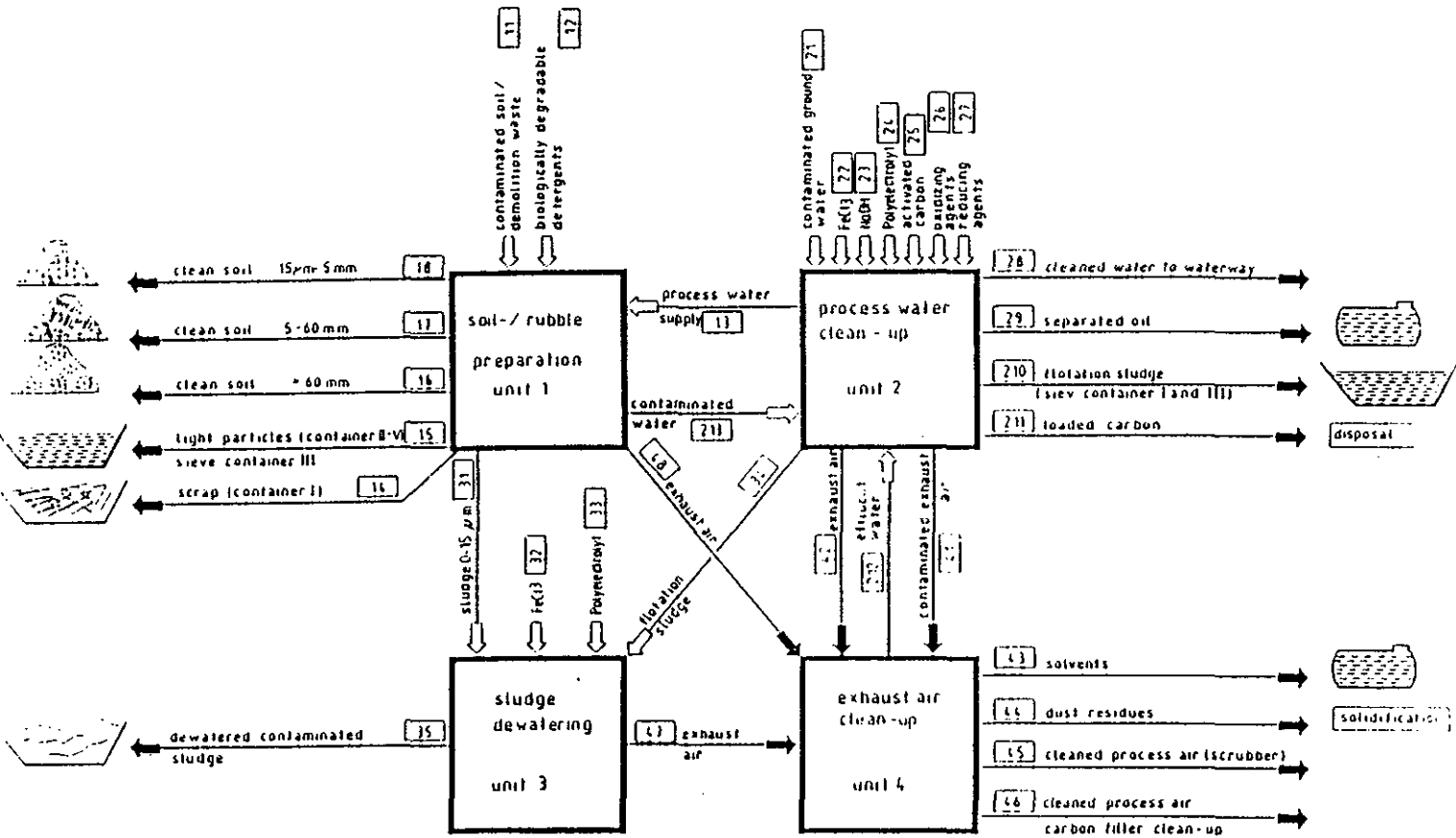
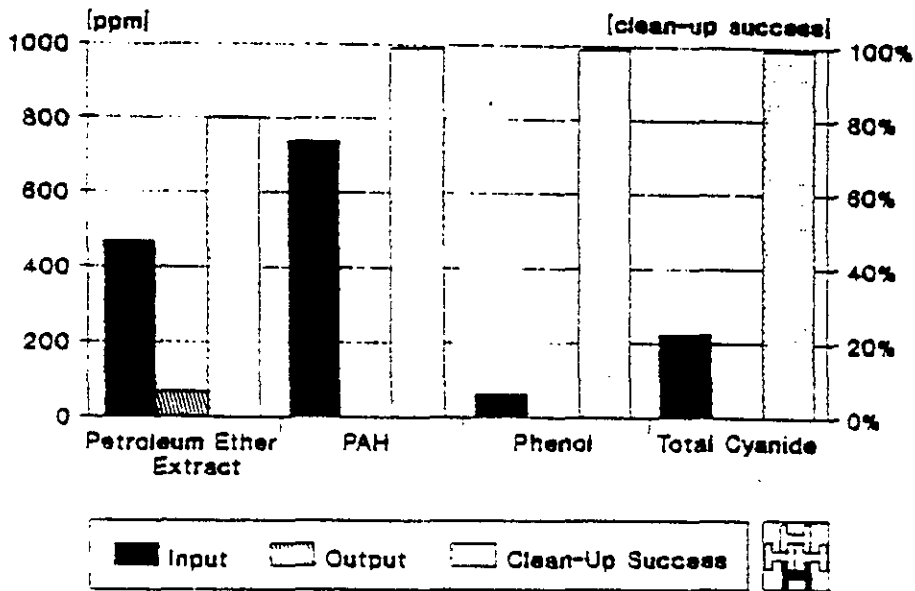


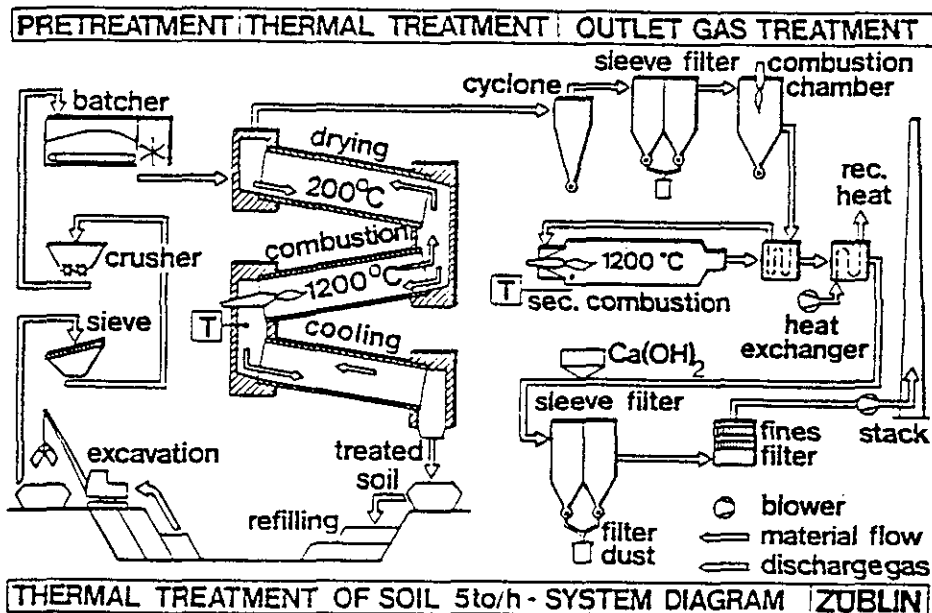
Figure 1: Material Flow Diagram Soil-/Rubble Preparation Plant

Figur 3.1 Principiel opbygning af ekstraktionsanlæg til jordrensning, Harbauer PB3, /19/.



Figur 3.2 Resultater af oprensning af forurennet jord fra gasværker ved ekstraktion, system Harbauer PB3, /19/.

På en gasværksgrund ved Dortmund-Dorstfeld har firmaet Züblin opført et termisk pilotanlæg og har ligeledes et fuldskala anlæg under opførelse til behandling af 17,000 m³ stærkt forurennet jord fra grunden, /8/, /9/ og /16/. Anlægget skal have en kapacitet på 50 t/h og princippet er vist i figur 3.3.



Figur 3.3 Termisk behandlingsanlæg, system Züblin, /16/.

I tabel 3.1 er vist renseseffektiviteten for en række komponenter som resultat af rensning af 224 t jord på det opførte pilotanlæg.

Tabel 3.1 Rensningseffektivitet (%) ved termisk behandling, system "Züblin", /16/.

	Koncentration i jord, mg/kg		Rense %
	ind	ud	
Phenol	200	< 0,8	> 99,6
Alifatiske kulbrinter	3.546	< 11	> 99,7
Benzen	120	< 0,1	> 99,9
Toluen	140	< 0,1	> 99,9
Xylen	250	< 0,1	> 99,9
Dicyclopentaden	13	< 0,1	> 99,2
Naphthalen	960	< 0,02	> 99,99
PAH'er totalt	3.150	< 0,1	> 99,99
Kviksølv	15,3	< 0,1	> 99,4
Cyanid	564	< 0,5	> 99,5

Emissioner fra pilotanlægget i forhold til kravværdier fremgår af tabel 3.2.

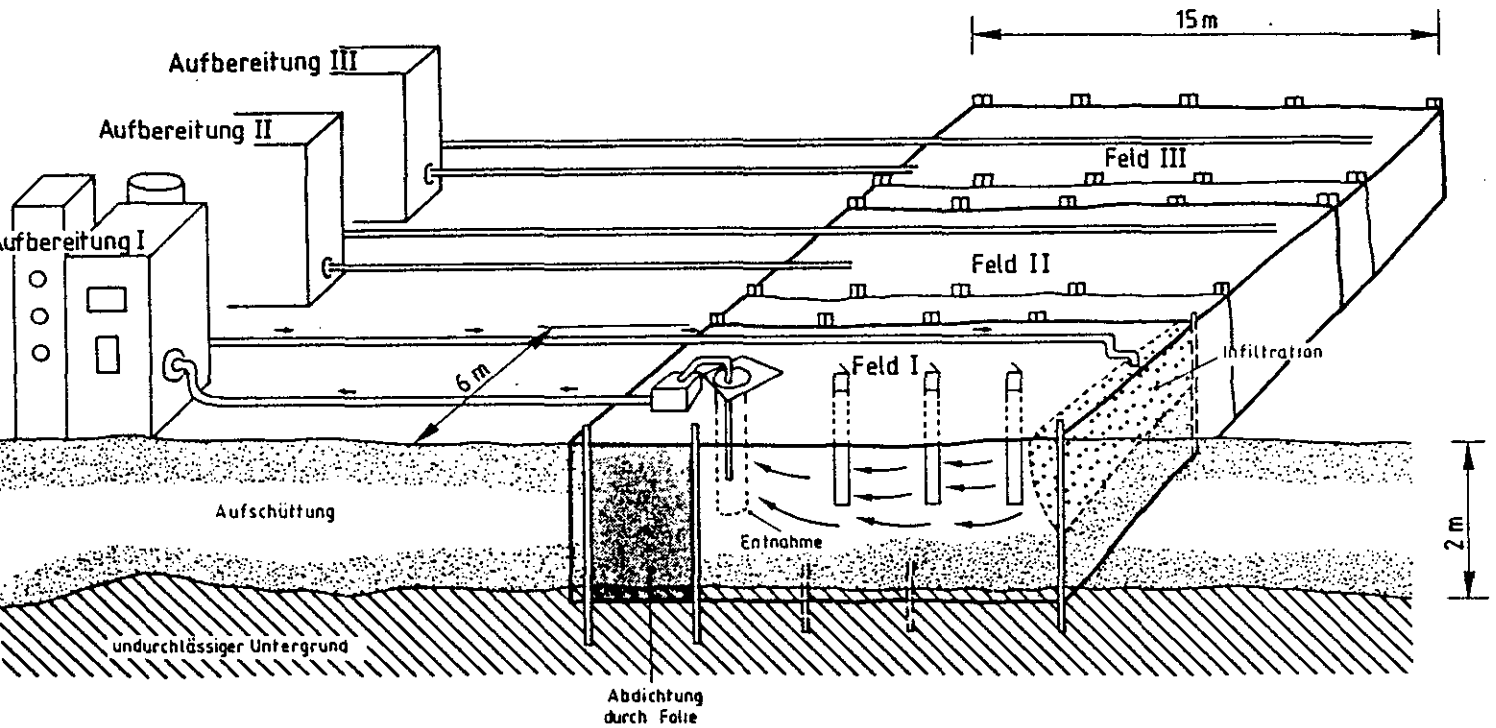
Tabel 3.2 Emissioner fra et termisk pilotanlæg, system Züblin, /16/.

	Emissioner mg/Nm ³ *	Kravværdier mg/Nm ³ *
Støv	< 3	30
HCl	< 0,71	50
HF	< 0,02	2
SO ₂	< 39	100
NO _x	< 193	500
CO	< 3	100
TOC	< 2	20
Arsen	0,001	1
Bly	0,004	1
Cadmium	< 0,001	0,2
Kviksølv	< 0,001	0,2
Cyanid	< 0,01	1

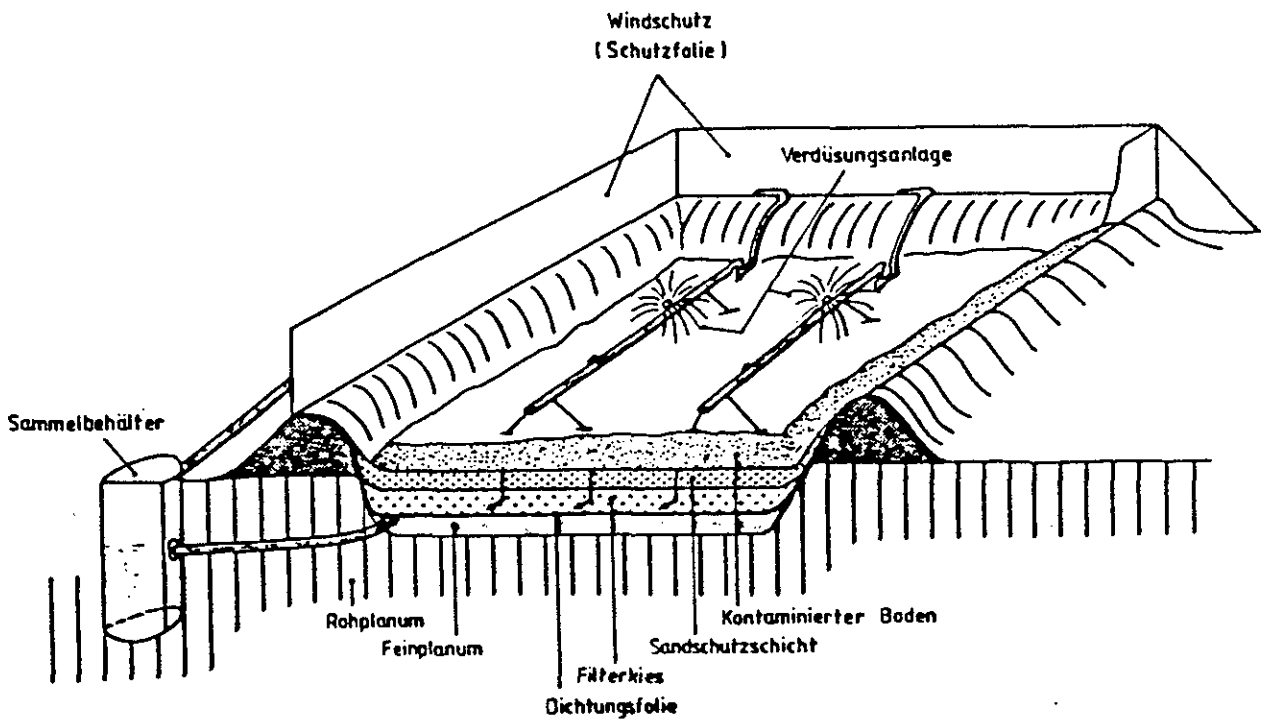
* ved 273 k, 1013 k Pa og 11% O₂

3.2 Biologiske metoder

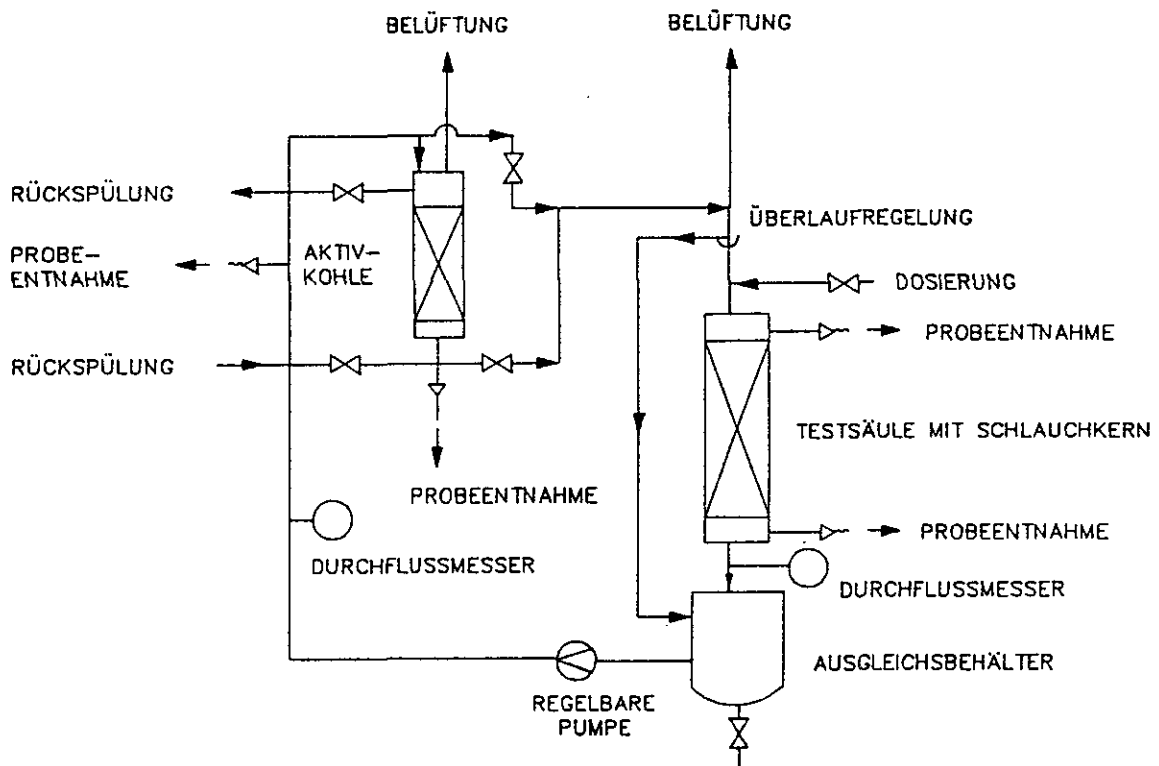
I Tyskland har der været gennemført både in-situ-, laboratorie- og on-site-forsøg med biologiske nedbrydning af forureningskomponenter (PAH'er) i jord fra gasværksgrunde /1/, /4/ og /21/. Udformning af in-situ og on-site forsøg samt opstillingen af laboratorieforsøget er vist i henholdsvis figur 3.4, figur 3.5 og figur 3.6.



Figur 3.4 Tværsnit af in-situ forsøgsarealer til biologiske nedbrydning af PAH'er, /1/.






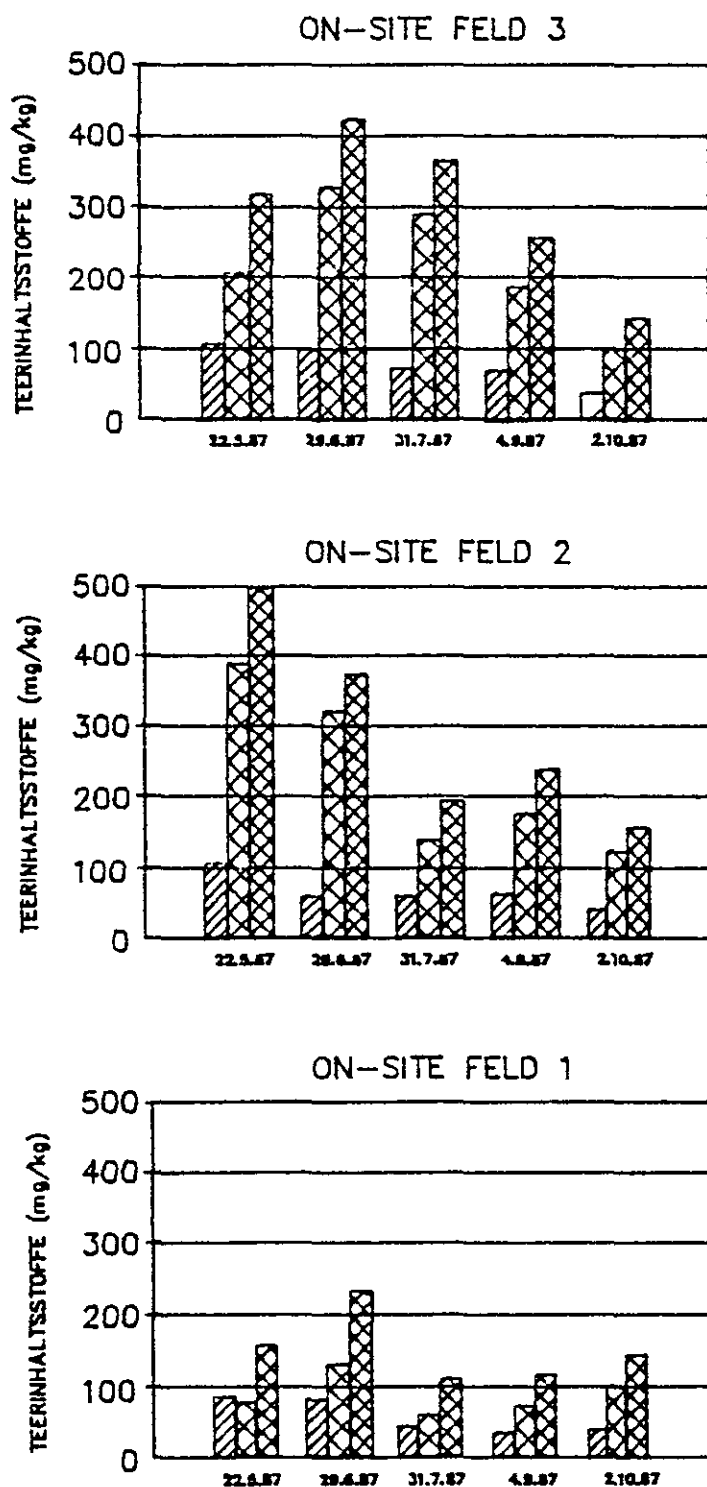
Figur 3.5 Opbygning af et on-site feltforsøgsareal til biologiske nedbrydning af PAH'er, /1/.



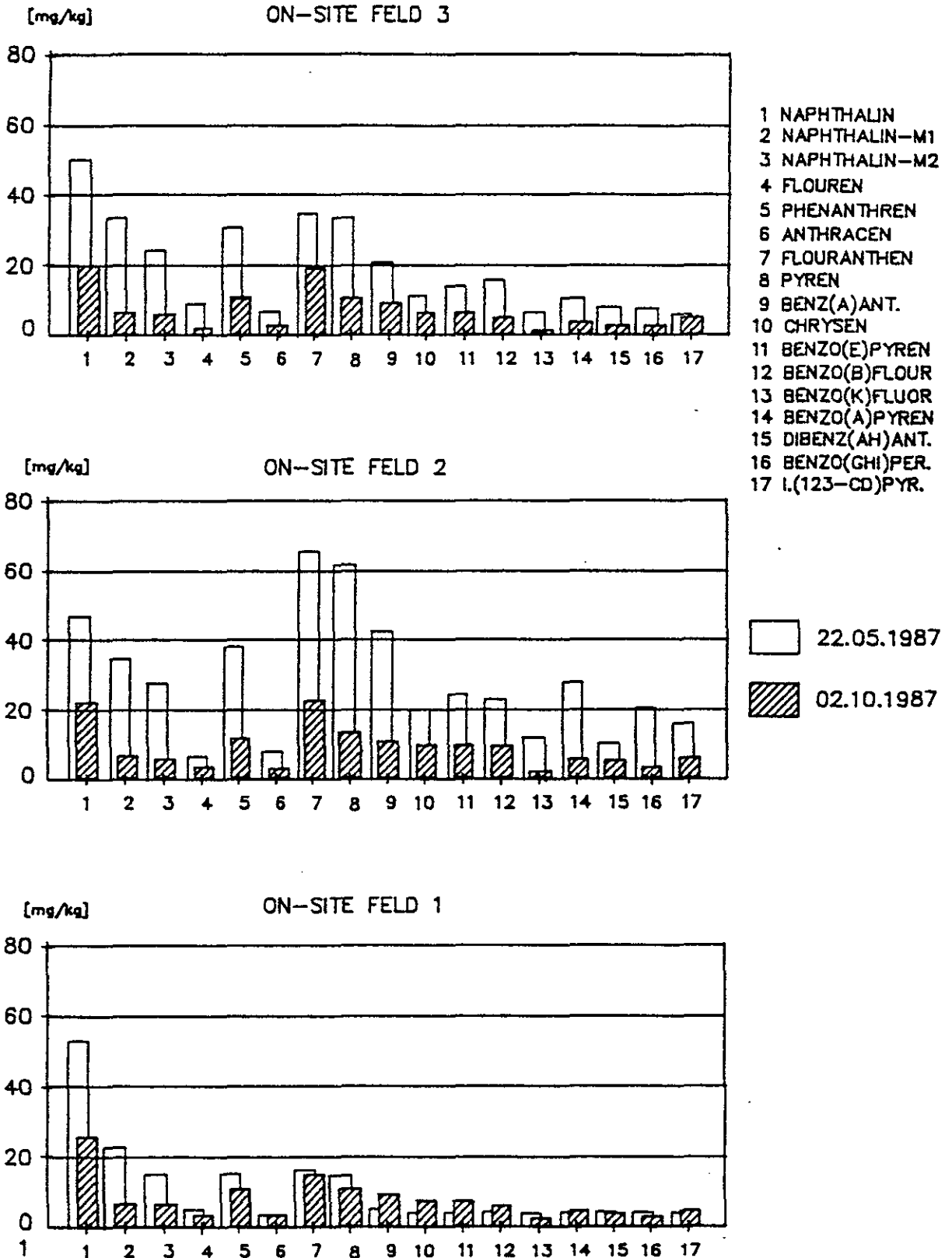
Figur 3.6 Perkolationsapparat til laboratorieforsøg med biologisk nedbrydning af PAH'er, /1/.

Forsøgene viser, at en biologisk nedbrydning af PAH'er i jord er mulig, men at PAH'ernes adsorption til jordmatricen hæmmer processen. Tilførsel af diverse opløsningsmidler (alkohol, propanol, uorganisk opløsningsmiddel (ikke specificeret)) har været afprøvet og har medført en større eller mindre forbedring af PAH'ernes tilgængelighed og dermed deres mulighed for nedbrydning. Et organisk opløsningsmiddel, der samtidigt vil virke som substrat for bakterierne, kan dog medføre så kraftig bakterievækst, at jorden tilstoppes, hvilket hæmmer vandgennemstrømning og således muligheden for at cirkulere vandet i jorden og dermed styre den mikrobiologiske nedbrydningsproces, f.eks. via tilsætning af nærings-salte m.m. Resultaterne af on-site forsøgene er illustreret i figur 3.7 og 3.8.

 NAPHTALINE
  FLUOREN BIS PYREN
  PAH - GESAMT



Figur 3.7 On-site feltforsøg med biologisk nedbrydning af PAH'er i gasværksjord, total PAH, /1/.



Figur 3.8 On-site feltforsøg med biologisk nedbrydning af PAH'er i gasværksjord, enkelt-PAH'er, /1/.

3.3 Stabilisering

På en tidligere gasværksgrund i Ruhr-området har man forsøgt at minimere forureningspåvirkningen fra restprodukter fra gasværksdriften samt en sideløbende metaloparbejdning ved at fixere med en sulfatrig aske fra brunkuls-kraftværker ("Heide-Werner"-metoden) inden redeponering, /11/. I et testdepot indeholdende 16.600 m³ stabiliseret jord kan perkolat opsamles, og efter 2 år sker der stadig ingen udsivning af de organiske komponenter (tjærestoffer) med en detektionsgrænse på 0,1 µg/l. Fixeringen af de uorganiske forureninger (cyanid, arsen, bly) er derimod stærkt pH-afhængig. En oversigt over koncentrationsintervallet for de deponerede stoffer fremgår at tabel 3.3.

Tabel 3.3 Forureningsniveau af forurennet gasværksjord inden stabilisering ved "Heide-Werner"-metoden, /11/.

	Målt koncentrationsinterval, mg/kg
Cyanid (total)	0,30 - 6.066
Bly	10,70 - 9.340
Arsen	11,50 - 13.800
Phenol	0,10 - 49,9
Benzen	0,10 - 914,6
Toluen	4,40 - 1.982,0
Naphthalen	28,80 - 10.680,0
PAH'er	2,26 - 598,1

4. ENGLAND

I England skønner man at der gennem tiden har været produceret gas på ca. 3000 ± 1000 lokaliteter. Hertil kommer ca. 120 koksværker i tilknytning til stålproduktion og knap 400 tjæredestillerier. I England findes ikke en egentlig lovgivning om oprensning af forurenede jord, men "Inter-departmental Committee on Redevelopment of Contaminated Land (ICRCL)" under det engelsk miljøministerium har udgivet nogle generelle retningslinjer om vurdering og genudnyttelse af forurenede grunde.

Ifølge /6/ er der hidtil kun sjældent blevet fjernet/renset forurenede jord på gasværksgrunde. Som oftest er grunden blevet dækket med op til flere meter rent fyld inden ny udnyttelse er iværksat, og arealanvendelsen er i mange tilfælde blevet modificeret under hensyntagen til forureningsniveauet på grunden.

I /2/ og /3/ er dog omtalt en omfattende oprensning af en gasværksgrund i Blackburn, hvor jorden i stort omfang er blevet biologisk rensede via en "landfarming"-metode med tilsætning af specialadapterede mikroorganismer. Ca. 30.000 m³ jord forurenede med PAH'er og phenoler er blevet biologisk rensede, mens ca. 14.000 m³ jord forurenede med metaller og cyanider er blevet specialdeponeret på grunden.

Feltforsøg med tilsætning af to typer af specielt adapterede mikroorganismer, næringssalte og overfladeaktive stoffer, som skal gøre PAH'er mere tilgængelige for mikroorganismerne, viste, at specielt adapterede organismer var nødvendige for at opnå nogen væsentlig reduktion af PAH'erne.

Acceptkriteriet for total-PAH'er var sat til 10.000 mg/kg og efter 8 ugers oprensning med den bedste kombination af mikroorganismer, næringssalte og overfladeaktive stoffer var total-PAH reduceret fra 12.500 mg/kg til 7.600 mg/kg.

Resultater af feltforsøg med PAH-reduktion samt fuldskala phenolreduktion er gengivet i tabel 4.1 og 4.2.

Tabel 4.1 Resultater af feltforsøg med mikrobiel nedbrydning af PAH'er i forurenede gasværksjord, /3/.

	Uger	Koncentration, mg/kg			Total PAH (EPA)
		Fluor-anthen	Pyren	Benz(a)-pyren	
ERB001	0	3271	702	98	9763
+ Næ+Ov.	8	1104	388	58	7317
ERB002	0	3664	833	159	12476
+ Næ+Ov.	8	1019	366	70	7641
ERB002	0	2271	524	100	7996
+ Næ+Ov. (2)	8	647	209	45	5089
Næ+Ov.	0	1049	224	45	3520
	8	637	227	55	5284
Kontrol	0	614	170	59	2925
	8	479	161	43	4274

ERB001 og ERB002 er forskellige kombinationer af mikroorganismer.
 Næ+Ov.: Næringssalte og overfladeaktive stoffer (2 typer).
 Kontrol: Kun vendt og vandet.

Stigningen i total-PAH efter 8 uger i de to feltforsøg uden tilsætning af mikroorganismer formodes at skyldes en større tilgængelighed af PAH'erne som følge af den fysiske håndtering af jorden.

Tabel 4.2 Resultater af fuldskala-oprensning for phenoler i gasværks-jord ved mikrobiel nedbrydning, /3/.

	Koncentration, mg/kg (gns.)		
	Ved start	Efter 6 uger	Efter 11 uger
Phenol	3,0	0,5	0,1
Cresoler	10,4	5,3	2,4
Xylenoler	14,8	10,7	1,7
Naphtholer	1,3	1,2	0,3
2,4,6 trimethylphenol	6,9	6,0	1,3
Total-phenoler	36,8	24,9	7,0
Antal prøver	28	14	15

5. SAMMENFATNING

Betragtes de her gennemgåede udenlandske erfaringer under ét, ses at både termiske, ekstraktive og biologiske metoder har været anvendt med rimelig succes ved oprensning af forurenede jord fra gasværksgrunde. Der er flest erfaringer med anvendelse af de to førstnævnte metoder, idet disse har været taget i brug tidligst.

Ser man på, hvilke koncentrationsniveauer, der kan opnås ved de enkelte metoder, samt hvilke renseeffektiviteter, er dette søgt sammenstillet i tabel 5.1.

Tabel 5.1 Resulterende jordkoncentrationer samt renseeffektiviteter ved forskellige rensemetoder anvendt på gasværksjord.

	Termisk behandling		Ekstraktion		Biologisk behandling	
	RK	Rense %	RK	Rense %	RK	Rense %
BTX'er	0,1	99,9				
PAH'er	0,1-5	96-99,9	5-20	96-98	150-7500	40-70
Phenoler	-1	99,6	0,01	99,9	-5	90
Cyanid	0,5-8	98,5-99,5	0,5-20	91-99	-	-

RK = resulterende koncentrationsniveau, mg/kg

Det ses, at der hurtigt kan opnås lave koncentrationer ved anvendelse af termisk behandling og ekstraktion. Den behandlede jord er dog "død" og kan altså ikke umiddelbart anvendes som vækstmedium. Som det fremgår af /12/ tager en rekolonisering af ihvertfald termisk behandlet jord lang tid.

Renseeffektiviteten af de biologiske metoder er mindre god, og behandlingen tager længere tid. Den lange behandlingstid for PAH-forurenede jord må forventes at skyldes, at PAH'erne i høj grad adsorberes til jordmatricen. De opnåede resultater

ved biologisk behandling er nået efter henholdsvis 8 uger og 5 måneder og for de 8 ugers vedkommende med meget høje udgangskoncentrationer, højere end i noget af det jord, der er blevet behandlet med de andre metoder. Ved længere tids biologisk behandling må man forvente lavere slutkoncentrationer, såfremt PAH'erne kan gøres tilstrækkeligt tilgængelige for mikroorganismene.

6. REFERENCER

- /1/ Battermann, G.; Werner, P.: Feldexperimente zur mikrobiologischen Dekontamination, i : Franzius, V.: Sanierung kontaminierter Standorte 1987, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 22, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1988.
- /2/ Bewley, R.J.F.; Hilker, J.K.: Mikrobiologische on-site - Sanierung eines ehemaligen Gaswerksgeländes, dargestellt am Beispiel Blackburn/England, i : Franzius, V.: Sanierung kontaminierter Standorte 1987, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 22, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1988.
- /3/ Bewley, R.J.F.; Theile, P.: Decontamination of a Coal Gasification Site through Application of Vanguard Microorganisms, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /4/ Brauch, H.-J.; Werner, P: Analytische Voruntersuchungen für insitu-verfahren zur Sanierung von ehemaligen Gaswerks - und Kokereigeländen, i : Franzius, V.: Sanierung kontaminierter Standorte 1987, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 22, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1988.
- /5/ Cuperus, J.G.: Research on the Groundwater Treatment at a Former Gasworks Site, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.

- /6/ Environmental Resources Limited: Problems Arising from the Redevelopment of Gasworks and Similar Sites (2nd Edition), for Department of the Environment, London, 1987.
- /7/ Ganse, J.; Sonnen, H.D.: Systemlösung zur Nutzbarmachung aufgelassener Gaswerksstandorte unter Berücksichtigung des Standes der Technik, i : Franzius, V.: Sanierung kontaminierter Standorte 1987, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 22, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1988.
- /8/ Gläser, E.: High Temperature Thermal Treatment of Contaminated Soil, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /9/ Gläser, E.; Beitinger, E.: Thermische Reinigung von kontaminierten Böden aus Gaswerks- und Kokereigeländen - Versuchsdurchführung und erste Ergebnisse am Beispiel Dortmund-Dorstfeld-Süd, i : Franzius, V.: Sanierung Kontaminierter Standorte 1987, Abfallwirtschaft in Forschung und Praxis, Band 22, Erich Schmidt Verlag, Berlin, 1988.
- /10/ van der Hoek, J.P. et al: Biological Removal of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons, Benzene, Toluene, Ethylbenzene, Xylene and Phenolic Compounds from Heavily Contaminated Groundwater and Soil, Environmental Technology Letters, Vol. 10, pp. 185-194, 1989.

- /11/ Höfer, U.: Application Technique for Safe Fixing of Coking Residues on the Basis of a Stabilisation Process According to "Heide-Werner", and First Result on the Behaviour Regarding Elution, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /12/ Kappers, F.I.; van Esbroek, M.L.P.: Ecological Recovery of Decontaminated Soil, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /13/ Koopmans, W.F.; Reintjes, R.C.: Six Years of Experience in Thermal Soil Cleaning, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /14/ Kroos, H.: Regional Biological Decontamination Centers for the Clean-up of Contaminated Soil, Sludges and Industrial Waste-waters, EPA-Forum on Innovative Treatment Technologies: Domestic and International, Atlanta, USA, June 20-22, 1989.
- /15/ van Luin, A.B.: Research and Development of Water Treatment Methods in the Netherlands, i: Anlæg til behandling af forurennet grundvand, perkolat og jord, Industriministeriet, Høring, december 1988.
- /16/ Nussbaumer, M.: First Results using Thermal Soil Treatment "System Züblin", EPA-Forum on Innovative Treatment Technologies: Domestic and International, Atlanta, USA, June 20-22, 1989.

- /17/ Sanning, D.E. et al: NATO/CCMS Pilot Study on Demonstration of Remedial Action Technologies for Contaminated Land and Groundwater - 1988 Activities, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /18/ Soczó, Ester: The Netherlands: State of the Art for Technologies for Decontamination of Polluted Soil, i : Anlæg til behandling af forurennet grundvand, perkolat og jord, Industriministeriet, Høring, december 1988.
- /19/ Sonnen, H.D. et al: Experience with the Harbauer PB3 Soil Cleaning System, EPA-Forum on Innovative Treatment Technologies: Domestic and International, Atlanta, USA, June 20-22, 1989.
- /20/ Verhagen, E.J.H.: Review of Thermal and Extraction Soil Treatment Plants in the Netherlands, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /21/ Werner, P.; Brauch, H.-J.: Aspects on the In-situ and On-site Removal of Hydrocarbons from Contaminated Sites by Biodegradation, i: Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.
- /22/ Yland, M.W.F.; van Wachem, E.G.: Soil Covering Systems as Remedial Action in Contaminated Housing Areas in the Netherlands, i : Wolf, K. et al: Contaminated Soil '88, Kluwer Academic Publishers, Dordrecht, 1988.

Vådoxidation af tjæreforurennet jord:

NKT/RISØ-PROCESSEN

Jørgen Skaarup, NKT og Anne B. Bjerre, Forskningscentret RISØ

Indholdsfortegnelse

1. Indledning	206
2. Vådoxidation af forurennet jord	207
3. Indhold af tjærestoffer i den opgravede jord	208
4. Rensningsresultat for tjæreforurennet jord	210
5. Rensningsresultat for biologisk rensning af procesvand	211
6. Konklusion	214
7. Projektets fremtid	214
8. Referencer	215

NKT/RISØ

NKT/RISØ
Koncernudviklingscentret
Vibenholmsalle 22
2605 Brøndby

Vådoxidation af tjæreforurenet jord:

NKT/RISØ-PROCESSEN

Udarbejdet af

**Civilingeniør Jørgen Skaarup
NKT A/S, Koncernudviklingscenteret**

og

**Akademiingeniør Anne Belinda Bjerre
Forskningscenter Risø, Proceskemi**

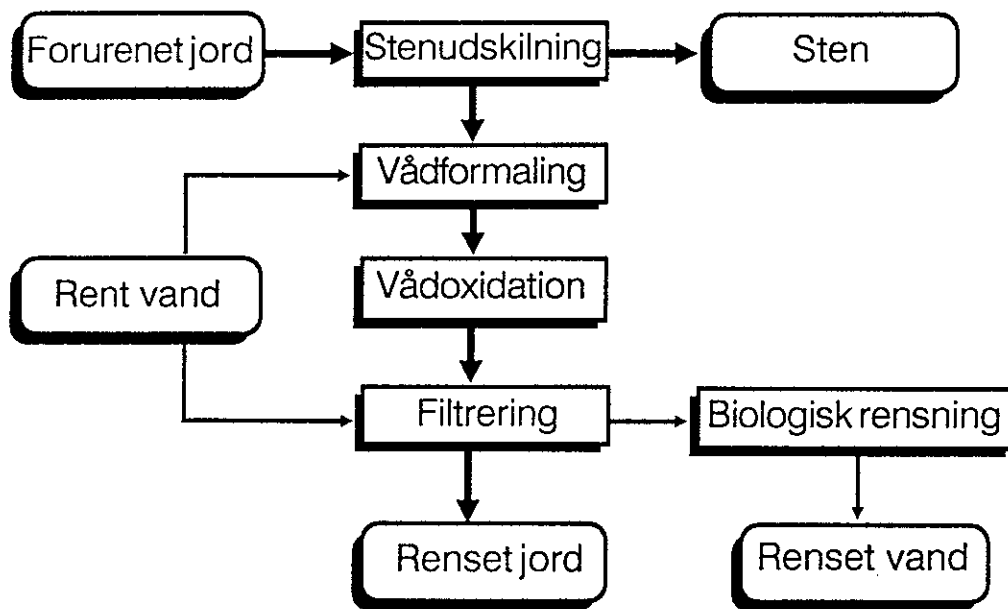
September 1989

1. INDLEDNING

NKT A/S og Forskningscenter Risø har i samarbejde udviklet en alternativ proces til rensning af forurenede jord.

I efteråret 1988 gennemførtes de første pilotforsøg med ca. 20 tons tjæreforurenede jord ved forskellige procesbetingelser. Jorden stammede fra Ringe Tjære- og Asfaltfabrik.

Til pilotforsøgene anvendtes Forskningscenter Risø's eksisterende pilotanlæg, der dog måtte modificeres og/eller udbygges på en række punkter. Pilotanlægget er angivet skematisk på figur 1.



Figur 1. Procesdiagram for NKT/Risø pilotforsøg.

Pilotanlægget, der har en kapacitet på ca. 1 tons jord/time, består af følgende hovedelementer:

- * Forbehandling
- * Vådoxidation
- * Filtrering
- * Biologisk rensning

Under forbehandlingen nedknuses jord og opslømmes i vand, således at der bliver tale om et homogent og pumpbart medie.

Ved vådoxidationen tilsættes ren ilt under højt tryk og temperatur, hvorved organisk stof og visse metaller oxideres.

Ved filtreringen adskilles jord og procesvand, hvorefter jorden vaskes. Vandet fra filtreringen, der indeholder letnedbrydelige restprodukter fra vådoxidationen, renses i et biologisk rensningsanlæg.

Teknisk beskrivelse af vådoxidationsanlægget til rensning af forurenede jord er givet i (1) og (2).

Resultaterne fra rensning af tjæreforurenede jord viser, at der er rensede til niveauer, der ligger tæt på, hvad der opnås ved almindelig termisk rensning.

2. VÅDOXIDATION AF FORURENET JORD

Man kan betragte vådoxidationsprocessen som en kombination af ekstraktiv og termisk rensning. I lighed med ekstraktion behandles jorden i vandig opslæmning, og i lighed med termisk rensning destrueres organiske stoffer. Vådoxidationen udføres under tryk (50-150 atm.) ved betydeligt lavere temperaturer end termisk rensning (200-300°C i stedet for 500-600°C). Vådoxidation kræver ikke, at jorden tørres før forbrændingen. Der er derfor tale om en mindre energikrævende proces.

Vådoxidationen bevirker, at store organiske molekyler nedbrydes til kuldioxid og simple mere iltholdige produkter - normalt små karboxylsyrer, som nedbrydes langsommere under oxidationen.

De iltholdige reaktionsprodukter er generelt mere vandopløselige end udgangsstofferne, hvilket betyder, at de lettere kan fjernes fra jorden over i vandfasen.

Vådoxidationen øger også iltindholdet i jordens humus, som derved i nogen grad opløses. Herved ændres fordelingskoefficienten mellem jord og vand til fordel for vand, således at jordens sorptionsevne for organiske stoffer mindskes.

Endelig medfører det højere iltindhold også en øget bionedbrydelighed og en mindsket toxicitet i forhold til udgangsstofferne.

Vandfasen, som efter vådoxidationen indeholder vandopløselige og let nedbrydelige organiske stoffer, behandles i et almindeligt aerobt biologisk rensningsanlæg.

Bortset fra enkelte undtagelser, som f.eks. klorbenzener og DDT, kan alle i praksis forekommende organiske forureninger vådoxideres. Hvis forbindelserne indeholder svovl, klor eller kvælstof omdannes disse til henholdsvis sulfat, klorid og ammonium/ammoniak, nitrat eller gasformigt kvælstof.

Til forskel fra almindelig termisk rensning genererer processen ikke gasformige affaldsprodukter som svovldioxid, klorbrinte og nitrose gasser.

3. INDHOLD AF TJÆRESTOFFER I DEN OPGRAVEDE JORD

Jorden til pilotforsøget stammer fra Ringe Tjære- og Asfaltfabrik, som er placeret centralt på Fyn.

Den opgravede jord blev geologisk karakteriseret som siltet sand med en middelkornstørrelse på ca. 215 μm , med følgende kornkurvefordeling:

9%	ler	(< 2 μm)
27%	silt	(2-60 μm)
62%	sand	(60-2000 μm)
3%	grus	(> 2 mm)

Der er udtaget og analyseret en række prøver til karakterisering af jorden før rensning, og det blev konstateret, at indholdet af tjærestoffer var logaritmisk normalfordelt.

Indholdet af tjære-stoffer er målt ved ekstraktion med henholdsvis diklormetan og tetrahydrofuran (THF), efterfulgt af GC/MS.

Som vist i det tidligere indlæg om analysemetoder for tjærestoffer, afhænger kvantificeringen af den valgte metode. De "sande" indhold er derfor ikke kendt. Oversigtsmæssigt kan sammensætning af forureningskomponenter i jorden fra Ringe Tjære- og Asfaltfabrik vurderes udfra kromatogrammerne, hvilket er givet i tabel 1:

1. Naftalen og alkylnaftalener:	ca. 1000 mg/kg TS
2. Benzen og alkylbenzener:	ca. 100 mg/kg TS
3. Polyaromatiske kulbrinter (PAH) og alkyl-PAH:	ca. 60 mg/kg TS
4. Pyridin, Quinolin, 9-H-carbazol og alkyl-pyridiner:	ca. 50 mg/kg TS
5. Højere alifater (mættede og umættede) C ₁₀ -C ₂₀ forbindelser:	ca. 40 mg/kg TS
6. Benzothiofen og dibenzothiofen:	ca. 20 mg/kg TS
7. Dibenzofuran og alkyldibenzofuraner:	ca. 10 mg/kg TS

Tabel 1. Oversigt over indholdet af forskellige tjærestofgrupper i jorden fra Ringe Tjære- og Asfaltfabrik. Analyseresultaterne er korrigeret udfra et tørstofindhold på ca. 85% i jorden.

Desuden er fundet mindre mængder fenoler.

Der er ikke analyseret for cyanid og ammoniak, idet forureningen ikke stammer fra et gasværk, og derfor ikke forventes at indeholde gasrensemasse eller ammoniak.

4. RENSNINGSRISULTATER FOR TJÆREFORURENET JORD

I den første pilotforsøgskampagne blev gennemført en række forsøg med variation tid, temperatur, kemikalietilsætning og tørstofindhold i reaktoren. Af tekniske grunde var det ikke muligt at nå højere temperatur i pilotanlægget end 268°C.

I tabel 2 er vist resultatet af det bedst optimerede pilotforsøg med rensning af tjæreforurenet jord.

Tjærestof i jorden	Startniveau mg/kg TS	Vådoxidation slutniveau mg/kg TS	% Rensning
Benzen *	3,9	0,35	91
Toluen *	6,5	0,25	96
Naftalen	600	0,2	99,97
Methylnaftalen	108	0,07	99,94
Fenantren	88	4,5	94,9
Fluoranten	31	2,2	92,9
Fluoren	26	<0,2	>99
Quinolin	67	0,2	99,7
Fluorenon	<5	3,9	-

* Ekstraktion med diklormetan, alle øvrige tetrahydrofuran.

Tabel 2. Rensningsresultatet for udvalgte tjærestoffer i det bedst optimerede pilotforsøg.

Af tabel 2 ses at alle tjærestoffer renses bedre end 90%.

Det ses videre, at f.eks. stoffet fluorenon dannes under vådoxidationen, sandsynligvis fra fluoren.

For at få en reel sammenligning med termisk rensning blev ca. 14 tons af den opgravede jord sendt til termisk rensning i Holland.

Koncentrationer af to udvalgte tjærekomponenter før og efter vådoxidation, er sammenholdt med indholdet i samme jord efter termisk rensning i tabel 3:

mg/kg TS	Før rensning	Efter vådoxidation	Efter termisk rensning
Naftalen	600	0,2	0,5
Fenantren	88	4,5	0,14

Analysemetode: GC-MS/ekstraktion med tetrahydrofuran.

Tabel 3. Rensning ved vådoxidation sammenlignet med termisk rensning ved 585°C på samme jord.

Naftalen er hovedkomponenten i den behandlede tjæreforurening, fenantren er den sværest nedbrydelige komponent. For naftalen opnås en rensning på niveau med, hvad der opnås ved termisk rensning, mens resultaterne for fenantren er væsentligt ringere.

Efterfølgende laboratorieforsøg har dog vist, at også fenantren kan nedbrydes til niveauet for termisk rensning under mere optimale procesbetingelser (290°C).

5. RENSNINGSRESULTAT FOR BIOLOGISK RENSNING AF PROCESVAND

Ved processen dannes en vis mængde spildevand, som enten kan recirkuleres eller renses og bortskaffes. I det første pilotforsøg blev der ikke foretaget recirkulation. I stedet blev procesvandet opsamlet og renses biologisk i et pilotanlæg med en kapacitet på op til 0,5 m³/time.

Procesvandet indeholdt nedbrydningsprodukter fra vådoxidationen og rester af ikke-nedbrudte tjærestoffer.

Ved analyse af en række procesvandsprøver (N=18) kunne det konstateres, at indholdet er normalfordelt og derfor kan beskrives ved gennemsnit og spredning. Det skal dog bemærkes, at spredningen var af samme størrelsesorden som middelværdierne, og bortset fra naftalen og fenantren, har indholdet været under detektionsgrænsen i flere tilfælde.

I udløbet fra det biologiske rensningsanlæg kunne konstateres de monoaromatiske forbindelser benzen, toluen og fenol på et niveau på 5-20 µg/l. Alle øvrige tjærestoffer er ikke konstateret over detektionsgrænserne på 2,5-5 µg/l.

I tabel 4 er vist det opnåede rensningsresultat for tjærestoffer i det biologiske pilotanlæg.

Tjærestof	Indløb µg/l	Udløb µg/l	% Rensning
Benzen	10	10	0
Toluen	8	4	50
Fenol	225	20	91
Naftalen	593	<2,5	>99,6
Fenantren	136	<2,5	>98,2
Antracen	15	<2,5	>83
Fluoranten	22	<5	>77
Pyren	6,4	<5	>22
Benz(a)pyren	<5	<5	-

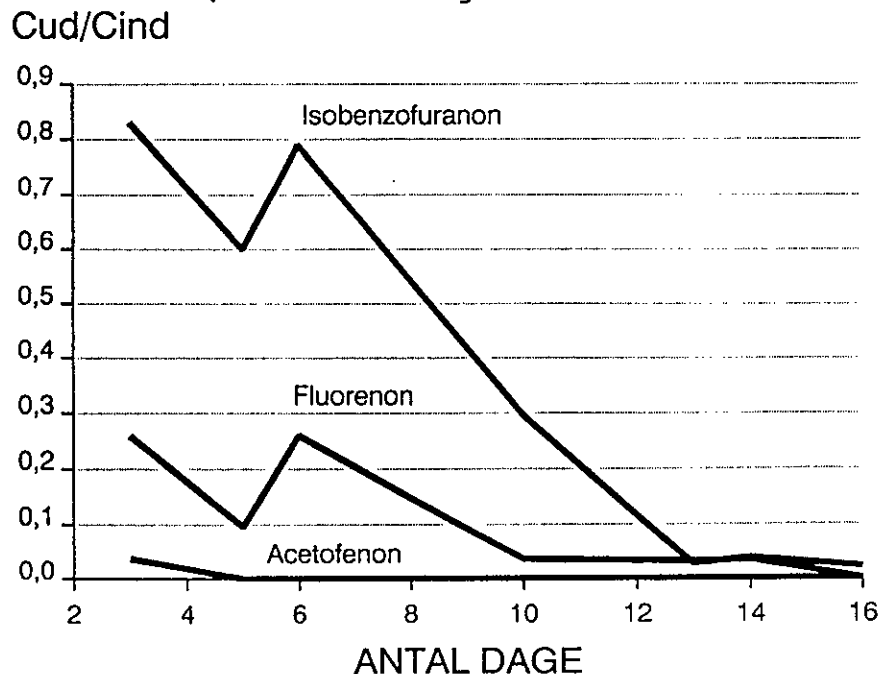
Tabel 4. Biologisk rensningsresultat målt på gennemsnitstal for tjærestoffer i procesvand fra vådoxidationen.

Af tabel 4 ses at benzen og toluen passerer forholdsvis upåvirket gennem renseanlægget, hvilket kan skyldes det lave niveau (10 µg/l). For fenol gælder, at indløbsniveauet på 225 µg/l reduceres til 20 µg/l, hvilket betyder en rensningsgrad på ca. 90%.

For alle de øvrige tjærekomponenter er udløbsniveauet under detektionsgrænsen, og det er således kun muligt at opgive en minimumsværdi for rensningseffekten.

I det udførte pilotforsøg med biologisk rensning, har det endvidere været muligt at følge adaptationen af aktivt slam til nedbrydning af specifikke produkter fra vådoxidationen. Ved at sammenligne samme kromatogramtop før og efter rensning, kan rensningseffekten måles uden kendskab til de kvantitative størrelser.

Adaptationsforløbet er illustreret i figur 2 for tre udvalgte stoffer: Acetofenon, fluorenon og isobenzofuranon.



Figur 2. Adaptationsforløb i den biologiske rensning af procesvand, målt som forholdet mellem udløbskoncentration (C_{ud}) og indløbskoncentration (C_{ind}).

Af figur 2 ses, at adaptationen har taget 4-14 dage. Det skal yderligere bemærkes, at isobenzofuranoner er de forbindelser, hvor den længste adaptationstid er observeret.

6. KONKLUSION

Det har vist sig muligt at rense tjæreforurenede jord ved NKT/Risø processen i Forskningscenter Risø's pilotanlæg, med en kapacitet på ca. 1 tons/time.

For alle de udvalgte tjærestoffer i den forurenede jord opnås en rensning bedre end 90%.

Det skønnes muligt at opnå et rensningsniveau i NKT/Risø processen, der svarer til lavtemperatur (500-600°C) termisk rensning.

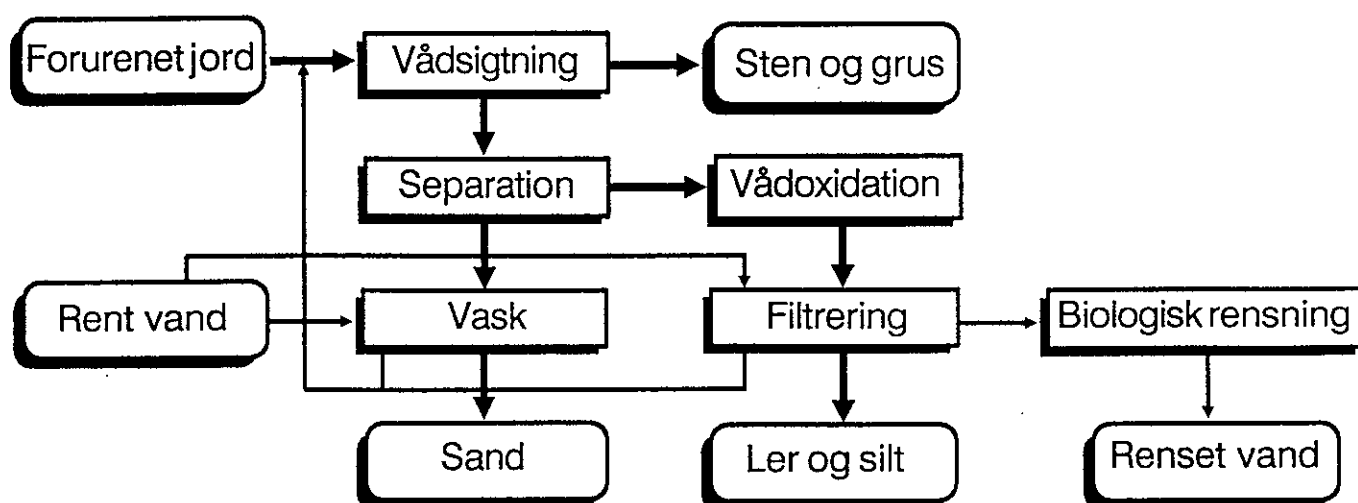
Der er opnået meget tilfredsstillende resultater med biologisk rensning af procesvandet fra vådoxidationsanlægget.

7. PROJEKTETS FREMTID

På baggrund af de lovende resultater fra de første pilotforsøg, blev det besluttet at gennemføre flere pilotforsøg.

I næste forsøg vil en alternativ forbehandling, der udnytter, at forureningen primært knytter sig til jordens fine partikler (<100 µm), blive afprøvet. Jorden adskilles således i rent sand og forurenede ler og silt, som vådoxideres. Formålet hermed er dels at billiggøre rensningen, dels øge muligheden for at genbruge jorden til specialformål. Samtidig øges anlæggets kapacitet 2 til 5 gange, afhængig af jordtypen.

Det nye procesdiagram fremgår af figur 3.



Figur 3. Procesdiagram med en alternativ forbehandling, der muliggør fremstilling af vasket sand.

Af figur 3 ses, at sandet nu skilles ud fra resten inden vådoxidationen.

Samtidig med pilotforsøgene projekteres et egentligt demo-anlæg, som vil blive opbygget efter et nyt koncept, som vil betyde en mulighed for sammenkædning af vådoxidation og tungmetalekstraktion. Dette anlæg vil derfor kunne behandle de fleste i praksis forekommende forureninger.

8. REFERENCER

- (1) Rasmussen, E. (1988)
Rensning af kemikalieforurennet jord ved en kombination af vådoxidation og biologisk rensning.
- (2) Skaarup, J. og Bjerre, A.B. (1989)
Vådoxidation af organiske stoffer og metaller i "Kemikalieforurennet jord", redigeret af Bjørn Jensen, Teknisk Forlag A/S, pp. 68-74.

Rensning af forurenede jord-renojord ekstraktions teknologi

Af Per Henriksen, Partner Technic A/S

Indholdsfortegnelse

1. Teknologi	218
2. Kapabilitet	220
3. Status	220
4. Resultater	220
5. Økonomi	221



**PARTNER
TECHNIC A/S**

Phønix Partner Teknik
Fuglsangsalle 14
Postbox 55
6600 Vejen

RENSNING AF FORURENET JORD

RENOJORD EKSTRAKTIONSTEKNOLOGI

Foredrag af Per Henriksen
ved møde på Dth 1989-11-02

Vejen, 1989-08-29
PHe/JTM

TEKNOLOGI

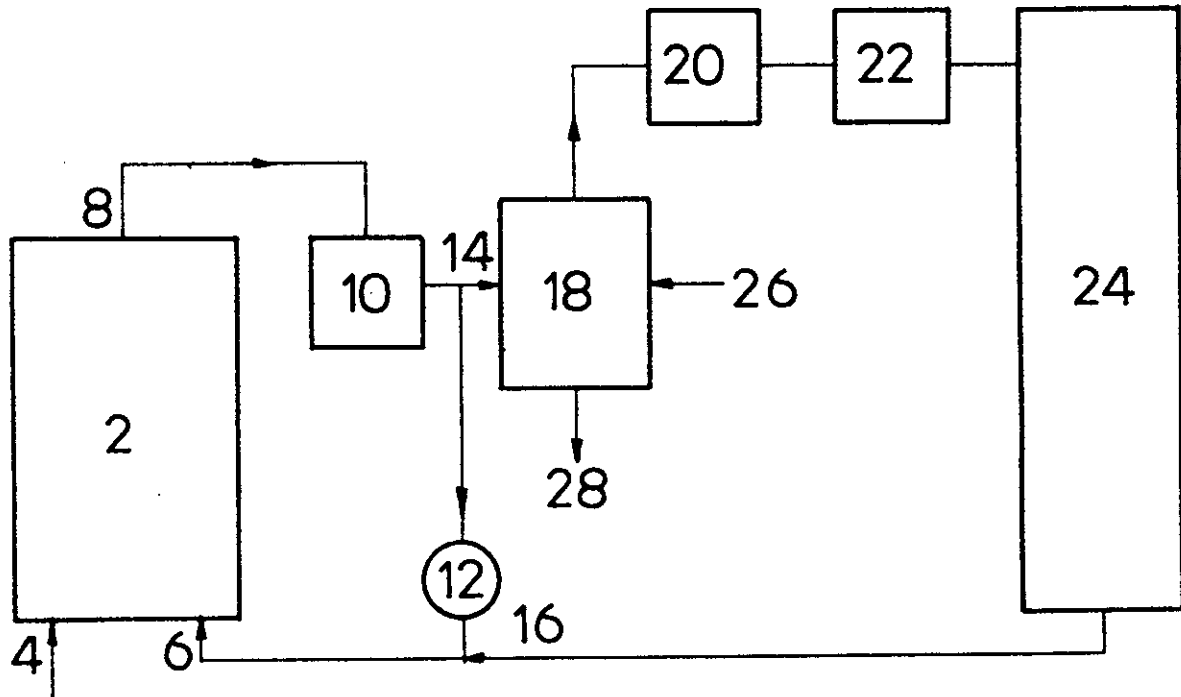
RENOJORD-anlægget er et semimobilt renseanlæg baseret på en adiabatisk gas-/væske-/væske-ekstraktion, som forløber under lavt tryk og lav temperatur og er særligt velegnet til at fjerne svære organiske forureninger fra "jord". Ekstraktionsvæsken kan indstilles efter den aktuelle forureningstype.

- a. En batch af den forurenede jord indføres i vasketanken (2).
- b. Jorden forvarmes ved direkte dampindblæsning (4), hvorved luften uddrives, og temperaturen hæves til ca. 40 gr.C.
- c. Herefter gennemskylles jorden med ekstraktionsmidlet (6), idet der recirkuleres (12) over en mellemtank (24), indtil tilsyneladende mætning er opnået.
- d. Det mættede ekstrakt overføres til destillationsanlægget (18), hvori ekstraktionsmidlet genvindes.

Denne proces gentages det antal gange, det er nødvendigt for fornøden rensning af jorden.

- e. Fra destillationsanlægget (18) udtages det koncentrerede ekstrakt (28) (forureningen) og bringes til destruktion.
- f. Vasketankens (2) indhold af jord bliver befriet for ekstraktionsmiddel ved direkte dampindblæsning (4), indtil azeotropudrivning har bragt restindholdet ned til et acceptabelt niveau (ca. 100 gr.C).

Den således rensede og strippede jordbatch udtages herefter fra vasketanken (2), og processen gentages som beskrevet ovenfor.



- | | |
|---|--|
| 2 = Vasketank | 16 = Pumpe, ekstraktions-
middel |
| 4 = Dampindgang | 18 = Destillationsanlæg |
| 6 = Indgang for ekstraktions-
middel | 20 = Kondensator |
| 8 = Afgang fra vasketank | 22 = Udskiller |
| 10 = Udskiller | 24 = Transportbeholder for
ekstraktionsmiddel |
| 12 = Pumpe for recirkulation
af ekstraktionsmiddel | 26 = Damptilgang |
| 14 = Indgang til destillations-
anlæg | 28 = Udgang for destilla-
tionsremanens. |

KAPABILITET

Teknologien kan indsættes på en bred vifte af organiske forureninger som f.eks., men ikke begrænset til:

Olie, benzin, opløsningsmidler, "tjære", fenol, chlorparafiner, pesticider, polyaromatiske hydrocarboner (PAH), polychlorede aromater (PCA), polychlorbifenylyl (PCB) og andre komplekse organiske forureninger.

Uorganiske vandopløselige forbindelser - såsom cyanider - fjernes ligeledes.

STATUS

Pilotanlægget, som har en nominel kapacitet på 7,5 tons pr. time, har været testet på "gasværksjord" fra Århus og Vejle amter, på strandforurening fra Nordjyllands Amt, på perchlorforurening fra Fyns Amt samt på olieholdige "cuttings" fra offshore-sektoren (Norge).

Det er besluttet at udbygge pilotanlægget til en kapacitet på ca. 20 tons pr. time.

RESULTATER

	Urenset	Renset 1)
Total tjære	5.500 ppm	7,5 ppm
Naphtalen	220 ppm	3,0 ppm
Pyren	102 ppm	1,0 ppm
Benz(a)pyren	33 ppm	-
Fuelolie	350.000 ppm	50,0 ppm
Perchlor	200-3000 ppm	<1,0 ppm
"Cuttings"	450.000 ppm	100 ppm
Dichlor	-	<<1,0 ppm

1) Resultaterne stammer fra udfaldsprøver, som er resultatet af prøveprogrammet april-august 1989, hvor formålet i første række har været at teste anlægget og processen.

September-november dette år gennemfører vi et intensivt program for at dokumentere metodens renskapabilitet.

Interesserede er velkommen til at rekvirere resultaterne - ca. ultimo november 1989 - på tlf. 75 - 363066.

ØKONOMI

Metoden, som renser jorden "on site" ved en skånsom behandling, giver grundejeren en ren og steril, men intakt jord - visse humusstoffer undtaget - til markedsprisen.

Metoden og anlægget er energi- og lønekstensiv(t).

ISBN nr. 87 7491 315 8
Grafisk Service
Havnegade 27
1058 København K
Pris kr. 40,00 i. m.