

Indhold

	Sammendrag 6
	Summary 14
1	Indledning 22
1.1	Gasværkspakken 22
1.2	Formål 22
1.3	Rapportens opbygning 23
2	Forurenede gasværker 25
2.1	Den historiske redegørelse 25
2.2	Forureningskilder 26
2.3	Forureningsstoffer 27
2.3.1	<i>Tjære 27</i>
2.3.2	<i>Cyanid 32</i>
2.3.3	<i>Risikovurdering og kvalitetskriterier 34</i>
3	Valby Gasværk 38
3.1	Grundlag for afværgeprojekt 38
3.2	Oprensningsprojekt for jord 39
3.2.1	<i>Målsætning 39</i>
3.2.2	<i>Teoretisk princip 41</i>
3.2.3	<i>Tekniske detaljer 42</i>
3.2.4	<i>Resultater 43</i>
3.3	Oprensningsprojekt for grundvandet 44
3.3.1	<i>Målsætning 44</i>
3.3.2	<i>Teoretisk princip 45</i>
3.3.3	<i>Tekniske detaljer 45</i>
3.3.4	<i>Resultater 46</i>
4	Hjørring Gasværk 47
4.1	Grundlag for afværgeprojekt 47
4.2	Oprensningsprojekt for jord og grundvand 48
4.2.1	<i>Målsætning 48</i>
4.2.2	<i>Teoretisk princip 48</i>
4.2.3	<i>Laboratorieforsøg 50</i>
4.2.4	<i>Tekniske detaljer 51</i>
4.2.5	<i>Resultater 54</i>
5	Frederiksberg Gasværk 57
5.1	Grundlag for afværgeprojekt 57
5.2	Oprensningsprojekt for jord 58
5.2.1	<i>Målsætning 58</i>
5.2.2	<i>Teoretisk princip 58</i>
5.2.3	<i>Laboratorieforsøg 59</i>
5.2.4	<i>Tekniske detaljer 60</i>

5.2.5	<i>Resultater 61</i>
6	Esbjerg Gasværk 66
6.1	Grundlag for afværgeprojekt 66
6.2	Oprensningsprojekt for jord 66
6.2.1	<i>Målsætning 66</i>
6.2.2	<i>Teoretisk princip 67</i>
6.2.3	<i>Laboratorieforsøg 68</i>
6.2.4	<i>Tekniske detaljer 68</i>
6.2.5	<i>Resultater 69</i>
6.3	Oprensningsprojekt for grundvand 73
6.3.1	<i>Målsætning 73</i>
6.3.2	<i>Teoretisk princip 73</i>
6.3.3	<i>Tekniske detaljer 73</i>
6.3.4	<i>Resultater 73</i>
7	Mørkhøj gasbeholder 74
7.1	Grundlag for afværgeprojekt 74
7.2	Oprensningsprojekt for jord 74
7.2.1	<i>Målsætning 74</i>
7.2.2	<i>Teoretisk princip 74</i>
7.2.3	<i>Laboratorieforsøg 74</i>
7.2.4	<i>Tekniske detaljer 75</i>
7.2.5	<i>Resultater 75</i>
8	Udenlandske erfaringer 76
8.1	Nationale programmer 76
8.2	Oversigt over afværgeteknologier 77
8.2.1	<i>Afgravning og fysisk behandling on-site/ex-site 78</i>
8.2.2	<i>Afgravning og biologisk behandling on-site/ex-site 79</i>
8.2.3	<i>In-situ metoder 82</i>
9	Erfaringsopsamling og anbefalinger 84
9.1	Målsætninger og miljømæssige hensyn 84
9.2	Behandling af stærkt forurenede jord (hotspots) 85
9.2.1	<i>Afgravning af hotspots 85</i>
9.2.2	<i>Forbehandling 86</i>
9.2.3	<i>Behandlingsteknikker for stærkt forurenede jord 87</i>
9.2.4	<i>Prisniveauer for behandling af stærkt forurenede jord 88</i>
9.3	Behandling af lettere forurenede jord 89
9.3.1	<i>Biologisk behandling 89</i>
9.3.2	<i>Prisniveau for behandling af forurenede jord 93</i>
9.4	Valg af in-situ, on-site eller ex-site behandling 93
9.5	Behandling af forurenede grundvand 96
9.5.1	<i>Prisniveau for behandling af grundvand 98</i>
9.6	Nye perspektiver 98
9.7	Sammenfattende konklusioner 100
10	Ordforklaring 102
11	Referencer 105

Figurer

- Figur 1 Situationsplan over Hjørring Gasværk.
Figur 2 Kemiske strukturer for almindelige tjærestoffer.
Figur 3 Principskitse for termisk behandling.
Figur 4 Procesdiagram af materialestrømsangivelser ved termisk behandling.
Figur 5 In-situ koncept for forceret udvaskning.
Figur 6 Infiltrationsområdet og monitoringsboringer.
Figur 7 Ændringer i koncentrationerne af tjæreforbindelser (M7-1) over tid.
Figur 8 Indhold af phenanthren som funktion af tiden i de udendørs miler.
Figur 9 Indhold af benzo(a)pyren som funktion af tiden i de udendørs miler.
Figur 10 Principskitse ved stimuleret biologisk rensning af tjæreforurenet jord.
Figur 11 Perkolatopsamlingssystem og sprinklerenhed.
Figur 12 Reduktion i PAH-indhold over tid: Esbjerg Gasværk.
Figur 13 Reduktion i phenanthrenindhold over tid: Esbjerg Gasværk.
Figur 14 Reduktion i fluoranthrenindhold over tid: Esbjerg Gasværk.
Figur 15 Reduktion i benzo(a)pyrenindhold over tid: Esbjerg Gasværk.
Figur 16 Sammenligning af omkostning ved ex-site og on-site termisk behandling.

Tabeller

- Tabel 1 Tjære: sammensætning og egenskaber.
Tabel 2 Brugt myremalm: sammensætning og opløselighed.
Tabel 3 Acceptkriterier for jord fra gasværksgrunde.
Tabel 4 Afdampningskriterier og acceptkriterier for grundvand fra gasværksgrunde.
Tabel 5 Behandling for jordmiler.
Tabel 6 Reduktion i PAH-indhold over tid (mile 5G):Frederiksberg Gasværk.
Tabel 7 Reduktion i PAH-indhold over tid (mile 1): Esbjerg Gasværk.
Tabel 8 Oversigt over typiske oprensningsteknikker i forhold til forventede oprensningsniveauer.
Tabel 9 Reduktion efter 12 uger i biopile.
Tabel 10 Reduktion i PAH ved tilsætning af jordforbedringsmidler.
Tabel 11 Reduktion i PAH ved landfarming.
Tabel 12 Reduktion efter 2 måneder i bioreaktor.
Tabel 13 Behandlingspriser for stærkt forurenet jord.
Tabel 14 Typiske litteraturværdier for halveringstider for nedbrydning i jord.
Tabel 15 Behandlingspriser for forurenet jord.
Tabel 16 Anlægspriser for behandling af grundvand.

Bilag

- Bilag 1 Datablade for de fem gasværkspakkeprojekter

Sammendrag

Forsøgsprojekter

Miljøstyrelsen har i perioden 1990 - 1996 gennemført en række forsøgsprojekter til oprensning af kommunale gasværksgrunde. Projekterne er ligelig finansieret af Miljøstyrelsen og den pågældende kommune. Formålet med forsøgsprojekterne var at få et øget kendskab til nye og bedre afværgeforanstaltninger til brug ved kommende oprydninger på gasværksgrunde. Forsøgsprojekterne blev samlet kaldt "Gasværkspakken".

Forsøgsprojekterne blev udført på følgende gasværksgrunde:

- Valby Gasværk
- Hjørring Gasværk
- Frederiksberg Gasværk
- Esbjerg Gasværk
- Mørkhøj Gasbeholder

Gasværkspakkeprojekterne er først og fremmest udført med henblik på afprøvelse af in-situ og on-site teknikker, idet der på det pågældende tidspunkt manglede erfaring om egnede afværgeteknikker for gasværksgrunde.

Oprensningsteknikker

Oprensningsteknikkerne ved de fem afværgeprojekter under gasværkspakken var som følger:

Valby	Rensning af tjæreforurenet jord ved on-site termisk behandling i et to-trinsanlæg.
Hjørring	Forceret udvaskning af de vandopløselige tjærekomponenter og recirkulation af grundvand med henblik på at sikre, at nedbrydning af de vandopløselige komponenter i jord og grundvand stimuleres ved kilden og ikke spredes til omgivelserne.
Frederiksberg	Rensning af tjæreforurenet jord ved on-site biologisk nedbrydning og udvaskning ved hjælp af detergenter, ilttilførsel, næringsalte, strukturmateriale og kompost.
Esbjerg	Rensning af tjæreforurenet jord ved on-site biologisk nedbrydning og udvaskning ved hjælp af detergenter.
Mørkhøj	Rensning af tjæreforurenet jord ved in-situ biologisk nedbrydning og udvaskning ved hjælp af detergenter.

Forurening på gasværksgrunde findes i tilknytning til forskellige installationer, hvor der har været forurenende aktiviteter. Tæt på disse kilder findes oftest høje forureningskoncentrationer i jord eller overfladenært grundvand. Rent kemikalieaffald i form af ren tjære eller brugt myremalm (cyanid) er ofte til stede. Disse meget forurenede områder kaldes "hotspots".

Hotspots afgravning

Hotspots og kraftigt forurenede installationer kan ikke behandles in-situ, og dermed er der ved afværgeprojekter behov for afgravning af den mest forurenede jord og de kraftigste forurenede bygningsdele.

Fjernelse af installationer

I forbindelse med byggemodning er det desuden ofte nødvendigt med en delvis eller total fjernelse af installationer, fundamenter m.v.

Fri tjære

Der er ved flere sager opstået problemer med håndtering af fri tjære, som er løst ved at tjæren blandes med grus/sand/knust beton, således at tjæren kan afgraves med maskiner. Dette medfører, at der skal renses betydeligt større mængder forurenede materiale end forudset.

Forurenede vand

Tætte bassiner/beholdere indeholder ofte større mængder af meget forurenede vand, som kræver behandling før afledning. Alternativet må det forurenede vand opsamles og transporteres til et behandlingsanlæg. Lignende problemer kan opstå ved en grundvandssænkning i forbindelse med afgravning af jord. Den mest almindelige vandbehandlingsteknik har i disse tilfælde været mekanisk filtration og filtrering over aktiv kul før afledning til kloakken.

Forurenede bygningsdele

Alle metoder til behandling af stærkt forurenede jord kræver omfattende forbehandling i form af sortering og fjernelse af forurenede materiale over en vis størrelse, f.eks. betonbrokker, sten, metalgenstande og asfalt/tjæreklumper. Vask af bygningsmateriale har ofte været nødvendigt.

Forbehandling

Forbehandlingen skal næsten altid udføres on-site og kræver plads. Der skal være plads til udstyr til frasortering af større genstande, til vaskeanlæg og til betonknusningsanlæg.

Genbrug

Forbehandlingen medfører, at jorden og de forurenede materialer skal sorteres, og giver mulighed for at optimere og gennemføre genbrug af materialer som jern, beton og asfalt (bitumen). Kultjære kan normalt ikke genanvendes.

Lugtgener

Ved afgravning af hotspots og ved forbehandling af forurenede jord og materiale kan der opstå lugtgener for omgivelserne.

Støjgener

Forbehandling i form af knusning af beton og opskæring af jerngenstande vil ofte medføre støjgener.

Forbrænding

Ved forbrænding på kulfyret kræftværk og hos Kommunekemi destrueres jorden.

Termisk behandling

Ved termisk behandling fås et rensede materiale, som er helt sort, men som har en struktur, som gør at det umiddelbart kan anvendes som råjord.

Termisk behandling er normalt meget effektivt til meget forurenede materialer og kan rense ned til 10 - 100 mg tjære/kg. Behandlingen kan gentages, hvis oprensningsgraden skal forbedres, men dette gør behandlingen dyrere.

Det anvendte anlæg til on-site termisk behandling var designet til at have en kapacitet på ca. 2 tons jord/time, men under driftsforhold (driftsstop, vedligeholdelse, m.v.) havde anlægget set over den samlede driftsperiode kun en kapacitet på ca. 1 ton/time. Denne behandlingskapacitet vil være en begrænsende faktor ved on-site oprensninger.

Biologisk nedbrydning af tjære

Der findes dokumentation i litteraturen for biologisk nedbrydning af tjæreforbindelser som BTEX, phenoler, NSO-forbindelser og PAH-forbindelser. Især de tungere PAH-forbindelser er kritiske ved oprensning af jord, idet de bindes til jordpartikler og kun langsomt nedbrydes.

Fysiske forhold og inhomogenitet

Det er sandsynligt, at en stor del af en tjæreforurening ikke er tilgængelig for biologiske processer. Der sker næppe nedbrydning inde i tjæreparklerne. Endvidere er tjæreparkler sandsynligvis altid inhomogent fordelt i jorden.

Effektivitet af biologiske processer

Kompostering eller landfarming er tidskrævende, og effektiviteten er afhængig af rensningstiden og forureningssammensætningen. Effektiviteten af oprensningen er ofte lav i forhold til andre, dog væsentlig mere energi-krævende teknikker. Der er flere undersøgelser, som har dokumenteret oprensninger fra ca. 2.000 ned til ca. 200 mg total PAH/kg med tidshorisonter fra 6 måneder til flere år. Generelt er det svært at beregne tidsskalaen for de biologiske teknikker.

Nedbrydning af PAH

Baseret på resultater opnået med biologisk nedbrydning ved forskellige typer anlæg i udlandet samt resultaterne fra gasværkspakken vurderes det, at det forholdsvis er de 2-4 ringede PAH'er, som nedbrydes hurtigst.

Generelt er det bemærket, at nedbrydningshastighederne er meget lavere i felten end i laboratoriet, og at resultaterne fra laboratorieforsøg ikke direkte kan overføres til felt- eller fuldskalaforsøg. Ved forsøget ved Frederiksberg Gasværk var halveringstiden for alle PAH'er 400-800 dage.

Stimulering af nedbrydning

Stimulering af nedbrydning ved tilsætning af jordforbedringsmateriale, næringssalte eller andre behandlinger kan foretages, men har sjældent givet overbevisende resultater. De to gasværksprojekter har ikke dokumenteret, at tilsætning af detergenter eller organisk materiale som granflis eller kompost har en fremmende effekt på nedbrydningen. Tværtimod har tilsætning af flis tilsyneladende en hæmmende effekt på biologisk nedbrydning.

Hverken i litteraturen eller ved de to forsøgsprojekter er der fundet klare retningslinier, som kan sikre eller forudsige faktiske nedbrydningshastigheder.

Forsøget i Esbjerg har indikeret, at udvaskningen ved kompostering er begrænset, samt at udledningen af drænvand til traditionelt rensningsanlæg er uproblematisk.

Dokumentation af nedbrydning

Halveringstiden ved biologisk nedbrydning af PAH'er er lange, og prøvetagningsusikkerheden er stor. Der er derfor ingen fordele ved at analysere ved tidsintervaller, som er væsentligt kortere end halveringstiden, især hvis der kun analyseres forholdsvis få prøver pr. tidsinterval.

Der skal analyseres mange prøver for at kunne dokumentere en statistisk signifikant reduktion i koncentrationerne. Monitoringsprogrammet kan derfor med fordel optimeres, ved at der analyseres intensivt på opstarts- og slutniveauer og med kun nogle få analyserunde i den mellemliggende tid.

Forudsætninger

Forudsætningen for biologisk nedbrydning er, at hotspots er fjernet, dvs. at jord med koncentrationer af tjære på mere end 1% er frasorteret.

Ved høje koncentrationer (mere end 1% tjære i jorden) vil nedbrydningstiden være lang, og der er en risiko for at nedbrydningen i perioder går i stå. Det optimale behandlingsområde skønnes at være indenfor 0,1 – 0,3% tjære. Det er altid fordelagtigt at sortere jord efter forureningsgrad og jordtype.

Anvendelsen

Kompostering eller landfarming kan anvendes ved ikke-kritiske forureninger, hvor der ønskes en stabilisering af forureningen og reduktion af lugt eller udvaskningspotentiale, dvs. en fjernelse af de let flygtige og opløselige stoffer.

Kompostering eller landfarming kan også anvendes som en miljørigtig og billig metode ved oprensningen, hvor der ikke stilles forhåndskrav til, hvornår oprensningen af jorden skal være gennemført, til slutkoncentrationer og til den endelige anvendelse eller deponering. Disse forhold vil ofte være acceptable ved afgravning og bortskaffelse til et kommercielt biologisk behandlingsanlæg, men sjældent acceptable ved behandling on-site.

In-situ forceret udvaskning

Ved Hjørring Gasværk er restforureningen i jorden og grundvandet betragtet som et samlet medie. Det er ikke forsøgt at dokumentere restforureningsniveauet i jorden efter fjernelsen af hotspots, fordi forureningen forventes spredt over et større areal og til større dybder i et kompliceret geologi. Afværgeteknikken tager sigte på fjernelse af de lettere, flygtige og vandopløselige forureningskomponenter, og eventuelle restforureningen i jorden er ukritisk ved fremtidig anvendelse.

Ved forceret udvaskning sker der en udvaskning af de vandopløselige tjærekomponenter til grundvandet, hvor de kan kvantificeres og nedbrydningsprocesserne kan måles. Infiltrationsanlægget tilfører desuden nitrat og vand til den umættede zone. Især under de tidligere befæstede områder kan behandlingen fremme den biologiske nedbrydning i den umættede zone. Infiltrationsanlægget kan desuden fungere som et kapillarbrydende lag og forhindre opadgå

ende transport af vandopløselige komponenter (cyanid, salte phenoler, m.v.) i porevandet.

In-situ vs. on-site

Generelt er det antaget at en in-situ metode vil være mere miljøvenlig end en on-site metode, idet forureningen ikke skal afgraves. Derimod er in-situ teknikker mindre forudsigelige og generelt mere langsomme end on-site metoder.

On-site vs. ex-site

De miljømæssige fordele ved at behandle jorden on-site er størst, hvis jorden skal genanvendes eller gendeponeres on-site, fremfor hvis jorden alligevel transporteres væk fra området efter behandling.

Tidsplaner ved on-site behandling

Forudsætningen for valg af on-site behandling af hotspots er, at oprensningemetoden vil rense den forurenede jord, således at acceptkriterierne for restforureningen på gasværksgrunden kan overholdes. Herudover skal projektet kunne gennemføres inden for en passende tidsramme.

Økonomi ved on-site behandling

On-site anlæg er mest fordelagtige ved behandling af store mængder jord, og hvor anlægget kan placeres væk fra boligområder. On-site anlæg er uegnede, hvor der er støjbegrænsning, pladsmangel eller stramme tidsplaner for reetablering af grunden. Behandlingspris/tons jord for mindre mængder jord er generelt væsentligt højere end for større mængder jord.

Energiforbrug ved ex-site behandling

Behandling ex-site kræver energi i form af transport af forurenede jord fra grunden til behandlingsanlægget. Transporten medfører støj- og støvgener for omgivelserne, både på den aktuelle forurenede grund, under transport og ved aflæsning.

Jorden behandles ex-site ved anlæg, som er i konstant drift, eller hvor behandlingen kan optimeres ved at opsamle jord i større mængder fra andre projekter. Behandling ex-site er derfor mindre følsom over for forsinkelser og afbrydelser i afgravningsprojektet eller tidspres med hensyn til at gennemføre oprensningen inden for tidsplanen.

Biologisk behandling, ex-site

Ved biologisk behandling "ex-site" på kommercielle anlæg er det muligt at opnå en optimering af de biologiske processer ved en målrettet drift. Ved kommercielle anlæg findes en driftsorganisation med de nødvendige ressourcer og erfaringer til at følge nedbrydningen ved passende tidsintervaller. Hvis det er nødvendigt, har de kommercielle jordrensere mulighed for at stimulere de biologiske processer ved tilsætninger, luftning, vanding eller andre behandlinger. Ved disse anlæg er der tid til at vente på at jorden renses. Ligeledes kan jordens anvendelsesmulighederne efter oprensning bedre vurderes.

Blandingsforureninger

Forurenede jord kan være forurenede med flere typer forureninger; blandingsforureninger. Ofte vil der være tale om tjære, olieprodukter, tungmetaller eller

cyanidforbindelser. Olieprodukter, og i et vist omfang cyanidforbindelser, kan ofte behandles samtidigt med tjærestoffer, men høje indhold af tungmetaller kan være afgørende for valg af behandlingsmetode.

Vandbehandling:

Traditionelt rensningsanlæg

Behandlingen af forurenede drænvand (grundvand) i et traditionelt rensningsanlæg giver ikke problemer. Det forurenede vand fortyndes med spildevand før tilledning til rensningsanlæg, og tjærekomponenterne kan ikke spores i vandet efter behandling.

Vandbehandling:

Aktive kulfiltre

Behandling ved stripping og rensning af luftfasen med aktive kulfiltre er en velafprøvet teknik til rensning af grundvand forurenede med benzen og andre flygtige aromater. Metoden er dog ikke så egnet til de mere vandopløselige tjærekomponenter som phenoler eller NSO-forbindelser, som kræver f.eks. direkte filtrering på aktivt kul.

In-situ vandbehandling

Infiltrationsanlægget ved Hjørring Gasværket har til formål at kombinere en øget udvaskning af forureningskomponenter med en forbedret biologisk nedbrydning. Biovandingen på Hjørring Gasværk skal ses som en lavteknologisk metode til stimulering af de naturlige biologiske nedbrydningsprocesser i den mættede og umættede zone. Disse processer er under naturlige forhold ofte hæmmede som følge af mangel på oxidationsmidler mv.

Ved forceret udvaskning skabes der inden for en kort tidsramme forudsætninger for en reduktion af restforureningen ved kilden.

Naturlig nedbrydning

På langt sigt er det sandsynligt, at naturlig nedbrydning alene vil kunne reducere restforureningen og forhindre uacceptabel forureningsbelastning af grundvandsressourcen.

Naturlig nedbrydning af tjæreforurening i grundvandet er dokumenteret i litteraturen og observeret ved gasværkspakke-projekterne. Ved vurdering og dokumentation af naturlig nedbrydning bør der opstilles velegnede monitoringsprogrammer.

Monitoringsprogrammet

Monitoringsprogrammet for grundvandet kan med fordel sammensættes som en blanding af feltmålinger, samleparametre, (f.eks. NVOC/VOC), specifikke organiske parametre samt uorganiske parametre, inklusive redoksparametre som ilt, redoks, nitrat, jern, mangan, sulfat og metan.

Konklusioner

Hovedkonklusioner kan sammenfattes som følger:

- at der, som grundlag for valg af det endelige projekt, bør udarbejdes en overordnet miljømæssig helhedsvurdering af miljøgevinster og –belastninger for de alternative in-situ, on-site og ex-site afværgeprojekter.

- at forudsætningerne for valg af teknik bør fremgå af projektforslaget, dvs. forureningsart og -sammensætning, jordtype, acceptkriterier, krav til rensning, tidsplan m.v.
- at det er fordelagtig at foretage en målrettet risikovurdering af behovet for oprensning i forhold til arealanvendelse, grundvand og recipienter, med henblik på at minimere den mængde jord, som skal behandles og afgraves.
- at det er fordelagtig at sortere jorden i forskellige forureningsgrader.
- at det er fordelagtigt at kombinere forskellige in-situ, on-site og ex-site rensningsteknikker på de forskellige jordfraktioner.
- at tjærens kemiske sammensætning har betydning for rensningsprocessen og for det opnåelige rensningsniveau, især ved biologisk rensning.
- at der ofte er behov for at behandle/fjerne væsentligt større mængder forurenede jord end beregnet i projektforslaget, og at dette kan give kapacitetsproblemer ved on-site rensning.
- at der ofte er behov for mere tid end beregnet pga. afgravning/behandling af de ekstra jordmængder.
- at kapaciteten ved on-site termisk behandling skal øges væsentligt, hvis teknikken skal være økonomisk og miljømæssigt attraktiv.
- at der mangler dokumentation for, at on-site teknikker er mere miljøvenlige end behandling ex-site.
- at det kan være en fordel i at udføre biologisk behandling af forurenede jord ex-site, idet anlægsomkostninger og processer herved kan optimeres ved en målrettet drift, og behandlingstiden er mindre kritisk.
- in-situ biologisk behandling af tjæreforurenede jord med forceret infiltration kun kan anbefales, hvis der er tale om diffus eller pletvis forurening, hvor de maksimale koncentrationer er mindre end 0,2% tjære, og hvor der ikke er tale om en akut risiko i forhold til grundvand, recipienter og arealanvendelse. Tidsperspektivet for en stabilisering af jord- og grundvandsforurening i forhold til omgivelserne er i størrelsesordenen 1-10 år, alt afhængig af den totale mængde forurenede jord og forurenings sammensætningen (frisk eller gammelt tjære).
- on-site biologisk behandling af tjæreforurenede jord ved kompostering kun kan anbefales, hvis der er tale om en forurening, hvor de maksimale koncentrationer er mindre end 0,3% tjære, og hvor der ikke er tale om akut risiko i forhold til grundvand, recipienter og arealanvendelse. Tidsperspektivet for oprensning af jorden til en anvendelse som "fyldjord" (stabiliseret, men evt. let forurenede) er i størrelsesordenen 1-10 år, alt afhængig af de oprindelige koncentrationer i jorden og forurenings sammensætningen (frisk eller gammelt tjære).

- at anvendelse af in-situ teknikker på lettere forurenede områder er et område, som skal undersøges yderligere, før der kan foretages endelige konklusioner.
- at behandling af tjæreforurenet jord på kraftværker eller ved termisk behandling i permanente anlæg (ikke on-site) kan være økonomisk fordelagtigt i forhold til destruktion hos Kommunekemi.
- at tjæreklumper, ren tjære, tjæreaffald fra termisk rensning m.v. samt cyanidaffald kan destrueres hos Kommunekemi.

Summary

The Danish Environmental Protection Agency has carried out a series of experimental projects for clean up of council-owned gas works. The Environmental Protection Agency and the Local Authorities have jointly funded these projects. The aim of the experimental projects was to obtain information on new and improved remedial treatments for use in connection with future clean up of gas works sites. The experimental projects were termed collectively as “The Gas works Pack” or in Danish as “ Gasværkspakken”.

The five experimental projects were carried out at the following gas works:

- Valby Gas works
- Hjørring Gas works
- Frederiksberg Gas works
- Esbjerg Gas works
- Mørkhøj Gas tank

The projects were primarily concerned with testing of in-situ and on-site techniques, since, at that time, few large-scale projects had been carried out with these types of techniques.

The clean up techniques used for the five projects in the Gas works Pack are as follows:

Valby	Clean up of tar contaminated soils by an on-site two stage thermal treatment
Hjørring	In-situ forced leaching of the water soluble components and recirculation of groundwater to enhance biological degradation of the water soluble components in the soil and groundwater at the source and prevent spreading to the environment.
Frederiksberg	Clean up of tar contaminated soil by on-site biological degradation and leaching aided by detergents, oxygen addition, nutrients, structural materials and compost.
Esbjerg	Clean up of tar contaminated soils by on-site biological degradation and leaching aided by detergents.
Mørkhøj	Clean up of tar contaminated soil by in-situ biological degradation and leaching aided by detergents.

Contamination at gas works is associated with the different processes in the various plants at the gas works. Close to these sources of pollution, high levels of contamination are often found in the soil or in the perched groundwater tables. Chemical wastes such as coal tars or spent bog ore are often found. These very contaminated areas are called hotspots.

Excavation of hotspots

Hotspots and the very contaminated building materials and installations at gas works can not be treated in-situ, and therefore all remedial projects require excavation of these hotspots.

Removal of installations

Redevelopment of a gas works site often necessitates a complete or partial removal of the installations.

Free tar

Many remedial projects have experienced problems with the handling of free tars. Mixing the tars with sand or gravel or crushed cement has often solved these problems, so that diggers can excavate the tars. This often results in the need for clean up of considerable larger quantities of contaminated materials than calculated in the project plan.

Contaminated water

Basins or tanks that are intact often contain large amounts of contaminated water in the bottom of the tank. This water requires treatment before discharge or needs to be collected and transported to a treatment plant. Similar problems can arise during lowering of the ground water table during excavation of contaminated soils or installations. The most usual water treatment technique is mechanical filtration and filtering with activated carbon before discharge to the sewers.

Contaminated building materials

All methods for the treatment of contaminated soils require an extensive pre-treatment in the form of sorting and removal of particles over a certain size such as; cement rubble, stones, metallic items, asphalt and tar balls as well as washing of the building materials before recycling.

Pre-treatment

Pre-treatment must almost invariably be carried out on-site and requires space. Space is required for the equipment used to sort large stones, rubble and tar balls, for the washing facilities, and for the cement crushing equipment as well as for short-term placement of the sorted materials.

Recycling

Pre-treatment gives a lot of possibilities to optimise and carry out for recycling of materials such as iron, cement, asphalt (bitumen). Coal tar can not usually be recycled.

Offensive odours

During excavation and pre-treatment, there is the possibility for offensive odours and health risks for the remedial project personnel and for the local residents.

Noise

Pre-treatment often generates noise during crushing and cutting of metal bars, wires etc.

Treatment:

Incineration

No soil product is present after incineration at the coal-fired power stations and at Kommunekemi.

Thermal treatment

After thermal treatment, a clean material is obtained which is completely black, but has a structure that allows use as fill soil.

Clean up effectiveness

The thermal treatment is very effective for the very contaminated materials and can clean to 10 - 100 mg tar/kg soil. The treatment can be repeated if a cleaner product is required, but involves, of course, greater expense.

The prototype on-site thermal plant was designed for a capacity of 2 tons/hour, but due to production stops, maintenance etc. the time-averaged capacity was about 1 ton/hour, which is a restricting parameter for on-site clean up.

Biological degradation of tar

Biological degradation of tar compounds such as BTEX, phenols, NSO compounds and PAH compounds are well documented. The PAH compounds are often critical components during biological treatment of soils in that they bind to soils and degrade very slowly.

Physical conditions and inhomogeneity

It is probable that the physical size and distribution of tar particles in the soil determine the availability of tar components during degradation. It is unlikely that degradation occurs within the tar particles. Furthermore, it is very likely that the tar contamination is randomly distributed within the soil.

Effectiveness

Composting or landfarming is time consuming and the length of treatment as well as the contaminant composition in the contaminated soil determines the effectiveness of treatment. Clean up efficiency is often low compared to other treatment methods, although these usually required much greater energy consumption. There are many investigations, which have documented clean up from about 2,000 down to about 200 mg total PAH/kg with time scales of 6 months to several years. Generally, it is difficult to calculate the time scale for biological techniques.

Degradation of PAH

Based on the results achieved by biological degradation for different types of plants in other lands and the results for the Gas Works Park, it is assessed that it is mainly the 2 - 4 ringed PAH, which degrade.

Generally, it is noted that degradation times are much lower in the field than in the laboratory and that results from laboratory experiments can not be directly applied to field or full-scale experiments. The half lives for PAH's in the degradation project at Frederiksberg gas works were 400 - 800 days.

Stimulation of degradation

Stimulation of degradation by addition of soil improvements agents, nutrients or by other treatments can be carried out, but has seldom given convincing results. The two gas works projects have not documented that the additions of detergents or organic materials such as spruce chips or compost enhance degradation. To the contrary, addition of wood chips apparently had an inhibitory effect on biological degradation.

Clear guidelines, which can ensure or predict degradation rates, have not been found in the literature or in the experimental projects.

The project in Esbjerg has indicated that leaching of tar components during composting is limited and that discharge of drainage water to a traditional wastewater treatment plant does not create problems.

Documentation of degradation

The half-lives for biological degradation for PAH's are long and sampling variation is large. Therefore, there are no benefits in analysing at time intervals that are significantly shorter than the half-lives, especially if only a few samples are analysed at each time interval. Due to inhomogeneity, there is a need to analyse many samples to demonstrate a statistically significant reduction in soil concentrations. It is an advantage if the monitoring program is based on intensive and detailed sampling during the initial and final stages of the clean up with only few control measurements in the intervening period.

Prerequisites

A prerequisite for biological degradation is that the hotspots are removed, i.e. that soil with concentrations greater than 1% tar are excluded.

At very high concentrations (more than 1% tar in the soil), degradation will be slow with the risk that degradation stops altogether. The optimal treatment area is estimated to be 0.1 - 0.3% tar. It is always an advantage to sort the soil with respect to contamination level and soil type.

Composting

Composting or landfarming can be used for non-critical contamination, where there is a need to stabilise the contamination. Biological treatment can reduce smell in the treated product and reduce leaching potential, i.e. the removal of the high volatile and soluble compounds.

Composting or landfarming can also be used as an environmentally correct and cheap method in situations where no requirements as to the time of completion of clean up, the clean up criteria or to the final usage of the soil are made.

These conditions will often be acceptable when the soil is excavated and treated at a commercial biological treatment plant, but are seldom acceptable during treatment on-site.

In-situ forced leaching

At Hjørring gas works, the remaining soil and groundwater contamination after removal of hotspots is considered as the collective treatment media. No attempt is made to document the remaining contamination levels in the soil after removal of the hotspots as the contamination is spread over a greater area and to greater depths. The objective for the remediation is to remove the lighter volatile and soluble contaminants. Any remaining immobile contamination is not critical for the future usage of the site.

During forced leaching, water-soluble components are leached to the groundwater where the contamination can be quantified and the degradation processes can be measured. The infiltration plant supplies nitrate and water to the unsaturated zone. Especially for the areas previously covered by buildings or roadways, this treatment can enhance biological degradation in the unsaturated zone. Furthermore, the infiltration plant can function as a

capillary break zone and prevent upward transport of contamination in the soil water.

In-situ vs. on-site

Generally, an in-situ method will be more environmentally friendly than an on-site method in that the contaminated soil is not excavated. However, in-situ methods are usually less predictable and slower than on-site methods.

On-site vs. ex-site

The environmental advantages for treating contaminated soil on-site are greatest if the soil can be used as fill soil on-site rather than if the soil is to be transported away from the site after treatment.

Time scales for on-site treatment

A prerequisite for on-site treatment is that the clean up method must clean the contaminated soil, so that soil criteria for end use can be met, and that the project can be completed within a realistic time frame.

Economy for on-site treatment

On-site plants are most suitable for treatment of large quantities of contaminated soil and for sites placed at a distance from housing areas. On-site plants are not suitable for areas where there are noise limits, shortage of space or tight time schedules for the reestablishment of end usage. The treatment price per ton contaminated soil for treatment of smaller quantities of contaminated soil is generally considerably higher than for larger quantities of soil.

Energy consumption for ex-site treatment

Treatment ex-site requires energy in the form of transport of the contaminated soil from the site to the treatment plant. The transport creates noise and dust problems for the surroundings both around the actual site, during transport and unloading of the soil at the treatment plant.

The contaminated soil is treated ex-site at plants, which are in constant operation or where the treatment can be optimised by collection or sorting of soil in larger quantities from other remedial projects. The treatment ex-site is therefore less sensitive to delays or interruptions in the excavation project or by shortage of time to complete the project within the time schedule for the remediation project.

Biological treatment ex-site

With biological treatment ex-site at commercial biological plants, it is possible to achieve an optimisation of the biological processes by application of an efficient production system. Commercial plants have a working organisation with the necessary resources and experience to follow the degradation at suitable time intervals. If it is necessary, the commercial plants can stimulate the biological processes by addition of bacteria, nutrients, water or structural materials, to turn and ventilate the soil or to initiate other treatments.

At these plants, there is time to wait for the soil to be cleaned to an acceptable level. Furthermore, the end use of the soil after treatment can be evaluated according to circumstances.

Mixed contamination

Contaminated soil can comprise several types of contamination (mixed contamination). Often, there can be mixtures of oils, heavy metals, cyanides as well as tars. Oil pollution and to some extent cyanide compounds can be treated together with the tars, but a high content of heavy metals can be decisive for the choice of treatment.

Traditional waste water treatment plants

The treatment of contaminated drainage water from a gas works in a traditional wastewater treatment plant gave no problems. The contaminated water was diluted with wastewater before flow into the waste water plant and the tar components could not be detected in the treated water.

Water treatment

Treatment with stripping and cleaning of the air phase with active carbon filter is a well-proven technique to clean up groundwater contaminated with benzene and other volatile aromatics. The method is not so suitable for the very soluble tar compounds such as the phenols and NSO-heterocycles, which usually require direct filtration on active carbon or destructive treatments.

In-situ water treatment

The objective for the infiltration plant at Hjørring Gas works was to combine an increased leaching of the water-soluble components with an enhanced biological degradation. The project comprises a low technological treatment to stimulate the natural biological degradation processes, in the saturated and unsaturated zones. These processes are under natural conditions often inhibited by shortage of oxidation agents and nutrients.

The infiltration plant creates the opportunity for a reduction of the remaining soil pollution (after removal of the hotspots) at source within a shorter time frame.

Natural degradation

In the long term, it is possibly that natural degradation alone will be able to reduce the remaining contamination and prevent unacceptable contamination of a groundwater resource.

Natural degradation of tar contamination in groundwater is documented in the literature and observed in the Gas Works Pack projects. During evaluation of natural degradation, a suitable monitoring program is required.

Monitoring programs

The monitoring program for groundwater can comprise both field measurements, total parameters such as NVOC/VOC (non-volatile organic carbon volatile organic carbon), specific organic parameters (benzenes, phenols, NSO, etc) and inorganic parameters including redox parameters such as oxygen, reduction potential, nitrate, iron, manganese, sulphate and methane.

Conclusions

The main conclusions for the five projects can be summarised as follows:

- That an overall environmental assessment of advantages and disadvantages for in-situ, on-site and ex-site projects proposals should be made as a basis for the decision on the type of remediation project.

- That all requirements and conditions for the choice of technique should be stated in the project proposal such as the pollution type, the composition, quality criteria, clean up requirements, time schedule etc.
- That it is an advantage, with a view to reduce the amounts of soil to be treated and excavated, to carry out a risk assessment of the need for remediation with respect to end use, ground water and recipients.
- That it is an advantage to sort the soil in various grades of contamination.
- That it is an advantage to combine different in-situ, on-site and ex-site clean up techniques for the different soil fractions.
- That the chemical composition of the tar and the soil contamination has consequences for the clean up processes and for the clean up level that can be achieved especially for biological processes.
- That there is often a need to treat /remove much greater amounts of soil than calculated in the project plan and this can give capacity problems if on-site techniques are used.
- That there is often the need for more time than calculated because of the excavation and treatment of extra amounts of soil.
- That the capacity for the on-site thermal treatment needs to be increased considerably if the technique is to be economical, or environmentally attractive.
- That there is no documentation that on-site techniques are more environmentally friendly than treatment ex-site.
- That it can be an advantage to carry out ex-site biological treatment of the contaminated soil rather than on-site, since the cost of plant establishment and the production processes can be optimised by an efficient production processes and the time for completion of treatment is less critical.
- In-situ biological treatment of tar contaminated soil with forced infiltration can only be recommended if sporadic and diffuse pollution is present where the maximum concentrations are less than 0,2% tar and where there is no acute risk for the groundwater aquifer, for the surface water recipients or for end-use. The timeframe for stabilisation of soil and groundwater is in the order of 1 - 10 years dependent on total amount of contaminated soil and the contaminant composition (fresh or old tar).
- On-site biological treatment of tar contaminated soil by biological composting can only be recommended if the maximum concentrations are less than 0,3% tar, and where there is no acute risk to groundwater, surface water or to end-use of the site. The timeframe for clean up of soil for use as soil fill (stabilised, but still low levels of contamination) is the

order of 1-10 years, dependent on the total amount of contaminated soil and the contaminant composition (fresh or degraded/old tar).

- That use of in-situ techniques on low level soil contamination is an area of clean up technology, which needs further investigation before final conclusions, can be drawn.
- That treatment of tar contaminated soil in coal fired power stations or by thermal treatment in permanent plants can be economically advantageous in comparison to destruction at the central Danish chemical waste treatment plant (Kommunekemi).
- That tars balls, pure tar wastes from thermal treatment etc. can, together with cyanide wastes, be destroyed by treatment at the central Danish chemical waste treatment plant (Kommunekemi).

1 Indledning

1.1 Gasværkspakken

Forsøgsprojekter

Miljøstyrelsen har i perioden 1990 - 1996 gennemført en række forsøgsprojekter til oprensning af kommunale gasværksgrunde. Formålet med forsøgsprojekterne var at forøge kendskabet til nye og bedre afværgeforanstaltninger til brug ved kommende oprydninger på gasværksgrunde. Forsøgsprojekterne blev samlet kaldt "Gasværkspakken". Ud af i alt 14 ansøgninger blev 5 projekter udvalgt.

Udvælgelseskriterier

Kriterierne ved valg af forsøgsprojekterne var, at en væsentlig grad af innovation skulle være indarbejdet i projekterne, således at der var tale om afprøvning af in-situ og/eller on-site teknikker. Ligeledes skulle projekterne tage sigte på såvel jordbehandlings- som grundvandsrensningsteknikker. Målet var således at fokusere på oprensningsteknikker, hvor der flyttes mindst mulig jord og afværges på grundvand i færrest antal år.

De konkrete forsøgsprojekter blev udført på følgende gasværksgrunde:

- Valby Gasværk
- Hjørring Gasværk
- Frederiksberg Gasværk
- Esbjerg Gasværk
- Mørkhøj Gasbeholder

Alle projekterne er, inden for en samlet udgiftsramme på 20 mio. kr., ligeligt samfinansieret af Miljøstyrelsen og den berørte kommune. I nogle tilfælde har projekterne fået supplerende bevillinger. F.eks. er demonstrationsprojektet på Valby Gasværk en del af et LIFE-projekt under EU.

Alle projekter er afrapporteret i form af flere faseinddelte rapporter og noter.

1.2 Formål

Resumérapport

Baggrunden for denne resumérapport er, at Miljøstyrelsen har ønsket en sammenskrivning af gasværkspakkens resultater, således at de opnåede erfaringer kan komme en større kreds til gode.

Formålet med udarbejdelsen af en resumérapport er at skabe overblik over følgende aspekter:

- grundlag for afværgeprojekter
- målsætningen ved valg af den anvendte oprensningsteknik
- de teoretiske principper for den anvendte oprensningsteknik
- de tekniske detaljer for den anvendte oprensningsteknik

- vurdering af de opnåede resultater
- anbefalinger, forudsætninger og prisniveau for den anvendte teknik

Målgruppen

Målgruppen for rapporten er miljømyndigheder, sagsbehandlere, rådgivere og forskere, som arbejder med gasværksforurening.

1.3 Rapportens opbygning

Historisk redegørelse

I kapitel 2 gives en historisk redegørelse for forurenede gasværker, forureningskilder og typiske forureningsstoffer. Stoffernes toksikologiske og fysisk-kemiske egenskaber samt deres nedbrydningspotentialer, er summeret og sat i relation til de overordnede aspekter i en risikovurdering. Endvidere er relevante kvalitetskriterier gengivet.

I kapitel 3 - 7 gives en redegørelse for hovedelementerne og resultaterne af de fem forsøgsprojekter, og i bilag 1 opstilles kortfattede datablade over de anvendte behandlingsteknikker.

Oprensningsteknikker

Oprensningsteknikkerne ved de fem afværgeprojekter under gasværkspakken var som følger:

Valby	Rensning af tjæreforurenet jord ved on-site termisk behandling i et to-trinsanlæg.
Hjørring	Forceret udvaskning af de vandopløselige tjærekomponenter og recirkulation af grundvand med henblik på at sikre, at nedbrydning af de vandopløselige komponenter i jord og grundvand stimuleres ved kilden, og ikke spredes til omgivelserne.
Frederiksberg	Rensning af tjæreforurenet jord ved on-site biologisk nedbrydning og udvaskning ved hjælp af detergenter, ilttilførsel, næringsalte, strukturmateriale og kompost.
Esbjerg	Rensning af tjæreforurenet jord ved on-site biologisk nedbrydning og udvaskning ved hjælp af detergenter.
Mørkhøj	Rensning af tjæreforurenet jord ved in-situ biologisk nedbrydning og udvaskning ved hjælp af detergenter.

Projekterne har hovedsagelig omfattet behandling af tjæreforurenet jord og grundvand. Problemerne vedrørende blandingsforureninger med bl.a. olier, PCB'er, asbest, cyanidforbindelser og tungmetaller er ikke omfattet af projekterne, dog er behandling af cyanid i jord og grundvand omtalt i projekterne for Valby og Hjørring gasværker.

Udenlandske erfaringer

I kapitel 8 gives en oversigt over udenlandske erfaringer.

Konklusion og anbefaling

I kapitel 9 opsummeres konklusioner, anbefalinger, forudsætninger og prisniveauer for oprensning af gasværksgrunde, baseret på erfaringer fra de fem projekter i gasværkspakken.

Ordliste

I kapitel 10 er opstillet en forklarende ordliste.

2 Forurenede gasværker

Der har i Danmark været i alt 112 kulgasværker /1/, hvoraf de fleste har ligget centralt i byområder. Disse gasværksgrunde er trods forureningsgraden attraktive byggegrunde, og flere af grundene er nu overgået til anden arealanvendelse, eller der er iværksat eller planlægges afværgeprojekter med henblik på anvendelse til andre formål, herunder boligbyggeri.

2.1 Den historiske redegørelse

De fleste gasværker i Danmark blev etableret i midten eller slutningen af det 19. århundrede og igen nedlagt i perioden 1960 til 1975. Frem til ca. 1940-60 blev gasværkerne drevet som kulgasværker, hvorefter de overgik til propan- eller spaltgas.

Kulgasfremstilling

Kulgasfremstilling /2, 3/ sker ved ophedning og afgangning af stenkul i retorter, hvorved der dannes rågas, koks og slagge. Inden udsendelse til forbrugerne må rågassen renses for en række, i ledningsnettet, uønskede komponenter. Først kondenseres gassens tjæreindhold ved at afkøle med en spray af ammoniakvand; kondensatet adskilles efterfølgende i en tjære- og en gasvandsfraktion. Derefter ledes gassen igennem renseskasser indeholdende myremalm (jernoxider), hvorpå sulfid og cyanid fikseres. Myremalmen kan regenereres ved luftning og genanvendes nogle gange.

Biprodukter

Kulgasfremstilling resulterer således i fem biprodukter:

- koks
- slagge
- tjære
- gasvand
- brugt myremalm

Disse biprodukter blev næsten alle videresolgt eller genanvendt i betydeligt omfang. F.eks. blev koks solgt til opvarmningsformål, slaggen anvendt til vejunderlag, tjæren solgt til overfladebehandling af tage, gasvand brugt som gødning og udsprøjtet på marker, og myremalm anvendt til vejstabilisering og fyld eller til ukrudtsbekæmpelse. Desuden er der erfaringsmæssigt ofte foregået en vis deponering og opfyldning på grundene samt foretaget afledning af gasvand til kloaksystemet.

Benzolanlæg

På nogle gasværker blev der desuden foretaget en viderebearbejdning af biprodukterne, f.eks. tjære til asfalt, destillation af benzol, samt produktion af svovlsyre fra brugt myremalm /3/.

Vandgasanlæg

Desuden fandtes der vandgasanlæg, som tillod anvendelse af koks til yderligere produktion af bygas. Her ledes vanddamp over glødende koks, hvorved

vand spaltes til ilt og brint. Gassens brændværdi blev ofte øget ved at tilsætte olie til processen, og gassen kaldtes så karbureret vandgas /2/.

Spaltgasanlæg

Ved spaltgasanlæg spaltes letbenzin, flaskegas eller naturgas ved høj temperatur til brint og kulilte. Gassen kan herefter karbureres ved hjælp af letbenzindampe for at opnå en konstant brændværdi /2/.

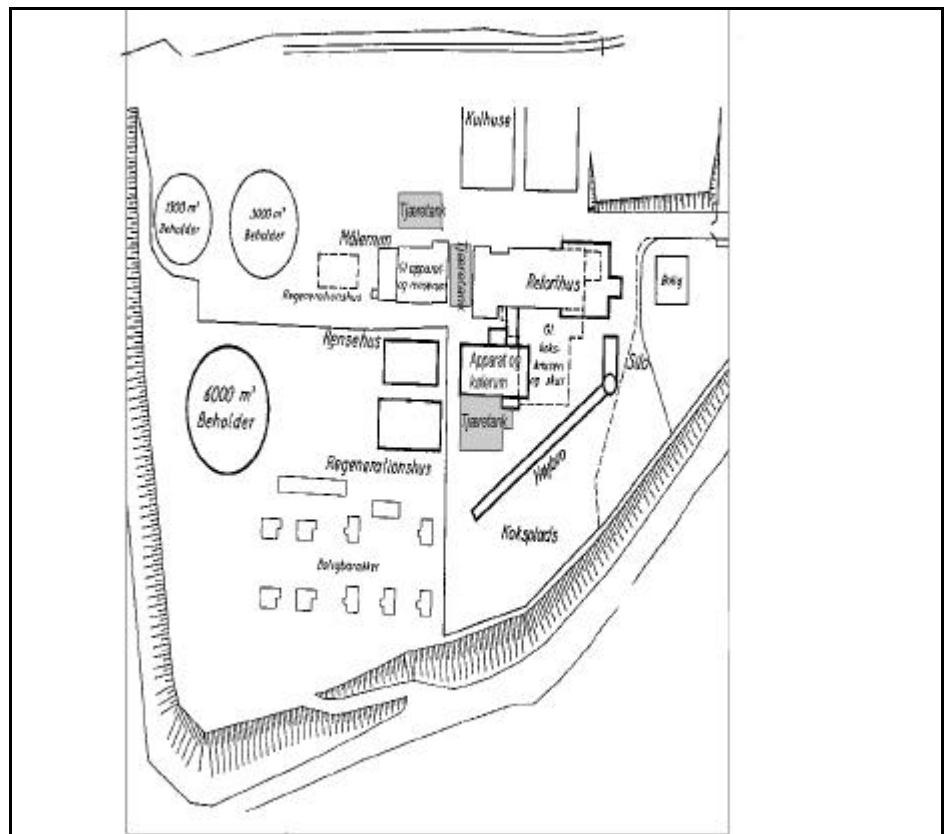
2.2 Forureningskilder

Forureningskilder

Der er i dag gennemført undersøgelser af et ret stort antal gamle gasværksgrunde, og erfaringen /4, 5/ udpeger følgende forureningskilder/komponenter som de betydeligste:

- **Tjære:** Udsivning af tjære fra tanke og ledninger. Tjære indeholder benzen og alkylbenzener, phenol, alkylphenoler, organiske svovl- og kvælstof-forbindelser (NSO'er) samt polycykliske aromatiske hydrocarboner (PAH'er).
- **Gasvand:** Udsivning af gasvand og ammoniakvand fra tanke og ledninger. Gasvand, som indeholder store mængder ammoniak, sulfat og klorid, mindre mængder cyanider, thiocyanider, phenoler og alkylbenzener samt små mængder tjære. Gasvand er, som navnet antyder, en vandig opløsning og vil derfor, i overvejende opløst form, spredes med grundvandsstrømmen.
- **Brugt myremalm:** Brugt myremalm og perkolat herfra indeholder cyanid og svovlforbindelser m.v. Brugt myremalm er karakteriseret ved lav pH og en ofte blå farve (Berliner-blåt). Brugt myremalm kan regenereres ved luftning ca. 3-5 gange, og skal herefter erstattes. Det antages, at luftningen af myremalm på mange gasværker er foregået udendørs på et ikke befæstet areal, hvilket erfaringsmæssigt øger risikoen for jordforurening og udvaskning til grundvandet.
- **Gasvand:** Kondensat fra gasbeholdere. To typer beholdere var almindelige /4/: Vådbeholder med gasforsegling vand, som var meget forurenede med opløselige tjærestoffer, og tørgasbeholdere, hvorfra der kan være spildt tjære eller olie. Både i beholder og ledningsnet kunne der ske yderligere kondensering af tjærestoffer, især naphthalen.
- **Koks og slagge:** Det er ofte bemærket, at perkolat fra kul- og kokslagge kan resultere i en tungmetalforurening, men de fleste undersøgelser har kun vist lave, ofte ubetydelige niveauer af tungmetaller.
- **Olie:** Udsivning af olieprodukter, let benzin, benzen (benzol) m.v. fra tanke eller rørledninger.
- **Tjære og brugt myremalm:** Deponering af affaldsprodukter, som ikke kunne afsættes på daværende tidspunkt, f.eks. brugt myremalm eller tjærebeg.
- **Asbest og bly:** Der er på flere gasværker fundet kraftig blyforurening, som skyldes overfladebehandling af gasbeholdere med blymønje. Ved udenlandske undersøgelser er der desuden konstateret asbest, som blev anvendt til isolering af installationer.

Det fremgår således, at risikoen for forurening er tilknyttet bestemte driftsaktiviteter, hvis placering gennem gasværkets historie derfor er af afgørende undersøgelsesmæssig betydning.



Figur 1
Situationsplan over Hjørring Gasværk.

Plan of site installations at Hjørring Gas works.

I figur 1 vises en typisk situationsplan for installationer på et gasværk.

2.3 Forureningsstoffer

De mest kritiske affaldsprodukter vurderes at være tjære og cyanid (brugt myremalm). Disse stoffer beskrives i de følgende afsnit.

2.3.1 Tjære

Rå tjære

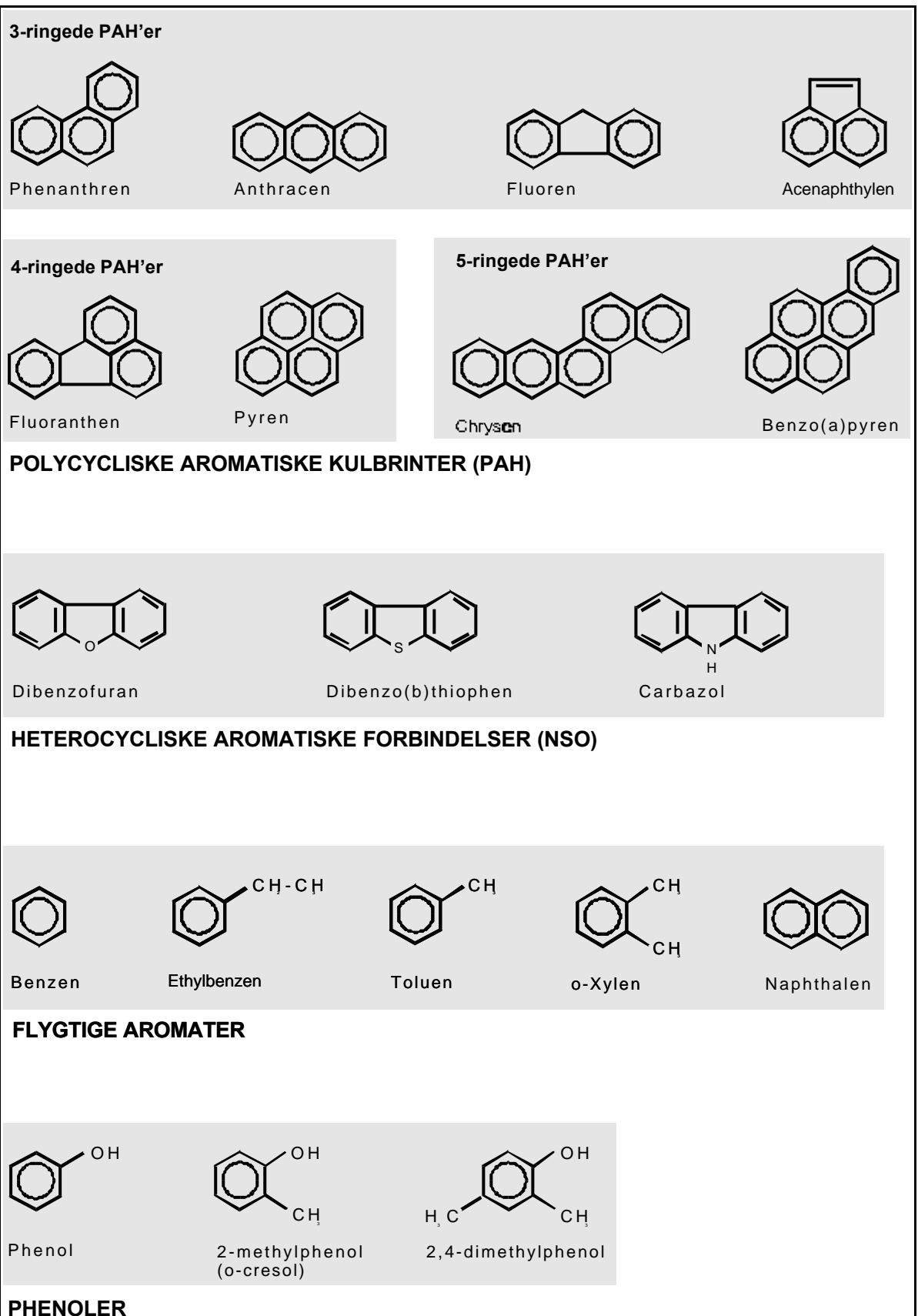
Rå tjære er en tyktflydende sort væske, som består af over 10.000 organiske forbindelser. Tjærens egenskaber er bestemt af dens sammensætning, som igen er bestemt af den oprindelige kultype og procestemperatur.

PAH

Over 60% af tjæren vil normalt bestå af PAH-forbindelser (polycykliske aromatiske kulbrinter med tre eller flere aromatiske ringstrukturer).

NSO, BTEX og phenoler

Tjæren indeholder desuden en række NSO-forbindelser (kvælstof-, svovl- og iltindholdige heterocycliske aromatiske forbindelser). Tjære indeholder også de meget flygtige og vandopløselige aromater (benzen, toluen, ethylbenzen og xylener kaldt BTEX, samt naphthalen) samt de meget vandopløselige phenoler. I figur 2 præsenteres strukturerne for de almindelige tjærestoffer.



*Figur 2
Kemiske strukturer for almindelige tjærestoffer.*

Chemical structures for tar compounds.

Toksiske effekter

BTEX og phenoler kan ved indtagelse forårsage toksiske effekter i mennesker og give afsmag i drikkevand og afgrøder /3/. Kultjære er erkendt som kræftfremkaldende, og adskillige PAH-forbindelser (bl.a. Benzo(a)pyren-BaP) samt benzen er ligeledes erkendt som kræftfremkaldende, hvorfor der er opstillet kvalitetskriterier for disse stoffer i forbindelse med afværgeforanstaltninger for forurenede grunde /6/ og ved deponering af forurenede jord /7/, se afsnit 2.3.3, tabel 3. Ved hudkontakt kan tjære endvidere medføre irritation og acnelignende udslæt.

Plantetoksicitet

Desuden er phenoler toksiske for visse plantearter og fisk.

Effekter på materialer

For både aromater og phenoler er der risiko for, at kontakt med plastmaterialer vil svække materialernes egenskaber. F.eks. kan der ske diffusion igennem PVC-drikkevandsledninger /3/.

Spredning

Tjære er tungere end vand og vil derfor kunne bevæge sig ned igennem grundvandszonen, indtil impermeable lag mødes, og herefter sprede sig ud oven på disse. I tabel 1 er opstillet en liste over de vigtigste enkeltkomponenter og vist en illustrativ oversigt over disses egenskaber. Af tabellen kan det f.eks. ses, at aromater har en høj flygtighed og vandopløselighed, og at deres mobilitet kan være påvirket på grund af sorption til jorden. Desuden er de let nedbrydelige under aerobe forhold. Der henvises til /8/ for en mere detaljeret gennemgang af stoffernes fysiske/kemiske egenskaber og opførsel i jord og grundvand. De fysiske-kemiske egenskaber har ligesom de toksikologiske egenskaber væsentlig betydning ved en risikovurdering og gennemgås herunder.

Udvaskning og afdampning

Flere af tjærestofferne, bl.a. aromaterne, er både vandopløselige og flygtige og vil derfor kunne afdampe til atmosfæren og udvaskes til grundvandet. Andre stoffer, som phenoler og NSO-forbindelser, kan udvaskes til grundvandet.

Sorption til jord

PAH'er har en høj oktanol/vand-fordelingskoefficient, som betyder, at de sorberer til organisk stof i jorden. Sorptionsprocesser og stoffernes mobilitet i jorden er kompliceret og desuden meget afhængig af den aktuelle jordart og dennes egenskaber. I /8/ er sorptionsprocesserne for organiske stoffer udføreligt beskrevet.

Nedbrydning under aerobe forhold

BTEX, NSO-forbindelser, phenoler og PAH'er er alle nedbrydelige under aerobe forhold i jord og vand /8/. Under aerobe forhold er ilt til stede som elektron-acceptor.

Nedbrydning under anaerobe forhold

Under anaerobe forhold anvendes nitrat (denitrificerende forhold), jern(III), mangan(IV) og sulfat (sulfatreducerende forhold) som elektron acceptorer. Under methanogene forhold reduceres organiske stoffer til methan. Den

mest oxiderende elektron-acceptor benyttes først, men generelt er anaerob nedbrydning mindre energigivende og langsommere end aerob nedbrydning /8/. Toluen, ethylbenzen, xylener, phenol og 4-methylphenoler (men ikke 2-methylphenol) nedbrydes under anaerobe forhold /8/. Ved nogle studier er benzen påvist nedbrudt under visse anaerobe forhold, men ikke ved andre /8/. Mange N-forbindelser er bionedbrydelige under denitrificerende forhold, mens nogle S- og O-forbindelser er nedbrydelige under methanogene forhold /8/.

Stof	Typisk % indhold i tjære	Nedbrydning Aerobe forhold	Adsorption til jord	Flygtighed	Vand- opløselighed
Enheder		Halveringstid	Log K _{ow}	kPa	mg/l
høj +++		< 3 mdr.	> 4	> 1	> 100
mellem ++		3 - 12 mdr.	2-4	0,01 - 1	2 - 100
lav +		> 12 mdr.	< 2	< 0,01	< 2
Aromater					
- benzen	0,6	+++	++	+++	+++
- toluen	0,5	+++	++	+++	+++
- xylener	0,4	+++	++	+++	+++
- naphthalen	7,1	+++	++	++	++
Phenoler	1,9				
- phenol	1,5	+++	+	++	+++
- methylphenoler	3,0	+++	+	++	+++
- dimethylphenoler	2,1	+++	+	+	+++
PAH'er					
3 ringede PAH					
- Acenaphthen	1,0	++	+++	+	++
- fluoren	0,8	++	+++	+	+
- anthracen	0,8	++	+++	+	+
- phenanthren	4,8	++	+++	+	+
4 ringede PAH					
- pyren	2,1	+	+++	+	+
- fluoranthen	3,3	+	+++	+	+
- benz(a)anthracen	0,7	+	+++	+	+
5 ringede PAH					
- chrysen	1,1	+	+++	+	+
- triphenylen	1,1	+	+++	+	+
- benzo(a)fluoranthrener	1,3	+	+++	+	+
- dibenzanthracener	0,2	+	+++	+	+
- benzo(e)pyren	0,5	+	+++	+	+
- benzo(a)pyren	0,6	+	+++	+	+
6 ringede PAH					
- indeno(1,2,3-cd)pyren	0,5	+	+++	+	+
- benzo(ghi)perylen	0,6	+	+++	+	+
NSO : N-forbindelser	~2				
- Acridin	0,6	++	++	+	++
- Pyridin	0,04	++	+	+++	+++
- Carbozol	0,6	++	++	+	+
- Quinolin	0,3	+++	++	+	+++
- Indol	0,2	+++	++	+	+++
NSO : S-forbindelser	~2				
- Thiophen		+	+	+++	+++
- Benz[b]thiophen		+	++	++	+++
- Dibenz[b]thiophen		++	+++	+	+
NSO : O-forbindelser	~2				
- Furan		+	+	+++	+++
- Benzofuran		++	++	++	+++
- Dibenzofuran		++	+++	+	++

Tabel 1
Tjære: Sammensætning og egenskaber /3,8,9/.

Tar: composition and properties.

Nedbrydningshastighed

Nedbrydningshastigheden for aromater og phenoler er høj under aerobe forhold, men falder dog med stigende antal methylgrupper /8/. For de fleste NSO-forbindelser /8/ er der dog stor forskel i nedbrydningshastighederne.

Nedbrydning af PAH

PAH er nedbrydelig under aerobe forhold, men har generelt en lavere nedbrydningshastighed (flere 100 dage eller år) end de lettere og mere vandopløselige BTEX'er og phenoler. PAH kan nedbrydes ved at et enkelt stof udnyttes som eneste kulstof- og energikilde eller ved en såkaldt co-metabolisme, hvor PAH nedbrydes som en slags sidereaktion til nedbrydning af andre stoffer. Ved nedbrydning af PAH er det den kemiske struktur og molekylets geometriske pakning, som påvirker nedbrydningen, idet de usubstituerede og lineare PAH'er er mere stabile end PAH'er med en mere sammenklumpet struktur. Generelt kan nedbrydning beskrives som en funktion af antallet af aromatiske ringe og graden af substituering med alkylgrupper, idet stoffer med få ringe og alkylgrupper nedbrydes hurtigt /8/.

Biologisk variation

I /8/ er det bemærket, at flere stoffer er fundet både nedbrydelige og ikke-nedbrydelige i forskellige studier under samme redoksforhold, samt at der er store variationer i nedbrydningshastighederne i de forskellige nedbrydningsstudier. Det er således ganske klart, at effektiviteten af nedbrydningen på forskellige forurenede grunde også kan forventes at vise store variationer, selv ved grunde med tilsyneladende sammenlignelige redoksforhold m.m. Desuden er det i litteraturen /8/ generelt bemærket, at nedbrydningshastighederne er meget lavere i felten end i laboratoriet.

Litteraturkilder har endvidere vist, at PAH'er, som har været i jorden i længere tid, er betydeligt vanskeligere at nedbryde eller fjerne end PAH'er tilført jord i laboratorieforsøg. Årsagen til dette vurderes at være, at PAH'er under længere tids ophold i jorden har bedre muligheder for at adsorbere til jorden. Desuden er de naturligt forekommende PAH'er knyttet til tjærebeg, som indeholder mange flere PAH'er end de standardstoffer, der normalt anvendes i laboratorieforsøg, og disse mange stoffer holder på hinanden.

Herudover forekommer tjære ofte i form af bitumen/asfaltklumper eller indkapslet i ler eller sand, hvilket gør den svært tilgængelig for biologisk nedbrydning.

2.3.2 Cyanid

Brugt myremalm

På gasværksgrunde findes cyanidforurening i form af brugt myremalm. Myremalm er et jernoxidholdigt organisk materiale, som blev anvendt til at fjerne svovlbrinte og hydrogencyanid fra bygas. Brugt myremalm har en stærk blå farve på grund af dannelsen af komplekse dobbelte jernsalte (berlinerblåt). Brugt myremalm kan konstateres visuelt ved koncentrationer over 1% (svarende til 500 mg cyanid/kg). Ved udvaskning af jerncyanider og thiocyanider fra berlinerblåt i myremalm fås andre cyanidforbindelser, som ikke nødvendigvis er blåfarvede. Flere af disse jerncyanidforbindelser bliver først blå efter

flere timers kontakt med den atmosfæriske luft, hvilket kan betyde, at det ved feltundersøgelser ofte ikke vil være muligt at konstatere en cyanidforurening visuelt.

Desuden kan det forventes, at brugt myremalm indeholder små mængder organiske svovlforbindelser, mercaptaner og andre tjærekomponenter, hvis toksicitet er ukendt.

Toksiske effekter

Hydrogencyanid (fri cyanid) er akut giftig på grund af reaktioner med jern i cytokromoxidase og andre livsvigtige enzymsystemer, hvorved udnyttelsen af ilt forhindres, selvom blodet er fuldmættet med ilt. Cyanid i kroppen bliver dog hurtigt nedbrudt til thiocyanat, hvorfor skadevirkningen - hvis man overlever - kun er kortvarig. De komplekse ferro/ferricyanid-forbindelser er mindre giftige. Brugt myremalm er sur og kan give anledning til hudirritation, formentlig på grund af sulfatindholdet og den lave pH.

Plantetoksicitet

Brugt myremalm er plantetoksisk, og der kan forekomme effekter ved koncentrationer på 0,1 - 0,5% (svarende til 50 - 250 mg cyanid/kg). Plantetoksiciteten er delvis forårsaget af den lave pH (<3) og delvis af ferri-/ferrocyanid samt evt. andre komponenter, som udvaskes fra brugt myremalm.

Effekter på materialer

Det høje sulfatindhold kan desuden angribe betonkonstruktioner /3/.

I tabel 2 opstilles en liste over sammensætningen i brugt myremalm /3/ samt en illustrativ oversigt over opløselighed. Der henvises til /8 og 10/ for en mere detaljeret gennemgang af cyanids fysisk/kemiske egenskaber og opførsel i jord og grundvand.

	Sammensætning i brugt myremalm mg/kg	Opløselighed
Enheder		mg/l
høj +++		>100
mellem ++		2 –100
lav +		< 100
Svovl		
- fri svovl	362.000-565.000	+
- sulfid	42-195	+
- sulfat	14.000-28.000	+++
Cyanid		
- totale cyanider	24.000-45.000	
- frit cyanid	500-800	+++
- komplekse cyanider	34.000-63.000	+
- thiocyanid	1.900-5.300	+++
Tungmetaller		
- jern	30.000-94.000	+
- mangan	868-3.650	+
- zink	22-52	+
- krom	29-43	+
- kobber	13-64	+
- nikkel	23-81	+
- bly	<15-84	+
- cadmium	<2-5,8	+
pH	2,5-5,8	

Tabel 2

Brugt myremalm: Sammensætning og opløselighed.

Cyanide polluted bog ore: Composition and solubility.

Spredning

Cyanid på gasværksgrunde spredes i forbindelse med deponering af affald i form af brugt myremalm, og ved spild eller udledning af ammoniakvand.

Udvaskning

Udvaskningsforsøg med brugt myremalm har vist, at sulfat, cyanid og thiocyanat bliver udvasket, men koncentrationerne falder hurtigt. Under sure forhold dannes små mængder hydrogencyanid (som gas).

Nedbrydning

Fri cyanid i lave koncentrationer nedbrydes hurtigt i jordmiljøet ved både aerob og anaerob mikrobiel nedbrydning. Slutprodukterne er ammoniak og kuldioxid /8/.

2.3.3 Risikovurdering og kvalitetskriterier

De miljø- og sundhedsmæssige risici ved anvendelse af gasværksgrunde er som følger:

- afdampning af flygtige aromater (BTEX, især benzen, naphthalen eller phenoler) til ude- eller indeluft i bygninger
- hudkontakt med PAH-forurenet jord eller brugt myremalm
- indtagelse af PAH, BTEX, phenoler eller cyanid via forurenet jord eller jordstøv
- hæmning af plantevækst
- påvirkning af bygningsmaterialer
- udvaskning af vandopløselige komponenter som BTEX, phenoler NSO-forbindelser, cyanid, ammonium og sulfat til grundvand
- spredning af forurenet overfladevand til recipient samt påvirkning af dyreliv
- spredning af forurenet grundvand til drikkevandsressourcer

Formålet med afværgeforanstaltninger på gasværksgrunde er at reducere ovennævnte risici.

Kvalitetskriterier

I /11/ er opstillet en definition af kvalitetskriterier, acceptkriterier og afskæringskriterier i forbindelse med risikovurdering. Kvalitetskriterierne er fastsat af sundhedsmæssige hensyn, og anvendes ofte som acceptkriterier ved meget følsom arealanvendelse.

Acceptkriterier

Acceptkriterierne angiver det acceptable indhold af stoffer ved den konkrete grunds brugsmønster og fysiske beliggenhed, baseret på en konkret risikovurdering.

Afskæringskriterier

Afskæringskriterierne angiver for visse immobile og relativt tungtnedbrydelige stoffer det niveau af jordforurening, hvor det er nødvendigt at foretage en total afskæring af al kontakt med jorden.

Deponeringskrav

Herudover findes diverse myndigheders krav illustreret i tabel 3 og 4 ved krav fra Sjælland og Lolland-Falster /7/ om anvendelse som råjord, til bygge-/anlægsarbejde, til deponering på kontrolleret losseplads, samt om anvisning til rensning. Krav fra Københavns Amt vedr. deponering af jord i råstofgrave er gengivet i /12/. Der findes tilsvarende krav fra de fleste amter, dog kan kriterierne variere en del.

Kriterier for tungmetaller er ikke vist i tabellerne, men kan være relevante for overfladejord på gasværksgrunde. Der henvises til de pågældende referencer for acceptkriterier for tungmetaller.

Stoffer	Miljøstyrelsens		
	Jord-kvalitets-kriterier /6,11/	Økotoksikologiske kriterier /13/	Afskæringskriterier /11/
Aromater			
Benzen	1,5*	-	-
Toluen	-*	-	-
Xylener+ethylbenzen	-*	-	-
Naphthalen	1*	-	-
Phenoler	70	-	-
Kultjære			
Total PAH***	1,5	1	15
Benzo(a)pyren	0,1	0,1	1
Dibenz(a,h)anthracen	0,1		1
Cyanid			
Syreflygtig	10	-	-
Totalt	500	-	-

Stoffer	Amtskommunale krav ved håndtering og deponering				
	Jord i råstof-grav /12/	Råjord /7/	Jord til bygge- og anlæg /7/	Jord til deponering /7/	Jord til rensning /7/
Aromater					
Benzen	<0,1	<0,1	<0,5	<1	>1
Toluen	<0,1	<0,5**	<5**	<10**	>10**
Xylener+ethylbenzen	<0,1	<0,5**	<5**	<10**	>10**
Naphthalen	<0,1	<0,5	<1	<10	>10
Phenoler	<0,1	<0,1	<0,2	<1	>1
Kultjære					
Total PAH****	<5	<5	<20	<100	>100
Benzo(a)pyren	<0,1	<0,1	<1	<5	>5
Cyanid					
Syreflygtig	-	-	-	-	-
Totalt	<0,25	<5	<50	<100	>100

* Afdampningskriterier vil dog være afgørende for anvendelsen

** Som sum af toluen, ethylbenzen og xylener

*** Som sum af fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(j)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, dibenz(a,h)anthracen og indeno(1,2,3-cd)pyren

**** Som sum af 15 PAH (US-EPA list uden naphthalen)

Tabel 3

Acceptkriterier for jord fra gasværksgrunde (mg/kg TS).

Soil criteria for gas works sites (mg/kg dry weight).

Stoffer	Afdampningskriterier /11/ mg/m ³	Grundvand /11/ µg/l
Aromater		
Benzen	0,000125	1
Toluen	0,4	5
Xylener + ethylbenzen	0,1	5
Naphthalen	0,04	1
Phenol	0,02	0,5
Methylphenoler	0,0001	
Dimethylphenoler	0,001	
Kultjære		
Total PAH*	-	0,2
Benzo(a)pyren	-	-
Cyanid		
Syreflygtig	0,06	-
Totalt	-	50

* Som sum af fluoranthen, benzo(b)fluoranthen, benzo(k)fluoranthen, benzo(a)pyren, benzo(g,h,i)perylene og indeno(1,2,3-cd)pyren.

*Tabel 4
Afdampningskriterier og acceptkriterier for grundvand fra gasværks-
grunde.*

Criteria for volatilisation and groundwater for gas works sites.

3 Valby Gasværk

Projektet er udført af Erik K. Jørgensen AS og finansieret af Københavns kommune (32,1%), Miljøstyrelsen (32,1%) samt EU LIFE-programmet (28,8%). Resten er finansieret af K.K. Miljøteknik A/S, Hovedstadens Jordrens A/S, Soil Recovery A/S og Erik K. Jørgensen A/S.

3.1 Grundlag for afværgeprojekt

Historisk redegørelse

Valby Gasværk (depot 101- 0017) var et af Danmarks største gasværker med et areal på 270.000 m². Værket producerede kulgas fra 1907 og frem til 1963.

Arealanvendelse

I midten af 60'erne blev alle bygninger revet ned og to større boligbyggerier blev etableret på grunden. De centrale og østlige dele af grunden blev udlagt dels som grønne arealer dels til genbrugsstation og oplagspladser. Desuden ligger i dag Københavns Belysningsvæsen, I/S Datacentralen (CSC Danmark), Den Russiske Handelsrepræsentation, flere børneinstitutioner og et plejehjem på området.

Jordforurening

Der er i perioden 1987-1989 udført en række forureningsundersøgelser på gasværket /14, 15, 16/. Jordforurening med tjære blev konstateret i tilknytning til de tidligere produktionsanlæg; tjærebassinerne, benzolfabrikken og gasbeholderne. Forureningen var dog meget inhomogent fordelt. Cyanidforurening blev konstateret spredt ud over arealet, hovedsagelig i det øverste jordlag, og især i området tæt på det tidligere rensehus. Ved de tidligere gasbeholdere var der indikationer på, at brugt myremalm var blevet genbrugt som fyldmateriale i fundamenter.

Grundvandsforurening

Forureningsundersøgelser /16/ har påvist en grundvandsforurening i det sekundære grundvand. De højeste koncentrationer blev fundet nær særlige punktkilder som benzolfabrikken og tjærebassinerne.

Risikovurdering

Den væsentligste jordforurening med tjære og cyanid blev vurderet at medføre en risiko ved direkte eksponering i forbindelse med arealanvendelse til boligområder og tilhørende grønne arealer, samt at udgøre en alvorlig trussel mod grundvandet. Tjæren i tjærebassinerne udgjorde en risiko for fortsat udvaskning af bl.a. BTEX til det sekundære grundvandsmagasin. De gamle tjærebassiner lå på en ubebygget del af grunden.

Det primære grundvandsmagasin blev vurderet som særlig sårbart over for nedsivende forureninger, idet det beskyttende dæklag af moræneler på selve gasværksgrunden var gennembrudt af dybde kældre og udgravningen til gasbeholderen. Ligeledes manglede morænelerdæklaget fuldstændigt nedstrøms gasværksgrunden.

Det blev vurderet, at forurenede grundvand i det sekundære magasin kunne strømme til det primære grundvandsmagasin. Det primære grundvandsmagasin indgår i indvindingsoplandet til Hvidovre Vandforsynings kildeplads, som ligger 700 m sydvest for gasværket.

Målsætning for afværgeprojektet

Målsætningen for afværgeprojekterne var således at afværge over for stærkt forurenede eller overfladenære forurenede jord for at fjerne risikoen for direkte eksponering ved den eksisterende arealanvendelse som boligområde. Mod grundvandsforureningen var der behov for at afværge over for kraftig og eventuel dybereliggende jordforurening. I det omfang diffus jordforurening kunne udgøre en kilde til forurening af grundvandet var der også behov for afværgeforanstaltninger. Herudover var der planer om afværgetiltag over for både det sekundære og primære magasin ved at oppumpe og rense grundvandet.

Afværgeprojektet under gasværkspakken har endvidere omfattet oprydning af jordforurening omkring de gamle tjærebassiner.

Efterfølgende vurderinger

Forureningssituationen 1987/1995 er efterfølgende vurderet i en rapport /17/, hvor fase I omfatter en opdatering af forureningssituationen på hele det tidligere Valby Gasværk frem til 1995. På dette grundlag er der udarbejdet en foreløbig risikovurdering, primært i relation til arealanvendelse, som danner grundlag for et oplæg til supplerende undersøgelser på grunden. Fase II /17/ omfatter de supplerende undersøgelser, herunder endelige risikovurderinger for de fire delområder, der er udpeget som de mest forureningsfølsomme områder på grunden. Især den tidligere benzolfabrik, den tidligere phenolfabrik og gasbeholder II er vurderet som problematiske.

3.2 Oprensningsprojekt for jord

3.2.1 Målsætning

Fordele ved on-site behandling

Ved valg af oprensningsteknik er der udover de økonomiske og tekniske aspekter lagt vægt på, at nærmiljøet eksponeres så lidt som muligt. Da tung, støjende og forurenede transport til og fra grunden er en stor gene for omgivelserne, taler dette for, at forureningen i størst mulig udstrækning oprenses på grunden, således at den rensede jord kan genplaceres umiddelbart efter rensning.

Termisk behandling on-site

Til oprydning af jordforureningen omkring de gamle tjærebassiner er der valgt en on-site termisk behandling.

Ulemper ved on-site behandling

Ved termisk behandling kan emission af røggasser være problematisk, hvorfor afdampning (emission) til nærområdet skal minimeres. Ligeledes skal støv- og støjemissioner, f.eks. ved nedknusing af beton, begrænses.

Afgravningskriterier

Der blev defineret et afgravningskriterie på 0,2% tjære (2.000 mg total tjære/kg jord) og 150 mg cyanid /18/.

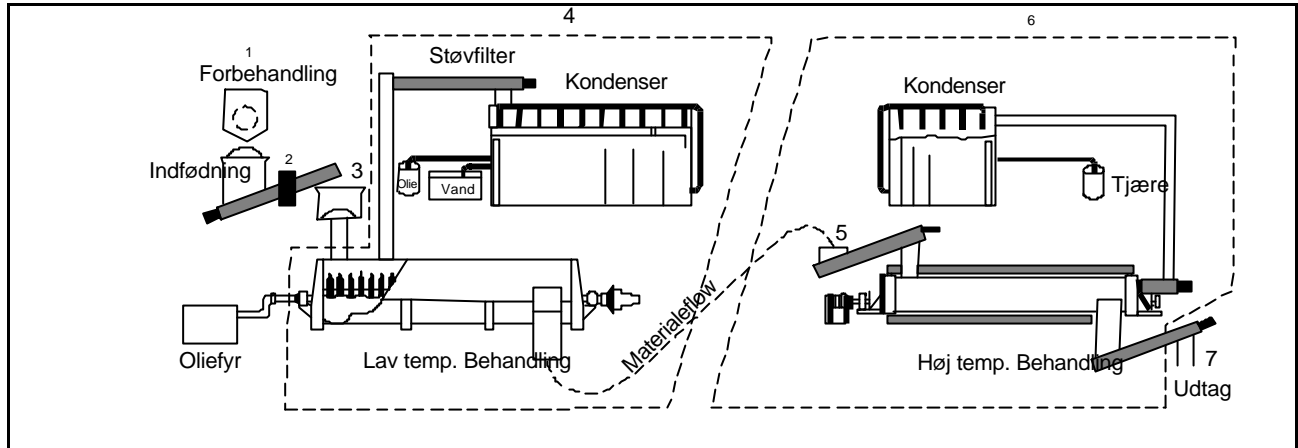
Oprensningskriterierne var defineret som 50 mg total cyanid/kg og 10 mg total tjære/kg, heraf max. 1 mg /kg for hver af de 18 analyserede PAH'er /18/.

Demonstrationsprojekt

Projektet er udført under gasværkspakken, og er betegnet som et fuldskala-demonstrationsprojekt med anvendelse af et termisk destillationsanlæg (Soil Recovery) /18/.

3.2.2 Teoretisk princip

Jorden renses i et to-trins *on-site* rensningsanlæg. Anlægget har en kapacitet på ca. 2 tons jord/time ved et tjæreindhold på 2-5%. De to behandlingstrin foregår i to separate containere, forbundet med en transportsnegl. Figur 3 viser en skitse over anlægget.



- 1: Forbehandling
- 2: Magnetseparator og vejestyr
- 3: Fødekasse
- 4: Trin 1, lavtemperatur-behandling
- 5: Udtag fra trin 1, der på transportbånd ledes i trin 2
- 6: Trin 2, højtemperatur-behandling
- 7: Udtag

Figur 3
Principskitse for termisk behandling.

Diagram illustrating thermal treatment plant.

Trin 1

Trin 1 er en lav-termisk proces, hvor vand, flygtige tjærestoffer og BTEX'er fordampes ved 180 – 300°C i en roterende reaktor, opvarmet ved hjælp af varmetransmissionsolie. Jorden opvarmes således til 300°C under et svagt overtryk genereret med kvælstof. Flygtige kulbrinter og damp ledes til en kondensator og omdannes til væske, som samles i en separationstank, således at olie/organiske stoffer separeres fra vand og pumpes til særskilte beholdere. Disse væsker sendes til destruktion på Kommunekemi i Nyborg. Gasser, som ikke kondenserer, ledes videre og afbrændes i en gasbrænder. Produktet fra trin 1 er et tørt materiale.

Trin 2

Trin 2 foregår ved at jorden på en skruetransportør transporteres gennem en opvarmet reaktor ved ca. 750 - 900°C i en atmosfære af kvælstof. Herved afdampes de tunge og svært nedbrydelige tjærekomponeanter, PAH'er. Der

genereres næsten ren tjære som affaldsprodukt. Dette sendes til forbrænding hos Kommunekemi i Nyborg.

Processen adskiller sig fra traditionelle forbrændningsanlæg ved, at der her er tale om en desorption og ikke en forbrænding, idet begge trin foregår i en nitrogen atmosfære.

3.2.3 Tekniske detaljer

Miljøbeskyttelse

On-site rensningen blev udført i et tæt bebygget område, hvorfor opgravningen foregik i et ventileret telt for at forhindre luftforurening i området. Teltet var 40 m x 50 m med en frihøjde på 10 meter midt i teltet. Teltet blev ventileret med tre kraftige ventilatorer med en kapacitet på 40.000 m³/time, hvilket gav et luftskifte tre gange i timen. Luften blev rensset over et aktiv kulfilter.

Afgravning og forbehandling

På trods af at undersøgelserne havde indikeret, at tjærebassinerne ikke gav anledning til særlig kraftig forurening, viste forureningsniveauet i dybden i tjæretanken sig at være højt. Årsagen til dette er formentlig, at bassinerne hovedsagelig var intakte, således at tjæren fandtes blandet med fyld og især lå i bunden af bassinerne.

Tjæreslam

I bunden af tjæretankene fandtes tjæreslam som en særskilt fase, der var tungere end vand. Der blev fundet koncentrationer på op til 90.000 mg tjære/kg. Det høje tjæreindhold nødvendiggjorde, at slammet skulle blandes med knust beton for at det kunne håndteres. Tjæretankene var desuden fyldt med forurennet vand /19/.

Vaskeanlæg

Meget lidt af fyldet i tjærebassinerne bestod af jord, og det blev nødvendigt at etablere et omfattende frasorterings- og vaskeanlæg til brokker og jord samt et større spildevandsanlæg med mekanisk filter og aktiv kul til behandling af bassinvandet (forurennet vand fra tjæretanken) og vaskevandet.

Genbrug

Store betonbrokker blev fjernet og vasket i bassinvandet. Herefter blev materialet sorteret, således at forurennet materiale kunne viderebehandles ved højtryksspuling og i vasketromle, mens uforurennet materiale gik til genbrug. Dette materiale blev tørret, armeringsjern fjernet, og betonen herefter knust og genbrugt til genopfyldning af bassiner.

Sortering

Opgravet jord og andet materiale blev sorteret på sold med maskestørrelse 25 - 50 mm. Alle jerngenstande blev fjernet. Den grove fraktion >50 mm blev vasket i det forurenede vand i tjærebassinerne og herefter i vasketromlen. Mellemløbet (25 - 50 mm) blev vasket i vasketromlen. Den fine fraktion samt groft sand <25 mm fra vasketromlen blev behandlet on-site med termisk behandling.

3.2.4 Resultater

I alt blev der opgravet og renset 12.000 tons tjæreforurenet jord/materiale fra de to tjærebassiner.

I figur 4 vises procesdiagram og massebalance for projektet.

Beton

I alt blev der oprenset ca. 3615 tons beton, delvis som betonstykker og delvis som knust beton. En del materiale blev gendeposneret i tjærebassinerne. Til opfyldning af tjærebassinerne blev endvidere anvendt oprensede sten, sand og grus samt ren jord fra andre grunde.

Jern

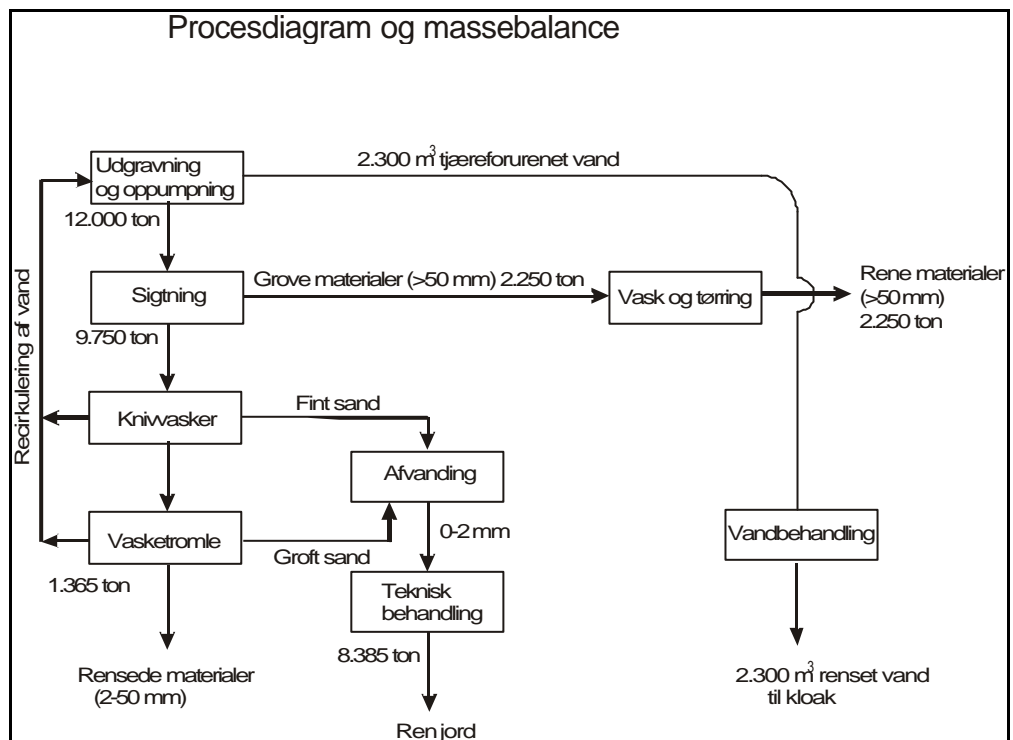
200 tons jern blev samlet og leveret til genbrug.

Tætning af tjærebassin

Tjærebassin I blev repareret og foret med en bentonitmembran for at forhindre overfladenært forurenet grundvand fra gasværksgrunden i at sive ind i bassinet og herefter nedsive til grundvandsmagasinet.

Forurenet vand

2300 m³ tjæreforurenet vand fra tjærebassinerne blev anvendt til vask af betonstykker og derefter behandlet i vandbehandlingsanlægget ved mekanisk filtration og aktiv kulfilter før afledning til kloakken. Udlædningskriterierne var 1 mg/l for hver af de tre grupper af stoffer: BTEX, phenoler og naphthalener.



Figur 4

Procesdiagram af materialestrømsangivelser ved termisk behandling

Diagram illustrating material flow during thermal treatment.

Termisk rensning

ex-site/on-site

De resterende 8.362 tons jord blev rensat efter vaskning og sortering. Heraf blev 750 tons rensat on-site i det termiske destillationsanlæg, mens de resterende 7.632 tons blev behandlet termisk ex-site hos Kommunekemi og herefter anvendt ved anlægsarbejder, bl.a. til støjvolde. På grund af kapacitetsproblemer på on-site anlægget blev det nødvendigt at sende større mængder jord end beregnet til behandling ex-site. Anlægget var designet til en kapacitet på ca. 2 tons, i døgndrift. Da anlægget indimellem havde driftsstop, hvor det var nødvendigt at stoppe produktionen og efterse maskineriet, havde anlægget, set over den samlede driftsperiode, kun en kapacitet på 1 - 1,2 tons. Lerjord gav også problemer i transportsneglen. Desuden var det ikke muligt at behandle jord med tjæreindhold større end 50.000 mg totaltjære/kg (5% tjære) på skruetransportøren.

Tjæreprodukt til Kommunekemi

Væsken fra lavtemperatur destillationsprocessen blev kondenseret og tjærefasen adskilt fra vandet. Væsken fra højtemperatur processen var nærmest ren tjære. Begge væsker blev destrueret af Kommunekemi.

Oprensning ved on-site behandling

Niveauet for den forurenede jord varierede fra 1.500 til 83.000 mg/kg, mens den rensede jord fra on-site behandlingen typisk indeholdt mellem 10-50 mg total tjære/kg TS. Rensningseffektiviteten var således 99,8 % eller nærmest 100% for BTEX. Der blev analyseret i alt 88 jordprøver før og efter den termiske destillationsbehandling. Prøverne blev analyseret gaschromatgrafisk (GC/FID) for total tjære efter ekstraktion med dichlormethan i 60 min. Prøverne blev også analyseret for 18 PAH'er ved massespektrometri (GC/MS-SIM) /18/.

38 prøver blev analyseret for cyanid. Før behandlingen var koncentrationerne langt under jordkvalitetskriteriet på 50 mg/kg og varierede fra 0,1 til 12 mg/kg. Efter behandling faldt koncentrationerne til mellem 0,03 og 1 mg/kg /18/.

3.3 Oprensningsprojekt for grundvandet

3.3.1 Målsætning

Nødafværgeanlæg kulfiltrering

For at beskytte Hvidovre Vandforsynings kildeplads blev der i 1992 iværksat en nødafværgepumping fra den værst forurenede boring i det primære magasin på Valby Gasværk. I 1992 havde grundvandet et indhold af ca. 1.500 µg benzen/l. Vandet blev rensat ved hjælp af kulfilter og udledt til Harrestrup Å (Damhusåen). Der blev pumpet med en ydelse på 15 m³ over et kulfilter på 900 kg. Ved pumpestop i 1994 /20/ var koncentrationen på ca. 900 µg benzen/l, og i 1995 blev der målt en koncentration på 950 µg benzen/l i grundvandet.

"Intrinsic bioremediation"

I monitoringsboringerne blev der målt aftagende koncentrationer i afstand fra kilden, hvilket indikerede, at der foregik en nedbrydning af forureningskomponenter i grundvandet /21/. Ved supplerende undersøgelser 1997 blev det yderligere bekræftet, at der foregår en betydelig naturlig nedbrydning /22/. De høje koncentrationer af phenoler, naphthalen, toluen og xylener målt ved

kilden blev nu kun fundet i lave koncentrationer i boringerne umiddelbart nedstrøms for gasværket, mens der i flere boringer stadig blev fundet benzen i høje, men aftagende, koncentrationer. Dette forklares ved at benzen (jf. afsnit 2.3.1) er mindre nedbrydeligt under nitratreducerende forhold end de andre forureningskomponenter.

Forholdene i det primære reservoir er karakteriseret som oxiderende til nitratreducerende, muligvis Fe(III)-reducerende i enkelte boringer, hvor der ikke er nitrat til stede. Det er konkluderet, at der i grundvandsmagasinet sker en omfattende nedbrydning af tjærestoffer ved naturlig nedbrydning.

Der er truffet beslutning om en begrænset afværgepumpning på 15 m³/time fra den værst forurenede boring i det primære magasin. Denne afværgepumpning, etableret fra Vigerslevparken, har siden 1996 kørt som et permanent "pump and treat" anlæg.

3.3.2 Teoretisk princip

Oprensningsteknik for grundvandet

Det oppumpede grundvand (15 m³/t) med koncentrationer på ca. 900 µg benzen/l oprenses i et vandbehandlingsanlæg, baseret på afblæsning af forureningskomponenter i luftstripperkolonne.

Luftstripping og kulfilter

Luftstripping er en oprensningsteknik, som er velegnet til flygtige forbindelse, f.eks. chlorerede opløsningsmidler eller BTEX, men uegnet til vandopløselige og mindre flygtige forbindelse som phenoler eller NSO-forbindelser. Fordelen ved luftstripping og opsamling af gasserne på kulfiltre er, at der opnås en bedre (kul)økonomi end hvis vandet renses ved direkte filtration på aktiv kul. Efter behandling i sandfilter (jernfjernelse) udledes det rensede vand til Harrestrup Å.

3.3.3 Tekniske detaljer

Anlægstekniske detaljer

Anlægget består af to strippekolonner i serie, hver med en højde på 3,25 m. Grundvandet tilføres i toppen af kolonnen, hvor det beluftes i modstrømmende procesluft, der indblæses i bunden af kolonnen. Vandet pumpes herefter til toppen af 2. kolonne, hvor det beluftes endnu en gang.

Karbonatudfældning

Analyse og beregninger af råvandets karbonatsystem har vist, at beluftning af vand giver anledning til problemer med udfældning af calciumkarbonat. Anlægget blev derfor ombygget i 1998.

Luftafkast

På luftafkastet monteredes to parallelle kulfiltre med hver 260 kg kul for at fjerne benzen fra afkastet. Den tilførte benzenmængde er beregnet til 15 g/time, hvilket medfører en forventet kuludskiftning efter 3200 driftstimer (dvs. efter ca. 4 – 5 måneder).

Moniteringsprogram

I indkøringsperioden blev vand fra før og efter behandlingsanlægget analyseret for alkylbenzener (BTEX). Det rensede vand blev analyseret for jern og ilt. Herudover analyseredes vandprøver fra nærliggende monitoringsboringer.

Som boringskontrol blev flere af vandprøverne desuden analyseret til dokumentation for de grundvandskemiske forhold.

Før udledning til recipienten, Harrestrup Å, fjernes jern på et trykfilter, med henblik på en reduktion fra ca. 3 mg jern/l til mindre end 0,5 mg jern/l. Kravene til kvaliteten af det rensede vand er som følger:

	Kravværdier	Målte værdier (18/12-97)
BTEX	mindre end 20 µg/l	ikke påvist
Benzen	mindre end 10 µg/l	ikke påvist
Jern	mindre end 0,5 mg/l	0,04 mg/l

Forsøg med nødafværgepumpning og projektering og indkøring af afværgeanlæg for grundvandet er delfinansieret af Københavns Kommune og Miljøstyrelsen via Gasværkspakken. Optimering af anlæg samt driftudgifter afholdes alene af Københavns Kommune.

3.3.4 Resultater

Driftsresultater

Afværgeanlægget har i perioden 1996 - 1998 overholdt de opstillede målsætninger, og der er i perioden oppumpet og rensset i størrelsesordenen 150.000 m³ benzenforurenet grundvand, hvorved der er fjernet ca. 100 kg benzen fra grundvandet. Benzenkoncentrationerne i afværgeboringerne er faldet fra ca. 900 µg/l til 400 µg/l.

Der har imidlertid været en række problemer med dels for stor afsænkning i boringerne, således at der sker en iltning og udfældning i filter og magasin, med faldende boringskapacitet (i 1998 ned til 7 m³/t) til følge, og dels med uønskede jern- og kalkudfældninger i stripperkolonnerne.

På grundlag af driftsresultaterne er der stillet følgende forslag til undersøgelser og anlægsforbedringer /22/:

- Ombygning af vandbehandlingsanlæg til recirkulation af stripperluft, således at kuldioxidets partialtryk ikke ændres ved fjernelse af benzen på kulfilter.
- Etablering af en (evt. to) ny pumpeboring.
- Etablering af aerob biologisk nedbrydning af benzen på de eksisterende luft- og sandfiltre.
- Udvidelse af monitoringsprogram til at omfatte NSO-forbindelser.

4 Hjørring Gasværk

Projektet er gennemført af Nellemann, Nielsen & Rauschenberger og med laboratorieforsøg på Laboratoriet for teknisk Hygiejne (LtH), Danmarks Tekniske Højskole. Desuden har flere studerende fra Laboratoriet for Miljøteknik, Aalborg Universitet, udført afgangprojekter vedrørende oprensning af gasværksgrunden.

Projektet er finansieret 50% af Hjørring kommune og 50% af Miljøstyrelsen.

4.1 Grundlag for afværgeprojekt

Forureningsforhold

Hjørring Kommunale Gasværk blev etableret i 1903 og producerede gas baseret på forgasning af stenkul frem til 1968.

Der er i perioden 1987 - 89 gennemført undersøgelser /23, 24/ som viste diffus tjære- og cyanidforurening fra jordoverfladen til mere end 10 m.u.t. Herudover blev der konstateret egentlige hot-spots af tjære og cyanid omkring forureningskilder som f.eks. tjæretanke.

Grundvandsspejlet i området ligger ca. 8-11 m.u.t., hvorfor den omtalte forurening hovedsageligt optrådte som jordforurening i den umættede zone. Undersøgelser af grundvandsforureningen viste, at grundvandet var forurenet med især benzen, toluen og naphthalen samt phenoler.

Risikovurdering

Risikovurderingen belyste, at jordforureningen ikke udgjorde så stort et problem ved daværende anvendelse, idet de fleste arealer var befæstede, men at der var risiko for indeklimaproblemer i eksisterende bygninger samt risiko for direkte eksponering på de ubefæstede arealer. Jordforureningen udgjorde imidlertid et problem ved fremtidig arealanvendelse og ved nybyggeri. Uden indgreb blev det vurderet, at jordforureningen vil afstedkomme en betydelig forurening af grundvandet under gasværksgrunden over en meget lang periode.

Den fundne grundvandsforurening truede ikke direkte den eksisterende grundvandsindvinding i Hjørring, men det blev vurderet, at en fortsat forureningsspredning til recipient og grundvand på længere sigt vil være uønsket.

Målsætning for afværgeprojektet

Afværgeprojektets overordnede målsætning /25/ var, at der med den mindst energikrævende oprensning skulle opnås sundheds- og miljømæssige forbedringer af forholdene på Hjørring Gasværk. Formålet var, at arealet kunne frigives til erhvervsformål inden for en realistisk tidsmæssig og økonomisk ramme.

Med henblik på at formindske den periode, hvor jordforureningen vil afstedkomme en betydelig grundvandsforurening, blev der stillet forslag om at fjerne særlig kraftig jordforurening (hotspots) og at behandle den diffuse, dybereliggende jordforurening in-situ.

Der blev fastlagt følgende strategi for afværgeprojektet på Hjør ring Gasværk:

Fase 1: Nedrivning af eksisterende bygninger og produktionsanlæg.

Fase 2: Traditionel bortgravning og termisk behandling af overfladenære hot-spots indtil 2,0 m.u.t.

Fase 3: In-situ oprensning af den dybereliggende overvejende diffuse jordforurening

4.2 Oprensningsprojekt for jord og grundvand

4.2.1 Målsætning

Forceret udvaskning

Til oprensning af den diffuse, dybereliggende forurening blev det valgt at afprøve et anlægskoncept baseret på forceret udvaskning og stimulering af den naturlige nedbrydning (biovanding), dvs. oppumpning og nedsivning af store mængder behandlet grundvand gennem de forurenede jordlag via et infiltrationsanlæg.

Målsætning for oprensning

Målet er at få udvasket og nedbrudt de mobile forureningskomponenter, således at restforureningen reduceres til immobil forurening uden fare for omgivelserne. Desuden var det et mål at dokumentere, at udvaskning fra den diffuse jordforurening ikke vil udgøre et miljømæssigt problem i fremtiden.

4.2.2 Teoretisk princip

Biovanding

Afværgeteknikken /26/ er baseret på forceret udvaskning, og er blevet kaldt "biovanding" på grund af de biologiske aktiviteter, som iværksættes ved infiltration af iltet grundvand, jf. figur 5. Grundvand beriges med ilt og nærings-salte og infiltreres herefter for at skabe optimale betingelser for frigørelse og omsætning af miljøfremmede stoffer i jordens umættede zone (over grundvandspejlet) og i grundvandszonen.

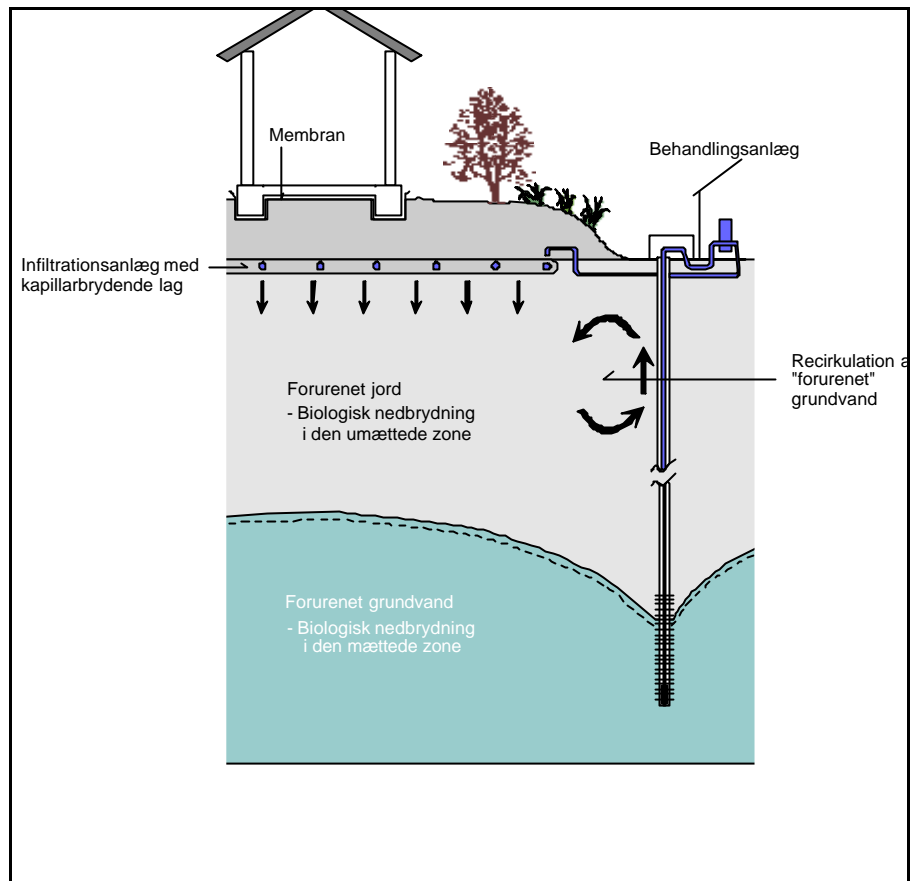
Stimulering af naturlig nedbrydning

Teknikken kan opfattes som et lavteknologisk renseanlæg, der stimulerer de naturlige biologiske nedbrydningsprocesser ved at der i jorden dannes zoner med forskellige redoxforhold med deraf følgende forbedret nedbrydning af flere forskellige stofgrupper. I forbindelse med gasværker er der især interesse for BTEX, phenoler, og NSO-forbindelser.

Dette anlægskoncept giver mulighed for at forbedre nedbrydningsbetingelserne under aerobe forhold ved:

- at øge infiltrationen og dermed udvaskningen af vandopløselige komponenter fra den diffuse restforurening i den umættede zone.
- at øge iltningsskapaciteten i jordlagene og i grundvandet ved at tilføre iltet infiltrationsvand, samt ved i en periode yderligere at tilsætte nitrat som alternativt iltningmiddel.

Endvidere giver konceptet mulighed for frigivelse af gasværksgrunden til anden anvendelse, parallelt med at in-situ oprensningen gennemføres, idet infiltrationsanlægget er underjordisk.



*Figur 5
In-situ koncept for forceret udvaskning.*

In-situ concept for forced infiltration.

4.2.3 Laboratorieforsøg

I 1993 blev der foretaget en række litteraturstudier og laboratorieforsøg som baggrund for projektering af anlægget og fastlæggelse af driftstrategien. De indledende litteraturstudier og laboratorieforsøg blev gennemført af Laboratoriet for Teknisk Hygiejne (LtH), Danmarks Tekniske Højskole. Desuden har en række studerende fra Laboratoriet for Miljøteknik, Aalborg Universitet, udført afgangprojekter, som vedrører oprensning af gasværksgrunden.

De indledende studier og forsøg /26/ gav bl.a. følgende konklusioner:

- Nedbrydningsforsøgene i laboratoriet viste lovende resultater med hensyn til nedbrydning af forureningskomponenter i den umættede og mættede zone på Hjørning Gasværk.
- Infiltrationsmængderne har stor betydning for nedbrydningsbetingelserne. For store infiltrationsmængder kan medføre vandmætning i jordlagene, hvilket er ugunstigt for nedbrydningen. Den optimale fugtighed i den umættede zone er 50 - 80% vandmætning.
- Bioventing med anvendelse af atmosfærisk luft er en væsentlig bedre metode til at ilte den umættede zone, hvis der alene ønskes en stripping af flygtige forbindelser, f.eks. BTEX og stimulering af biologisk nedbrydning.

Forceret udvaskning omfatter derimod også en vurdering af udvaskning og potentiale for nedbrydning af de vandopløselige forureningskomponenter.

- Forureningen på gasværket ligger primært i den umættede zone. Forureningskomponenterne kan således forventes dels at blive nedbrudt i den umættede zone, dels at blive udvasket og transporteret til grundvandszonen. I grundvandszonen kan forureningen forventes nedbrudt nedstrøms for udvaskningsområdet.
- Forureningskomponenternes biotilgængelighed for nedbrydningsprocesser er en væsentlig parameter, der er afhængig af jordens egenskaber (sand, ler m.v.), forureningens fysiske tilstand (f.eks. som tjæreklumper) og tjærestoffernes fysiske-kemiske egenskaber.

4.2.4 Tekniske detaljer

Afgravning af hotspots

En del af de tidligere gasværksbygninger og de tre gasbeholdere er nedrevet. Gasbeholdernes fundamenter og samt tjæretanke er fjernet, mens gasbeholdernes sider kun er nedbrudt til en passende kote med henblik på etablering af in-situ anlæg.

Afbrænding i kulfyret kraftværk

Ca. 1.025 tons tjæreforurenet jord blev afgravet. Jorden er sorteret i et mobilt sorteringsanlæg med et 60 mm sold. Jordfraktioner mindre end 60 mm, svarende til ca. 936 tons stærkt forurenet jord, blev kørt til termisk behandling på Nordkraft, hvor ca. 5% jord blandes med kul i kulmøllen før termisk behandling. Gennemsnitskoncentrationerne var 1.300 mg "totaltjære"/kg og ca. 400 mg cyanid/kg.

Kommunekemi

Fraktioner større end 60 mm blev, efter manuel sortering for fjernelse af klumper af tjære eller myremalm, tilbagefyldt i de tre gasbeholdere sammen med nedknust bygningsmateriale fra området. Ca. 9 tons stærkt tjære- og cyanidholdigt affald (tjæreklumper m.v.) blev sendt til destruktion hos Kommunekemi i Nyborg.

Herefter blev arealet planeret og infiltrationsanlægget etableret på den afrettede overflade. Ovenpå infiltrationsanlægget blev der udlagt ren råjord og muld, således at det nuværende terræn ligger min. 1,0 meter over den forurenede overflade.

Diffus restforurening

Efter fjernelse af hotspots blev det vurderet, at der er efterladt en let diffus forurening med tjære og cyanid i topjorden på mindre end 2.000 mg tjære/kg og 500 mg cyanid/kg. I dybder større end 1 meter forventes en diffus restforurening med enkelte hotspots, idet der ved prøvegravninger er fundet lokale dybereliggende forureninger.

Infiltrationsanlæg

Infiltrationsanlæggets formål er at fordele vandstrømmen over hele det forurenede område på ca. 8.000 m². Fra gasværkets tidligere indvindingsboring ved siden af infiltrationsområdet føres grundvandet til en behandlingsbygning, hvor

det iltes med komprimeret luft, hvorefter jernforbindelser fjernes i et sandfilter for at reducere okkerudfældning (jern) i infiltrationsanlægget.

Behandlingsanlæg

Behandlingsanlægget er etableret som en "traditionel" vandværksløsning, dvs. et sandtrykfilter med tilhørende hjælpeudstyr.

Infiltrationsområder

Fra behandlingsbygningen pumpes vandet ud til 8 fordelerbrønde, hvorfra det ledes ud i de 8 delinfiltrationsområder. Fra infiltrationsrørene løber vandet ud i et 15 cm tykt stenlag, hvor den endelige fordeling af vandet sker. Med henblik på at tilpasse infiltration i de enkelte delområder reguleres udstrømningen i den enkelte brønd ved hjælp af en manuelt betjent reguleringsventil. På grund af jordegenskaberne har de enkelte delområder forskellige infiltrationsrater. Ved udstrømningen i fordelerbrøndene iltes vandet yderligere, idet udstrømningsstudsens er placeret minimum 1 meter over vandspejlet i brønden.

Moniteringsboringer

Til at følge udviklingen i grundvandskemi og forureningsforholdene i grundvandet er der etableret 10 moniteringsboringer /27/, som er filtersat i flere dybder.

Figur 6 viser en skitse over infiltrationsområdet og moniteringsboringer.

Driftserfaringer

Stop/start driften

Infiltrationsanlægget blev idriftsat i juni 1993 med en infiltrationsrate på ca. 29 m³/h /27/. Efter en indkøringsperiode med kontinuer infiltration blev driften omlagt til start/stop drift med en frekvens på 84 timer. Formålet med stop/start driften er at opnå en vis iltning med atmosfærisk luft i den umættede zone.

Infiltrationsraten

Infiltrationsraten i de enkelte områder var mellem 1,9 l/m²/h og 5,3 l/m²/h. Når der tages højde for start/stop driften, svarer disse infiltrationsrater til en gennemsnitsinfiltration på 16.200 mm/år for hele området. Dette svarer til, at den gennemsnitlige infiltration var forøget ca. 50 gange i forhold til den naturlige infiltration.

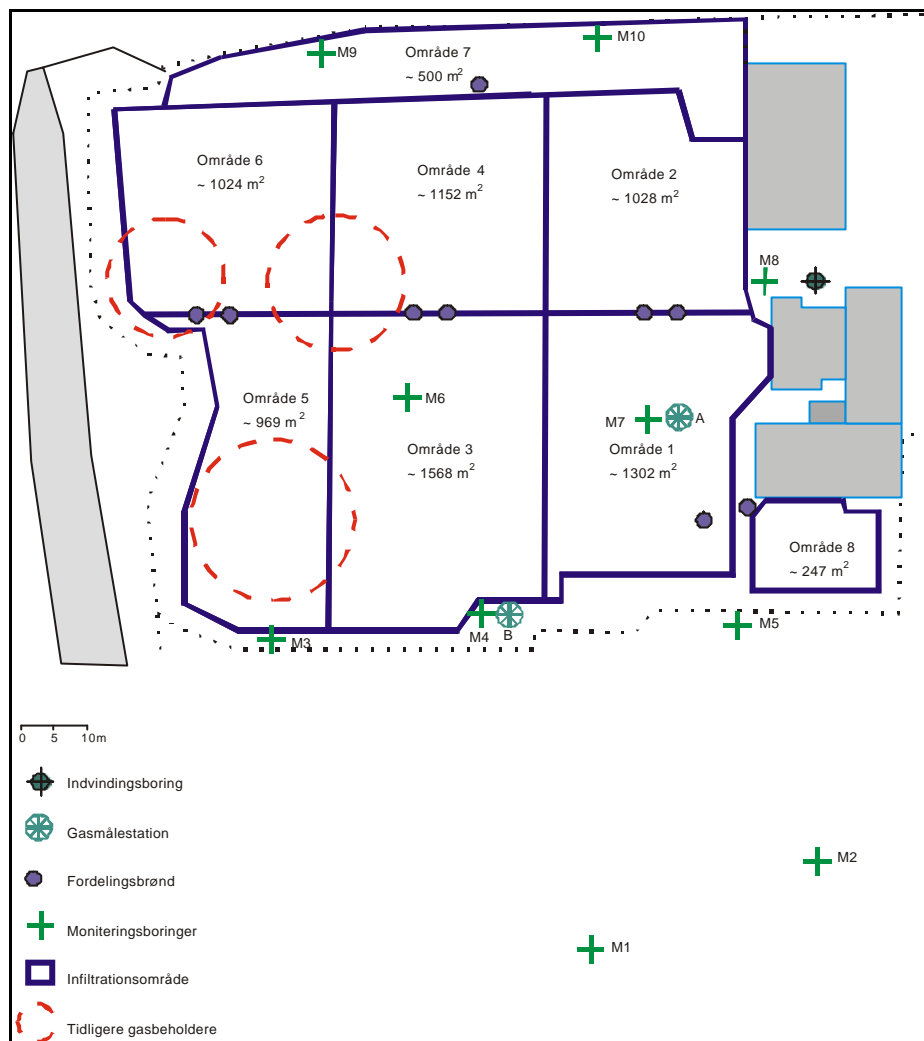
I juli 1994 blev anlæggets start/stop frekvens ændret til en 3 ugers cyklus. Ændringen blev foretaget for at tilstræbe en mere markant vekslen mellem hhv. vandmættede og beluftede forhold i jordprofilen. Samtidig blev den gennemsnitlige infiltrationsrate reduceret til ca. 9.000 mm/år, svarende til ca. 30 gange den naturlige infiltration.

Iltindhold

Infiltrationsvandet har typisk et iltindhold på 7 - 8 mg/l inden udledning i infiltrationsstregene.

Tilsætning af nitrat

Fra september 1994 blev der som et forsøg tilsat 17-20 mg natrium/l og 50-60 mg NO₃/l til infiltrationsvandet i form af natriumnitrat (natronsalpeter, NaNO₃). Nitrat kan i tilfælde af anaerobe (iltfri) forhold fungere som et alternativ elektron acceptor ved biologisk nedbrydning.



*Figur 6
Infiltrationsområdet og monitoringsboringer.*

Infiltration area and monitoring wells.

Drift og vedligeholdelse

Anlæggets daglige drift er varetaget af Hjørring Vandforsyning, som ligeledes har forestået mindre vedligeholdelsesopgaver. Tilsynsfrekvensen har været begrænset til ca. 2 besøg pr. uge i driftsperioderne.

Infiltrationsanlægget har fungeret uden driftsproblemer i hele driftsperioden, og det har derfor ikke været nødvendigt at foretage modifikationer på anlægget.

Derimod har infiltrationsvandet givet anledning til visse problemer i området på grund af udsivning gennem gamle afbrudte eller gennemtærede ledningstraceer. Gasværksgrunden ligger højt i området og de fleste ledningstraceer har derfor faldet væk fra gasværksgrunden.

For at løse problemet er alle ledningstraceer bort fra området blevet lokaliseret og opgravet eller afbrudt ved udstøbning med beton.

4.2.5 Resultater

Moniteringsprogram

For at følge ændringerne i vandkemi som følge af den forcerede infiltration er der udført et stort antal grundvandsanalyser fra de 10 monitoringsboringer, som er filtersat i flere dybder. Analyseparametrene har omfattet:

- Uorganiske vandkvalitetsparametre til beregning af ionbalancer samt pH, ledningsevne, ilt og cyanid.
- Parametre til at følge nedbrydningsforløb, bl.a. aromater (BTEX + naphthalen), phenoler, ammonium, nitrat, sulfat.
- Udvalgte parametre til udvidet kontrol af vandkemi, bl.a. PAH- og NSO-forbindelser.
- Mikrobiologiske parametre til bakterietælling, bl.a. plate count ved 21 °C og DEFT-målinger (Direkte epifluorescence mikroskopisk metode).

Undersøgelsesresultater

De indledende forureningsundersøgelser (1987-1989) viste, at grundvandet var belastet med tjærekompener, især benzen (1- 1.400 µg/l), toluen og naphthalen (2 - 60 µg/l) samt phenoler, methylphenoler og dimethylphenoler (0,1- 11 µg/l). Forureningen blev påvist i flere undersøgelsesboringer, inklusive indvindingsboringen.

Grundvandsforurening ved opstart af projektet

Ved opstart af infiltrationsanlægget er der kun konstateret grundvandsforurening af betydning i monitoringsboring M7. Der er dog fundet spor af forurening (< 1 µg/l) i andre boringer på selve gasværksområdet, men ingen tendens til et stigende forløb under driften af infiltrationsanlægget.

Forureningsforhold, M7

Det øverste filter i M7 (M7-1) er det mest forurenede. Boringen er forurenede med benzen, mindre mængder naphthalen, samt store mængder phenol, methylphenoler og dimethylphenoler. Figur 7 viser udviklingen i koncentrationen af tjærekompener over tid.

Koncentrationerne falder over de første 6 - 13 måneder. Herefter er koncentrationerne steget, og er efter 29 måneder 3 - 4 gange højere end startkoncentrationerne.

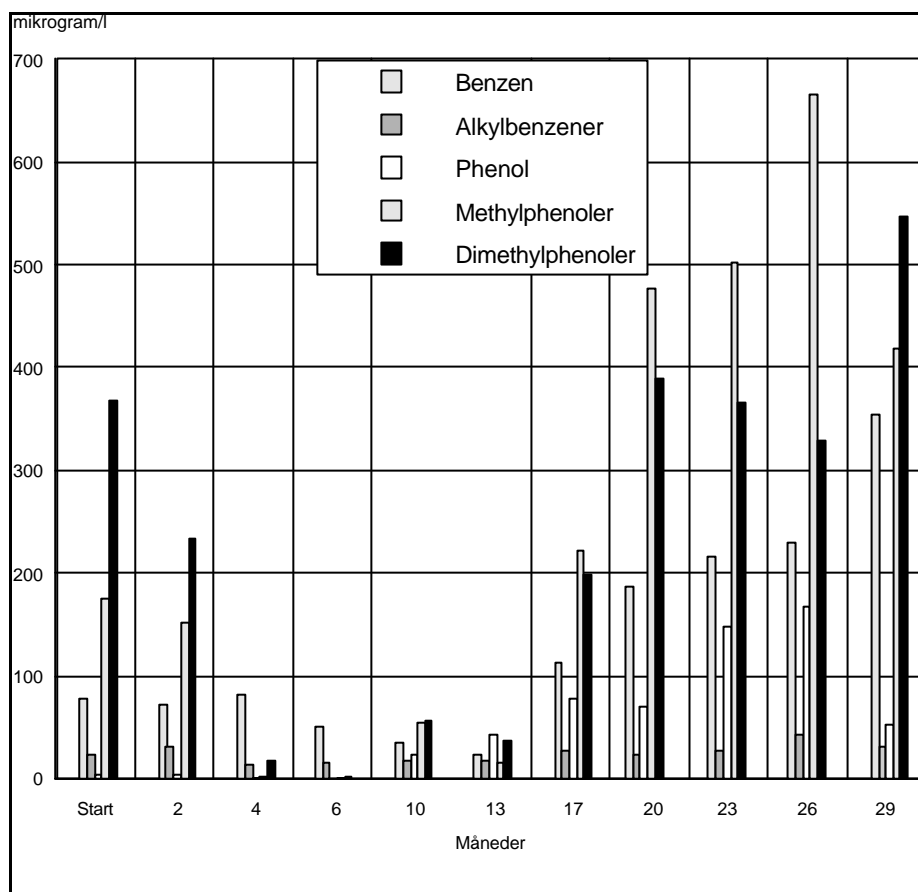
Phenol, som er et let nedbrydeligt stof, er oprindeligt fundet på et lavt niveau, men koncentrationen er efter opstart steget til et maksimum efter 26 måneders drift og aftager i koncentration herefter.

PAH- og NSO-forbindelser er kun analyseret 6 gange i løbet af projektet, idet koncentrationerne er lave, 1 - 24 µg/l. Den højeste koncentration på 24 µg/l er målt for benzothiophen.

Vandprøver er også udtaget fra et dybere filter i M7 (M7-2) 15 - 18 m under grundvandspejlet. Det er hovedsagelig benzen, som dominerer i vandprøverne med meget varierende koncentrationerne fra 15 - 70 µg/l, men med en stigende tendens over tid. Udviklingen i forureningskoncentrationen i M7-2 indikerer, at forureningen er flyttet nedad på grund af den forcerede infiltration.

Udvaskning vs. nedbrydning

De konstaterede variationer i forureningskoncentrationerne i området omkring boring M7 indikerer, at der efter 29 måneder ikke er opnået et stabilt forhold mellem den øgede udvaskning af tjærekomponenter og nedbrydningen i den umættede zone i dette område. Der er imidlertid ikke konstateret organisk forurening i monitoringsboringerne nedstrøms den forurenede zone. At de nedstrøms boringer faktisk er påvirket af vand fra gasværket, underbygges af, at der er konstateret stigninger i de uorganiske forureningsparametre, bl.a. sulfat, som er en typisk indikatorparameter for gasværksforurening.



Figur 7

Ændringer i koncentrationerne af tjæreforbindelser (M7-1) over tid.

Changes in concentration of tar components (M7-1) with time.

Monitoringsprogrammet indikerer, at den forcerede infiltration har medført en øget udvaskning af forurening fra den umættede zone af både tjærekomponenter og de uorganiske komponenter, såsom sulfat, men at tjære- og cyanidforureningen i grundvandet er begrænset til en zone omkring den mest forurenede boring. At den organiske forurening ikke er konstateret i monitoringsboringerne nedstrøms, må skyldes, at forureningen nedbrydes i den umættede zone inden grundvandsspejlet eller i den mættede zone inden for en relativ kort afstand fra kilden.

Afslutning

Som planlagt er infiltrationsprojektet afsluttet efter 29 måneder. Infiltrationsraten har svaret til ca. 30 gange den naturlige infiltration. Der var ikke længere miljømæssigt behov for at fortsætte driften af infiltrationsanlægget, idet resultaterne fra projektet har dokumenteret, at restforureningen på gasværksgrunden ikke under normale infiltrationsforhold vil udgøre en kilde til forureningsspredning nedstrøms for gasværket.

5 Frederiksberg Gasværk

Projektet er udført af RAMBØLL. En del af laboratorieforsøgene er dog udført af Danmarks Miljøundersøgelser, Afdeling for havmiljø og mikrobiologi. Projektet er finansieret 50% af Frederiksberg Kommune og 50% af Miljøstyrelsen.

5.1 Grundlag for afværgeprojekt

Forureningsforhold

Frederiksberg Gasværk på Finsensvej blev bygget i 1895 og gasproduktionen ophørte i 1964. Gasværket var et traditionelt kulgasanlæg, hvor gassen blev fremstillet ved afgasning af stenkul. I 1964 blev tjære- og ammoniakbassinet opfyldt og de ældste gasbeholdere nedlagt og fjernet.

Forureningsundersøgelser

Miljøtekniske undersøgelser fra 1987-1990 /28/ viste, at grunden var forurenede med tjære, olieprodukter, cyanid og tungmetaller. Der blev fundet store mængder tjæremættet jord ved det tidligere tjære/ammoniakbassin samt en tjæreforurening i det sekundære og øvre grundvandsmagasin ved gasbeholder 3. Det blev vurderet, at grundvandsforureningen ville kunne spredes til Frederiksberg kommunes vandforsynings indvindingsboringer samt til nærmeste recipient.

Risikovurdering

Af hensyn til grundvandet og arealanvendelse til offentlige formål (kommunale tekniske anlæg, driftsbygninger og pladser) blev det foreslået, at tjæreforurenede jord skulle fjernes.

Målsætning for afværgeprojektet

Målsætningen for afværgeprojektet var at forureningskilder skulle fjernes. Desuden skulle der afværgepumpes på det primære grundvand for at forhindre yderligere forureningsspredning.

Grundvand

I 1990-1993 blev oppumpet ca. 5 m³ vand/t, som blev afledt til kloakken. Afværgepumpning blev indstillet på grund af de lave koncentrationer i grundvandet, men genopstartet i oktober 1995 på grund af stigende koncentrationer i monitoringsboringerne.

Afværgeprojekt for jordforurening

I 1989-1990 blev følgende afværgeaktiviteter iværksat. Gasbeholder 3, som stadig var i drift, blev tætnet. Vand og bundslam blev fjernet. Ved naftalanlægget blev 23 m³ forurenede jord samt olietanke fjernet og arealet blev overdækket.

Tjære- og ammoniakbassin, gasbeholder 1, fyldt i kælder til apparthus og stærkt forurenede jord blev opgravet og beholdere tømt for tjære. Enkelte fraserterede materialer fra fyld og tjære blev bortskaffet til deponering. Renset, tjæreforurenede vand blev ledt til kloakken.

Biologisk behandling

Resten af den tjæreforurenet jord blev midlertidigt deponeret på grunden i forbindelse med ansøgning til forsøgsprojekt med biologisk on-site rensning af tjæreforurenet jord under Gasværkspakken. Yderligere jordmængder blev bortskaffet ved opstart af forsøgsprojektet, idet kun ca. 307 m³ blev behandlet under Gasværkspakkens forsøgsprojekt.

5.2 Oprensningsprojekt for jord

5.2.1 Målsætning

Målsætning for oprensning

Målsætningen for oprensningsprojektet var at undersøge, om den opgravede jord kunne nedbrydes biologisk on-site ved kompostering.

Oprensningsprojektet ved Frederiksberg Gasværk er opdelt i tre faser /29/.

Fase 1

Fase 1 /16/ bestod af laboratorieforsøg til undersøgelse af population af mikroorganismer og tjærenedbrydende mikroorganismer i tjæreforurenet jord. Desuden blev 10 detergenters evne til at mobilisere PAH'er, og hermed gøre dem tilgængelige for mikroorganismer, undersøgt.

Fase 2

Fase 2 /17/ bestod af undersøgelser af de betingelser, hvorunder den biologiske nedbrydning af tjærestoffer kan foregå. Undersøgelserne blev udført ved hjælp af mikrokosmos forsøg over 325 dage og kolonneforsøg over 126 dage.

Fase 3

Fase 3 /15/ bestod af et feltforsøg udført "on-site" på Frederiksberg Gasværksgrund. Tjæreforurenet jord blev udlagt i miler i det fri og i det tidligere tjærebassin, der blev overdækket. Forsøget blev udført over en periode på 496 dage.

5.2.2 Teoretisk princip

Den valgte afværgeteknik består af åben kompostering i miler. Jord er et biologisk medie, og kemikalier spildt på jord vil have en tendens til at indgå i de mikrobiologiske omsætningsprocesser, der er styret af jordbakterier og svampe m.v. /30/.

Miljøfaktor

Mikrobiel nedbrydning afhænger af en række miljøfaktorer /31/:

- Redoks/iltforhold
- Næringssalte
- pH
- Sammensætning og koncentrationer af forurening
- Temperatur
- Tilstedeværelse af mikroorganismer
- Jordarten og forureningens tilgængelighed

Stabiliseringsfase

Komposteringsprocessen opdeles ofte i to faser:

- “stabiliseringsfasen”, hvor der foregår en hurtig omsætning af de letomsættelige stoffer,

Modningsfase

- og “modningsfasen”, hvor de mere svært nedbrydelige stoffer, såsom organiske kemikalier, omsættes /32/.

Kompostering i miler forveksles ofte med landfarming, på trods af at landfarming normalt består i at forurenede jord udlægges i et lag på maksimum 1,5 m ovenpå jordoverfladen, og herefter kultiveres i større eller mindre grad. Fordelen ved landfarming er, at det antages, at der kan opnås iltning i hele det forurenede jordlag modsat milekompostering, hvor der kan forekomme iltbegrænsninger.

Kompostering i åbne miler er også anvendt ved Esbjerg Gasværk, jf. kapitel 6. De to projekter afviger fra hinanden, idet der er afprøvet flere modifikationer ved kompostering ved Frederiksberg Gasværk og forsøget har varet længere.

5.2.3 Laboratorieforsøg

Forureningsnedbrydende bakterier

Mikrobiologiske forsøg /33/ har vist, at jord fra Frederiksberg Gasværk indeholdt mellem 10^6 og 10^7 dyrkbare bakterier/g jord TS. Heraf blev fundet 10^3 - 10^5 phenanthren-nedbrydende og mellem 10^2 og 10^3 anthracen- og pyren-nedbrydende bakterier/g jord TS.

Der er angivet /29/, at der skal være mere end 10^3 forureningsnedbrydende bakterier/g jord til stede før en biologisk rensning af jorden kan påbegyndes.

Ved tilsætning af ^{14}C -mærket pyren og anthracen til jorden fra Frederiksberg Gasværk, blev der påvist en nedbrydning på 18 - 28% af den tilsatte pyren inden for 7 dages inkubation.

Detergenter

10 forskellige detergenter blev undersøgt for deres evne til at mobilisere PAH fra jord ved forskellige koncentrationer.

Den største mobilisering blev opnået ved koncentrationer på 1% w/w (10 g detergent/kg jord). Den mest effektive detergentblanding medførte mobilisering af 9,4% af PAH ved udrydningsforsøg. De anvendte nonionaktive detergenter tilhørte gruppen af alkoholethoxylater.

Detergentblandingen medførte ingen hæmning med hensyn til nedbrydning af ^{14}C -mærket pyren.

Microkosmosforsøg

Microkosmosforsøgene /34/ blev udformet, således at risikoen for andre reaktioner end biologisk nedbrydning blev minimeret.

Over de første 4 måneder var nedbrydningen ubetydelig og antallet af phenanthrennedbrydende bakterier faldt, formentlig på grund af ændringer i pH ved tilsætning af næringssalte.

I løbet af de sidste 198 dage af microkosmosforsøget blev ca. 70% af alle de undersøgte ¹⁴C-mærkede PAH-stoffer (phenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren, benzo(a)pyren) nedbrudt.

Kolonneforsøg

Desuden blev beluftning samt tilsætning af henholdsvis kompost og flis som strukturmaterialer undersøgt for effekt på nedbrydning af PAH i et kolonneforsøg. Ingen af de anvendte behandlinger medførte signifikant nedbrydning i løbet af de 126 dage, som forsøget varede. Dette skyldtes formentligt, at forsøgsbetingelser i jorden virkede hæmmende på PAH-nedbrydning, og bakterier ikke kunne nå at adaptere til forholdene.

5.2.4 Tekniske detaljer

Forureningsniveau i forsøgsjord

Jorden, der skulle behandles var opgravet i 1990, og blev sorteret med henblik på at fjerne træ, mursten, beton, og kraftig tjæreforurenet jord. Jorden lå indtil forsøgets opstart i juni 1994 i 2 miles inde på gasværksgrunden.

Homogenisering og startkoncentrationer

De 2 miles blev sammenblandet og homogeniseret, og partikler større end 80 mm blev frasorteret. Der blev udtaget 10 jordprøver til beskrivelse af startkoncentrationen i den sammenblandede jord. Koncentrationerne var i gennemsnit ca. 400 mg "total PAH"/kg TS (300 – 550 mg/kg TS).

Jordegenskaber

Den sammenblandede jord var beskrevet som sand, svagt leret og gruset med klumper af sandet ler, tegl, slagge, kul/koks, træstykker, skifer, skaldele, mørtel.

60% af jorden havde en kornstørrelse på < 4 mm. Hovedmængden af tjærestoffer (omkring 80%) fandtes i jordfraktioner mellem 0,5 – 4 mm.

Tjæreparkler

Stereomikroskopisk undersøgelse under varmepåvirkning viste, at en stor del af det målte tjæreindhold forekommer som relativt små usynlige tjæreparkler (<0,5 mm). Undersøgelse med fluorescerende tyndlagsmikroskopi belyste, at tjære findes både som tjæreparkler og som et tjærelag på overfladen af kvartsparkler.

Behandlingsprogrammet

Jorden blev herefter opdelt i 5 bunker, som afhængig af den planlagte behandling blev tilsat vand, næringssalte i form af NPK-gødning, træflis, kompost og detergentopløsning.

De 5 bunker blev herefter udlagt i 10 miles på hver ca. 30 tons. 5 miles (1G - 5G) blev udlagt i det fri og 5 miles (1B-5B) i det overdækkede tjærebassin.

Tabel 5 viser de forskellige behandlinger.

Miler i det fri 1-5 G		Overdækkede miles 1- 5 B	
1G	Ingen behandling	1B	Ingen behandling
2G	Vending + 16 m ³ træflis (elmefflis)	2B	Ventilering + 16 m ³ træflis (elmefflis)
3G	Vending + 15 m ³ kompost (havekompost +	3B	Ventilering + 15 m ³ kompost (havekompost +

	lidt hestegødning)		lidt hestegødning)
4G	Vending + 1,6 – 2,6 g detergenter /kg jord	4B	Vending + 1,6 – 2,6 g detergenter /kg jord
5G	Vending	5B	Vending

Tabel 5

Behandling for jordmiler: Frederiksberg Gasværk.

Treatment for the soil miles: Frederiksberg Gas works.

Komposteringstid

Forsøget varede 71 uger (496 dage).

Vending

Jorden er vendt ved maskinel vending med gravemaskine 7 gange i forsøgsperioden.

Ventilering

Ventilering af mile 2B og 3B gav en luftgennemstrømning på 50 m³/time.

Gødskning

Under forsøget blev der tilsat NPK-gødning, kalksalpeter og vand til alle miler med henblik på at opnå det optimale niveau for nedbrydning. Tilsætning er udført i henhold til foretagne målinger af NPK samt fugtighedsmålinger.

Det optimale indhold af N, P og K er af Hedeselskabet oplyst at være:

Nitrattal:	omkring 24	(24 mg N/kg jord)
Fosfortal:	omkring 2 – 4	(20 – 40 mg P/kg jord)
Kaliumtal:	omkring 8	(80 mg K/kg jord)

Vandtilsætning

Tilsætning af vand er udført i forbindelse med vending, dog med sprinkleranlæg for 2B og 3B. Det optimale vandindhold er på 60% af markkapaciteten.

I ca. 1 m's dybde inde i hver mile var placeret et tensiometer til måling af jordens fugtighed.

Detergenttilsætning

Detergentopløsning til 4G og 4B blev tilsat i en 5% opløsning ved start af forsøget og yderligere to gange i forsøgsperioden. Der blev anvendt 2 non-ioniske detergenter i forholdet 1:1. I flere måneder var det ikke muligt at foretage tilsætning af detergenter på grund af jordens høje vandindhold. Der blev tilsat i alt 1,6 og 2,6 g detergenter/kg jord i henholdsvis mile 4G og 4B.

Ilt og kuldioxid i poreluft

Desuden er der i hver mile placeret et poreluftspyd til måling af ilt, kuldioxid og metan, henholdsvis 0,2 m, 0,5 m, 0,8 m og ca. 0,1 m fra bunden.

5.2.5 Resultater

Blandningsprøver

Jordprøver til kontrolanalyser blev udtaget i forbindelse med vending (10 delprøver på 1 kg fra hver mile). Jorden blev blandet i en spand og store sten frasorteret. Herefter blev 10 jordprøver på 0,5 kg udtaget. Herefter blev 5 jordprøver fra hver mile sendt til de ordinære kemiske analyser for "total PAH" og for enkeltkomponenter. De resterende 5 prøver blev nedfrosset og herefter frysetørret til senere analyse.

Der er udtaget jordprøver i alt 12 gange i løbet af forsøgsperioden på 496 dage (71 uger).

Analysemetode

Jordprøver er ekstraheret med dichlormethan og vand ved anvendelse af ultralyd. Ekstrakterne er analyseret med GC/MS SIM for 12 PAH'er.

12 PAH'er

De 12 PAH'er er naphthalen, 1-methylnaphthalen, 2-methylnaphthalen, dimethylnaphthalen, acenaphthalen, phenanthren, fluoren, anthracen, fluoranthren, pyren, chrysen og benzo(a)pyren.

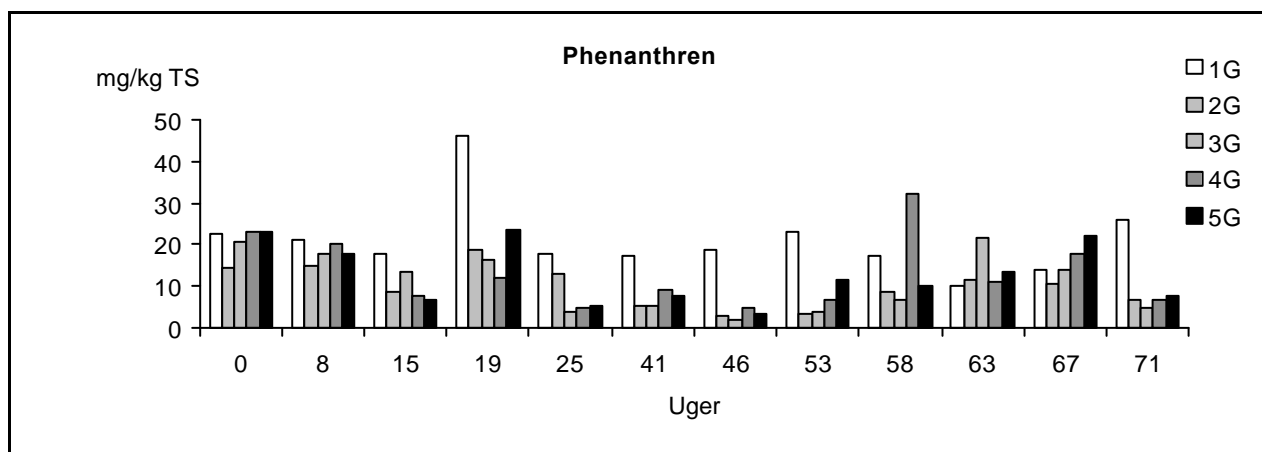
"Total PAH"

Desuden blev ekstraktet analyseret med GC/FID, hvorefter totalarealet er omregnet i forhold til respons for standard PAH, som et udtryk for "total-PAH". Disse beregninger af "total-PAH" er i andre undersøgelser ofte benævnt "total tjære" eller "total ekstraherbare stoffer".

I alt 720 ordinære jordprøver er analyseret for PAH-indhold umiddelbart efter prøvetagning, og efterfølgende er ca. 226 af de nedfrosne og frysetørrede prøver analyseret.

Korrelationsanalyse

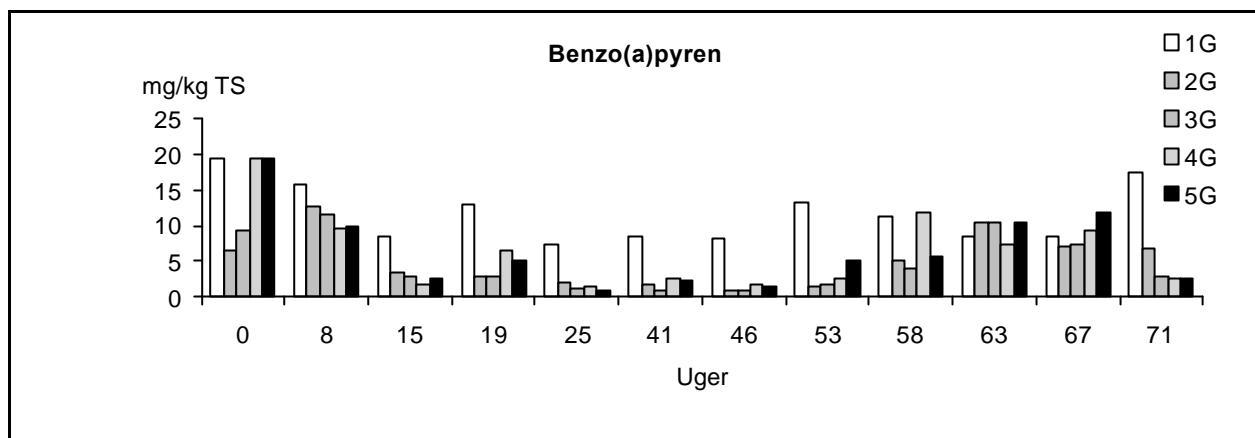
Til at evaluere pålideligheden og anvendeligheden af de mange analyseresultater er der udført en korrelationsanalyse til at afklare, om der er korrelation mellem indholdet af "total PAH" og de mest almindeligt forekommende PAH'er. Korrelationsanalysen viste, at der generelt er dårlig korrelation mellem "total PAH" og enkeltkomponenter. Derimod er der en god korrelation mellem enkeltkomponenterne.



Figur 8

Indhold af phenanthren som funktion af tiden i de udendørs miler.

Content of phenanthrene as a function of time for the outside miles.



Figur 9

Indhold af benzo(a)pyren som funktion af tiden i de udendørs miler.

Content of benzo(a)pyrene as a function of time for the outside miles.

På dette grundlag er der ved vurdering af resultater af komposteringsforsøg anvendt data for følgende enkeltkomponenter: Phenanthren, anthracen, fluoranthen, pyren, chrysen og benzo(a)pyren.

Frysetørrede prøver

Der er desuden foretaget en sammenligning af indhold af PAH'er for ordinære og frysetørrede prøver. For de ordinære prøver er der fundet et signifikant lavere gennemsnitligt indhold for de udendørs miler (undtagen 1G) end for de indendørs miler samt 1G. De frysetørrede prøver viser ingen signifikant forskel i de gennemsnitlige koncentrationer for de 10 miler. Resultaterne ligger mellem resultaterne for henholdsvis de udendørs og indendørs ordinære prøver.

Det vurderes derfor, at jordens konsistens, herunder evt. vandindhold, har stor influens på bestemmelsen af PAH, ved den anvendte analysemetode.

Der skal her bemærkes, at der i de senere år har været megen diskussion om PAH-analysers pålidelighed og nøjagtighed og der anbefales nu en væsentlig længere ekstraktionstid end den, der har været anvendt under forsøget.

Store standardafvigelser

Der er fundet store afvigelser i resultaterne for prøver af blandingsjord udtaget fra samme forsøgsmile. Ligeledes er der ikke systematisk sammenhæng i den tidsmæssige udvikling. Dette illustreres ved den grafiske præsentation i figur 8 og 9 af data for 1G - 5G (de udendørs miler) for phenanthren og benzo(a)pyren, hvor søjlerne repræsenterer middelværdier for de ordinære prøver (de ikke-nedfrosne prøver).

Inhomogenitet

De store uregelmæssige variationer over tid kan skyldes, at en tjæreholdig delprøve fordeles i blandingsjorden og påvirker alle 5 prøver. De mange data

illustrerer omfanget af problemet ved udtagning af prøver fra et inhomogent medie.

Herudover kan de førnævnte forhold, hvor ekstraktionseffektiviteten påvirkes af jordens konsistens og vandindhold, medføre tidsmæssige ændringer, som ikke kan relateres til biologisk nedbrydning.

Regressionsanalyse

For at kunne vurdere, om der er sket reduktion i indholdet af PAH, var det nødvendigt til at foretage statistisk behandling af data i form af regressionsanalyser. Ved regressionsanalyser er den mest sandsynlige lineare reduktion i indholdet af PAH'er i prøverne over tiden estimeret med et signifikansniveau for reduktion i PAH-indhold på 5%.

Der er fundet en signifikant reduktion i indholdet af phenanthren, fluoranthen, chrysen, pyren og benzo(a)pyren i 5 af forsøgsmilerne, heraf de to miler uden behandling.

Med hensyn til reduktion af PAH over tid er rangordenen for forsøgsmiler, som følger:

5G > 1B, 1G, 4B, 4G >> 3B, 3G, 2G >>> 2B, 5B

Under feltforsøget er der sideløbende udført mikrokosmos-forsøg med jorden fra 1G - 5G med tilsætning af ¹⁴C-mærket phenanthren og pyren. Forsøget viste, at op til omkring 60% af den tilsatte mængde ¹⁴C-mærket phenanthren blev omsat inden for 30 dage, og op til 40% pyren inden for 90 dage. Dette dokumenterer jordens naturlige evne til at nedbryde PAH.

Halveringstid

Halveringstiden, $t_{1/2}$ er den tid det tager for startkoncentrationen at reduceres til det halve. Halveringstiden er på omkring 400 – 800 dage. Halveringstiden viser ingen tendenser i forhold til de enkelte stoffer (f.eks. længere halveringstider for PAH'er med mange ringe), eller i forhold til en specifik behandling. Til sammenligning var halveringstiden for de tilsatte ¹⁴C-mærkede PAH'er ved laboratorie forsøget (mikrokosmosforsøget) på mellem 110-133 dage.

RAMBØLL konkluderer, at tilsætning af flis og kompost ikke har medført nogen positiv effekt med hensyn til fjernelse af PAH'er, men tværtimod har hæmmet nedbrydningsprocessen.

Tilsætning af detergenter har ikke medført øget fjernelse af PAH i forhold til fjernelse af PAH'er i kontrolmilerne (uden vending). Fjernelse af PAH på 24 - 45% over en periode på 496 dage er observeret, men kan ikke entydigt henføres til den behandling, forsøgsmilerne har undergået. Reduktionen svarer til en halveringstid på mellem 529 - 967 dage for de enkelte PAH'er.

Slutniveauer efter 496 dage var på 200 - 300 total tjære mg/kg. Det procentuelle fald i koncentrationerne for flere (men ikke alle) målerunder illustreres for 5G i tabel 6.

PAH mg/kg	Måneder						% reduktion
	0	3	4	9	13	16	

< 4 ringede PAH	32	8	35	11	23	9	30 - 72 %
4 ringede PAH	68	19	33	15	54	12	20 - 80 %
> 4 ringede PAH	38	6	12	6	32	6	15 - 85 %
Total PAH	138	33	80	32	109	27	20 - 80 %
Total tjære	391	189	492	177	484	75	0 - 80 %

Tabel 6

Reduktion i PAH indhold over tid (mile 5G); Frederiksberg Gasværk.

Reduction in PAH content with time (mile 5G): Frederiksberg Gas Work.

Det blev vurderet /29/, at det ikke er realistisk at forvente en fuldstændig nedbrydning/reduktion af PAH-komponenter i jorden fra Frederiksberg Gasværk ved en forsøgsopstilling af biologisk on-site nedbrydning.

Det vurderes sammenfattende at den beskrevne nedbrydning af jord fra Frederiksberg Gasværk illustrerer "modningsfasen", hvor der sker en langsom nedbrydning af de svært nedbrydelige stoffer. Det kan tænkes, at der er sket en vis nedbrydning af tjæren i perioden fra opgravning til forsøget blev iværksat, svarende til "stabiliseringsfasen".

6 Esbjerg Gasværk

Projektet er udført af Birch og Krogboe A/S /35, 36, 37/ med laboratorieforsøg af Vandkvalitetsinstituttet /38/. Projektet er finansieret 50% af Esbjerg Kommune og 50% af Miljøstyrelsen.

6.1 Grundlag for afværgeprojekt

Forureningsforhold

Gasværket blev nedlagt i 1964. Et areal på ca. 20.000 m² var forurenede med svagt indhold af tjære på 20 - 200 mg total tjære /kg. Omkring tjærebeholder, tjæreudskiller, tjæreledning mellem tjærebeholder og tjæredestillationsanlæg samt destillationsanlægget var der fundet kraftig jordforurening med flydende tjære. Under vejkasser og langs kloakledninger var ligeledes sket udsivning af ren tjære.

Det sekundære grundvandsmagasin var forurenede på grund af udvaskning fra tjære og tjæreforurenede jord. Grundvandsbevægelser var påvirket af adskillige kloak- og vandledninger. På grund af utætheder i kloakkerne blev grundvandet hovedsagelig drænet til Esbjerg Øst rensningsanlæg og ikke til den nærmeste recipient /39, 40/.

Risikovurdering

Risikovurderingen for grunden belyste, at jordforureningen primært udgjorde et problem for den fremtidige arealanvendelse.

Målsætning

Målsætningen for afværgeprojekt /39/ var, at grunden skulle kunne anvendes til følgende aktiviteter:

- Områder med svagt forurenede jord anvendes uændret til erhvervsformål eller grønne områder uden afværgeforanstaltninger.
- Områder omfattende veje og forurenede jord langs veje og ved tjæredestillationsanlæg befæstes eller beplantes.
- Området omkring tjæreudskilleren og de forurenede jordvolde anvendes til parkeringsformål, men det sikres, at udvaskning af forurening til grundvandet ikke medfører forurening af oprenset området, ved at der etableres et afværge-dræn.
- Området med tjærebeholderen oprenses.

Afværgeprojektet har således to elementer: Oprensning af jord og opsamling og rensning af perkolat fra de værst forurenede områder.

6.2 Oprensningsprojekt for jord

6.2.1 Målsætning

Afgravning

Til oprensning omkring tjærebeholderen valgtes at afgrave og behandle (termisk) forurenede jord. Ved oprensningen blev der opgravet i alt 4.700 tons tjæreforurenede jord fra tjære- og ammoniakbeholderen.

Termisk behandling

Den kraftigt forurenet jord skulle behandles termisk.

Kompostering

Den svagt forurenet jord (<5%) skulle behandles biologisk ex-site.

Jorden blev sorteret, således at svagt forurenet jord (i alt 2.751 tons med mindre end 1% tjære) som forsøg blev behandlet biologisk med overfladeaktive stoffer. I alt 573 tons kraftigt forurenet jord (1 - 5 % tjære) blev behandlet traditionelt med milekompostering hos Bioteknisk Jordrens A/S.

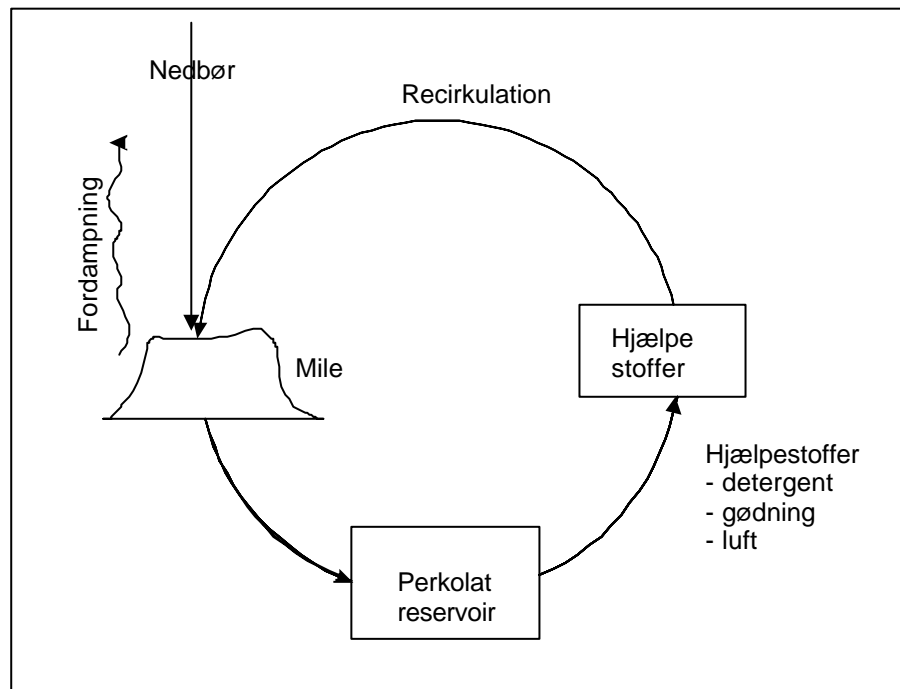
6.2.2 Teoretisk princip

Målsætning

Målsætningen for den biologiske behandling er, at forureningen nedbringes til 200 ppm /41/. Oprensning til 200 ppm ville tillade deponering på fyldplads eller kontrolleret losseplads, eller at jorden anvendes til afdækning eller retablering af lossepladser.

Den valgte afværgeteknik består af åben kompostering i miler. Det generelle princip for kompostering er beskrevet i afsnit 5.2.2 vedrørende Frederiksberg Gasværk. Ved Esbjerg Gasværk er der for at fremme komposteringseffektiviteten og omsætningshastigheden tilsat vandig opløsninger af detergenter til jorden.

Principskitsen for oprensningsteknik er vist i figur 10.



Figur 10

Principskitse ved stimuleret biologisk rensning af tjæreforurenet jord.

Diagram of stimulated biological treatment of tar contaminated soil.

6.2.3 Laboratorieforsøg

Laboratorieforsøg

Ved forsøgsprojektet blev der udført laboratorieforsøg til fastlæggelse af nedbrydningsbetingelser /38/. Disse forsøg omfattede valg af detergenter og forsøg med tilsætning af tjærenedbrydende bakterier.

Valg af detergenter

Valg af detergenter er baseret på, at de skal være relativt stabile i jorden i forhold til nedbrydningstider, men at de nedbrydes fuldstændigt over en længere periode. De ioniske detergenter (f.eks. anioniske, kationiske og amfotere detergenter) er uegnede til anvendelse i jord, idet de reagerer med jorden. Det er også væsentligt, at detergenterne kan håndteres ved feltforsøg samt at de kan trænge d i jordstrukturen og opnå kontakt til tjæreforurening på jordpartiklens overflade. Der er afprøvet 6 non-ioniske detergenter i laboratorieforsøgene.

Tilsætning af en detergentopløsning på 0,02% har ikke medført forøget udvaskning af tjærekompener. Ved laboratorieforsøg blev nedbrydningen ved anvendelse af lave koncentrationer af detergenter (10 – 100 µg/g) forøget 1,5 gange. Højere koncentrationer på 1000 µg/g (0,01%) medførte en betydelig hæmning. Forøgelsen af nedbrydningshastigheden skyldes sandsynligvis ikke en forøgelse af PAH-forbindelsernes opløselighed, men kan muligvis være forårsaget af, at detergenterne svækker adsorptionen til jordpartikeloverfladen, således at tjærestofferne bliver mere tilgængelige for bakteriel nedbrydning. På baggrund af forsøgene blev der udvalgt en alkohol-ethoxylat med butylether detergent (tilføjet hydrofile grupper) til feltforsøget.

Tilsætning af tjærenedbrydende bakterier

Laboratorieforsøg viste desuden, at jord med mindre end 1% tjære var biologisk aktiv og indholdt tjære-nedbrydere, mens tilsætning af fremmede tjærenedbrydende bakterier (Tarco Nord Rensningsanlæg) hæmmede nedbrydningsprocessen. Der er derfor ikke tilsat bakterier i feltforsøgene.

6.2.4 Tekniske detaljer

Afbrænding i kulfyret

kraftværk

Den mest tjæreforurenede jord med mere end 5% tjære (3.160 tons) skulle afbrændes på kulfyret kraftværk (Vestkraft), hvor forurenede jord blandes med kul (ca. 1:20) i kulmøllen før termisk behandling. Den behandlede jord indgår i slagger fra kraftværket. Jorden behandles efter frasortering af større genstande. Forurenede større genstande blev lagt i mellemdepot. Forurenede jord med indhold af kviksølv eller cyanid må ikke afbrændes på kraftværker.

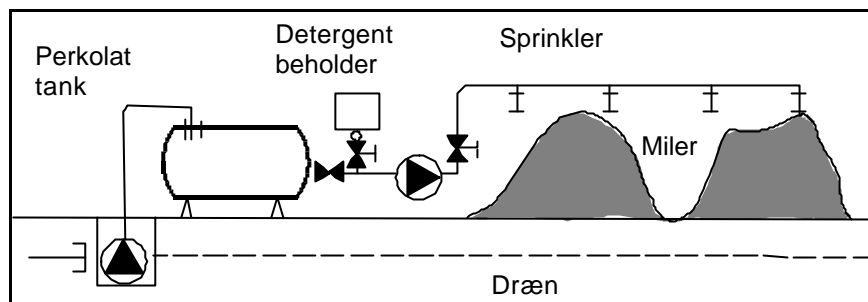
Fri tjære

Ved afgravning af fri tjære i tjærebeholderen var det nødvendigt at blande 3 dele sand med 3 dele tjære. I alt blev 3.161 tons jord med mere end 5% tjære sendt til termisk rensning, hvilket svarede til ca. 2.600 tons mere end projekteret. 2.751 tons jord med mindre end 1% tjære blev som forsøg behandlet biologisk med tilsætning af overfladeaktive stoffer.

Feltforsøg

Feltforsøg fandt sted på det nærliggende jordrensningsanlæg i Måde, og bestod i forceret nedbrydning og udvaskning af tjærestoffer fra forurenede gasværksjord

med vanding, iltning, gødskning og tilsætning af detergenter. Den behandlede jord bestod af fyldjord med blandet sand, grus og ler. Forsøget er påbegyndt i slutningen af april 1993. Den forurenede jord er udlagt i 5 miler på 1,5 - 12 m højde og 4 - 5 m bredde, dvs. ca. 500 tons pr. mile. Desuden er der udlagt en kontrolmile, B, på 200 tons.



Figur 11
Perkolatopsamlingsystem og sprinklerenhed.

Collection system for percolate and sprinkler unit.

Opstartsperiode

Milerne blev i opstartsperioden vendt en gang om ugen. Der blev ligeledes i opstartsperioden tilsat 400 kg NPK gødning 2 gange ved udstrøning over de 6 miler. Efter udstrøning af gødning blev milerne vandet i 6 timer over 3 - 4 dage via et sprinkleranlæg med en kapacitet på 11 m³/time. Samtidigt blev der tilsat detergenter med en koncentration på 1,2 kg/ m³ vand, dog ikke til kontrolmilen. Perkolat opsamles og recirkuleres/anvendes til vanding. Se figur 11.

Driftsperiode

Efter opstartsperioden vendes milerne mindst hver 3. uge eller efter behov, dvs. ved lavt iltindhold. Milerne blev vandet efter behov. Målsætningen var at opnå en koncentration på maksimalt 100 mg detergent/kg jord (0,001%). Da detergenter er nedbrydelig, skal den tilsættes i hele forsøgsperioden. Der tilsættes NPK gødning, ca. 250 kg til de 6 miler pr. måned. Der er beregnet et forbrug på 700 g/tons jord (0,007%). Ved gødning er beregnet et støkiometrisk forhold, C:N:P på 35:7:1.

6.2.5 Resultater

Der er ved opstart samt efter 8, 16 og 28 uger udtaget en blandingsprøve fra mile 1, 5 og B samt en blandingsprøve fra mile 2, 3 og 4.

Blandingsprøver

Blandingsprøver er udtaget i en dybde af 50 cm fra 10 steder i jordmilerne og blandet i en spand med en håndspade. Herefter er udtaget ca. 40 g i et 100 ml pyrex "redcap glas" med teflonbelagt gummipakning.

Total tjære og 8 PAH

Ekstraktet fra jordprøven er analyseret ved GC/FID-analyse efter omrytning i 60 minutter med dichlormethan og vand. Der er kvantificeret total indhold af tjære for 8 PAH'er (naphthalen er inkluderet som en PAH).

Iltindhold

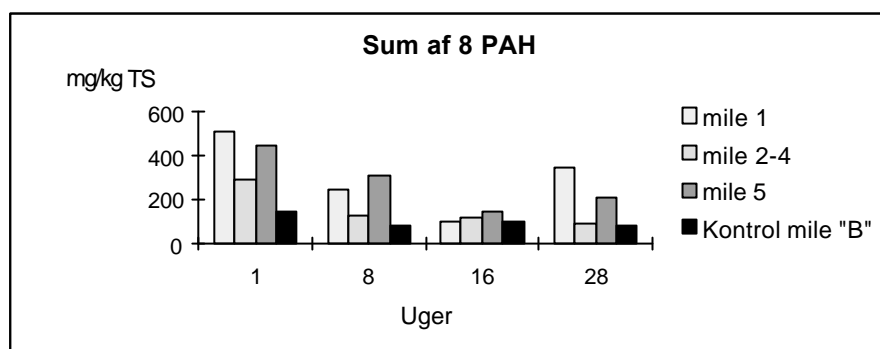
Itindhold i poreluft er målt hyppigt med henblik på at optimere vending af milerne.

Vandprøver

Der er efter henholdsvis 16 og 28 uger udtaget to vandprøver af perkolat fra komposteringsanlægget. Disse er analyseret for PAH'er, BTX (Benzen, toluen, xylen) og phenol.

Effekt af detergent

Resultaterne, jf. figur 12, viste et fald i total tjæreindhold på 10 til 50% (men 30 – 70% for sum af PAH'er) for alle miler, inklusiv kontrolmilen, uden detergenttilsætning. Kontrolmålinger ved opstart på milen uden detergenter viste mod forventning både et lavere indhold af tjære og et lavere procentindhold af PAH'er end målinger ved opstart for de fem miler med detergenttilsætning.



Figur 12

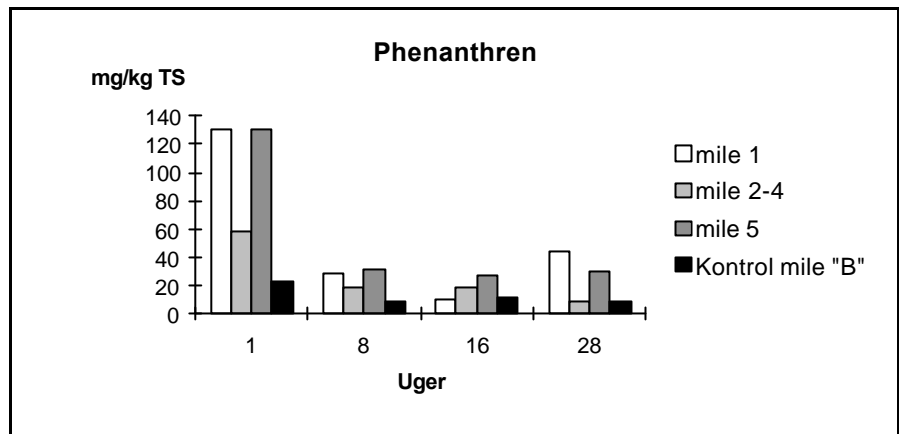
Reduktion i PAH-indhold over tid: Esbjerg Gasværk.

Reduction in PAH content with time: Esbjerg Gas Works.

Tjærelugt og misfarvning

Efter 8 uger har jorden mistet en del af tjærelugten og misfarvningen, dog kunne der findes tjæreforurenede lerklumper. Det antages, at lugten skyldes mercaptanforbindelser, og evt. NSO-forbindelser.

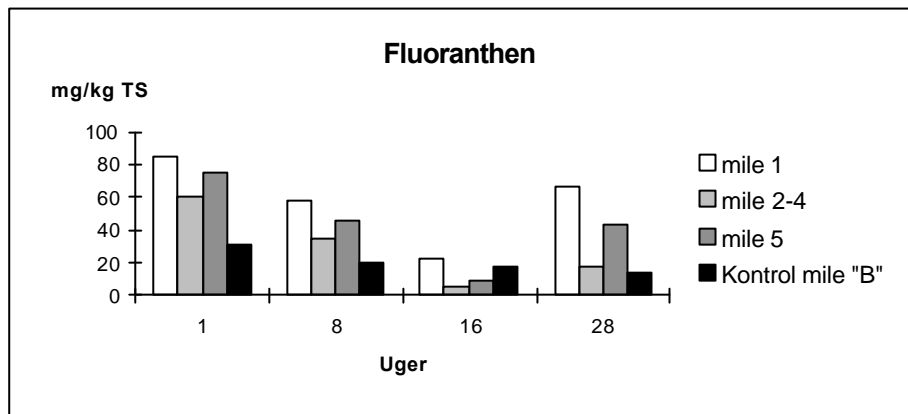
Indholdet af de 3-ringede PAH'er (illustreret i figur 13 og 14 med phenanthren og fluoranthren) blev inden for de første 8 uger reduceret i betydeligt omfang såvel med som uden detergenttilsætning. Disse PAH'er er de mest vandopløselige og dermed de mest tilgængelige PAH'er, men også de mest flygtige. Derfor kan den hyppige vending af milerne også have betydning for reduktionen, udover den biologiske omsætning.



Figur 13

Reduktion i phenanthrenindhold over tid: Esbjerg gasværk.

Reduction of phenanthrene content with time: Esbjerg Gas Works.

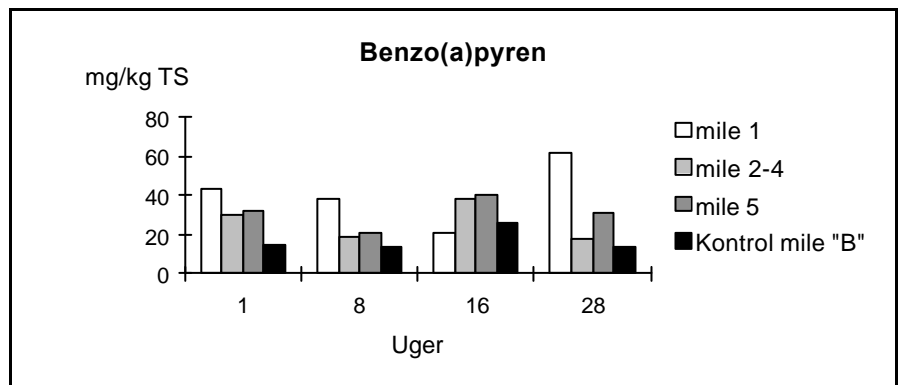


Figur 14

Reduktion i fluoranthrenindhold over tid: Esbjerg gasværk.

Reduction of fluoranthene content with time: Esbjerg Gas Works.

Der kunne ikke konstateres nogen signifikant nedbrydning af 5-ringede PAH'er (illustreret i figur 15 med benzo(a)pyren) inden for forsøgsperioden.



Figur 15

Reduktion i benzo(a)pyrenindhold over tid: Esbjerg gasværk.

Reduction in content of benzo(a)pyrene with time: Esbjerg Gas Works.

Det er ikke muligt af det gennemførte 6-måneders forsøg at udlede, hvornår nedbrydningskurven vil flade ud, eller at give et bud på slutkoncentrationerne efter nedbrydning i flere år.

I tabel 7 illustreres reduktionen over tid for mile 1.

PAH mg/kg	Måneder				% Reduktion
	0	2	4	6	
< 4 ringede PAH	249	42	15	56	80 - 90 %
4 ringede PAH	143	111	46	133	7- 70 %
> 4 ringede PAH	79	93	42	138	0 - 45 %
Total PAH	471	246	107	327	30 - 80 %
Total "Tjære"	4100	2200	1700	2700	35 - 60 %

Tabel 7

Reduktion i PAH-indhold over tid (mile 1): Esbjerg gasværk.

Reduction in PAH content with time (in mile 1): Esbjerg Gas Works.

Generelt ses et fald i koncentrationerne inden for de første 2 måneder af forsøget.

Iltilforbrug

Det er konstateret, at iltindholdet i poreluften faldt fra ca. 8 - 10% til ca. 2,5% inden for 5 dage efter vending, mens atmosfærens iltindhold er 21%.

Perkolat

Ved to analyser af perkolat fra miler analyseret efter 16 og 28 uger er kun fundet henholdsvis 6 µg total PAH/l og 23 µg total PAH/l. Det totale indhold af kulbrinter i den sidste prøve var 2,6 mg/l, hvilket skyldtes tilsætning af detergenter. Der er analyseret for phenoler i perkolatprøve efter 16 ugers udvaskning, men der er ikke påvist phenoler i prøven.

Stabiliseringsfase

Det kan sammenfattende vurderes, at nedbrydningen af jord fra Esbjerg Gasværk illustrerer "stabiliseringsfasen", jf. afsnit 5.2.2, idet der tilsyneladende ses et hurtigt fald i de lavere PAH'er.

6.3 Oprensingsprojekt for grundvand

6.3.1 Målsætning

Oprensning af perkolat

Perkolatet er her det vand, som opsamles i tjæreudskilleren på gasværksgrunden. I dette område blev jorden ikke rensset, men der blev etableret et dræn. Drænvandet ledes til Esbjergs kommunale renseanlæg /37/, hvor der sker en biologisk rensning af det tjære forurenede grundvand.

6.3.2 Teoretisk princip

Til vurdering af rensningen af perkolat for tjærekomponenter i et almindeligt renseanlæg, blev der etableret et pilotanlæg på det kommunale renseanlæg.

Esbjerg Rensningsanlæg

Esbjerg Øst rensningsanlæg er et fuldt udbygget biologisk rensningsanlæg med kemisk forfældning med jernklorid. Anlægget benytter anaerob slamstabilisering i rådnetank af både slam fra primær- og sekundærfældning efter de aktive slamtanke. Den hydrauliske belastning var i gennemsnit 33.200 m³. Den gennemsnitlige opholdstid er ca. 3 døgn. Ved kemisk fældning produceres der gennemsnitligt 3.600 m³ primær-slam/måned og i det biologiske trin 5.550 m³ sekundær-slam/måned.

Pilotanlæg

Pilotanlægget er bygget på samme principper som fuldskala-anlægget, bortset fra at det indledende mekaniske trin er udeladt. Pilotanlægget kan behandle 25 m³ spildevand/døgn, med en opholdstid på 1 døgn.

6.3.3 Tekniske detaljer

Fortynding

Drænvand fra afværgedråen blev fortyndet med spildevand 100 gange og ledt til pilotanlægget med en gennemstrømning på 15 m³/døgn. Det svarer til en opholdstid på 2 døgn. Det blev vurderet, at den normale fortynding ved tilslutning af afværgedråen til spildevandssystemet i gennemsnit vil være 1.000 gange.

6.3.4 Resultater

Drænvand

Drænvandet indeholdt 1 - 3 mg tjærestoffer /l, hvor hovedparten var PAH'er og en mindre del BTEX, mens der ikke blev påvist phenoler.

Fjernelse i pilotanlæg

Indholdet af tjærestoffer i indløb og udløb samt i primær- og sekundærslam blev målt ved start og efter ophold svarende til 2 slamaldre. De opløste tjærestoffer fjernes 100% for BTX. I primærslam er der konstateret mindre indhold af BTX og PAH på henholdsvis 10 µg/l og 4 µg/l. I det sekundære slam er ikke fundet spor af BTX eller PAH.

Det er konkluderet, at tjæreforurenet grundvand i en fortynding på ca. 100 gange ikke vil forstyrre spildevandsbehandlingen i et biologisk rensningsanlæg.

7 Mørkhøj gasbeholder

Projektet er udført af RAMBØLL /42/, baseret på et oplæg af Geokon A/S /43/. Laboratorieforsøg er udført af Hedeselskabet og Geoteknisk Institut.

Projektet er finansieret af Københavns kommune, HNG og Miljøstyrelsen.

7.1 Grundlag for afværgeprojekt

Forureningsforhold

Mørkhøj Beholderstation er forurennet med tjære inden for ringfundamentet til en tidligere stempelbeholder.

7.2 Oprensningsprojekt for jord

7.2.1 Målsætning

Målsætningen var at oprense jorden /43/ ved at udvaske tjæreforureningen fra jordmatrixen.

Projektet var planlagt udviklet i to etaper:

- Etape 1 omfattede laboratoriearbejde, herunder udvaskningsforsøg i teknisk skala på intakte prøver.
- Etape 2 omfattede etablering af et fuldskala demonstrationsprojekt, som består af nedsivningsanlæg, dræningsanlæg og anlæg til konditionering af vand forud for infiltrering og udvaskning af tjærestoffer.

7.2.2 Teoretisk princip

Oprensningsteknikken er baseret på et in-situ koncept, hvor tjæreforurening udvaskes fra jordmatrixen ved hjælp af et biologisk nedbrydeligt tensid, Biosurf.

Detergent

Biosurf er en non-ionisk overfladeaktiv glycol-lipid (detergent). Den findes i gruppen af fedtsyrestre af ethylglucosider. Disse stoffer anvendes bl.a. til oprensning af sand forurennet med olie, hvor der kan fjernes op mod 95 - 99% af olien. Til sammenligning kan rystning alene med vand kun fjerne 34% olie.

7.2.3 Laboratorieforsøg

Udrystningsforsøg

Udrystningsforsøg på to prøver, bestående af henholdsvis sprækker og af matrix er udført af Vandkvalitetsinstituttet for Hedeselskabet /45/. Udrystningen af jordprøver er foretaget med forskellige koncentrationer af Biosurf i vand ved 2 – 4°C over ca. 20 timer.

Udvaskningsforsøg

Udvaskningsforsøg med to intakte kolonner (søjleforsøg) /44/ er udført af Geoteknisk Institut. En kolonne var fra et stærkt forurenet område og den anden fra et mindre forurenet område. Kolonnerne blev først perkoleret med almindeligt ledningsvand. Herefter blev den stærkt forurenede kolonne perkoleret med en 1% opløsning af Biosurf.

7.2.4 Tekniske detaljer

Etape 2 med fuldskala anlæg blev ikke gennemført, da udvaskningsforsøgene ikke lykkedes.

7.2.5 Resultater

Ved beholderstationen bestod de øverste 40 cm af beton. Dernæst kom 40 - 120 cm moræneler, stedvis stærkt tjæreholdigt, herefter 20 cm moræneler uden misfarvninger og herunder morænesand.

Intaktprøver

Der er udtaget to intaktprøver /45/, den første bestående af stærkt tjæreforurenet moræneler med tydelige sprækker, som øverst i prøven viste sig at være fyldt med fri tjære. Forureningen er tydeligvis koncentreret i sprækker i moræneleren, mens matrix udenfor sprækker ikke var synligt forurenet. Den anden prøve var svagt tjæreforurenet.

Tjære i sprækker

Forskellen i koncentrationerne i de to prøver var ca. en faktor 1.000 (37.000 total tjære og 23 mg totaltjære/kg).

Langt den overvejende del af tjæreforureningen, op til 96%, er knyttet til sprækker og kun 4% til matrix. Vand, som perkolerer gennem moræneler, vil overvejende bevæge sig i sprækker, hvorfor en forceret udvaskning af tjæreforurening i sprækkerne var et oplagt valg for in-situ oprensning.

Udrystningsforsøg

Udrystningsforsøg /45/ demonstrerede, at kun en mindre del af tjæren i sprækkerne fjernes med vand alene, men ved at anvende 1% Biosurf blev udvaskningen øget væsentligt.

Udvaskningsforsøg

Derimod har udvaskningsforsøg /44/ med intakte kolonner vist, at Biosurf i 1% opløsning er mere tyktflydende end vand. Ved temperaturfald under 10 - 15°C går opløsningen over til en fast fase, som medfører lavere strømningshastigheder, samt kan bevirke, at prøvens porer og sprækker blokeres af tensidopløsningen.

Det blev anbefalet, at finde en mere egnet detergent, før der etableredes et fuldskala anlæg.

8 Udenlandske erfaringer

Næsten alle mellemstore byer i de industrialiserede lande har haft et gasværk til produktion af energi til private husstande og til industrien. Da gasværkerne var meget forurenende anlæg, og oftest blev placeret i bymidten, er oprensning af gamle gasværksgrunde et emne, som har fået meget omtale i den internationale litteratur.

I 1995 blev der afholdt et internationalt symposium om oprensning af gasværker, hvor alle former for oprensningsteknologier og problemstillingen ved oprensning og nedrivning af installationer blev belyst /46/. Følgende tre projekter under Miljøstyrelsens Gasværkspakke blev præsenteret ved symposiet:

- Valby Gasværk,
- Frederiksberg Gasværk
- Hjørring Gasværk

I dette kapitel er erfaringer fra symposiet og anden international litteratur inddraget for at illustrere udviklingen inden for emnet over de sidste 5 år.

8.1 Nationale programmer

British Gas

I Storbritanien ejer British Gas over 1000 gasværker og det er vurderet, at der har eksisteret omkring 3500 anlæg gennem tiden. British Gas /47/ har iværksat et forskningsprogram til at evaluere metoder til at forbedre og standardisere undersøgelser og oprensning af de gamle gasværker. Disse programmer kan sammenlignes med det arbejde, der er udført af Oliebranchens Miljøpulje i Danmark.

British Gas /47/ anbefaler, at der altid udarbejdes nødplaner som tillæg til afværgeprojekter. Deres erfaringer er, at der findes betydelig variation i de aktuelle fysiske og kemiske forhold, som konstateres under oprensning i forhold til de forventede forhold, på trods af detaljerede undersøgelser.

NATO/CCMS

Under NATO/CCMS (Committee for Challenges to Modern Society) pilotstudiet er de forskellige nationale programmer vedrørende forurenede grunde beskrevet /48/. NATO/CCMS samarbejdet omfatter erfaringsudveksling vedrørende afværgeteknikker.

US-EPA superfund

I USA findes der under CERCLA (Comprehensive Environmental Response and Liability Act), almindeligt kendt som "Superfund", et program til evaluering af innovativ teknologi (SITE- Superfund Innovative Technology Evaluation) /48/.

EPRI

Ligeledes i USA har "Electric Power Research Institut (EPRI)" /49/ i over 25 år været aktive med forskningsprojekter til at forbedre undersøgelser, risi-

kovurderinger, oprensning og kontrol ved ændret anvendelse af tidligere gasværksgrunde.

8.2 Oversigt over afværgeteknologier

Analysen af afværgeforanstaltninger ved mere end 500 gasværksgrunde i USA. /50/ har belyst, at de mest anvendte teknikker har været:

- Afgravning og deponering 55%
- Afgravning og termisk desorption 25%
- Afgravning og afbrænding i kraftværker 24%
- Forsegling 12%
- Immobilisering med vertikale vægge 6%
- Oppumpning og behandling (pump & treat) 6%
- Anvendelse i betonovn 5%
- Opsamling af fri fase (DNAPL) 2%

Behandling og deponering er næsten altid sket ex-site.

I tabel 8 gives en oversigt over en række teknologier, som har været anvendt eller er foreslået anvendt til oprensning af gasværksgrunde.

Oprensningsniveau	Jord forurenet med PAH mg/kg			
	<100	100 – 1.000	1.000 – 10.000	> 10.000
Oprensning til < 1000 mg/kg			CSP-afslibning	CSP-afslibning
			Termisk desorption	Termisk desorption
			Termisk destillation	Termisk destillation
Oprensning til < 500 mg/kg Stabilisering (udvaskning mindre end 100 µg/l)	Biologisk behandling (kompostering/ landfarming)	Biologisk behandling (kompostering/ landfarming)	Termisk desorption	Termisk desorption
	Bioreaktor	Bioreaktor	Termisk destillation	Termisk destillation
	Kemisk-biologisk behandling	Kemisk-biologisk behandling	Biologisk behandling (kompostering/ landfarming)	
			Bioreaktor	
			Kemisk-biologisk behandling	
Oprensning til < 100 mg/kg Stabilisering (udvaskning mindre end 100 µg/l)	Biologisk behandling (kompostering/ landfarming)	Biologisk behandling (svamp)	Afbrænding i kulfy- rede kraftværk (jord destrueres)	Afbrænding i kulfy- rede kraftværk (jord destrueres)
	Biologisk behandling (svamp)	Biologisk behandling (kompostering/ landfarming)	Termisk desorption	
		Bioreaktor	Termisk destillation	
		Kemisk-biologisk behandling	Kemisk-biologisk behandling	

Tabel 8

Oversigt over typiske oprensningsteknikker i forhold til forventede oprensningssniveauer, efter /51/.

Overview of typical clean-up techniques related to expected clean up levels.

Disse teknikker er beskrevet i de følgende afsnit.

8.2.1 Afgravning og fysisk behandling on-site/ex-site

Depoter

Afgravning og deponering i specialdepoter /51/ er blevet mindre aktuelle på grund af miljømæssige overvejelser.

Forbrænding i kraftværker

Afgravning og behandling ved afbrænding med kul eller andre energikilder i kraftværker er meget almindeligt, og flere projekter kan forventes i fremtiden. Forskning i disse tiltag er i gang i USA /51/. Metoden er anvendelig ved kraftigt forurenede jord samt ren tjære, som blandes med knust kul eller træflis. Det forurenede materiale kan udgøre 3 – 5% af det anvendte brændsel /52,53/.

Inkorporering

Der foregår undersøgelser for at vurdere om tjære eller meget forurenede jord kan inkorporeres i asfalt, mursten og beton /51,54/. Inkorporering i mursten kræver finkornet jord, mens der for asfalt kan accepteres grovkornet materiale /55/.

Termisk desorption

Termisk desorption består af opvarmning af forurenede jord, således at tjæren frigives som damp og kan opsamles som kondensat, dvs. en opkoncentrering af forurening. Jord med meget høje koncentrationer af tjære eller tjæreklynger kan ikke behandles, med mindre det blandes med mindre forurenede jord. I /56/ er 5 oprensningprojekter, hvor der er anvendt ex-site og on-site anlæg, blevet sammenlignet ud fra de økonomiske rammer. On-site behandling er cost-effektive ved større mængder jord (> 10.000 tons). Generelt er behandlingspris/ton jord ved behandling af mindre mængder jord (< 1.000 tons) væsentlig højere end ved større mængder jord.

I /57/ er omtalt anvendelse af to supplerende termiske teknikker. 30.000 tons mindre forurenede jord med en gennemsnitskoncentration på 760 ppm hydrocarboner blev behandlet ex-site ved termisk desorption (ved ca. 500 °C). Mere forurenede jord med typiske koncentrationer på 20.000 mg kulbrinter/kg (2% tjære) blev behandlet ved en to-trins termisk destillation (temperatur på henholdsvis ca. 300°C og 1000°C). Processen foregik ved undertryk og med atmosfære af nitrogen.

Jorden blev oprenset til at indeholde mindre end 50 mg kulbrinter/kg. For at opnå lavere restkoncentration ved anvendelse af den rensede jord til boligformål blev jorden behandlet yderligere efter behov.

Termisk destillation

Jorden kan renses ved anvendelse af vanddamp, hvor temperaturen er mellem 150 – 250 °C. Forurening som tjære, kreosot eller PCB destilleres med vanddamp /58/. Fint leret materiale skal behandles suspenderet i vand (slurry), mens grove materialer kan behandles tørt. Forurening i vanddampfases føres over en adsorbent, hvorved forureningen opsamles. Forureningen kan opkoncentreres ved termisk desorption eller ekstraktion med opløsningsmidler. Vanddamp, adsorbent og evt. opløsningsmidler kan genbruges. Tjærekoncentratet kan sendes til destruktion eller genanvendes.

Jord med forureningsniveauer på 1.000 – 5.000 mg/kg er nedbragt til under 10 mg/kg i et pilotanlæg /58/. I kommerciel skala forventes anlægget at behandle 2 tons/time.

Afslibning af tjærefasen

“Clean soil process”-CSP /59/ er en innovativ proces, hvor den forurenede jord blandes sammen med knuste kulpartikler og vand. Den resulterende suspension (mudder) tromles intensivt i en beholder. Jordklumper findeles og kulpartikler klæber til tjære- eller olieoverfladen på jordpartiklerne. Det organiske lag bliver tykt og hårdt, og jordpartiklerne gnider mod hinanden indtil kuleoverfladen knækkes/afslibes. De organiske partikler (forurening) og mineralpartikler (jord) separeres med densitetsseparation og flotation.

De organiske tjære/kulpartikler kan efterfølgende afbrændes, f.eks. i et kraftværk. Processen kan kombineres med en efterfølgende behandling ved termisk desorption for at opnå en oprensning ned til mindre end 100 ppm.

Processen er afprøvet i pilotanlæg og fungerer på forurenede jord med koncentrationen over 1% tjære. Processen er billigere end afbrænding. Anlæg i kommerciel skala kan forventes at behandle mindst 10 tons/time. Genanvendelse af kul eller koks, som findes som affald på gasværksgrundene, kan reducere de mængder kul, som skal indkøbes.

Ekstraktion

I /60/ er forurenede jord behandlet i et mobilt anlæg on-site. Forurenede jord er knust og behandlet med to forskellige blandinger af forskellige hydrofile og hydrofobe opløsningsmidler ved en to-trins behandlingsmetode ved 55°C og ved atmosfærisk tryk med atmosfære af nitrogen. Tjæren er ekstraheret fra jorden i et opløsningsmiddel. Tjæren opkoncentreres herefter ved destillation. Forurenede jord med op til 5% tjære kan behandles. Opløsningsmidler regenereres og genbruges.

8.2.2 Afgravning og biologisk behandling on-site/ex-site

Kompostering i lukkede miler

Ved et større gasværk i Paris, Frankrig /61/ er der iværksat biologisk behandling i to lange udgravninger på i alt 8.250 m² til behandling af 15.000 m³ jord. Forurenede jord med 500 – 8.000 mg tjære/kg blev behandlet.

Der blev etableret geomembraner og perkolatopsamling i bunden af udgravningerne. Jorden blev udlagt i udgravningerne i lag med fordelingsrør til vand og luft. Før udlægning blev jorden sorteret, sigtet, homogeniseret og tilsat gødning. Ventilationssystemet blev projekteret således, at det kunne suge eller puste luft gennem jordlagene med en kapacitet på 900 m³ /t. Resultaterne fra

mindre end 1 års drift blev præsenteret ved symposiet i 1995. Der blev målt faldende koncentrationer af PAH. Det forventede slutniveau for oprensningen blev ikke defineret. Ligeledes blev samplingsstrategien til håndtering af evt. variationer i forureningsniveauer i jorden heller ikke belyst.

Biopiles

I Canada /62/ er der rapporteret biologisk behandling i biologiske bunker "biopiles". De flygtige stoffer blev fjernet i et biofilter før luften blev udledt til atmosfæren. I hver "biopile" blev behandlet 6.000 m³ jord. Biopilen blev drevet under optimale nedbrydningsforhold ved kontrol af pH, temperatur, vandindhold og ved tilsætning af næringsstoffer og bakterier.

Efter 12 uger var der fjernet ca. 80% af total PAH-indhold (målt som sum af US- EPA 16 PAH), som ses i tabel 9.

PAH	Opstart mg/kg	12 uger mg/kg	% reduktion
< 4 ringede PAH	700	60	90 %
4 ringede PAH	180	70	60 %
> 4 ringede PAH	120	70	40 %
Total PAH	1000	200	80 %

Tabel 9

Reduktion efter 12 uger i biopile /62/.

Reduction after 12 weeks in a biopile

Som det ses af tabel 9, er reduktionen af de <4 ringede PAH'er hovedårsagen til faldet i PAH-indhold fra 1.000 til 200 mg/kg indenfor 12 uger.

Jordforbedringsmidler

Diverse tilsætninger af næringssalte og jordforbedringsprodukter (partikler med organisk overflade til forbedring af de bakterielle vækstbetingelse) er desuden nævnt i litteraturen. I /63/ nævnes en reduktion fra 700 mg PAH/kg til mindre end 200 mg/kg inden for 200 dage, men restforureningen bestod primært af 4 – 6 ringede PAH'er.

PAH	Opstart mg/kg	29 uger mg/kg	% reduktion
Total PAH	700	200	70 %

Tabel 10

Reduktion i PAH i jord ved tilsætning af jordforbedringsmidler /63/.

Reduction in PAH after addition of soil improvement agents.

Landfarming

Dokumentation af effektiv biologisk nedbrydning er ofte mangelfuld. I Storbritannien /64/ er der udført pilotskala afprøvning af landfarming med henblik på at levere afgørende dokumentation for, at biologisk nedbrydning er årsagen til reduktion i forureningsniveauer over tid. Pilotforsøget er udført uden tilsætning af bakterier, idet der tidligere har været isoleret op til 300 naturligt fore-

kommende PAH-nedbrydende bakteriearter fra gasværksjord. Projektet omfatter 126 m³ (225 tons) jord i et lag på 60 cm. Jorden blev kultiveret i perioden fra marts til oktober og vandet efter behov. Over en periode på 33 måneder er der udtaget 366 prøver, svarende til 1 prøve pr. 5 tons pr. prøvetagning. Der blev dokumenteret et signifikant fald i koncentrationerne over de første 17 måneder. Herefter er reduktionen beskedent eller manglende.

PAH mg/kg	Måneder							% reduktion
	2	14	17	21	26	29	33	
< 4 ringede PAH	1180	310	250	125	123	70	114	90 %
4 ringede PAH	796	620	342	284	252	206	252	68 %
> 4 ringede PAH	542	375	344	344	276	313	290	46 %
Total PAH	2518	1305	930	753	651	588	657	74 %

Tabel 11

Reduktion i PAH indhold ved landfarming /64/.

Reduction in PAH content by land farming.

Nedbrydning med svampe

I /65/ nævnes, at der er forskning i gang til vurdering af biologisk nedbrydning af forurenede jord med svampe, idet der er indikationer på, at svampe er bedre til at nedbryde netop de tungere PAH'er end bakterier. Svampe dyrkes først på et cellulosemedie og blandes herefter med jorden.

I /66/ er tre svenske afværgeprojekter vurderet, som omfattede bionedbrydning, både in-situ og ex-site. Generelt var der mangel på konkluderende data, både med hensyn til type og antal af målinger. Der blev ikke anvendt indikatormålinger til at følge udviklingen.

Bioreaktor

I forhold til kompostering eller landfarming kan nedbrydning forbedres ved at etablere en jord/vand suspension, som behandles i en reaktor, hvor temperatur, ilt, tilsætning af næring, m.v. optimeres /67/.

Kemisk biologisk behandling

Kombineret kemisk og biologisk behandling /68/ er en forbedring af biologisk behandling i reaktor.

Normal nedbrydning under aerobe forhold er velegnet til nedbrydning af de 3-4 ringede PAH'er. Det er dog problematisk at nedbryde de 4 – 6 ringede PAH'er, med mindre de oxideres kemisk til mere nedbrydelige stoffer ved hjælp af hydrogenperoxid og jern(II) salte. Hvis tjæren indeholder forholdsvis store mængder af 3-4 ringede PAH'er, er det foreslået, at jorden først nedbrydes ved traditionel biologisk behandling i reaktor, se tabel 12. Når nedbrydningshastigheden falder, anvendes kemisk behandling. Ved forureninger, som hovedsagelig består af de tungere 4-6 ringede PAH'er, anbefales det at foretage en indledende kemisk forbehandling for at oxidere forureningen før den biologiske behandling. Kemiske og biologiske behandlinger kan anvendes successivt, indtil oprensningsniveauet er nået. Jo flere behandlingstrin, jo dybere er oprensningen.

PAH	Opstart mg/kg	2 måneder mg/kg	% reduktion
< 4 ringede PAH	235	76	68 %
4 ringede PAH	296	104	65 %
> 4 ringede PAH	384	163	60 %
Total PAH	915	343	62 %

Tabel 12

Reduktion efter 2 måneder i bioreaktor /67/.

Reduction after 2 months in a bioreactor.

8.2.3 In-situ metoder

In-situ metoder som bioventing, forceret udvaskning og vacuumeekstraktion er lovende metoder til flygtige og semi-flygtige stoffer i den umættede zone /11, 49/. Air sparging fjerner flygtige komponenter i den mættede zone.

Vacuumeekstraktion

Det bemærkes, at der før afgravning af den gasværksforurenede jord er udført in-situ vacuumeekstraktion "soil-venting" med henblik på at øge den biologiske nedbrydning og fjerne flygtige stoffer således, at lugt og sundhedsmæssige gener under afgravningen er minimeret /62/. De flygtige stoffer fjernes i et biofilter før luften udledes til atmosfæren.

Elektroteknikker

Udvikling af en innovativ teknik, som kombinerer elektroteknikker til at frigive og omdanne forurening efterfulgt af mikrobiologisk nedbrydning af de nedbrydelige komponenter, er omtalt i /69/ som en metode, der undersøges i Holland.

DNAPL

Opsamling af olie- eller BTEX-fase ovenpå vandspejlet (LNAPL- Light Non-Aqueous Phase Liquids) ved anvendelse af opsamlingsbrønde er kendt fra afværgeforanstaltninger for olieforurening. Teknikken kan være relevant ved forurening fra vandgasanlæg, spaltgasværker eller ved benzolanlæg (benzendestillationsanlæg). Tjære fra kulfase anlæg er dog ofte til stede som en tung fase (DNAPL- Dense Non-Aqueous Phase Liquids). DNAPL'er er tungere end vand, og har en tendens til at synke til bunds i et grundvandsmagasin og i øvrigt sprede sig i nedadgående retninger i magasinet.

Termisk ekstraktion

Tjerefasen kan normalt ikke behandles in-situ. Processer, som anvender termisk ekstraktion (thermal enhanced vapour extraction), kan imidlertid ved anvendelse af vanddamp, varm luft eller anden opvarmningsteknik, f.eks. elektromagnetisk (EM-opvarmning) /70/ forbedre ekstraktionen af tjære fra jorden. In-situ opvarmning kan også anvendes til at reducere viskositeten af tjære. Tjæren skal dog opsamles for at forhindre yderligere spredning og forurening.

De fleste flygtige komponenter BTEX, naphthalen m.v. kan fjernes ved bioventing, airsparging eller vacuumeekstraktion, samtidigt med at disse tek-

nikker ofte fremmer den naturlige nedbrydning ved at tilføre ilt til jorden eller grundvandet /71,72/.

Forsegling

Overdækning for at forhindre kontakt med forurening, afdampning af flygtige stoffer, opadgående transport eller udvaskning af forurening til grundvandet kan udføres med forskellige materialer. De bedste materialer er tilsyneladende komposit geomembraner, især hvis de kombineres med kapillarbarrierer /73/.

Detergenter

I /74/ er beskrevet, hvorledes detergenternes egenskaber målt som zeta potentiale, kan anvendes til at bestemme, hvilke detergenter der er optimale i den aktuelle jordart og med den aktuelle forureningstype. I artiklen er en kationisk detergent fundet mere egnet til at øge mobiliteten af tjærestoffer end anioniske eller nonioniske detergenter i laboratorieforsøg. I artiklen bemærkes desuden muligheden af at kombinere elektrokinetiske metoder med overfladeaktive stoffer. Tilførsel af detergenter kan anvendes in-situ og som behandling i forbindelse med andre on-site eller off-site processer, såsom biologisk kompostering eller ekstraktionsmetoder.

Hydraulisk isolation ved anvendelse af afværgepumpning, immobilisering ved anvendelse af vertikale vægge/barrierer -“slurry walls” /75/ (spunsvægge, bentonite, geomembraner, HDPE-high density polyethylen) eller on-site behandling kan anvendes på forurenede grundvand /11/.

9 Erfaringsopsamling og anbefalinger

I dette kapitel er det tilstræbt at strukturere erfaringerne fra de fem gasværkspakke-projekter samt de udenlandske erfaringer, jf. kapitel 8, og uddrage nogle konkrete konklusioner.

9.1 Målsætninger og miljømæssige hensyn

Gasværkspakken

Udgangspunktet for gasværkspakken var et ønske om alternativer til de omkostningskrævende og miljøbelastende afgravningsprojekter.

Forudsætninger

Forudsætningen for god afværgeprojektering er, at resultaterne fra forureningsundersøgelser giver en tilstrækkelig detaljeret beskrivelse af forureningsforholdene. Herved kan der udarbejdes en risikovurdering af forureningskonsekvenserne for omgivelserne og defineres afværgestrategier og specifikke acceptkriterier for den konkrete lokalitet. På dette grundlag kan der peges på en egnet oprensningsteknologi.

Målsætninger

Der skal skelnes mellem målsætning for afværgeforanstaltninger på gasværket,

dvs. hvor meget og hvilke typer restforureninger, der kan accepteres efter afværgeforanstaltninger(acceptkriterier), under hensyntagen til fremtidig arealanvendelse. Al forurenede jord over acceptkriterier kræves behandlet,

og målsætning for oprensning/behandlingsteknikker,

dvs. hvor meget den forurenede jord skal/kan renses (oprensningskrav) med den valgte teknik, under hensyntagen til hvordan jorden skal anvendes efter behandling.

Hvis forurenede jord skal genanvendes på grunden efter behandling, vil acceptkriterier for restforurening og oprensningskrav til den rensede jord være ens.

Ved planlægning af et afværgeprojekt og valg af oprensningsteknik bør der derfor redegøres for grundlaget for projektering, målsætning for både afværgeforanstaltninger og oprensningsteknik samt for hvilken dokumentation, der skal tilvejebringes for at demonstrere, at målsætningen er nået.

Genanvendelse

I dag er det generelt en overordnet politisk målsætning, at der ved opgravning af forurenede jord bør vurderes muligheder for genanvendelse af jorden.

Rensning

Det er en målsætning, at al forurenede jord så vidt muligt bør renses til fri anvendelse ved brug af den bedst tilgængelige teknologi. Det bør dog være sådan, at den miljømæssige gevinst står i rimeligt forhold til de samlede udgifter og de

miljømæssige omkostninger. Rensningen skal så vidt muligt foregå tæt på oprindelsesstedet /7/.

Afværgeprogram

Tendensen i dag er, at der i endnu højere grad lægges vægt på den indledende fase af afværgeprojektet, hvor der udarbejdes et afværgeprogram. Afværgeprogrammet omfatter en sammenfatning af undersøgelser, risikovurdering, overordnet teknisk beskrivelse af alternative projektidéer samt en overordnet konsekvensvurdering af tid, økonomi, funktion og miljø.

Miljømæssig helhedsvurdering

Hvor der før i tiden primært har været fokuseret på miljøgevinsterne ved at fjerne risici i forhold til arealanvendelse, grundvand og recipienter, vil der i dag ofte inddrages miljømæssige helhedsvurderinger i konsekvensvurderingen, som skal sikre et mere nuanceret billede af afværgeforanstaltningerne.

Miljømæssige helhedsvurderinger bygger på både afværgeprojekters miljøgevinster og miljøbelastninger, hvor påvirkninger af miljøet i form af ressourceforbrug samt udledninger til luft, vand og jord vurderes i hele afværgeprojektets livsforløb.

Gasværkspakken

Gasværkspakke-projekterne har først og fremmest været opstillet med henblik på afprøvning af in-situ og on-site teknikker, idet der på det pågældende tidspunkt manglede erfaring om passende afværgeteknikker for gasværksgrunde.

Der blev ikke udarbejdet cost-benefit analyse på de anvendte teknikker i forhold til andre teknikker. Ligeledes blev der ikke udarbejdet miljømæssige helhedsvurderinger af afværgeprojekternes miljøgevinster og miljøbelastninger. Desuden manglede der i de fleste projekter en detaljeret redegørelse for beslutningsgrundlaget, f.eks. hvor meget jord skal/kan behandles. Forudsætninger for valg af den anvendte teknik, f.eks. forureningsart, jordtype, krav til rensning og stopkriterier for behandling manglede også i de fleste projekter.

9.2 Behandling af stærkt forurenede jord (hotspots)

9.2.1 Afgravning af hotspots

Hotspots

Forurening på gasværksgrunde findes i tilknytning til forskellige installationer, jf. kapitel 2. Tæt på disse kilder findes oftest høje forureningskoncentrationer i jorden eller i overfladenært grundvand. Kemikalieaffald i form af ren tjære eller brugt myremalm er ofte til stede. Disse meget forurenede områder kaldes "hotspots".

Forurenede bygningsdele

De høje koncentrationer af tjære kan desuden findes i bygningsdele, f.eks. mursten, beton i form af fundamenter til gasbeholdere eller bassiner m.v.

Ophobning af forurenede vand

Hvis en installation er tæt, kan der desuden være tale om ophobning af forurenede vand i bunden af tanke eller bassiner.

Risikovurdering

“Hotspots” udgør vedvarende kilder til forurening af grundvandet og er ikke forenelige med en fremtidig følsom anvendelse af grunden. Der er risiko for eksponering af mennesker ved afdampning af flygtige komponenter til udeluft eller til indeklima, ved hudkontakt eller ved indtagelse af forurenede støv eller afgrøder. Hotspots kan desuden være problematiske i forbindelse med fremtidige anlægsarbejder eller ved vedligeholdelse af området, idet der kan ske forurening af ren jord eller ske øget spredning af forurening til topjord.

Behov for at afværge

I de fleste risikovurderinger vurderes “hotspots”, inklusive forurenede installationer, at udgøre en forureningsrisiko, som skal afværges.

Afgravning

Hotspots og kraftigt forurenede installationer kan ikke behandles in-situ, og derfor er det ved alle afværgeprojekter nødvendigt at afgrave den mest forurenede jord og fjerne de kraftigste forurenede bygningsdele. I forbindelse med byggemodning er det desuden ofte nødvendigt med en delvis eller total fjernelse af installationer.

Fri tjære

Der er ved flere sager opstået problemer med håndtering af fri tjære. Disse problemer er løst ved at blande tjæren med grus/sand/knust beton, således at tjæren kan afgraves med maskiner. Dette medfører, at der skal renses betydeligt større mængder forurenede materiale end forudset i detailprojektet.

Omfang af forurenede materiale

Ved flere afværgeprojekter på gasværksgrunde, har det være nødvendigt at fjerne væsentligt større mængder forurenede jord/materiale end forudset i detailprojektet. F.eks. er der ved Valby Gasværk behandlet 8.400 tons mod de planlagte 4.800 tons. Ved Esbjerg Gasværk blev 3.200 tons jord behandlet termisk mod de planlagte 500 tons.

9.2.2 Forbehandling

Sortering og vask

Alle metoder til behandling af stærkt forurenede jord kræver omfattende forbehandling i form af sortering og fjernelse af forurenede materiale over en vis størrelse (betonbrokker, sten, metalgenstande og asfalt/tjære klumper) samt vask af bygningsmateriale.

On-site

Forbehandlingen skal næsten altid udføres on-site og er pladskrævende. Der skal være plads til udstyr til frasortering af større genstande, til vaskeanlæg og til betonknusningsanlæg til genbrug af beton.

Vaskeanlæg

Det forurenede vand ved Valby Gasværk viste sig at være meget effektivt til vask af materiale og brokker, sandsynligvis på grund af det høje indhold af ammoniak (20.000 mg/l).

Genbrug

Forbehandlingen giver mange muligheder for at optimere og gennemføre genbrug af materialer som jern, beton og asfalt (bitumen). Kultjære kan normalt ikke genanvendes.

Lugtgener

Ved afgravning og forbehandling af hotspots kan der opstå lugtgener. Dette kan forhindres ved anvendelse af ventileret telt.

Støjgener

Forbehandling som knusning af beton og skæring af jerngenstande medfører ofte støv- og støjgener. Disse aktiviteter skal derfor ofte udføres på aftalte tidspunkter, og efter orientering af beboerne i området, da støjkriteriet på 50 dB(A) i boligområder sjældent kan overholdes, selv ved anvendelse af støjskærm. Herudover kan det være nødvendigt med regler om at minimere tomgangsmotorstøj fra lastbiler.

Omfang af forbehandling

Mængden af brokker og materialesammensætningen i opfyldte bassiner/gasbeholdere kan sjældent forudses, hvilket gør prissætning, planlægning og dimensionering af forbehandlingen usikker.

9.2.3 Behandlingsteknikker for stærkt forurenede jord

De behandlingsteknikker, der er anvendt ved de fem gasværkspakke-projekter til oprensning af stærkt forurenede jord, har været følgende:

- On-site termisk behandling med Soil Recovery's prototypedestillationsanlæg:
Valby Gasværk
- Ex-site termisk behandling af jord hos K.K.Miljøteknik:
Valby Gasværk
- Ex-site destruktion (forbrænding) på kulfyret kraftværk:
Esbjerg Gasværk
Hjørring Gasværk
- Ex-site destruktion (forbrænding) af tjære-/cyanidaffald på Kommunekemi:
Hjørring Gasværk
Valby Gasværk

Det rensede produkt

Ved behandling på kulfyret kraftværk og hos Kommunekemi er jorden destrueret. Ved Soil Recovery's anlæg og hos K.K.Miljøteknik fås et rensede materiale, som er helt sort, men har en struktur, der gør, at det umiddelbart kan anvendes som råjord.

Oprensningseffektivitet

Termisk behandling er normalt meget effektivt til meget forurenede materiale og kan rense ned til 10 - 100 mg tjære/kg. Behandlingen kan gentages, hvis oprensningsgraden skal forbedres, men dette gør naturligvis behandlingen dyrere.

Ved Soil Recovery's anlæg blev der rensset ned til mindre end 50 mg total tjære/kg. Der kunne dog ikke renses ned til kvalitetskriteriet for ren jord på 5 mg total PAH/kg eller mindre end 0,1 mg benzo(a)pyren/kg. De mobile flygtige tjærekomponenter blev dog fjernet effektivt, således at restforureningen bestod af de tunge og ikke-mobile PAH'er.

Forudsætninger

Soil Recovery's on-site prototypeanlæg viste sig at være følsomt over for typen af det indgående materiale. Partikler større end 2 mm og tjæreindhold over 20.000 mg/kg gav behandlings- og håndteringsproblemer.

Ved behandling ex-site ved kulfyret kræftværk eller hos K.K. Miljøteknik kunne der accepteres større partikler, op til 60 mm.

Ved forbrænding (destruktion) hos Kommunekemi kunne der accepteres både tjære- og cyanidaffald.

Forbehandling (sortering, sigtning, frasortering af metal m.m.) var således nødvendigt.

Tidsbegænsninger

Prototypeanlægget kunne i praksis behandle ca. 1 ton/time. På grund af ovennævnte praktiske begrænsninger blev imidlertid kun 750 tons jord behandlet on-site. On-site behandling af alle 8382 tons fra Valby Gasværk ville have varet ca. 1 år.

9.2.4 Prisniveauer for behandling af stærkt forurenet jord

I tabel 13 er der foretaget en sammenligning af prisniveauer for de forskellige oprensningsteknikker for stærkt forurenet jord. Priserne er fra perioden 1992-94, og er eksklusive omkostninger til afgravning, transport til behandlingsanlæg, projektering, tilsyn, arbejdsmiljø og miljømæssige foranstaltninger under afgravning eller til eventuel "on-site" forbehandling/håndtering.

Behandlingsteknik	Forudsætning	Pris pr ton*
On-site termisk Soil Recovery anlæg	< 2 mm partikler kun tjæreforurenet jord max. 20.000 mg tjære/kg	800
Ex-site termisk KK-Miljøteknik termisk anlæg	< 60 mm partikler kun tjæreforurenet jord ingen cyanid eller tjæreklumper	900
Ex-site forbrændning Kulfyret kræftværk	< 60 mm partikler kun tjæreforurenet jord ingen cyanid eller tjæreklumper	300
Ex-site forbrændning Kommunekemi	>60 mm partikler tjære og cyanidaffald	4500

*Prisniveau 1992-94, excl. omkostninger

Tabel 13
Behandlingspriser for stærkt forurennet jord.

Treatment prices for heavily contaminated soils.

9.3 Behandling af lettere forurennet jord

Efter fjernelse af hotspots vil der stadig være en del forurennet jord tilbage på gasværksgrunden. Hvor meget jord, der skal behandles eller fjernes, afhænger af acceptkriterierne, som bør udarbejdes på grundlag af en konkret risikovurdering for den pågældende grund. Hvis den forurenede jord skal genanvendes eller gendeposeres på grunden, skal acceptkriterierne og oprensningskriterierne ved behandlingen være ens.

Behandlingsteknikker

Der er ved de fem gasværkspakkeprojekt anvendt følgende behandlingsteknikker til oprensning af lettere forurennet jord:

- On-site termisk behandling med Soil Recovery's prototype destillationsanlæg:
Valby Gasværk
- In-situ biologisk behandling:
Hjørring Gasværk
- In-situ forceret udvaskning:
Hjørring Gasværk,
Mørkhøj beholder
- On-site biologisk behandling ved kompostering:
Frederiksberg Gasværk
- Ex-site biologisk behandling ved kompostering:
Esbjerg Gasværk

Termisk behandling er omtalt i afsnit 9.2.3. For alle behandlingsteknikker, undtagen in-situ teknikker, skal der foretages en forbehandling med fjernelse af bygningsdele, brokker m.v., jf. afsnit 9.2.2.

9.3.1 Biologisk behandling

Biologisk nedbrydning af tjære

Der findes en del dokumentation for biologisk nedbrydning af tjæreforbindelser som BTEX'er, phenoler, NSO-forbindelser og PAH-forbindelser. Især de tungere PAH-forbindelser er kritiske ved oprensning af jord, idet de binder sig til jordpartiklerne og kun nedbrydes langsomt. Både litteraturkilder og de to gasværkspakkeprojekter ved Frederiksberg og Esbjerg Gasværker dokumenterer dog, at der kan ske en biologisk nedbrydning af PAH-forbindelser.

Fysiske forhold og inhomogenitet

Det er sandsynligt, at en stor del af en tjæreforurening ikke er tilgængelig for biologiske processer. Der sker næppe nedbrydning inde i tjæreparklerne. Endvidere er tjæreparkler sandsynligvis altid inhomogent fordelt i jorden.

Effektivitet

Kompostering eller landfarming er tidskrævende oprensningsteknikker, idet effektiviteten er afhængig af oprensningstiden og forurenings sammensætningen. Oprensningseffektiviteten er lav i forhold til andre, dog væsentlig mere energi-krævende teknikker. Der er flere undersøgelser, som har dokumenteret oprensning fra 1.000-2.000 mg total PAH/kg ned til 200-500 mg total PAH/kg, ved tidshorisonter fra 6 måneder til flere år ved kompostering.

Generelt er det svært at beregne tidshorisonter for biologiske teknikker.

Nedbrydning af PAH

Baseret på de resultater, der er opnået med biologisk nedbrydning ved forskellige typer anlæg i udlandet, jf. afsnit 8.3, samt resultaterne fra gasværkspakken, vurderes det, at det er de 2-4 ringede PAH'er, som nedbrydes hurtigst.

Nedbrydningshastigheden for de 2-4 ringede PAH'er er tilsyneladende også langsommere, når de tunge PAH'er (>4 ringe) udgør hovedparten af tjæren. Den faldende nedbrydningshastighed kan skyldes, at tilgængeligheden eller frigivelsen af de 2-4 ringede PAH'er er mindre, når de udgør en mindre andel af tjæren.

Halveringstid

I litteraturen /76/ er der konstateret eller skønnet følgende halveringstider fra forsøgsdata for biologisk nedbrydning i jorden.

Tjære stoffer	Halveringstider i jord Dage
BTEX	5 - 28
Phenoler	2 - 29
< 4 ringede PAH	12 - 365
4 ringede PAH	140 - 1825
> 4 ringede PAH	232 - >2000

Tabel 14

Typiske litteraturværdier for halveringstider for nedbrydning i jord /76/.

Typical literature values for half lives for degradation in soils.

Generelt er det bemærket, at nedbrydningshastigheder i felten er meget lavere end i laboratoriet, og at resultater fra laboratorieforsøg ikke direkte kan overføres til felt- eller fuldskalaforsøg. Halveringstiden ved forsøget for Frederiksberg Gasværk var 400-800 dage for alle PAH'er.

Stimulering af nedbrydning

Stimulering af nedbrydning ved tilsætning af jordforbedringsmateriale, næringssalte eller andre behandlinger kan foretages, men har sjældent givet overbevisende resultater. De to gasværksprojekter har ikke dokumenteret, at tilsætning af detergenter eller organisk materiale som granflis eller kompost har en fremmende effekt på nedbrydning. Tværtimod har tilsætning af flis tilsyneladende en hæmmende effekt på den biologiske nedbrydning.

Hverken i litteraturen eller ved de to forsøgsprojekter findes klare retningslinier for, hvordan nedbrydningshastigheder for blandingsprodukter kan beregnes, med henblik på at forudse faktiske behandlingstider.

Udvaskning

Forsøget i Esbjerg har indikeret, at udvaskning ved kompostering er begrænset, og at udledning af drænvand til traditionelt rensningsanlæg er uproblematisk.

Dokumentation af nedbrydning

Analyseresultater for jordprøver udtaget til at dokumentere biologisk nedbrydning ved milekompostering eller landfarming skal være repræsentative for den forurenede jord og belyse prøvetagningsusikkerheden (spredningen i resultaterne, fordi prøverne kommer fra forskellige steder i milerne, og forureningen i disse er inhomogent fordelt). Resultaterne skal kunne bruges til at give et helhedsindtryk af rensningseffektiviteten, dvs. forureningsniveauerne ved opstart og over tiden. Halveringstiderne ved biologisk nedbrydning af PAH'er er lange, og prøvetagningsusikkerheden stor. Der er derfor ingen fordele ved at analysere ved tidsintervaller, som er væsentligt kortere end halveringstiden, især hvis der kun analyseres forholdsvis få prøver pr. tidsinterval.

Der skal analyseres mange prøver for at kunne dokumentere en statistisk signifikant reduktion i koncentrationerne. Monitoringsprogrammet kan derfor med fordel optimeres, ved at der analyseres intensivt på opstart- og slutniveauer, og med kun nogle få analyserunder i den mellemliggende tid. Væsentlige driftsparametre som ilt, redoks, næringssalte og temperaturer kan dog analyseres ved hyppigere intervaller.

Ved forsøget ved Esbjerg Gasværk er der analyseret på 16 prøver udtaget på 4 tidspunkter over en 6 måneders periode i en jordmasse på ca. 2.500 tons tjæreforurenede jord. Det er ikke muligt at drage statistisk signifikante konklusioner vedrørende effektiviteten af detergenter på udvaskning og nedbrydning på basis af disse resultater. Der ses dog et klart fald i koncentrationen, primært for de lettere 2-3 ringede PAH'er inden for de første 8 uger. Desuden er det visuelt og ved lugt konstateret, at jorden efter behandling forekommer mindre "forurenede".

Forsøget ved Frederiksberg Gasværk gav statistisk signifikante resultater for nedbrydningen af PAH'er. Over en forsøgsperiode på 496 dage (71 uger) blev der analyseret på ca. 946 prøver udtaget på 12 forskellige tidspunkter fra 10 jordmiler á 30 tons, dvs. i alt 300 tons tjæreforurenede jord. Ved opstart af projektet var forureningsgraden dog lav, og tjæren allerede delvis nedbrudt.

Det er derfor sandsynligt, at der ved Esbjerg Gasværk observeres en "stabiliseringsfase", hvor der foregår en hurtig omsætning af de let nedbrydelige stoffer. Derimod er der ved Frederiksberg Gasværk tale om en "modningsfase", hvor de resterende svært nedbrydelige stoffer omsættes langsomt.

Forudsætninger

Forudsætningen for biologisk nedbrydning er, at hotspots er fjernet, dvs. at jord med koncentrationer af tjære på mere end 1% er væk.

Ved høje koncentrationer (mere end 1% tjære i jorden) vil nedbrydningstiderne være høje med risiko for at nedbrydningen i perioder går i stå. Det optimale behandlingsområde skønnes at være fra 0,1 – 0,3% tjære. Det er altid fordelagtigt at sortere jord i henhold til forureningsgrad og jordtype.

Kompostering

Kompostering eller landfarming kan anvendes til ikke-kritiske forureninger, hvor der ønskes en stabilisering af forureningen og reduktion i lugt eller udvaskningspotentiale, dvs. fjernelse af de let flygtige og opløselige stoffer. Den væsentligste oprensningseffekt skyldes dog nok vending og homogenisering af forureningen ved opstart af komposteringen.

Kompostering eller landfarming kan også anvendes som en miljørigtig og billig metode ved oprensninger, hvor der ikke stilles forhåndskrav m.h.t., hvornår oprensningen af jorden skal være afsluttet, til slutkoncentrationer, til den endelige anvendelse eller deponering af den rensede jord. Disse forhold vil ofte være acceptable ved afgravning og bortskaffelse til et kommercielt biologisk behandlingsanlæg, men sjældent acceptable ved behandling on-site.

Ved overvejelse om kompostering skal der tages stilling til eventuelle efterfølgende krav til deponering eller dokumentation af oprensning.

Fordelen ved teknikken er, at jorden, efter en længere, men relativ billig og miljømæssig korrekt behandling, kan bruges til opfyldning, støjvold eller andet anlægsarbejde.

Nedbrydning in-situ

Der er ikke fundet litteraturkilder, som dokumenterer naturlig nedbrydning in-situ, ved tjæreforurening i jorden.

Ved Hjørring Gasværk er restforureningen i jorden og grundvandet betragtet som et samlet medie. Det er ikke forsøgt at dokumentere restforureningsniveauet i jorden efter fjernelsen af hotspots, fordi forureningen forventes spredt diffust over et større areal og til større dybde i en kompliceret geologi.

Set i relation til andre afværgeteknologier er in-situ forceret infiltration imidlertid ikke den teoretisk set mest optimale metode til at tilføre den umættede zone ilt, og dermed optimere nedbrydningsforholdene. På grund af ilts ret lave opløselighed i vand er det teoretisk set bedre direkte at tilføre den umættede zone atmosfærisk luft, f.eks. ved bio-ventilation. Det kan dog være et problem i praksis at introducere atmosfærisk luft til de forurenede dele af jordmatricen.

Alle jordlag har en mikrostruktur, som bevirker, at der findes små sprækker og kanaler, hvor permeabiliteten er større end gennemsnittet i jordmassen. I forhold til flere andre afværgeteknologier har forceret udvaskning den fordel, at infiltrationsvandet introduceres på samme måde og sandsynligvis ad samme transportveje som forureningen i sin tid er spredt i jordmatricen. Desuden sker der en udvaskning af de vandopløselige tjærekomponenter til grundvandet, hvor de kan nedbrydes. Udvasning og nedbrydning kan kvantificeres ved at analysere vandprøver fra grundvandet. Infiltrationsanlægget introducerer desuden nitrat og vand til den umættede zone. Især under de tidligere befæstede områder kan denne behandling fremme biologisk nedbrydning i den umættede zone. Infiltrationsanlægget kan desuden fungere som et kapillarbry-

dende lag, der forhindrer opadgående transport af vandopløselige eller flygtige stoffer i porevand eller poreluft.

9.3.2 Prisniveau for behandling af forurennet jord

I tabel 15 er der foretaget en sammenligning af prisniveau for de forskellige oprensningsteknikker for forurennet jord. Priserne er niveauangivende for perioden 1992-1994, og er eksklusive omkostninger til afgravning, transport til behandlingssted, projektering, tilsyn, arbejdsmiljø og miljømæssige foranstaltninger under afgravning, eller eventuel "on-site" forbehandling/håndtering.

Behandlingsteknik	Forudsætning	Pris pr ton*
In-situ biologisk nedbrydning	Jordforurening ukritisk m.h.t. arealanvendelse Fjernelse af hotspots Monitering af grundvand	-
On-site kompostering	Frasortering af tjæreklumper og andre genstande Homogenisering af jorden Karakterisering af forurening Ingen tidsbegrænsninger Ingen cyanid eller tjæreklumper	400 – 2.000**
Ex-site termisk KK-Miljøteknik termisk anlæg	<60 mm partikler Kun tjæreforurennet jord Ingen cyanid eller tjæreklumper	900
Ex-site kompostering	Fast aftale om pris Frasortering on-site for at fjerne klumper eller genstande Frasortering af stærkt forurennet jord Evt. sortering i forskellige forureningsklasser (prisklasser)	400**

* 1992-1994 prisniveau

** Afhængig af antal kontrolanalyser

*Tabel 15
Behandlingspriser for forurennet jord*

Treatment prices for contaminated soils.

9.4 Valg af in-situ, on-site eller ex-site behandling

In-situ vs. on-site

Generelt antages in-situ metoder at være mere miljøvenlige end en on-site metoder, idet den forurenede jord ikke skal afgraves. Desuden vil eksponering af personer og omgivelser samt energiforbrug til transport være minimal.

Miljøgener som lugt og støj er normalt mindre ved in-situ teknikker end ved ex-site behandling, især hvis der anvendes biologisk oprensning. Derimod er in-situ teknikker mindre forudsigelige og generelt langsommere end on-site metoder. Der mangler en miljømæssig helhedsvurdering af miljøgevinster og -belastninger til afklaring af, hvorvidt in-situ eller on-site metoder er fordelagtige i forhold ex-site metoder.

Som nævnt i afsnit 9.1, kan hotspots ikke behandles in-situ, hvorfor der næsten altid er behov for afgravning af forurenede jord.

De miljømæssige fordele ved at behandle jorden on-site er større, hvis jorden genanvendes eller gendeposeres on-site, end hvis jorden transporteres væk fra området efter behandling. Den behandlede jord kan dog kun genanvendes, såfremt den overholder acceptkriterierne for restforurening for den endelige arealanvendelse.

On-site vs. ex-site: Hotspots

Forudsætningen for valg af on-site behandling af hotspots er, at den valgte oprensningsmetode kan rense den forurenede jord, således at acceptkriterierne kan overholdes, og således at projektet kan gennemføres inden for en passende tidsramme. Hvis oprydning og rensning f.eks. skal være gennemført inden for 2 måneder, kan et on-site anlægs kapacitet være utilstrækkelig. Da der normalt er stor usikkerhed omkring de aktuelle jordmængder, som skal behandles, skal der være en vis sikkerhedsmargin i tidsplanen.

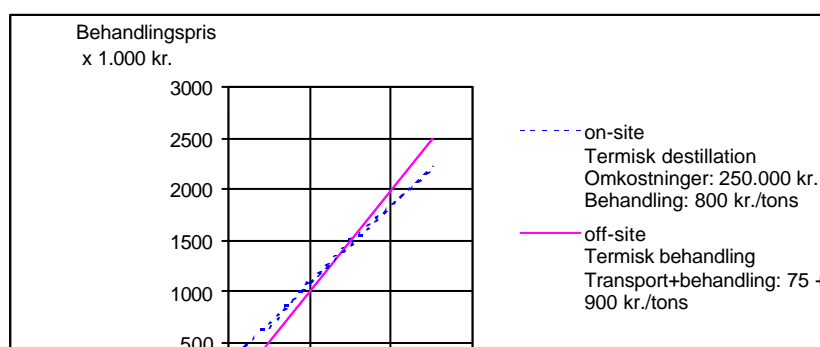
Transport og omgivelser

Behandling ex-site kræver forbrug af energi til transport. Denne medfører også støjgener for omgivelserne, både på den aktuelt forurenede grund, under transport og ved aflæsning.

Ved transport skal forurening af omgivelserne, ved spredning af støv eller forurenede jord, forhindres. Ofte vil det være nødvendigt med faciliteter til vask af lastbiler og entreprenørmaskiner, før disse forlader arbejdspladsen. Disse faciliteter kræver opsamling og eventuel rensning af vaskevand, men der er dog mulighed for genbrug af vandet efter en mindre behandling.

Ved ex-site metoder behandles jorden i anlæg, som er i konstant drift, eller hvor driften kan optimeres ved at opsamle jord i større mængder fra andre projekter. Behandling ex-site er derfor mindre følsom over for forsinkelser og afbrydelser i afgravningsprojektet eller tidspres for at gennemføre oprensningen inden for tidsplanen.

On-site anlæg er mest fordelagtige ved behandling af store mængder jord, som skal genbruges on-site. On-site anlæg er uegnede i boligområder, hvor der er støjbegrænsning eller pladsmangel, eller i tilfælde af stramme tidsplaner for retablering af grunden. Behandlingspris/ton for små mængder jord er generelt noget højere end for større mængder jord.



Figur 16

Sammenligning af omkostning ved ex-site og on-site termisk behandling.

Comparison of costs for ex-site and on-site thermal treatment.

I figur 16 vises omkostningerne ved Valby Gasværk for henholdsvis termisk behandling "ex-site" og termisk destillation "on-site".

Figuren demonstrerer, at on-site behandling er attraktiv, når mængden af jord, der skal behandles ved det pågældende anlæg, er større end 1.500 tons.

Biologisk behandling

in-situ, on-site eller ex-site

Hvor meget tjæreforurenet jord, der skal fjernes til anden behandling, før der iværksættes biologisk behandling "on-site", afhænger af målsætningen for oprensningen, muligheden for genanvendelse eller gendeponering af den rensede jord på grunden, tidshorizonten for afslutning og retablering af gasværksgrunden samt af en "cost-benefit"-analyse af alternative behandlinger.

Ved behandling "ex-site" på kommercielle biologiske anlæg er det muligt at opnå en optimering af de biologiske processer ved en målrettet drift. Ved kommercielle anlæg findes en driftsorganisation med nødvendige ressourcer og erfaringer til at følge en nedbrydning ved passende lange tidsintervaller. Hvis det skønnes nødvendigt, har de kommercielle jordrensere muligheder for at stimulere de biologiske processer ved tilsætning, luftning, vanding eller andre behandlinger. Ved disse anlæg er der tid til at vente på, at jorden renses. Ligeledes kan anvendelsesmulighederne for jorden efter oprensning bedre vurderes.

Innovativ behandling

Indførelse af nye og innovative behandlingsteknikker til oprensning af tjæreforurenet jord er ofte problematisk på grund af de fysiske problemer ved håndteringen af den forurenede jord. Der kan bl.a. være tale om fjernelse af større emner, problemer med stærkt forurenet jord samt med håndtering af jord med forskellige egenskaber, f.eks. sandet jord eller fed ler. De fleste innovative processer har behov for optimering for de forskellige jordpartier, sorteret efter forureningsniveau og jordtype. Desuden kan det være svært at dokumentere effektiviteten af disse behandlingsteknikker. De relativt høje udviklingsomkostninger samt driftsomkostninger har derfor forsinket og hæmmet indførelsen af ny teknologi i forhold til de traditionelle og erfaringsmæssigt velkendte oprensningsteknikker.

Anbefalinger

Valget af metode afhænger altså af forureningsgraden, tidsplanen, krav til støjniveau, pladsforhold, mængden af forurenede jord, krav til oprensingsniveau, samt af hvorvidt den rensede jord skal genanvendes. Der kan derfor ikke udledes generelle anbefalinger vedr. valg af afværgeteknik på baggrund af forsøgene i gasværkspakke-projekterne.

9.5 Behandling af forurenede grundvand

Behandling af forurenede vand

Tætte bassiner/beholdere indeholder ofte større mængder meget forurenede vand, som kræver behandling før afledning eller opsamling og transport til behandlingsanlæg. Lignende problemer kan opstå ved grundvandssænkning i forbindelse med afgravning af jord. Den mest almindelige vandbehandlings-teknik er mekanisk filtration og filtrering over aktivt kul før afledning til kloak. Forurenede vand har dog ved flere projekter været afledt direkte til kloak.

Behandlingsteknikker

De behandlingsteknikker, der er anvendt til oprensning af forurenede vand ved de fem gasværkspakke-projekter, er været følgende:

- On-site behandling med stripping og kulfilteranlæg:
Valby Gasværk
- In-situ biologisk behandling:
Hjørring Gasværk
- In-situ naturlig nedbrydning:
Valby Gasværk
Hjørring Gasværk
- Ex-site biologisk behandling i biologisk rensningsanlæg.:
Esbjerg Gasværk

Traditionelt rensningsanlæg

Behandlingen af forurenede drænvand (grundvand) i et traditionelt rensningsanlæg har ikke givet problemer. Forurenede vand med 1- 3 mg/l tjærestoffer (PAH'er og BTEX) fortyndes med spildevand før tilledning til rensningsanlæg, og tjærekomponenterne kan ikke spores i vandet efter behandling.

Vandbehandling

Behandling i form af stripping og rensning af luftfasen med aktiv kulfiltre er en velafprøvet teknik til rensning af grundvand forurenede med benzen og andre flygtige aromater. Metoden er dog ikke så egnet til de mere vandopløselige tjærekomponenter som phenoler eller NSO-forbindelser, som kræver f.eks. direkte filtrering på aktivt kul. Vandet fra det primære magasin ved Valby Gasværk er dog hovedsagelig forurenede med benzen, så stripping er en velegnet behandlingsteknik.

In-situ behandling

Infiltrationsanlægget ved Hjørring Gasværk har til formål at kombinere en øget udvaskning af forureningskomponenter med en forbedret biologisk nedbryd-

ning. Den forcerede infiltration på Hjørring Gasværk skal betragtes som en lavteknologisk metode til stimulering af de naturlige biologiske nedbrydningsprocesser i den mættede og umættede zone. Disse processer er under naturlige forhold ofte hæmmede på grund af mangel på oxidationsmidler m.v.

Ved forceret infiltration og monitorering af grundvandet skabes forudsætninger for at kunne foretage en hurtig vurdering af, om de naturlige processer kan oprense grundvandet. Disse målinger kan skabe sikkerhed for at vandkvaliteten i et område er i orden - også på langt sigt.

På langt sigt er det således sandsynligt, at naturlig nedbrydning alene vil kunne reducere restforureningen og forhindre en uacceptabel forureningsbelastning af grundvandsressourcen.

Effektivitet

Ved Hjørring Gasværk er der kun i et begrænset område registreret væsentlig udvaskning af gasværksrelaterede forureningskomponenter fra den umættede zone. Dette på trods af der forventes en øgede udvaskning efter fjernelse af bygninger og befæstning. Ved væsentligt forøget infiltration, svarende til en periode på ca. 100 år med normal nedbør, er der set en øget udvaskning til én monitoringsboring, men der er ikke fundet forurening i de andre boringer, heller ikke nedstrøms for grunden.

Tilsvarende dokumenterer afværgeprojektet, at cyanidforureningen nedbrydes i den mættede zone inden for en kort afstand fra kilden.

Den forcerede infiltration har ændret redoksforholdene i den mættede zone i retning af mere oxiderede forhold, men gennembrud af nitrat er kun set i nogle af boringerne. Dette indikerer nitratforbrug i den umættede zone.

Monitoringsprogrammet

Monitoringsprogrammet for grundvandet kan med fordel sammensættes med både felt- og laboratoriemålinger. Flere redoksparametre måles bedst i felten, og der skal udvises stor omhu ved prøvetagning og forbehandling, såsom filtrering. Typiske parametre vil være samleparametre (NVOC/VOC), specifikke organiske parametre og uorganiske parametre, inklusive redoksparametre som ilt, redoks, nitrat, jern, mangan, sulfat og methan.

Anbefalinger

Naturlig nedbrydning vil i de fleste tilfælde sikre, at der sker en væsentlig reduktion i koncentrationen af forureningskomponenter i grundvandet. Naturlig nedbrydning er dog ofte mest effektiv nedstrøms for kilden, og ikke ved selve kilden. Fanelængden vil afhænge af kildestyrke, forurenings sammensætning i fanen, magasinets hydrauliske egenskaber samt nedbrydningsforholdene i grundvandet i øvrigt (redoks, næringssalte, bakterier).

Naturlig nedbrydning har ofte af væsentlig betydning for fjernelse af forurening fra grundvand eller ved spildevandsrensning.

Naturlig nedbrydning

Det anbefales, at teknikker baseret på naturlig nedbrydning kun anvendes, når forureningskilderne er lokaliseret og hotspots er fjernet. Desuden skal der være udført en risikovurdering af konsekvenserne, samt foretaget undersøgelser, som dokumenterer forureningsforholdene. Monitoringsprogrammer skal

kunne dokumentere, at der er opnået et stabilt koncentrationsniveau i en vis afstand fra kilden eller at koncentrationerne er faldende.

Forceret infiltration

Ved etablering af et infiltrationsanlæg på en gasværksgrund kan det, med henblik på at reducere uhensigtsmæssig lækage af infiltrationsvand, anbefales at lokalisere og afbryde alle ledningstraceer, som leder væk fra området.

Med henblik på at forbedre mulighederne for vurdering af nedbrydningsforholdene i den umættede zone kan det anbefales at etablere et antal tensiometre i forskellig dybde, med det formål at registrere poretryk og analysere poreluft- og porevandsprøver for forbrug af ilt og produktion af kuldioxid samt metan (evt. ved måling af isotop kulstof-14). Transporttider for infiltrationsvand og forureningskomponenter kan bestemmes ved at tilsætte infiltrationsvandet en tracer.

9.5.1 Priseniveau for behandling af grundvand

I tabel 16 er opstillet en oversigt over anlægspriser og skønnede driftsomkostninger ved behandling af grundvand. Driftsomkostninger pr. kubikmeter vand er meget afhængige af mængden af vand, der skal renses (kulforbrug, fjernelse af jernslam m.v.), samt monitoringsprogrammets omfang.

Behandlingsteknik	Forudsætning	Pris for anlæg /drift pr år*
In-situ Biologisk nedbrydning Infiltrationsanlæg på 8.000 m ² med 16.000 mm/år infiltration	Fjernelse af hotspots Jordforurening skal være ukritisk for arealanvendelse Ingen anvendelse af grundvand inden for kort afstand Monitering af grundvand	1.410.000 /200.000
On-site Behandlingsanlæg med stripning og aktiv kul, 15 m ³ /t	Kun flygtige komponenter	700.000 /220.000

*1992-1994 prisniveau

Tabel 16

Anlægspriser for behandling af grundvand

Cost of treatment plant for groundwater

9.6 Nye perspektiver

Siden iværksættelse af gasværkspakkeprojekterne er der kommet mange nye informationer om afværgeteknikker til oprydning af gasværksgrunde.

Nedbrydning med svampe

Bla. kan nævnes publikationer fra Miljøstyrelsen om naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand /77/ samt nedbrydning ved hjælp af svampe /78/. Visse svampe er gode til at nedbryde PAH'er, men undersøgelser har vist, at det er vanskeligt at opformere de svampe, der bedst egner sig

til at nedbryde PAH. Ligeledes er det svært at måle nedbrydning i jord, eftersom PAH'er ofte er meget ujævnt fordelt i jordmediet. Altså de samme problemer, som er rapporteret for bakteriologisk nedbrydning.

Tungere PAH'er

Et andet problem, som man er blevet opmærksom på de sidste par år, er, at nedbrydning fjerner de letteste PAH'er, således at restforureningen består af de tungere PAH'er. Disse tungere PAH'er er ofte stærkt bundet til organisk stof i jorden, hvorved de bliver mindre tilgængelige for jordens mikroorganismer. Da det netop er disse tungere PAH'er, der er mistænkt eller dokumenteret som kræftfremkaldende, er det ikke sikkert, at reduktionen i jordkoncentrationerne vil medføre en reduktion i farlighedsvurdering.

Toksicitet i restforurening

Det er derfor af interesse, at der er iværksat undersøgelser af giftigheden af PAH-forurenet jord i forbindelse med nedbrydningsforsøg ved hjælp af økotoxikologiske tests /79/. Indledende forsøg har vist, at der er en god sammenhæng mellem fald i koncentrationen af PAH i jorden og fald i jordens giftighed, men at der selv efter en relativ lang periode med biologisk nedbrydning, kan måles en signifikant restgiftighed i jorden.

9.7 Sammenfattende konklusioner

Konklusioner

Det kan samlet konkluderes:

- at der, som grundlag for valg af det endelige projekt, bør udarbejdes en overordnet miljømæssig helhedsvurdering af miljøgevinster og –belastninger for de alternative in-situ, on-site og ex-site afværgeprojekter
- at forudsætningerne for valg af teknik bør fremgå af projektforslaget, dvs. forureningsart og -sammensætning, jordtype, acceptkriterier, krav til rensning, tidsplan m.v.
- at det er fordelagtig at foretage en målrettet risikovurdering af behovet for oprensning i forhold til arealanvendelse, grundvand og recipienter, med henblik på at minimere mængden af jord, der skal behandles og afgraves
- at det er fordelagtig at sortere jorden i forskellige forureningsgrader
- at det er fordelagtigt at kombinere forskellige in-situ, on-site og ex-site rensningsteknikker på de forskellige jordfraktioner
- at tjærens kemiske sammensætning har betydning for rensningsprocessen, og for det opnåelige rensningsniveau, især ved biologisk rensning
- at der ofte er behov for at behandle/fjerne væsentligt større mængder forurenede jord end beregnet i projektforslaget, og at dette kan give kapacitetsproblemer ved on-site rensning
- at der ofte er behov for mere tid end beregnet pga. afgravning/behandling af ekstra jordmængder
- at kapaciteten ved on-site termisk behandling skal øges væsentligt, hvis teknikken skal være økonomisk og miljømæssigt attraktiv
- at der mangler dokumentation for, at on-site teknikker er mere miljøvenlige end behandling ex-site
- at det kan være en fordel i at udføre biologisk behandling af forurenede jord ex-site, idet anlægsomkostninger og processer herved kan optimeres ved en målrettet drift, og behandlingstiden er mindre kritisk
- in-situ biologisk behandling af tjæreforurenede jord med forceret infiltration kun kan anbefales, hvis der er tale om diffus eller pletvis forurening, hvor de maksimale koncentrationer er mindre end 0,2% tjære, og hvor der ikke er tale om en akut risiko i forhold til grundvand, recipienter og arealanvendelse. Tidsperspektivet for en stabilisering af jord- og grundvandsforurening i forhold til omgivelserne er i størrelsesordenen 1-10 år, alt afhæn-

gig af den totale mængde forurenede jord og forureningssammensætningen (frisk eller gammel tjære).

- on-site biologisk behandling af tjæreforurenede jord ved kompostering kun kan anbefales, hvis der er tale om en forurening, hvor de maksimale koncentrationer er mindre end 0,3% tjære, og hvor der ikke er tale om akut risiko i forhold til grundvand, recipienter og arealanvendelse. Tidsperspektivet for oprensning af jorden til anvendelse som "fyldjord" (stabiliseret, men evt. let forurenede) er i størrelsesordenen 1-10 år, alt afhængigt af de oprindelige koncentrationer i jorden og forureningssammensætningen (frisk eller gammel tjære).
- at anvendelse af in-situ teknikker på lettere forurenede områder er et område, som skal undersøges yderligere, før der kan foretages endelige konklusioner
- at behandling af tjæreforurenede jord på kraftværker eller ved termisk behandling i permanente anlæg (ikke on-site) kan være økonomisk fordelagtigt i forhold til destruktion hos Kommunekemi
- at tjæreklumper, ren tjære, tjæreaflald fra termisk rensning m.v. samt cyanidaflald kan destrueres hos Kommunekemi

10 Ordforklaring

I det følgende gives en kort beskrivelse af flere af de tekniske ord, som er anvendt i teksten. Flere af definitionerne er taget fra /8, 11 og 80/ med henblik på at minimere forvirringen.

Acceptkriterier	Angiver det acceptable indhold af stofferne i jorden ved den <i>konkrete</i> grunds brugsmønstre og fysiske beliggenhed. Acceptkriterierne fastsættes ud fra en konkret risikovurdering og vil være afhængige af arealanvendelsen.
Adsorbent	Et materiale, som opsuger et stof.
Adsorption	Opsugning af et stof i et andet stof eller materiale.
Afskæringskriterier	Afskæringskriterier angiver for arealer med meget følsom arealanvendelse det niveau af jordforurening over hvilket, der bør ske en total afskæring af al kontakt med jord, f.eks. ved oprensning eller afgravning.
Aerob	Tilstedeværelse af ilt, indeholdende ilt eller iltkrævende.
Anaerob	Ilt er ikke til stede.
Aromatisk	Aromatiske forbindelser er organiske forbindelser i ringe, hvor kulstofatomer i ringen kun er tilknyttet tre andre atomer. Aromatiske forbindelser har en øget stabilitet i forhold til andre molekyler. De mest typiske eksempler er forbindelser med en eller flere benzenringe (6 kulstofatomer), men andre aromatiske forbindelser findes bl.a. i kvælstof-, ilt- og svovlholdige ringsystemer (pyridin, pyrrol, thiophen og furan). Se NSO-forbindelser.
Asfalt	Asfalt er en blanding af stenmaterialer og bitumen. Tjære har været anvendt i stedet for bitumen i årene før og lige efter 2. Verdenskrig, men efter ca. 1972 bruges alene bitumen i asfalt.
Bioventing	Ved bioventilation tilføres ilt eller atmosfærisk luft til den umættede zone, med henblik på at fremme aerob mikrobiel nedbrydning af miljøfremmede organiske stoffer.
Bitumen	Bitumen er et tyktflydende produkt, som er fremstillet ved afdestillation af de flygtige bestanddele i særligt egnede tunge råolier. Den er en kompleks blanding af kulbrinter, NSO-forbindelser samt små mængder forskellige metaller (nikkel og vanadium).
BTEX	Benzen, toluen, ethylbenzen og xylener (o-, m- og p-xylen).
BTX	Benzen, toluen og xylener (o-, m- og p-xylen).
Denitrifikation	Bakteriel reduktion af nitrat til frit kvælstof.
Detergent	Overfladeaktivt stof (sæbelignende).
Desorption	Modsat sorption.

DNAPL	“Dense Non-Aqueous Phase Liquid”: Tung ikke-vandopløselig væske, som har en større densitet end vand og dermed synker til bunds i vandfasen.
EPA	Environmental Protection Agency (USA-EPA).
Ex-site	Aktivitet, som ikke foretages på den aktuelle grund.
Flygtighed	Et stofs evne til at gå på dampform.
Forceret udvaskning	Kunstig forøget vandgennemstrømning gennem det forurenede område, evt. ved recirkulation af oppumpet vand.
GC/FID	GC-FID: Gaskromatografi med flammeionisations-detektor.
GC/MS	GC-MS: Gaskromatografi med massespektrometrisk detektor.
Homogen	Ensartet.
Hydrocarboner	Kulbrinter.
Impermeabel	Uigennemtrængelig.
In-situ	Aktivitet, som foretages uden afgravning af jorden, dvs. i de intakte aflejringer.
Intrinsic	Engelsk ord som betyder “naturligt”.
Inhomogen	Ikke ensartet.
Karburet (vandgas)	Vandgas dannes ved at der blæses damp ind under risten i en ovn, således at de glødende koks spalter vand til brint og ilt. Ved at tilsætte yderligere olie fås karbureret vandgas.
Kapillar barriere	Et system af mindst to hældende lag af forskellig tekstur, hvor et lag af fint materiale er placeret oven over et lag af grovere materiale. Pga. forskellen i kapillartryk i de to lag vil det fine lag bortlede infiltrerende vand.
Kulbrinter	Hydrocarboner.
LNAPL	“Light Non-Aqueous Phase Liquid”. Let ikke vandopløselig væske, som har en densitet mindre end vand og derfor ligger ovenpå vandet, f.eks. olie.
Markkapacitet	Den maksimale mængde af vand som en jord kan tilbageholde efter at overskydende vand er drænet bort ved tyngdekraftens påvirkning.
Mobilt anlæg	Transportabelt.
Monitering	Målinger/overvågning.
Nitrifikation	Bakteriel oxidation af ammonium og organisk kvlstof til nitrat.
Nitratreducerende	Nitrat bliver reduceret til kvælstof under anaerobe forhold - betegnelse for en anaerob redoksproces ved mikrobiel nedbrydning.
NSO	Heterocykliske aromatiske forbindelser indeholdende kvælstof (nitrogen), svovl og ilt (oxygen).
On-site	Aktivitet som foretages på den aktuelle grund
Oprensningskriteriet	Kriteriet som angiver niveau for jordforurening i jord efter oprensning.
Oxidation	Iltning.
PAH	Polycykliske Aromatiske Hydrocarboner el. Polycykliske Aromatiske Kulbrinter. Forkortelse for en kemisk stofgruppe, hvor stofferne indeholder mindst 3 benzenringe.
Perkolat	Nedsivende vand.

Poreluft ppm	Luften i jordens porer. “Parts per million”. Enhed anvendt f.eks. om mg/kg og mg/l i vand. Ved omregning af ppm i luft til mg/m ³ i luft anvendes stofspecifikke omregningsfaktor.
Redoksforhold	Et systems elektronaktivitet. Høje redokspotentialer er ensbetydende med et iltet system (aerobt) og lave redokspotentialer er ensbetydende med stærkt anaerobe forhold.
Retention Sorption	Tilbageholdelse. Proces, hvor et stof optages i/på en fast fase fra en væske- eller luftfase.
Stripning	Aftrækning af forurening fra luft-, jord- eller vandfase.
Substrat	Bruges f.eks. om organiske stoffer, når disse anvendes som vækstgrundlag for mikroorganismer.
Sulfatreducerende	Sulfat bliver reduceret til sulfid under anaerob forhold- betegnelse for en anaerob redoksproces ved mikrobiel nedbrydning.
Tjære	Tjære (stenkultjære, kultjære) består primært af PAH'er og indeholder desuden betydelige mængder phenoler, flygtige aromatiske kulbrinter (f.eks. BTEX) og NSO-forbindelser.
Toksicitet	Giftighed.
Toksisk	Giftig.
Viskositet	Tyktflydenhed, en væskes flydeegenskaber.

11 Referencer

- 1 Danske kulgasværker 1853 - 1983. R. Upton-Hansen. København 1983.
- 2 Forurening af undergrunden som følge af gasværksdrift i Københavns kommune. F. Bjerg Petersen. Miljøkontrollen Skriftserie Specialnummer april 1986.
- 3 Problems Arising from the Redevelopment of Gas Works and Similar Sites. 2nd. Edition. Environmental Resources Limited. Department of the Environment. London. November 1987.
- 4 Gasproduktion og forureningskomponenter. T. Korsgaard. ATV-møde. Forurenede Gasværksgrunde. 9. Oktober 1996.
- 5 Status for undersøgelse og oprydning på danske gasværksgrunde. B. Vilumsen. ATV-møde. Forurenede Gasværksgrunde. 9. Oktober 1996.
- 6 Toksikologiske kvalitetskriterier for jord og drikkevand. Projekt om jord og grundvand for Miljøstyrelsen. Nr. 12. 1995.
- 7 Forurenede og rensede jord på Sjælland og Lolland-Falster. Vejledning i håndtering og bortskaffelse. Udgivet af amterne på Sjælland og Lolland-Falster samt Frederiksborg og Københavns kommuner. Februar 1997.
- 8 Kemiske stoffer opførsel i jord og grundvand. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 20, 1995.
- 9 IARC Monographs on the evaluation of the carcinogenic risk of chemicals to humans. Polynuclear Aromatic Compounds, Part 4, Bitumen, Coal-tars and Derived Products, Shale-oils and Soot. Volume 35. Lyon, France, January. 1985.
- 10 Transport og omsætning af cyanider på forurenede gasværksgrunde. Peter Kjeldsen. ATV-møde. Forurenede Gasværksgrunde. 9. Oktober 1996.
- 11 Vejledning om oprydning af forurenede lokaliteter. Nr. 6. Miljøstyrelsen, 1998
- 12 Vejledende grænseværdier for jord til deponering i råstofgrave i Københavns Amt. Københavns Amt. November, 1997.
- 13 Økotoksikologiske jordkvalitetskriterier. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 13. 1995.
- 14 Valby gasværk. Miljøkontrollen, Københavns kommune. Forureningsundersøgelse. Geoteknisk Institut, juni 1987.
- 15 Valby gasværk. Miljøkontrollen, Københavns kommune. Forureningsundersøgelse. Kemp & Lauritzen A/S, maj 1988.
- 16 Valby gasværk. Miljøkontrollen, Københavns kommune. Supplerende forureningsundersøgelse. Kemp & Lauritzen A/S, august 1989.
- 17 Status for forureningsituationen på Valby Gasværk. Fase I og II. Miljøkontrollen Københavns kommune. Erik K. Jørgensen AS. August 1998.

- 18 Rehabilitation of a Site Contaminated by Tar Substances using a New On-Site Technique. City of Copenhagen. Danish Environmental Protection. Agency European Commission. Life project. September, 1995.
- 19 On-site rensning af tjære forurenede jord på Valby Gasværk. F. Oemig. Erik K. Jørgensen AS. Møde i IDA-miljø, den 14. maj 1996.
- 20 Valby Gasværk, grundvandsforurening fase 1. Forsøg med nødafværgeforanstaltninger, Miljøkontrollen, Københavns kommune 1994.
- 21 Naturlig nedbrydning af tjærekomponenter i forureningsfanen ved Valby Gasværk. Feldthusen Jensen, T. & Kristensen, S.D. ATV-møde Vintermøde om grundvandsforurening 5- 6. marts 1996.
- 22 Notat om baggrund for afværgeoppumpningen fra det primære grundvands magasin nedstrøms Valby Gasværk og forslag til forbedringer. Miljøkontrollen, Københavns Kommune. HOH Vand & Miljø A/S, 4. august 1998.
- 23 Statusnotat over grundvandsforurening ved og under Hjørring gasværksgrund. N&R Consult for Hjørring kommune, august 1988.
- 24 Hjørring gasværksgrund, Kemikaliedepot 821-26. Kortlægning af jord og grundvandsforurening samt forslag til afværgeforanstaltning. Tekst- og bilagsbind. Hjørring Kommune. N&R Consult A/S, april 1990.
- 25 Oprensning af Hjørring Gasværk ved en kombination af teknisk jordrensning og in-situ nedbrydning. Hjørring Kommune. N&R Consult A/S. august 1990.
- 26 In-situ Oprensning af Hjørring Gasværk. Afslutningsrapport. Hjørring-Kommune/Miljøstyrelsen. Nellesmann, Nielsen & Rauschenberger. Oktober 1996.
- 27 Oprensning af Hjørring Gasværksgrund. Driftsstrategi. Hjørring Kommune. N&R Consult A/S, august 1993.
- 28 Frederiksberg gasværk, Statusnotat 2 - rapport og 2 appendikser. Rambøll & Hannemann, januar 1988.
- 29 Biologisk nedbrydning af PAH i jord fra Frederiksberg Gasværk. Fase 3 - pilotforsøg. Frederiksberg gasværk. Miljøstyrelsen og Frederiksberg kommune. Hovedrapport. August 1996 Laboratorierapporter, august 1996. Bilagsdel, august 1996.
- 30 Biologiske ex-site behandlingsmetoder. Kemikalier forurenede jord. Kapitel 3. Bjørn Jensen. Teknisk forlag A/S 1989.
- 31 Kemiske stoffers opførsel i jord og grundvand. Kapitel 9. Nedbrydning. Projekt om jord og grundvand fra Miljøstyrelsen. Nr. 20 1996.
- 32 Kemikalie Forurenede Jord. Biologiske ex-situ behandlingsmetoder. Jensen, B. Teknisk Forlag A/S. 1989.
- 33 Rapport over laboratorieforsøg udført af Danmarks Miljøundersøgelser i Fase 1 af projekt "Biologisk nedbrydning af PAH på Frederiksberg Gasværksgrund". Rapport til Rambøll, Hannemann og Højlund A/S. 1993.

- 34 Biologisk nedbrydning af PAH i jord fra Frederiksberg Gasværksgrund. Laboratoriestudie. Fase 2. Faglig rapport fra DMU, nr. 127, Danmarks Miljøundersøgelser, marts 1995.
- 35 Forsøgsprojekt til oprensning af den tidligere gasværksgrund i Esbjerg. Birch og Krogboe A/S. 15/6-1992.
- 36 Esbjerg Gasværksgrund. Biologisk rensning af tjæreforurenet jord. Birch og Krogboe A/S. Januar 1994
- 37 Esbjerg Gasværksgrund. Rensning af tjæreforurenet grundvand. Birch og Krogboe A/S. Januar 1994.
- 38 Esbjerg Gasværksgrund. Rensning af tjære forurenet jord fra Esbjerg Gasværk. Laborieforsøg. VKI 7/101993.
- 39 Esbjerg Gasværksgrund. Videregående undersøgelser af jord- og grundvandsforurening. Tekstdel. Birch & Krogboe A/S. Januar 1994.
- 40 Esbjerg Gasværksgrund. Videregående undersøgelser af jord- og grundvandsforurening. Bilagsdel. Birch & Krogboe A/S. Januar 1994.
- 41 Tekniske-synopsis over forsøgsprojekter til oprensning af kommunale gasværksgrunde. COWIconsult. 27. juni 1991.
- 42 Demonstrationsforsøg med detergentudvaskning, Mørkhøj beholderstation, Laboratieundersøgelser. HNG, Gladsaxe Kommune, Miljøstyrelsen., Rambøll, Hannemann & Højlund. Februar 1994.
- 43 Mørkhøj Beholderstation Demonstrationsprojekt, Geokon Miljø A/S, 14. september 1992.
- 44 Mørkhøj Beholderstation, Udvasningsforsøg med Biosurf-tensid på in-taktprøver af sprækket moræneler. Demonstrationsprojekt, Geoteknisk Institut. Rapport 1, 21. december 1993.
- 45 Udvasningsforsøg, Mørkhøj beholderstation. HNG, Gladsaxe Kommune, Miljøstyrelsen., Hedeselskabet. Notat, Februar 1994.
- 46 International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
- 47 Meeting the environmental Challenge: Managing our former Gas works Sites. Munro, S., Wallace, S, Kirby, P. & Walker, P. side 1.4 –1.5 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
- 48 Contaminated Land Policy: A Review of the Papers Presented to the NATO/CCMS Pilot Study. Martin, I., Visser, W. & Bardos, P. Land Contamination & Reclamation, s. 11-40, 5, (1), 1997.
- 49 Site Management Trends and Research Directions in the United States of America. Murarka, I.P. side 1.6 – 1.7 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
- 50 It's Excavation and Landfill for Most MGP Sites. Owen, S.; The GEI MGP Reporter . March 1999.
- 51 A rational Approach to the Remediation of Soil and Groundwater at Manufactured Gas Plant Sites. Brown, R.A., Jackson, M. & Loucy, M.

- side 2.1- 2.2 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
- 52 Co-Firing Manufactured Gas Plant Residues in a Pulverized Coal utility Boiler: Evaluation and Results. Hylton, K.L. & Muraka, I.P. s.9.11 – 9.12 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 53 Co-burning Manufactured Gas Plant Soils in Electric Utility Boilers – A Reasonable Treatment Option. Muraka, I.; Witt, W.; Hylton, K.; Helmers, D.; Loucy, M.; Taylor, B.; McCabe, M. & Ripp, J. side 9.16 – 9.17 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 54 A Feasibility Study to Use Coal Tar Contaminated Soil in Asphalt Cement Mixture Production; Hoag, G.E.; Dahmani, A; Nadim, F. Dulam, C.S. & Quinn, E. side 9.5 – 7.8 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 55 American Experiences in the Site Investigation and Remediation of Manufactured Gas Plant sites. Unites, D. ATV-møde Forureneede gasværksgrunde. 9. oktober 1996.
 - 56 Case study of Manufactured Gas Plant Site Remediation Using Thermal Desorption. Vogel, R.G.; Hayes, T.; Simon, K.F. & Unites, D. side 7.7 – 7.8 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 57 Thermal Treatment of Contaminated Soils at a former Manufactured Gas Plant. Rubin, D. I. & Rosina, J.E. side 7.1 – 7.2 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 58 RDP – A New On-site Soil Remediation Method. Mellin, T.A., Jensen, N.K. & Jensen, S. side 2.13-2.14 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 59 Clean Soil Process Technology for Remediation of Manufactured Gas Plant Sites. Szymocha, K.; Pawlak, W.; Ignasiak, L; Ignasiak, T.; Kramer & Rojek, A.T. side 2.21 – 2.23 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.
 - 60 LEEP® - Low Energy Extraction Process for the Remediation Of Manufactured Gas Plant Sites. Steiner, W. side 7.3 – 7.4 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. Land Contamination & Reclamation, 3, (4), 1995.

- 61 Remediation of soils at the Former Gaz De France Le Cornillon Gas works, Saint Denis, France. Morekas, G. Marceau, G., Cazanave, S. & Ollier, P. side 5.20- 5.21 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 62 Full-Scale Bioremediation of a Former Manufactured Gas Plant in Canada. Thibault, G., Lei, J., Blanchet, J., Plante, M. & Cyr, B. . side 5.25- 5.26 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 63 DARAMED Remediation of Manufactured Gas Plant Soils. Marvan, I., Seech, A. & Friis, N. side 6.8 – 6.10 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 64 Landfarm Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons. Morris, R., Hunt, I.; Jones, S. & Hart A. *Land Contamination and Reclamation*, s. 17- 25, 6, (1) 1998.
- 65 Bioremediation of Manufactured Gas Plant Soils using Fungal Cultures. Munnecke, D.M., Fletcher, M.A., Avila, O.I., Callanan, J., Yunker, S., & Baker Lee, C.J. side 6.17 – 6.18 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 66 Win Some, Lose S: Lessons learned during Bioremediation of MGP Sites in Sweden. Peterson, A. side 6.19 – 6.21 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 67 Slurry Bioremediation of Polycyclic Aromatic Hydrocarbons in soil Wash Concentrates. Castaldi, F.J.; side 99-108 in *Applied Biotechnology for Site Remediation*. Ed. Hinchey, R.E.; Anderson, D.B.; Metting, Jr. F.B. & Sayles, G.D. Lewis Publishers Boca R 1994.
- 68 Combined Chemical-biological treatment of soils and sediments contaminated with polynuclear aromatic hydrocarbons. Lewis, R.F., Kelly, R. & Moreau, J.P. side 6.6 – 6.7 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 69 Former Manufactured Gas plants in the Netherlands: Extent and nature of contamination and remediation options. Rijnaarts, H.H.M., Heessels, E.M.G. & Doddema, H.J. side 5-23 – 5-24 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 70 Electromagnetic in-situ Heating for MGP Site Remediation. Firstman, S.I. & Sresty, G.C. side 8-7 – 8-8 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 71 In-situ Bioremediation Application Strategies for Soil and Groundwater Impacted by PAHs. Borchert, S.; Mueller, J.; Alesi, E.; Leins, C. & Haninger, V. side 6.1 – 6.2 in International Symposium and Trade Fair

- on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
- 72 Use of Groundwater Circulation (UVB) Technology and Intergrated Bioreactors for Chemical Contaminant and in-situ Bioremediation for subsurface Environments contaminated by Coal Tar Cresote: Full-scale Validation. Mueller, J.g.; Lakhwala, F.; Lantz, S.E.; Heard, C.; Klingel, e.j.; Langley, W.B.; Broumann, M.D.; Coffin, R.B.; Trust, B.; Kelley, C.; Cifuentes, L.A.; Montgomery, M.T.; Boyd, T.A. & Schultz, W.W. side 6.11 – 6.12 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
 - 73 In-situ studies of the Performance of Landfill Caps (Compacted Soil liners, Geomembraner, Geosynthetic Clay Liners, Capillary Barriers). Melchior, S. *Land Contamination & Reclamation*, s 209-216, 5, (3), 1997.
 - 74 Behaviour of Tensio-active Compounds used in the Clean-up of Contaminated Manufactured Gas Plant Sites. Elektorowicz, M., Chifrina, R. & Konyukhov, B. side 2.6 – 2.7 in International Symposium and Trade Fair on the Clean-up of Manufactured Gas Plants. *Land Contamination & Reclamation*, 3, (4), 1995.
 - 75 Containment Barrier at Pride Park, Derby, England. Barker, P.; Esnault, A. & Brathewaite, P. *Land Contamination & Reclamation*, 6, (1), s 51-58, 1998.
 - 76 Handbook of Environmental Degradation Rates, Howard, P.K.; Boethling, R.S.; Jarvis, W.F. ;Meylan, W. M. & Michalenko, E. M. Lewis Publishers , Michigan. 1991.
 - 77 Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Miljøprojekt nr. 408. 1998.
 - 78 Bioremediering: Rensning af PAH-forurennet jord med svampe. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 411 1998
 - 79 Giftighed af PAH-forurennet jord. Madsen, T; Rathman Pedersen, A.; Gejlsberg, B. og Nilsson, L. *Vand & Jord*. 6, (1), 22-25, 1999.
 - 80 Kemiske analyser – Sådan kan de forstås. ATV-Fonden for Jord og Grundvand. 1998.