

Miljøkonsekvenser ved nedsivning af spildevand renses i økologiske renseanlæg sammenlignet med traditionel nedsivning

Miljøkonsekvenser ved nedsivning af spildevand renses i økologiske renseanlæg sammenlignet med traditionel nedsivning

Arne Bernt Hasling, Jesper Kjølholt og Karl Richard Jørgensen
COWI, Rådgivende Ingeniører A/S

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

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

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

Indhold

FORORD	5
SAMMENFATNING OG KONKLUSIONER	7
<i>Litteraturstudiet:</i>	7
<i>Undersøglesprogram:</i>	7
<i>De undersøgte anlæg:</i>	9
<i>Usikkerhed</i>	9
<i>Analyseresultater</i>	9
<i>Tolkning af resultater</i>	11
<i>Økologisk forrensning</i>	11
<i>Nedsivning af gråt spildevand</i>	11
<i>Samlet vurdering</i>	12
SUMMARY AND CONCLUSIONS	14
1 BAGGRUND OG FORMÅL	18
1.1 BAGGRUND	18
1.2 FORMÅL	18
2 UNDERSØGELSESPROGRAM	19
2.1 GENERELT	19
2.2 UDVÆLGELSE AF ANLÆG	19
2.3 PLACERING OG UDFØRELSE AF BORINGER	19
2.4 PRØVEUDTAGNING	21
2.5 ANALYSEPROGRAM	22
3 MILJØFREMMEDE STOFFERS BINDING OG OMSÆTNING I JORD OG GRUNDVAND	24
3.1 SKÆBNE AF MILJØFREMMEDE STOFFER VED NEDSIVNING AF SPILDEVAND	24
3.2 SKÆBNE AF MILJØFREMMEDE STOFFER VED KUNSTIG INFILTRATION AF OVERFLADEVAND	27
3.3 SAMMENFATNING AF LITTERATURSØGNINGEN	28
3.4 IMPLIKATIONER FOR STOFFERNE I UNDERSØGELSESPROGRAMMET	29
4 BESKRIVELSE AF DE UNDERSØGTE NEDSIVNINGSANLÆG	31
4.1 OVERSIGT	31
4.2 JORDBUNDSFORHOLD	31
4.3 OPBYGNING AF NEDSIVNINGSANLÆGGENE	32
4.4 BELASTNING AF ANLÆGGENE	33
4.5 GRUNDVANDSFORHOLD	34
5 ANALYSERESULTATER	39
5.1 GENERELT OM RESULTATERNE	39
5.2 MILJØFREMMEDE STOFFER	40
5.2.1 <i>Belastning fra husstande med septictank</i>	40
5.2.2 <i>Referenceniveau i grundvandet</i>	41
5.2.3 <i>Niveau i grundvandet under anlæggene</i>	43
5.3 ØVRIGE STOFFER	46

5.3.1	<i>Almindelige forureningsparametre</i>	46
5.3.2	<i>Tungmetaller</i>	47
5.3.3	<i>Hygiejniske parametre</i>	49
6	MILJØKONSEKVENSER VED ALMINDELIG NEDSIVNING	53
6.1	MILJØFREMMEDE STOFFER	53
6.1.1	<i>Belastning efter passage af den umættede zone</i>	53
6.1.2	<i>Transport af miljøfremmede stoffer med grundvandet</i>	55
6.1.3	<i>Fladebelastning set i relation til drikkevandskrav</i>	56
6.2	ØVRIGE STOFFER	57
6.2.1	<i>Almindelige parametre</i>	57
6.2.2	<i>Tungmetaller</i>	58
6.2.3	<i>Hygiejniske parametre</i>	59
7	NEDSIVNING Gennem SANDMILE	61
8	NEDSIVNING AF ØKOLOGISK RENSSET SPILDEVAND	63
8.1	SAMMENSÆTNING AF ØKOLOGISK RENSSET SPILDEVAND	63
8.2	FORVENTELIG PÅVIRKNING AF GRUNDVANDET	63
9	NEDSIVNING AF GRÅT SPILDEVAND	64
9.1	SAMMENSÆTNING AF GRÅT SPILDEVAND	64
9.2	FORVENTELIG PÅVIRKNING AF GRUNDVANDET	64
10	SAMMENFATNING AF MILJØMÆSSIGE KONSEKVENSER VED NEDSIVNING AF SPILDEVAND	66
11	LITTERATUR	69
12	BILAG	72
BILAG 1	BESKRIVELSE AF DE UNDERSØGTE NEDSIVNINGSANLÆG	
BILAG 2	ANALYSEMETODER OG DETEKTIONSGRÆNSER	
BILAG 3	BOREMETODER OG FILTERSÆTNING	
BILAG 4	ANALYSERESULTATER	

Forord

Dette projekt blev igangsat og udført under ”Aktionsplan til fremme af økologisk byfornyelse og spildevandsrensning, Tema 1: Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land”

Projektet blev gennemført med velvillig assistance fra flere ejendomme, der har stillet deres nedsivningsanlæg til rådighed for Miljøstyrelsen, og i den forbindelse accepteret gener fra borearbejder, prøveudtagninger m.v. ved nedsivningsanlægget og udfyldt spørgeskemaer for karakterisering af de seneste års belastning af anlæggene.

Projektet har generelt været præget af praktiske problemer i forbindelse med lokalisering af egnede anlæg, udførelse af borerne og udtagning af tilstrækkeligt store vandprøver for det meget omfattende analyseprogram. Endvidere blev der gennemført en del flere litteratursøgninger end forudsat helt frem til afslutningen af projektet, idet det viste sig, at der i litteraturen stort set intet findes rapporteret om undersøgelser i felten af konsekvenserne af nedsivning af miljøfremmede stoffer med husspildevand under forhold som i Danmark.

Projektet blev fulgt af en styringsgruppe bestående af:

Mogens Kaasgaard	Miljøstyrelsen
Christian Ammitsøe	Miljøstyrelsen
Henrik Andersen	Amtsrådsforeningen (Storstrøms Amt)
Sidsel Dyerkjær	Økologisk Råd
Adam Bruun	Dansk Hydraulisk Institut
Peter Steen Mikkelsen	DTU, Institutet for Miljøteknik
Mogens Henze	DTU, Institutet for Miljøteknik
Jesper Kjølholt	COWI
Arne Bernt Hasling	COWI (projektleder)

Sammenfatning og konklusioner

Projektet har haft til formål, ved undersøgelser i marken, at vurdere miljøkonsekvenserne fra nedsivning af husspildevand ved traditionel nedsivning, herunder forhøjede anlæg, og efterfølgende at vurdere effekten af en eventuel økologisk rensning af spildevandet eller fraseparering af det sorte spildevand inden nedsivning.

Projektet behandler primært miljøfremmede stoffer, men der er også medtaget overordnede vurderinger af påvirkningen med organisk stof, ammonium, nitrat, fosfor, tungmetaller og patogener.

Undersøgelsen beskriver, via feltundersøgelser, de faktiske forhold i Danmark og via et litteraturstudie sammenlignes med erfaringer fra undersøgelser udført i Danmark eller andre steder med tilsvarende klima, jord og grundvandsforhold, specielt fra nordiske lande.

Litteraturstudiet:

Kun lidt litteratur

Der blev kun identificeret ganske få artikler og rapporter, som beskriver forekomst og opførsel af miljøfremmede stoffer i forbindelse med nedsivning af spildevand gennem jord. Der blev kun fundet én dansk reference inden for emnet, en specialerapport fra Roskilde Universitets Center (Højenvang et al. 1999).

Der er også gennemgået andre relevante feltundersøgelser af visse miljøfremmede stoffers opførsel ved nedsivning under andre klimatiske forhold, kunstig grundvandsdannelse ved infiltration m.v..

Ud fra den fundne litteratur kan der umiddelbart konkluderes følgende med hensyn til organiske miljøfremmede stoffers opførsel i jord og grundvand ved nedsivning af spildevand:

- Der findes p.t. ikke data, der gør det muligt at foretage en egentlig kvantificering af fjernelsen/tilbageholdelsen af alle miljøfremmede stoffer m.v. i jord.
- Nedsivning af (renset) husspildevand gennem umættet eller mættet jord, vil bevirke en betydelig reduktion i koncentrationen af de fleste stoffer, men ikke komplet stoffjernelse inden spildevandet når grundvandet.
- Nedbrydning synes i almindelighed at være en vigtigere fjernelsesmekanisme end sorption, men eksempler på det modsatte findes også.
- De fleste stoffer nedbrydes bedre under aerobe end under anaerobe forhold, men der synes under alle omstændigheder at ske en reduktion.
- Stoffreduktionen synes primært at være relateret til processer i den umættede zone og områder med stor mikrobiel aktivitet.

Undersøgelserprogram:

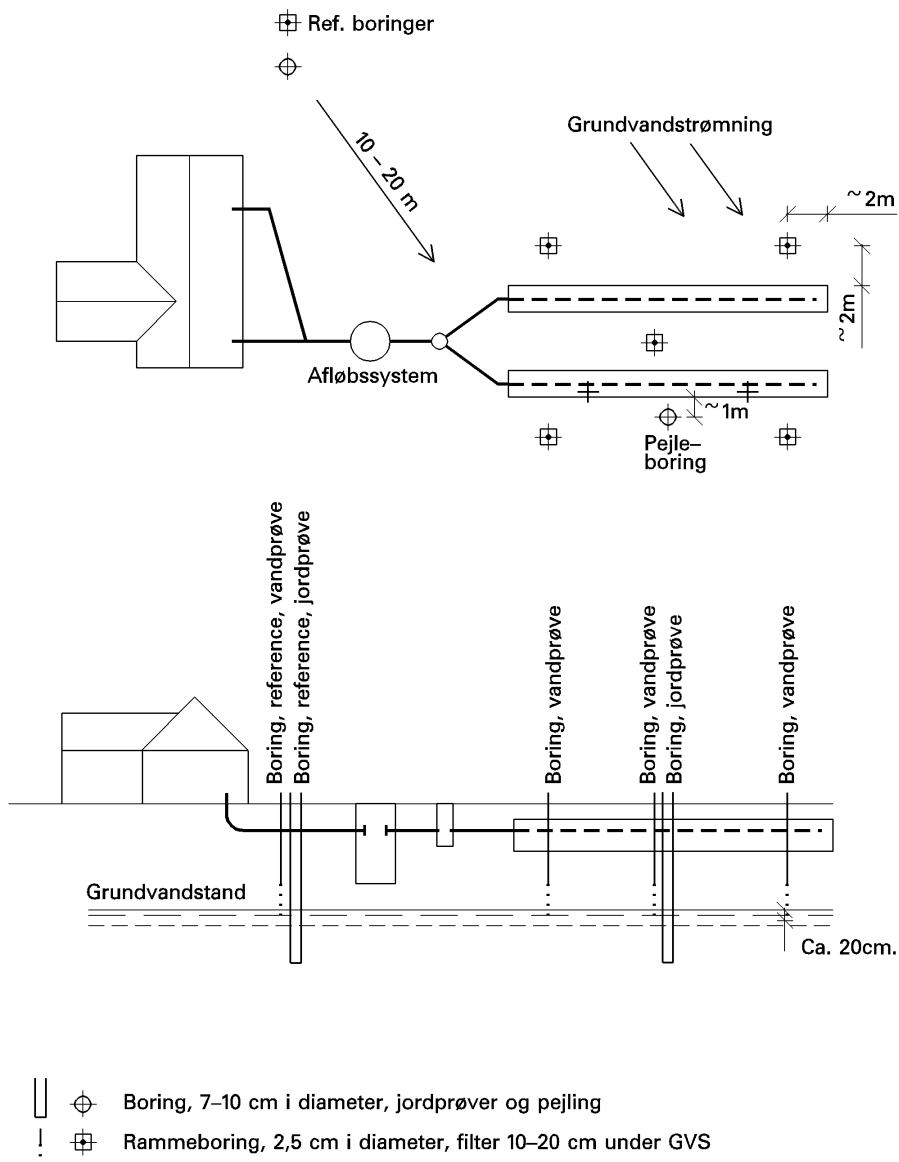
6 anlæg undersøgt

Der blev undersøgt 6 nedsivningsanlæg for husspildevand. Disse er opbygget i overensstemmelse med retningslinierne i Miljøstyrelsens vejledning om nedsivningsanlæg. Anlæggene har været i brug i 3-12 år.

8 boringer pr anlæg

Ved hvert anlæg blev udført 6 stk. prøveboringer under/omkring anlægget samt 2 stk. referenceboringer placeret 10-20 meter opstrøms anlægget.

Principplacering af boringerne fremgår af Figur 1.



FIGUR 1: PRINCIPPLACERING AF BORINGERNE

Filtersætning

Først blev udført geotekniske boringer tæt ved anlægget og ved referencepunktet. Efter et par uger blev disse boringer pejlet for bestemmelse af grundvandsspejlets beliggenhed og verificering af grundvandsstrømningen. På basis heraf blev udført seks 1” rammeboringer med filtersætning 0-20 cm under det aktuelt pejlede grundvandsspejl.

Prøveudtagning

Efter endnu en pejlerunde blev udtaget følgende prøver til analyse:

- Referenceboring ved alle anlæg
- Mest forurenet grundvand under hvert anlæg (højeste kloridindhold)
- Indløbsprøver ved to anlæg (udløbet fra septictanken)

Med henblik på at undersøge effekten af evt. forrensning i et ”økologisk” anlæg blev udtaget indløbs- og udløbsprøver ved to rodzoneanlæg.

Analyseprogram

Alle prøver blev analyseret for:

- miljøfremmede stoffer (ca. 20 stk., inklusive grupper)
- traditionelle parametre (COD, BI₅, NH₃-N, NO₃-N, Tot-N, Tot-P)
- tungmetaller (7 stk.)
- hygiejniske parametre (udvalgte bakterier og kimalt).

De undersøgte anlæg:

TABEL 1: NØGLEOPLYSNINGER OM DE UNDERSØGTE ANLÆG

Anl. nr.	Jordtype generelt	Sand mile	Umættet zone m	Dræn længde m i alt	Dræn længde m/pers.	Hydraulisk belastning l/m ² /døgn	Alder år	Personer tilsluttet antal
1	moræneler	nej	4,0	60	30	3,9	2	2
2	moræneler	nej	1,2	150	50	1,3	13	2,5
3	ler, blandet	nej	1,3	60	7,5	11,4	10	8
4	moræneler	nej	1,2	48	12	9,7	2	4
5	moræneler	ja	1,6	30	6	22,8	3	5
6	fint sand	ja	1,2	20	20	11,8	11	1

5 anlæg med ler

Kornkurverne for jorden ved de seks anlæg viser, at kun anlæg 6 kan karakteriseres som egnet til nedsivning i h. t. Miljøstyrelsens vejledning for nedsivningsanlæg. De øvrige anlæg har en del af kornkurven liggende udenfor felt B, som gælder for nedsivning under vanskelige forhold. Specielt anlæg 2 og 3 har meget tætte jordtyper og må karakteriseres som uegnede til nedsivning.

Fordelersystemet er baseret på pumpning ved fire af anlæggene (1, 4, 5 og 6). Der blev kun rapporteret driftsproblemer for anlæg 2, hvor vandet i perioder ikke har kunnet sive væk tilstrækkelig hurtigt.

Usikkerhed

Omfanget af fortyndingen af de udtagne prøver med ”upåvirket” grundvand er vurderet ud fra hydrogeologiske beregninger.

Lille fortynding af prøver

For fire ud af de fem anlæg i lerede jorde er fundet, at kun 2-8% af den udtagne prøvemængde stammer fra ”upåvirket” grundvand. Ved anlæg 2, er indholdet af ”upåvirket” grundvand 18-22% og ved anlæg 6 på sandjord, 28-53%.

Nær detektionsgrænsen

Mange analyseværdier, for specielt miljøfremmede stoffer, ligger tæt ved detektionsgrænsen. Resultaterne bør tages som indikationer, mere end eksakte værdier, idet der, på trods af stor omhyggelighed, er relativt store usikkerheder knyttet til prøveudtagningen, behandlingen af prøverne og selve analysen, når der arbejdes med så små koncentrationer, som dem der findes i bl.a. grundvandsprøverne.

Analyseresultater

I Tabel 2 er angivet det samlede gennemsnitlige resultat af analyserne for miljøfremmede stoffer. Koncentrationerne angivet under ”renset spildevand” er den teoretisk beregnede koncentration i spildevandsdelen af porevandet umiddelbart over grundvandsspejlet i den mest påvirkede boring.

Kravene til drikkevand er kun angivet til sammenligning af størrelsesordenen af påvirkningen, og indikerer ikke, at kravet til drikkevand bør være opfyldt umiddelbart under et nedsivningsanlæg.

TABEL 2: MILJØFREMMEDE STOFFER, GENNEMSNITLIGE KONCENTRATIONER I INDLØB, REFERENCEBORING, GRUNDEVAND OG RENSSET SPILDEVAND (BEREGNET)

	Enhed	Indløb snit	Ref. snit	Grund- vand snit	Renset spildevand snit	Drikke- vand Krav, ejd
PAH-forbindelser:						
Naphthalen	µg/l	0,064	0,043	0,030	0,019	2
Methylnaphthalener	µg/l	0,115	0,046	0,042	0,025	-
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,093	0,049	0,049	0,036	-
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,045	0,030	0,056	0,037	-
Acenaphthen	µg/l	0,022	-	0,007	0,006	-
Fluoren	µg/l	0,031	-	0,006	0,006	-
Phenanthren	µg/l	0,039	0,008	0,010	0,014	-
Fluoranthren	µg/l	0,017	-	0,022	0,035	0,1
Pyren	µg/l	0,022	-	0,019	0,030	-
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,012	-	0,017	0,027	-
Benz(a)pyren	µg/l	-	-	0,012	0,017	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	-	-	0,010	0,014	-
Benz(ghi)perylene	µg/l	-	-	0,010	0,013	-
Sum af PAH	µg/l	0,432	0,125	0,191	0,190	-
Blødgørere:						
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	24,050	0,144	1,617	1,572	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	1,088	-	0,359	0,379	-
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	2,075	0,161	0,071	*	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	13,938	3,256	0,336	0,177	1
Detergenter:						
Nonylphenoler	µg/l	5,050	0,139	0,438	0,423	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	4,658	-	0,090	0,090	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,413	-	-	0,050	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l	10,083	0,117	0,469	0,460	20
LAS	µg/l	3.893	3	287	279	100**
Phenoler og chlorphenoler:						
Phenol	µg/l	122,33	0,11	0,15	0,127	0,5
Cresoler	µg/l	316,67	-	0,09	0,096	-
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,150	-	-	0,050	-
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,400	-	-	0,050	-
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,117	-	-	0,050	-
Alkylbenzener:						
Benzen	µg/l	0,420	0,029	-	0,025	1
Toluen	µg/l	63,020	0,335	0,146	0,118	-
Ethylbenzen	µg/l	0,949	0,065	0,056	0,050	-
Xylener	µg/l	3,926	0,314	0,136	0,095	-

*) Beregningen giver negativt resultat

***) Gælder anioniske detergenter, hvoraf LAS i dette projekt udgør ca. 40%

Høj rensegrad	<p>Tolkning af resultater</p> <p>De fleste undersøgte stoffer og patogener reduceres meget ved passagen af den umættede zone. De fleste stoffer nedbrydes eller tilbageholdes/bindnes således i den umættede zone med op til 100%. Koncentrationerne i det mest forurenede grundvand under anlæggene ligger ofte tæt på eller under detektionsgrænsen for stofferne. Hvor stofferne forekommer i højere koncentrationer, er det for de fleste stoffers vedkommende med værdier, der ligger under kravet til drikkevand.</p>
Høje LAS værdier	<p>Den største direkte påvirkning af grundvandet, vurderet ud fra kravene til drikkevand, er påvirkningen med anioniske detergenter (LAS) fra bl.a. vaskemidler. Selvom der i den umættede zone sker en nedbrydning på 90-99% af LAS i de seks anlæg, er det ikke tilstrækkeligt til at komme ned på kravet til drikkevand. Fortyndingsberegninger viser at koncentrationen i den mættede zone kan nedbringes til niveauet for drikkevandskravet 20-50 meter nedstrøms anlægget (hvis der alene tages hensyn til fortyndingen, mens den fortsatte nedbrydning/binding i den mættede zone ikke medtages).</p> <p>Gennemsnitsværdien for benz(a)pyren ligger beregningsmæssigt på grænsen til kravet til drikkevand, der igen svarer til detektionsgrænsen. Benz(a)pyren er kun påvist i een ud af ni grundvandsprøver, men på grund af beregningsmetoden for gennemsnit (ikke påvist = 0,5 gange detektionsgrænse) og et krav lig med grænsen ser det ud som om kravet er overskredet, selvom stoffet reelt ikke er påvist.</p>
N, P og NH ₃ /NH ₄ -N	<p>For de øvrige parametre er det næringssalte og de bakteriologiske parametre, især kimtallet, der giver den største påvirkning set i forhold til kravet til drikkevand. Indholdet af fosfor er dog allerede i referenceboringerne en del højere end kravet til drikkevand, ligesom koncentrationen af NH₃/NH₄-N ligger omkring kravværdien. Kimtallet ligger generelt 10-50 gange højere under anlæggene end i referenceboringerne, og på et niveau ca. 130 gange højere end kravværdien til drikkevand.</p> <p>For flere tungmetaller findes, at indholdet i det nedsivende spildevand er lavere, end indholdet i referenceboringerne, hvilket reelt vil sige at spildevandet fortynder grundvandet for disse tungmetaller (bly, cadmium, chrom).</p>
Begrænset effekt	<p>Økologisk forrensning</p> <p>Ved økologisk forrensning under aerobe forhold ændres sammensætningen af spildevandet, idet de fleste let nedbrydelige stoffer omsættes mer eller mindre, mens visse stoffer evt. bindes kemisk til det valgte filtermedie. De fleste stoffer er dog allerede ved traditionel bundfældning bragt ned på et niveau, der giver acceptable værdier efter nedsivning. En øget forrensning vil således have en begrænset effekt, set i relation til kravene til drikkevand.</p> <p>For de anioniske detergenter, herunder LAS, kan øget forrensning være en fordel, idet indholdet af LAS bliver halveret ved passage af et rodzoneanlæg, som i denne forbindelse er sidestillet med økologisk rensning. Ønskes kravet til drikkevand opfyldt umiddelbart under anlægget, skal koncentrationerne af anioniske detergenter dog reduceres noget mere. Hvordan den ændrede sammensætning af spildevandet påvirker reaktionerne under nedsivningen gennem den umættede zone har ikke været undersøgt.</p>
Højt BI ₅ /N-forhold	<p>Nedsivning af gråt spildevand</p> <p>Nedsivning af gråt spildevand alene vil tilsvarende medføre at sammensætningen af spildevandet bliver væsentlig forskellig fra det, der er målt på i dette projekt. Det høje BI₅/N-forhold i det grå spildevand (20-40 mod 1-4 i husspildevand), kan</p>

således evt. betyde at de biologiske processer vil blive begrænset af mangel på kvælstof. Der er dog ikke fundet eksempler på målinger der kan bekræfte dette. Det største problem ved nedsivning af gråt spildevand knytter sig til de anioniske detergenter, herunder LAS. Koncentrationerne er noget højere end i almindeligt spildevand, samtidig med at der tillades nedsivning over et 40% mindre areal end almindeligt spildevand. Mængdemæssigt kan påvirkningen eventuelt være mindre end ved nedsivning af alt spildevand (er ikke dokumenteret ved undersøgelser).

Samlet vurdering

- Der findes meget lidt tilgængelig viden om, hvor meget og hvordan de miljøfremmede stoffer faktisk tilbageholdes/nedbrydes ved passagen gennem den umættede zone under et nedsivningsanlæg. Tilsvarende findes begrænset litteratur der dokumenterer processerne i den mættede zone.
- De undersøgte miljøfremmede stoffer renses med op til næsten 100% under de undersøgte nedsivningsanlæg, eller forekommer i koncentrationer under detektionsgrænsen så en rensegrad ikke kan beregnes.
- I forhold til drikkevandskravene, findes under flere af anlæggene for høje værdier af LAS. I en afstand på 20-50 meter nedstrøms anlægget, vurderes drikkevandskravet at kunne overholdes ud fra fortynding alene.
- For de øvrige undersøgte stoffer og bakterier er der en tilsvarende høj rensegrad, uanset jordtype.
- I forhold til drikkevandskravet, findes under flere af anlæggene for høje værdier af kvælstofforbindelser, fosfor, kimental og coliforme bakterier. Værdierne for kvælstofforbindelser og fosfor er dog allerede overskredet i referenceboringerne.
- Både lerjorde og sandjorde giver en høj renseseffekt. Sandjorden, med bedre iltforhold, giver bedre nitrifikation og biologisk omsætning, mens lerjorden er bedre til at binde stoffer, f.eks. fosfor.
- Økologisk forrensning eller nedsivning af gråt spildevand alene vurderes kun at få en begrænset positiv effekt for påvirkningen af grundvandet.

De miljømæssige konsekvenser ved nedsivning af husspildevand er begrænsede og knyttet til ganske få parametre i et forholdsvis begrænset nærområde under og umiddelbart nedstrøms anlægget.

Renseeffekten er særdeles god for de fleste parametre, uanset jordtype, hvis anlægget i øvrigt etableres i overensstemmelse med nedsivningsvejledningen. Resultaterne antyder, at der i lerjorden under flere af de undersøgte anlæg findes sprækker, rodhuller, ormehuller og lignende, som øger afledningsmulighederne i forhold til det teoretisk opnåelige, samtidig med at de bidrager til rensningen, evt. som følge af øget ilttilførsel.

Summary and conclusions

The main objective of the project was to assess environmental impacts from percolation of domestic wastewater using traditional percolation methods, including mound systems. Further, the objective was to assess the effect of a possible ecological treatment of the wastewater or separation of the black (toilet) wastewater before percolation.

The focus in the project was on organic micropollutants. However, assessments have also been made on the impact from general organic matter, ammonia, nitrate, phosphorus, heavy metals and pathogens.

The study describes the actual conditions in Denmark. By means of a literature survey, these conditions were compared with studies in Denmark and abroad at locations with similar climate, soil and groundwater conditions, primarily in Scandinavia, Northern Germany and the Netherlands.

Literature Survey:

Few articles and reports were identified that described occurrence and behaviour of organic micropollutants in connection with percolation of wastewater into soil. Only one Danish reference was identified dealing with this subject, a thesis work from Roskilde University (Højenvang et al., 1999). Therefore, other relevant field investigations were examined dealing with percolation under different climatic conditions, artificial groundwater formation at infiltration etc.

On the basis of the examined literature, the following was concluded on performance of organic micropollutants in soil and groundwater:

- At present no data are available that can enable an actual quantification of the removal/retention of organic micropollutants etc. in connection with percolation of wastewater (possibly for very few substances).
- Percolation of (treated) wastewater to unsaturated or saturated soil will cause a considerable reduction in the concentration of most substances.
- Percolation of domestic wastewater will for more substances not result in complete removal of the substance before the wastewater reaches groundwater level.
- Generally, decomposition seems to be more important than sorption when it comes to removal of organic pollutants, however, examples of the opposite were also found.
- Most substances are more easily decomposed under aerobic than under anaerobic conditions. A reduction can, however, be detected under both conditions.
- Proper conditions for reduction of substances are primarily related to processes in the unsaturated zones and locations with great microbial activity.

Investigation Programme:

Six percolation plants for domestic wastewater were investigated. These plants were all constructed in accordance with the Danish EPA's guidelines on percolation plants. All these plants had been in operation for between 3 and 12 years.

Limited literature available

Six plants investigated

Eight drillings per plant Six test drillings were conducted underneath/around each plant and 2 reference drillings 10-20 metres upstream.

Tests The following samples were taken for analysis:

- Reference drilling at all plants
- Most polluted groundwater underneath each plant (highest chloride content)
- Inlet samples at two plants (outlet from septic tank).

To examine the effect of possible pre-treatment in an "ecological" plant, inlet and outlet samples were taken at two reed beds.

Analysis programme All samples were analysed for:

- organic micropollutants (approx. 20 inclusive groups)
- traditional parameters (COD, BOD₅, NH₃-N, NO₃-N, Tot-N, Tot-P)
- heavy metals (7)
- hygienic parameters (selected bacteria and Collony Forming Units (CFU))

Results

High treatment efficiency Most substances and pathogens examined were considerably reduced at the passage of the unsaturated zone. The results showed that most substances were decomposed/transformed or retained up to 100% in the unsaturated zone. The concentrations in the most polluted groundwater underneath the plants were generally close to or below the detection limit for the relevant substances. Where substances occurred in concentrations above the detection limit, the values were generally below the requirements for drinking water.

Conclusion

Environmental impacts in connection with percolation of domestic wastewater from single households are assessed to be connected to very few parameters in a relatively limited area underneath and immediately downstream the plant. Plants established in accordance with the percolation guideline have a high treatment efficiency for most parameters irrespective of the soil composition. Furthermore, the results indicate that the clay soil, found underneath several of the examined plants has fissures, root holes, worm holes etc. increasing the drainage possibilities compared to the theoretically obtainable. At the same time these fissures, holes etc. contribute to the treatment, perhaps due to an increased oxygen admission.

- There is a limited knowledge on efficiency and methods for retention/ demolition of organic micropollutants passing through the unsaturated zone underneath a percolation plant. Similarly limited literature is available documenting the processes in the saturated zone.
- The organic micropollutants examined were treated nearly 100% underneath the examined percolation plants or the concentrations were below the detection limit, thus a treatment degree could not be calculated.
- Compared to drinking water requirements, most LAS values underneath most of the plants were too high. However, 20-50 meter downstream the plant, it was estimated that drinking water requirements could be fulfilled merely by dilution.
- For other chemical substances and for the bacteria examined, the treatment efficiency is similarly high irrespective of soil composition.
- Compared to drinking water requirements too high values of nitrogen, phosphorus, Collony Forming Units (CFU) and E.coli were found underneath more plants. The nitrogen and phosphorus values were, however, already exceeded in the reference drillings.

- High treatment efficiency is seen in both clay soil and sandy soil. The sandy soil with better oxygen conditions results in better nitrification and biological degradation, whereas clay soil is better for adsorption.
- Ecological pre-treatment is estimated to have a limited effect on the impact on groundwater. The reduced LAS load is not sufficient to fulfil drinking water requirements.
- Percolation of gray wastewater (kitchen, wash) only gives a reduced nitrogen and pathogen load, however a minor reduction in the amount of detergents (LAS) and phosphorus. This could be reduced treatment efficiency due to the high BOD/nitrogen relation.

1 Baggrund og formål

1.1 BAGGRUND

Der foreligger kun beskeden viden om tilbageholdelse/omsætning af bl.a. miljøfremmede stoffer i jord ved nedsivning eller rensning af spildevand i økologiske renseanlæg. Indholdet af bl.a. miljøfremmede stoffer i husspildevand er undersøgt i "Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand", Miljøprojekt 357,(Jepsen, S-E, Grüttner, H. 1997) men der foreligger kun meget begrænset viden om fordelingen på sort og gråt spildevand.

Det er fra flere sider blevet fremhævet, at traditionel nedsivning af spildevand udgør en trussel mod grundvandet, herunder forurening med miljøfremmede stoffer. Samtidig forventes der i de kommende år etableret omkring 30.000 traditionelle nedsivningsanlæg i det åbne land, jvf. "Betænkning om spildevandsafledningen i det åbne land m.v."

Under "Aktionsplan til fremme af økologisk byfornyelse og spildevandsrensning, Tema 1: Økologisk håndtering af spildevand i det åbne land", blev derfor iværksat denne undersøgelse af de mulige konsekvenser ved nedsivning af husholdningsspildevand.

1.2 FORMÅL

Projektet har til formål ved udvalgte undersøgelser i marken, at vurdere miljøkonsekvenserne fra nedsivning af husspildevand ved traditionel nedsivning og nedsivning ved forhøjede anlæg (høj grundvandsstand og/eller tæt jord) og efterfølgende vurdere effekten af en eventuel økologisk rensning af spildevandet inden nedsivning.

Undersøgelsen omfatter vurderinger af forureningsbelastningen på grundvandet fra husspildevand, hvor dette, efter at have passeret den umættede jordzone under nedsivningsanlæg, tilføres grundvandet.

Undersøgelsen behandler primært risikoen for forurening af grundvand med miljøfremmede stoffer, men der er også medtaget overordnede vurderinger af påvirkningen med organisk stof, ammonium, nitrat, fosfor, tungmetaller og patogener.

Den forventelige belastning af grundvandet sammenlignes for følgende kombinationer af spildevandsafledning:

- Traditionel nedsivning i sand og lerjord af alt spildevand efter bundfældning.
- Nedsivning gennem sandpude over tæt jord/lerjord af alt spildevand efter bundfældning.
- Traditionel nedsivning af gråt spildevand efter bundfældning. (f.eks. kompost-toilet med urinseparering hvor kompost og urin føres på landbrugsjord).
- Nedsivning af alt spildevand efter bundfældning og rensning i økologisk renseanlæg.

2 Undersøgellesprogram

2.1 GENERELT

Undersøgellesprogrammet er generelt koncentreret om at afdække faktiske danske forhold og via litteraturstudie at supplere disse oplysninger med erfaringer fra undersøgelser udført andre steder med tilsvarende klima, jord og grundvandsforhold, specielt fra nordiske lande.

2.2 UDVÆLGELSE AF ANLÆG

Det blev tilstræbt at finde 6 egnede nedsivningsanlæg for husspildevand udfra følgende grundlæggende kriterier:

- Anlægget skal så vidt muligt være opbygget i overensstemmelse med nedsivningsvejledningens retningslinier,
- Anlægget skal have været i brug i mindst et år,
- Anlægget skal helst kun betjene een husstand,
- Både tætte og åbne jordarter skal være repræsenteret,
- Både anlæg med gravitations- og trykssystemer skal være repræsenteret
- Anlæg opbygget med sandmile skal være repræsenteret

2.3 PLACERING OG UDFØRELSE AF BORINGER

Placeringen af de enkelte boringer fremgår af bilag 1.

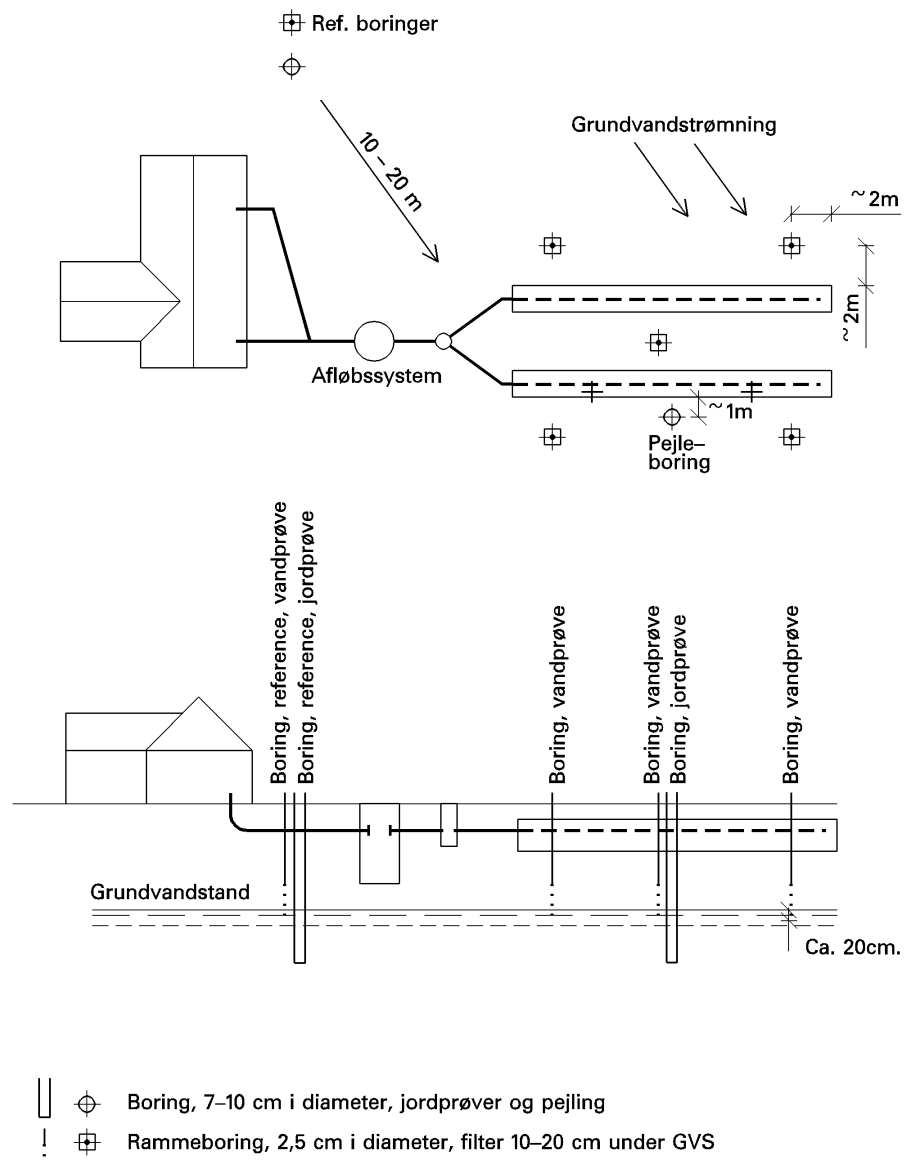
Typer af boringer, filtersætning m.v. er nærmere beskrevet i bilag 3.

Ved hver anlæg er udført i alt 8 boringer:

2 stk. referenceboringer placeret minimum 10 meter opstrøms anlægget

6 stk. prøveboringer under/omkring anlægget

Principplacering af boringerne fremgår af Figur 2.



FIGUR 2: PRINCIPPLACERING AF BORINGERNE

Proceduren ved placering og udførelse af boringerne har været følgende:

Først blev udført en referenceboring og en boring direkte under anlægget til en dybde 1-2 meter under grundvandsspejlet på udførelsesdagen. Boringerne blev udført som geotekniske boringer. Der blev udtaget jordprøver for hvert skift i jordtype, dog mindst en jordprøve hver halve meter. Filtersætning ca. 0-50 cm under grundvandsspejlet.

Referenceboringen blev placeret opstrøms nedsivningsanlægget ud fra en umiddelbar vurdering af retningen for grundvandsstrømningen. Denne vurdering blev foretaget på basis af topografiske forhold, det overordnede grundvandspotentiale, cirkeldiagramkort samt vurderinger på stedet ud fra lokale forhold og eventuelle oplysninger fra ejeren eller naboer.

Alle jordprøver blev undersøgt i laboratoriet og karakteriseret. For jordprøverne udtaget i niveau med bunden af nedsivningsanlægget blev endvidere lavet sigteanalyser (hydrometeranalyse) for optegning af kornkurve.

Efter et par uger blev disse borerer pejlet for bestemmelse af grundvandsspejlets beliggenhed og verificering af grundvandsstrømningen. På basis heraf blev udført seks 1" rammeboringer med filtersætning 0-20 cm under det aktuelt pejlede grundvandsspejl. En boring blev placeret som reference ved referenceboringen for jordprøver, en boring blev placeret midt i anlægget og de resterende fire borerer placeret 2-3 meter fra "hjørnerne" af nedsivningsarealet.

Til alle borerer, foringer, filtersætninger og prøveslanger blev anvendt rengjorte materialer, som ikke indeholdt stoffer, der kunne påvirke analyseresultaterne.

2.4 PRØVEUDTAGNING

Der blev udtaget følgende prøver til analyse:

- Referenceboring ved alle anlæg
- Mest forurenede grundvand under hvert anlæg
- Indløbsprøver ved to anlæg (udløbet fra septictanken)

Med henblik på at undersøge effekten af evt. forrensning i et "økologisk" anlæg blev udtaget indløbs- og udløbsprøver ved to rodzoneanlæg.

For nogle anlæg og prøvesteder blev udtaget en ekstra prøveserie til kontrol og forbedret dokumentation af de fundne resultater der blev fundet i første omgang.

Prøver fra borerer blev udtaget ved meget langsom pumpning, hvor det blev sikret at der aldrig forekom vakuum, ikke blev suget luft ind og at grundvandsspejlet ikke blev sænket mere end ca. 10 cm i og omkring boringen. Dette skulle sikre at prøverne kun indeholdt det helt øverste og direkte påvirkede grundvand uden ret megen fortynding. Principielt skal prøven repræsentere det spildevand der umiddelbart har forladt den umættede zone.

Prøver fra udløb fra septictanke, indløb- og udløb fra rodzone anlæg blev udtaget som enkeltprøver.

Alle prøver blev udtaget og opbevaret efter laboratoriets forskrifter og emballeret i udstyr udleveret fra laboratoriet.

Inden prøveudtagningen ved de enkelte anlæg blev alle 8 borerer pejlet for verifikation af grundvandsstømmens retning og der blev målt ledningsevne (klorid) for bestemmelse af den mest påvirkede boring.

Et enkelt sted resulterede denne verifikation i at det blev valgt at etablere en ny referenceboring.

Ved de to anlæg hvor der samtidig med grundvandsprøverne blev udtaget prøver af udløbet fra septictank/fordelerbrønd, skal man være opmærksom på at det analyserede grundvand stammer fra tilledninger, der ligger flere dage eller uger tilbage i tiden. Der er således ikke en direkte sammenhæng mellem den udtagne indløbsprøve og grundvandsprøven. Det kan dog med stor sikkerhed antages at indløbsprøven er rimeligt repræsentativ for det spildevand der normalt afledes fra ejendommen, idet der normalt sker en stor udligning/opblanding i septictanken hvilket bl.a. bekræftes af længere analyserier (Højenvang, J.C. et al. 1999).

2.5 ANALYSEPROGRAM

Alle prøver blev analyseret for følgende hovedgrupper:

- miljøfremmede stoffer (ca. 20 stk., inklusive grupper)
- traditionelle parametre (COD, BI₅, NH₃-N, NO₃-N, Tot-N, Tot-P)
- tungmetaller (7 stk.)
- hygiejniske parametre (udvalgte bakterier og kimtal).

Ved den ekstra prøverunde i foråret 2000, blev prøverne dog ikke analyseret for alle parametre ved alle anlæg, men kun for de parametre eller parametergrupper, hvor man ønskede yderligere dokumentation for niveauernes størrelse eller kontrol for eventuelle fejlkilder. Nedenfor er analyseparametrene samt de tilhørende detektionsgrænser angivet.

Miljøfremmede stoffer:

PAH-forbindelser:

Naphthalen	µg/l	0,01
Methylnaphthalener	µg/l	0,02
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05
Acenaphthen	µg/l	0,01
Fluoren	µg/l	0,01
Phenanthren	µg/l	0,01
Fluoranthren	µg/l	0,01
Pyren	µg/l	0,01
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01
Benz(a)pyren	µg/l	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01
Sum af PAH	µg/l	-

Blødgørere:

Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	0,1
Di-(2-ethylhexyl)- phthalat (DEHP)	µg/l	0,5

Detergenter:

Nonylphenoler	µg/l	0,1
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l	-
LAS	µg/l	2/20*

Phenoler og chlorphenoler:

Phenol	µg/l	0,1
Cresoler	µg/l	0,1
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1

Alkylbenzener:

Benzen	µg/l	0,05
Toluen	µg/l	0,05
Ethylbenzen	µg/l	0,05
Xylener	µg/l	0,05

Traditionelle parametre:	Detektionsgrænse	
pH		
Chlorid	mg/l	3
Sulfat	mg/l	0,1
COD	mg/l	10
BI ₅	mg/l	1
NH ₃ /NH ₄ -N	mg/l	0,1
NO ₃ -N	mg/l	0,1
Total-N	mg/l	0,1
Total-P	mg/l	0,01
Tungmetaller:		
Bly (Pb)	mg/l	1
Cadmium (Cd)	mg/l	0,1
Chrom (Cr)	mg/l	1
Kobber (Cu)	mg/l	1
Kviksølv (Hg)	mg/l	0,05
Nikkel (Ni)	mg/l	2
Zink (Zn)	mg/l	1
Hygiejniske parametre:		
Kimtal 21°C	pr. ml	
Kimtal 37°C	pr. ml	
Coliforme 37°C	pr. 100 ml	
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml	
Fækale streptokokker	pr. 100 ml	
Clostridium perfringens	pr. ml	
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml	
Salmonella	i 100 ml	
Campylobacter		

*) 2 for rene prøver og 20 for spildevandsprøver

En nærmere beskrivelse af analysemetoderne m.v. findes i bilag 2.

3 Miljøfremmede stoffers binding og omsætning i jord og grundvand

Kommunalt spildevand indeholder et stort antal miljøfremmede stoffer i varierende koncentrationer. Stofferne hidrører dels fra virksomheder tilsluttet det offentlige spildevandsnet, men også i betydeligt omfang fra den generelle brug af kemiske stoffer og produkter, der finder sted overalt i det moderne samfund, herunder i de private husholdninger. Dette er f.eks. dokumenteret i Miljøprojekt 357 (Miljøstyrelsen 1997), der afrapporterer resultaterne af en konkret dansk undersøgelse og i en publikation fra Nordisk Ministerråd (1993), hvori eksisterende nordiske data om miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand er sammenstillet.

Ved nedsivning af spildevand fra private husholdninger vil der ske en tilførsel af miljøfremmede stoffer til jordmiljøet og dermed også potentielt til grundvandet. Det er derfor afgørende for grundvandskvaliteten under og i nærheden af sådanne anlæg, at de miljøfremmede stoffer nedbrydes og/eller tilbageholdes (sorberes) så godt som muligt inden det rensede spildevand får kontakt med grundvandsmagasinet.

Den væsentligste stoffjernelse (nedbrydning og/eller sorption) må naturligvis antages at finde sted i forbindelse med selve den aktive spildevandsrensning, men derudover er det af betydning at vide, i hvilket omfang den efterfølgende passage gennem den umættede zone kan bidrage til en yderligere reduktion af de restkoncentrationer af stoffer, der stadig vil være til stede i det nedsivende, rensede spildevand.

Det ligger uden for rammerne af denne opgave at give et generelt overblik over den eksisterende viden om miljøfremmede stoffers omsætning og binding i jordmiljøet, men der er gennemført en målrettet litteratursøgning i en række bibliografiske databaser for at opspore eksisterende, relevante undersøgelser af sådanne stoffers opførsel i forbindelse med rensning af spildevand ved nedsivning eller ved kunstig grundvandsdannelse ved infiltration, dvs. feltstudier. Der gives i det følgende et kort resumé af resultaterne af litteratursøgningen.

3.1 SKÆBNE AF MILJØFREMMEDE STOFFER VED NEDSIVNING AF SPILDEVAND

Der er kun identificeret ganske få artikler og rapporter, der beskriver forekomst og opførsel af miljøfremmede stoffer i forbindelse med nedsivning af spildevand gennem jord. Der er kun fundet én dansk reference inden for emnet, en specialrapport fra Roskilde Universitets Center (Højenvang et al. 1999).

Rapporten omhandler en begrænset undersøgelse af LAS i spildevand fra et 2 år gammelt anlæg med kun en enkelt husstand tilsluttet. Husspildevandet ledes efter rensning i en 3-kammer bundfældningstank via en fordelerbrønd til nedsivning gennem to nedsivningsdræn der hver er 15 meter lange. Der er analyseret for LAS i det første kammer i 3-kammertanken, i fordelerbrønden (\approx udløbet fra 3-kammertanken) og i jorden under nedsivningsanlægget.

På grundlag af et beregnet LAS-input til systemet og målte værdier i udløbet blev rensegraden i 3-kammersystemt beregnet til ca. 95%, mens der ved sammenligning

af LAS-koncentrationer i 1. kammer og fordelerbrønd kun blev fundet en rensegrad på 65%. LAS-koncentrationen i fordelerbrønden var relativt stabil idet den i måleperioden på 3 dage (7 målinger) kun svingede mellem 2,0 mg/l og 2,8 mg/l med et gennemsnit på 2,4 mg/l.

I en porevandsprøve fra jordlaget 25-30 cm under bunden af sivedrænrøret (60 cm under terræn) blev der målt en koncentration af LAS på 0,85 mg/l. Prøven var fremstillet ved at centrifugere en jordprøve ved 5000 omdrejning/minut. Ud fra denne værdi synes der at ske en yderligere fjernelse af LAS på mindst 50% ved spildevandets passage gennem 25-30 cm jord, som dels består af nøddesten udlagt som drænlag rundt om selve drænrørene (første 15 cm) og dels af helt eller delvis oxideret smeltevandsler. Jordprøver fra samme lag indeholdt 2-3 mg LAS/kg jord, mens indholdet i jordprøver taget yderligere ca. 0,5 meter dybere (130-140 cm under terræn) var faldet til 1,2 mg LAS/kg. Belastningen af systemet stammer fra en enkelt husstand, men er i øvrigt ikke nærmere beskrevet.

Der er ikke lokaliseret andre relevante artikler fra Europa, og generelt forekommer interessen for kunstig infiltration (grundvandsdannelse bl.a. ved hjælp af nedsivning af spildevand eller flodvand) naturligt nok at være størst i de dele af verden, hvor den naturlige grundvandsdannelse er begrænset og utilstrækkelig (aride og semi-aride områder som f.eks. Israel og det sydvestlige USA).

Dog er der rapporteret et enkelt, temmelig omfattende projekt fra den tempererede del af verden, nemlig nær Cambridge, Ontario i Canada, hvor man har foretaget en række undersøgelser af transport, nedbrydning og tilbageholdelse af miljøfremmede stoffer fra et septic-tank system fra en enkelt husstand (4 pers.). Det undersøgte system består, ud over selve septic-tanken, af et drænsystem af PVC-rør med et areal på ca. 100 m². Rørene ligger parallelt i 0,6 meters dybde med en indbyrdes afstand på 2 meter. Grundvandsspejlet i det øvre magasin, der består af smeltevandssand, ligger i 2-2,5 meters dybde (Robertson, 1994).

De relevante delundersøgelser omfatter en generel beskrivelse af geokemien i mættet og umættet zone (Wilhelm et al., 1994), et studie af tilbageholdelse af dichlorbenzen (Robertson, 1994), bionedbrydning af LAS og NTA (Shimp et al., 1994) samt sorption og transport af anioniske og kationiske detergenter (McAvoy et al., 1994).

I det generelle geokemi-studie (Wilhelm et al., 1994) observerede man 90% fjernelse af DOC (Dissolved Organic Carbon) i den umættede zone under drænsystemet og en næsten fuldstændig omdannelse af NH₄⁺ til NO₃⁻, hvilket medførte en betydelig sænkning i niveauet af opløst ilt i det nedsivende vand. I den mættede zone nåede iltkoncentrationen ned under 1 mg/l. Nitratniveauet forblev >10 mg/l i hele forureningfanens længde, dvs. >130 meter.

Man undersøgte endvidere tilbageholdelsen af dichlorbenzen (DCB) (o,m,p-ratio: 74:11:15), som bl.a. anvendes i afløbsrensemidler (Robertson, 1994). Der blev målt en koncentration af DCB i selve tanken på op til ca. 3,5 mg/l, op til 0,65 mg/l 0,45 meter under drænet og 0,013 mg/l ved grundvandsspejlet i 2 meters dybde. Imidlertid faldt sidstnævnte koncentration efter et stykke tid (ca. 70 dage) til under detektionsgrænsen på 0,001 mg/l. Det gode resultat tilskrives dels de fremherskende aerobe forhold og dels den relativt lange opholdstid (60 dage) i umættet zone.

Skæbnen af vaskemiddelstofferne LAS og NTA i det samme system blev undersøgt af Shimp et al. (1994). Man påviste hurtig bionedbrydning under og nær drænsystemet efter en opholdstid på 15-30 dage, men langsommere nedbrydning

længere væk, hvor koncentrationerne var lavere. Det blev derfor konkluderet, at adaptation var en vigtig proces. Halveringstiderne i den umættede zone under og tæt ved drænsystemet var 9-17 dage for LAS og 1-3 dage for NTA. Tilsvarende hurtig nedbrydning blev påvist i grundvandet i umiddelbar nærhed af drænsystemet.

Endelig undersøgte McAvoy et al. (1994) sorption og transport af LAS og de kationiske detergenter DTDMAC og DSDMAC. For LAS observerede man den kraftigste sorption i den umættede zone under drænfeltet ($K_d = 17$ l/kg) og lavest i grundvandszonen ($K_d = 1$ l/kg). Sorptionen var positivt korreleret til indholdet af organisk stof og lerfraktionen i undergrunden. Sorptionen af DTDMAC/DSDMAC var betydeligt højere ($K_d = 25-62$ l/kg) end for LAS, men viste ingen aftagende tendens med stigende afstand til drænfeltet. Tilbageholdelsesmekanismen blev derfor antaget at være ionbytning knyttet til lerminerale. Koncentrationen af LAS i grundvandet var altid mindre end 0,05 mg/l og oftest lavere end detektionsgrænsen på 0,01 mg/l, mens koncentrationen af DTDMAC i grundvandet på intet tidspunkt oversteg detektionsgrænsen (0,004 mg/l).

Fra Arizona, USA foreligger således et studie af kunstig infiltration af spildevand, der først var rensed ved en aktiv-slam proces med efterfølgende klorering (Bouwer 1991). Der indgik to lokaliteter med sandet overjord og sand/grus i de dybere lag og en typisk infiltrationsrate på 90-100 m/år. Man undersøgte den reducerende virkning af infiltrationen på et antal vandkvalitetsparametre, herunder et mindre antal organiske miljøfremmede stoffer. For ikke-halogenerede organiske stoffer fandt man en reduktion på 50-99%, mens reduktionen generelt var mindre for halogenerede stoffer så som chlorerede metaner og ethaner, chlorphenoler og chlorbenzener.

Generelt konstaterede man en betydelig reduktion i stofkoncentrationer ved infiltration, men ikke en komplet fjernelse. Et betydeligt antal stoffer kunne påvises, om end i meget lave koncentrationer, efter infiltration. Konklusionen var, at kvaliteten af det infiltrerede, på forhånd rensede spildevand var acceptabel til vandings- og rekreative formål, men ikke som drikkevand uden yderligere rensning (f.eks. rensning med aktivt kul og omvendt osmose).

Krueger et al. (1998) undersøgte nedbrydningen af LAS i grundvand, der var kontamineret som følge af infiltration af mekanisk/biologisk rensed spildevand gennem en 60-års periode (1936-1995) nær Falmouth, Massachusetts. Infiltrationsmatricen bestod af morænesand/-grus med omkring 6 meter til grundvandsspejlet. Infiltrationen havde resulteret i en 6 km lang, 1,5 km bred og 30 meter dyb spildevandskontamineret fane. Der blev påvist nedbrydning af LAS i grundvandsmagasinet ved 1 mg O_2 /l med en 1. ordens hastighedskonstant på 0,002-0,08 dag^{-1} , hurtigst for de lettest nedbrydelige isomere. Som forventet var nedbrydningen desuden hurtigst i de eksperimenter, hvor iltkoncentrationen var højest. Det nævnes i artiklen, at der i litteraturen er fundet hastighedskonstanter for LAS-nedbrydning i grundvand på 0,03-0,06 dag^{-1} .

I Israel er infiltration af rensed spildevand et udbredt fænomen. Også der konstaterer man, at der sker en betydelig reduktion i koncentrationen af miljøfremmede stoffer ved infiltration, men ikke en fuldstændig fjernelse. Zoller (1994) studerede fjernelse af non-ioniske detergenter ved infiltration af mekanisk/biologisk (aktiv-slam) rensed byspildevand fra Tel Aviv gennem sandjord i Dan regionen nær Tel Aviv. Der renses 60 mill. m^3 spildevand/år i området. Han fandt en fjernelsesgrad på 69-81 % for disse stoffer ved aktiv-slam rensning og 97% for den samlede proces (aktiv slam + infiltration). En rest af mere persistente

non-ioniske detergenter kunne påvises i grundvandet efter infiltration i en koncentration på 22-25 µg/l.

I Mexico ledes (urensset?) spildevand fra Mexico City til et område ca. 80 km uden for byen, hvor det benyttes til overrisling af landbrugsarealer i et område (Tula) med høj grundvandsstand. I en undersøgelse af Downs et al. (1999) er der bl.a. analyseret for ca. 90 miljøfremmede stoffer, heraf 23 chlorerede pesticider. Der blev foretaget 6 prøvetagninger og hver gang identificeret 3-11 af de valgte stoffer i koncentrationer på 1-2 µg/l. Desuden forekom i prøverne 1-2 stoffer, der tentativt kunne identificeres og 2-9 uidentificerbare. Der blev kun én gang påvist et chloreret insecticid (chlordan), mens PCB i lave koncentrationer (max. 36 pg/l (1pg = 1 picogram = 10^{-12} g) per enkeltkomponent; op til ca. 120 pg/l i alt) blev påvist ved hver prøvetagning. Der er ingen angivelser af jordtype eller belastningskarakteristika i artiklen.

Øvrige referencer fundet ved litteratursøgningen beskæftiger sig ikke med miljøfremmede stoffer, men kun med fjernelse af generelt organisk stof og næringsalte, bakterier og vira samt, i nogen grad, tungmetaller.

3.2 SKÆBNE AF MILJØFREMMEDE STOFFER VED KUNSTIG INFILTRATION AF OVERFLADEVAND

Der er ved litteratursøgningen fundet et antal undersøgelser, der omhandler kunstig grundvandsdannelse med overfladevand enten ved kunstig infiltration fra jordoverfladen gennem den umættede zone ("artificial recharge") (AR) eller indvinding direkte fra en flod eller en sø gennem den mættede zone ("bank infiltration") (BI). Et mindre antal af disse stammer fra undersøgelser i Holland og Tyskland og omhandler også miljøfremmede stoffer.

Stuyfzand (1989) og Stuyfzand & Kooiman (1996) har undersøgt begge typer infiltrationssystemer, der anvendes i Holland til rensning af vand fra Rhinen og andre floder med henblik på fremstilling af drikkevand. Rensningen foregår generelt gennem sandlag med fin-medium kornstørrelse og lavt indhold af ler (0,5%). De to undersøgelser demonstrerer overordnet, at begge typer rensning resulterer i signifikant reduktion af niveauerne af miljøfremmede stoffer, men ikke i komplet fjernelse. Blandt andet blev et antal hydrofile pesticider påvist. Der blev samlet påvist flere organiske forureninger i grundvand fra "bank infiltration" end i grundvand fra kunstig infiltration (Stuyfzand & Kooiman 1996).

Man fandt i forbindelse med "bank infiltration" under anoxiske forhold (sulfat hhv. (meta)stabil og reduceret) (Stuyfzand 1989), at organisk bundet chlor (AOCl) i kort afstand fra Rhinen (25-110 m) hurtigt blev reduceret fra 65 µg/l (i floden) til 18 µg/l (i grundvandet), men at denne koncentration ikke blev væsentligt nedsat ved længere passage gennem grundvandsmagasinet (880-1020 m fra Rhinen), hvor koncentrationen var 7-11 µg/l. Specifikke organiske stoffer forekom kun i koncentrationer <2 µg/l efter 25-110 m "bank infiltration" og <1 µg/l efter 800-1020 m.

Piet & Zoeteman (1980) undersøgte ligeledes både BI- og AR-systemer til fremstilling af drikkevand i Holland ud fra flodvand. Man konstaterede ligeledes generelt reduktioner og også komplet fjernelse af visse stoffer (f.eks. chlornitrobenzener). Til gengæld fandt man, at et antal chlorerede opløsningsmidler så som tri- og tetrachlorethylen, chlorerede ethaner m.fl. var både mobile og persistente. Halogenerede metaner kunne ikke påvises efter rensning ved infiltration.

Hrubec & van Delft (1981) undersøgte i et pilotanlæg opførslen af NTA (nitrilotrieddikesyre; kompleksdanner i vaske- og rengøringsmidler mv.) ved simuleret kunstig infiltration ($0,25 \text{ m}^3/\text{m}^2$ per dag) for at se, om stoffet kunne medføre mobilisering af tungmetaller. Man fandt, at NTA blev fjernet fuldstændigt ved koncentrationer op til 2 mg/l i en sand-matrix ($d_{10} = 0,11 \text{ mm}$), både under aerobe og let anaerobe forhold og også ved lave temperaturer (3-5 grader). En vis akklimatisering af de tilstedeværende mikroorganismer var dog nødvendig og kunne tage nogle få uger. Nedbrydning af NTA var vigtigere for NTA-fjernelsen end sorption. Risikoen for mobilisering af tungmetaller ved kunstig infiltration med NTA-kontamineret vand blev anset for at være lille.

Zullei-Seibert (1996) konstaterer i et studie af kunstig infiltration af vand fra floden Ruhr i Tyskland, at artificial recharge dels resulterer i en udjævning af koncentrationsforskelle, der kan påvises i flodvandet og dels generelt sænkede koncentrationer af påviste stoffer til under drikkevandskriterierne.

Den eneste identificerede danske rapport om miljøfremmede stoffer i forbindelse med kunstig infiltration er udarbejdet af Københavns Vand (2000) og beskriver infiltrationsanlægget på Arrenæs ved Arresø i Nordsjælland. Infiltrationsanlægget har en størrelse på ca. 4000 m^2 og der infiltreres $25-60 \text{ m}^3/\text{m}^2$ om året. Søvand og vand fra monitoringsboringer er blevet analyseret for pesticider (i alt 49 incl. metabolitter) og andre miljøfremmede stoffer. I Arresø blev der påvist i alt 9 pesticider og 3 metabolitter, mens der i monitoringsboringerne i alt blev påvist 4 pesticider og 2 metabolitter i lave koncentrationer. BAM (metabolit af ukrudtsmidlet dichlobenil) var det hyppigst påviste enkeltstof, det forekom i koncentrationer $<0,09 \text{ } \mu\text{g/l}$ (et resultat på $0,35 \text{ } \mu\text{g/l}$ stammer fra en brønd, der ikke anses for at være påvirket af infiltrationsprojektet). Pesticider anses på baggrund af de foretagne målinger ikke for at udgøre noget stort problem.

Med hensyn til andre miljøfremmede stoffer, er kun få blevet påvist og næsten ikke siden 1996. DEHP blev dog påvist i 1996 og 1997 op til $4,6 \text{ } \mu\text{g/l}$, men er ikke påvist i hverken i 1998 eller 1999. Koncentrationsniveauet for anioniske detergenter har ligget fra under detektionsgrænsen på $0,003 \text{ mg/l}$ og op til $0,016 \text{ mg/l}$ (grænseværdi $0,1 \text{ mg/l}$).

3.3 SAMMENFATNING AF LITTERATURSØGNINGEN

Litteratursøgningen har vist, at den internationale viden om miljøfremmede stoffers opførsel i jord og grundvand i forbindelse med nedsivning af spildevand eller kunstig infiltration af overfladevand er meget begrænset. De fleste undersøgelser er mere af monitorings- end af procesorienteret karakter. Der er således kun identificeret to artikler, hvori hastighedskonstanter for fjernelse af et stof (begge for LAS) i grundvandszonen er beregnet (Shimp et al., 1994 og Krueger et al. 1998). Den mest grundige, samlede undersøgelse stammer fra Ontario, Canada og vedrører et septictank system (beskrevet af Robertson 1994).

Derved ligger resultatet af denne litteratursøgning meget på linie med den søgning, der blev foretaget i forbindelse med Miljøprojekt 408: "Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand" (Miljøstyrelsen 1998). Her kunne man heller ikke identificere nedbrydningskonstanter for stoffer i umættet zone, og kun for et meget begrænset antal stoffer (primært BTEX og chlorerede opløsningsmidler) i mættet zone. Der var store forskelle (op til flere størrelsesordener) mellem de rapporterede hastighedskonstanter.

Ud fra den gennemgåede litteratur synes man med hensyn til organiske miljøfremmede stoffers opførsel i jord og grundvand overordnet at kunne konkludere:

- Der findes p.t. ikke data, der gør det muligt at foretage en egentlig kvantificering af fjernelsen/tilbageholdelsen af miljøfremmede stoffer m.v. ved spildevandsnedsivning (evt. for ganske få stoffer).
- Nedsivning af (renset) spildevand gennem umættet eller mættet jord, vil bevirke en betydelig reduktion i koncentrationen af de fleste stoffer.
- Nedsivning af husspildevand vil for flere stoffers vedkommende ikke resultere i komplet stoffjernelse inden spildevandet når grundvandet.
- Nedbrydning synes i almindelighed at være en vigtigere fjernelsesmekanisme end sorption, men eksempler på det modsatte findes også.
- De fleste stoffer nedbrydes bedre under aerobe end under anaerobe forhold, men der synes under alle omstændigheder at ske en reduktion.
- Mulighederne for stofreduktion synes primært at være relateret til processer i den umættede zone og områder med stor mikrobiel aktivitet.

3.4 IMPLIKATIONER FOR STOFFERNE I UNDERSØGELSESPROGRAMMET

Til undersøgelsesprogrammet i dette projekt er udvalgt en række miljøfremmede stoffer inden for grupperne PAH, blødgørere, detergenter, phenoler og chlorphenoler samt alkylerede benzener (se kapitel 2). Mekanismerne for stoftilbageholdelse for disse grupper i forbindelse med rensning ved nedsivning (dvs. umættet zone, aerobe betingelser) kan oversigtsmæssigt skitseres som følger:

PAH er en gruppe af stoffer med aromatiske ringstrukturer af varierende størrelse. Den mindste PAH, naphthalen, består således kun af to benzenringe, mens de største PAH'er (man miljøregulerer på) har strukturer med seks ringe. De små PAH'er er generelt lettere nedbrydelige end de store og som tommelfingerregel stiger betydningen af binding til jord/organisk stof (sorption) som tilbageholdelsesmekanisme med antallet af benzenringe i molekylstrukturen. For naphthalen og methylerede naphthalener vurderes betydningen af biologisk nedbrydning således at være stor, mens f.eks. benz(a)pyren og benz(ghi)perylene (med hhv. 5 og 6 benzenringe) langt overvejende må forventes at blive tilbageholdt ved sorption.

For blødgørergruppen forventes nedbrydning for alle stoffer at være mindst lige så vigtig som sorption, idet sidstnævnte dog bliver tiltagende vigtig jo større sidekæden på molekylet er, dvs. vigtigst for DEHP og DEHA.

Den non-ioniske detergent NPE er i virkeligheden en blanding af nært beslægtede stoffer, hvor forskellen består i længden af molekylets sidekæde, polyethoxykæden. Denne nedbrydes ved successiv fraspaltning af ethoxygrupper indtil man ender med stoffet nonylphenol, som ikke er let nedbrydeligt, men til gengæld i betydeligt omfang vil bindes til organisk stof. Den anioniske detergent LAS er derimod ret let nedbrydelig under aerobe forhold og vil også tilbageholdes ved sorption.

For phenol, cresoler og mono-, di- og trichlorerede chlorphenoler vil den dominerende tilbageholdelsesmekanisme være biologisk nedbrydning, idet dog sorption også vil have en del betydning for trichlorphenolerne. Tilbageholdelse af alkybenzener vil altovervejende være bestemt af den biologiske nedbrydning af stofferne.

4 Beskrivelse af de undersøgte nedsivningsanlæg

4.1 OVERSIGT

Det blev tilstræbt at få en jævn fordeling mellem anlæg med tætte og åbne jordarter samt anlæg med sandmile. Af bl.a. praktiske årsager lykkedes det ikke at få den tilsigtede fordeling.

I stedet er der kommet en overvægt af anlæg med forholdsvis tætte jordarter. Denne fordeling er dog rimeligt repræsentativ for landets nedsivningsanlæg for ukloakerede områder, eksklusive sommerhusområder og kolonihavehuse, idet det på basis af ”Punktkilder 1999” fra Miljøstyrelsen er skønnet at ca. 70% af de eksisterende nedsivningsanlæg ligger på forholdsvis tætte jorde. Da der endvidere hidtil har været stillet spørgsmålstegn ved renseevne for anlæg på tætte jordarter, er den anvendte fordeling af anlæg måske bedre til at belyse de sandsynlige konsekvenser af den eksisterende nedsivning af husspildevand i Danmark.

Nøgleoplysninger om de undersøgte anlæg er angivet i nedenstående Tabel 3.

TABEL 3: NØGLEOPLYSNINGER OM DE UNDERSØGTE ANLÆG

Anl. nr.	Jordtype generelt	Sand mile	Umættet zone m	Dræn længde m i alt	Dræn længde m/person	Alder år	Personer tilsluttet antal
1	moræneler	nej	4,0	60	30	2	2
2	moræneler	nej	1,2	150	50	13	2,5
3	ler, blandet	nej	1,3	60	7,5	10	8
4	moræneler	nej	1,2	48	12	2	4
5	moræneler	ja	1,6	30	6	3	5
6	fint sand	ja	1,2	20	20	11	1

4.2 JORDBUNDSFORHOLD

Fem ud af de seks anlæg er placeret på tætte jordtyper, der må karakteriseres som ler, selvom den fremherskende kornstørrelse i h. t. kornkurverne er silt til fint sand.

To af anlæggene, heraf det ene på sandjord, har nedsivningsdræne placeret i en sandmile så bund af nedsivningsfaskinen ligger 0,2-0,3 m over oprindeligt terræn.

Kornkurverne for jorden ved de seks anlæg viser, at kun anlæg 6 kan karakteriseres som egnet til nedsivning i h. t. Miljøstyrelsens vejledning for nedsivningsanlæg. De øvrige anlæg har en større eller mindre del af kornkurven liggende udenfor felt B, som gælder for nedsivning under vanskelige forhold. Specielt anlæg 2 og 3 har meget tætte jordtyper.

Jordbundsforholdene ved de undersøgte anlæg fremgår af Tabel 4.

TABEL 4: JORDBUNDSFORHOLD VED DE UNDERSØGTE ANLÆG

Anl. nr.	Jordkarakteristik generelt	Jordtype i h.t. kornkurve	Egnethed i h.t. kornkurve/vejledn.	Jordartsbeskrivelse			Sand-pude
				dybde 0-2 m	dybde 2-4 m	dybde 4-6 m	
1	moræneler	fint sand	B til Uegnet	fyld, ler/sandet	moræneler	moræneler	nej
2	moræneler	fin/mellem silt	Uegnet	fyld, ler/tegl	moræneler	-	nej
3	ler, blandet	mellem silt	Uegnet til B	ler/muldet	ler m silt/sand	moræneler	nej
4	moræneler	grov silt	B til Uegnet	moræneler	moræneler	moræneler	nej
5	moræneler	fint sand	B til Uegnet	moræneler	moræneler	-	ja
6	fint sand	fin/mellem sand	A	fint sand/tørv	fint sand	-	ja

4.3 OPBYGNING AF NEDSIVNINGSANLÆGGENE

De seks anlæg er grundlæggende opbygget ens, men er alligevel meget forskellige når der ses på jorddækning, fordelersystem og alder.

To af anlæggene har sandmile, som hæver ”nedsivningsbunden” 0,2 – 0,3 m over oprindeligt terræn. Begrundelsen for sandmilen er for anlæg 6 på sandjord at afstanden til grundvandet er lille, mens begrundelsen ved anlæg 5 på lerjord endvidere er at opnå en forrensning og bedre fordeling af spildevandet over lerjorden.

Jorddækningen af sivedrænene varierer mellem 0,4 og 1 meter.

Fordelersystemet er baseret på pumpning ved fire af anlæggene. Dette skulle give en bedre fordeling og stødvis belastning end fordeling ved gravitation, specielt for små vandmængder. Fordelingen af spildevandet ved gravitation i anlæg 2, med 150 meter dræn fordelt på 6 strenge, og en lille hydraulisk belastning må således formodes at være ringe. Anlæg 3, som også fungerer ved gravitation, har en højere hydraulisk belastning og kun 60 meter dræn, hvilket burde give en bedre fordeling af spildevandet. Anlæg 3 har endvidere en mindre sandfilterbrønd til efterpolering af spildevandet efter passagen af septictanken. For begge anlæg gælder, at længden af sivedrænene er væsentlig længere end anbefalet for gravitationsanlæg i Miljøstyrelsens vejledning (max. 15 meter).

Tre af anlæggene har været i funktion i 2-3 år mens de øvrige har kørt i 10-13 år.

Der er kun rapporteret driftsproblemer for anlæg 2, hvor der i perioder har været problemer med at vandet ikke har kunnet sive væk tilstrækkelig hurtigt.

TABEL 5: OPBYGNING OG ALDER AF ANLÆG

Anl. nr.	Sand mile	Jord-dækning m	Dræn-længde i alt m	Antal strenge stk.	Fordeler-system	Tank-volumen m ³	Antal kamre stk.	Byggeår	Alder år	Placering
1	nej	1,0	60	2	tryk	2	3	1998	2	i have
2	nej	0,8	150	6	gravitation	2	1	1987	13	i have
3	nej	1,0	60	3	gravitation	3	3	1990	10	på mark
4	nej	0,8	48	2	tryk	2	3	1998	2	på mark
5	ja	0,4	30	2	tryk	2	2	1997	3	på mark
6	ja	0,6	20	2	tryk	2,4	3	1989	11	i have

4.4 BELASTNING AF ANLÆGGENE

Belastningen af anlæggene er opgjort på basis af oplysninger fra brugerne af anlæggene suppleret med oplysninger fra vandværker om de seneste års vandforbrug.

De fleste anlæg er belastet med spildevand fra en normal husstand.

Af afvigelser herfra kan nævnes anlæg 3, som betjener 2 husstande, anlæg 4, hvor der i ejendommen er indrettet en frisørsalon med to pladser samt anlæg 6, der de seneste år kun har været belastet med spildevand fra een fastboende person.

I nedenstående Tabel 6 er belastningen af anlæggene angivet og sammenholdt med belastningsforudsætningerne i Miljøstyrelsens vejledning for nedsivningsanlæg. Det er forudsat at 1 meter sivedræn svarer til et effektivt nedsivningsareal på 1 m².

TABEL 6: BELASTNING AF NEDSIVNINGSANLÆGGENE, SAMMENHOLDT MED NEDSIVNINGSVEJLEDNINGENS FORUDSÆTNINGER OG ANBEFALINGER

Anl. nr.	Personer antal	Boliger antal	Vandforbrug m ³ /år	Meter dræn pr person	Liter pr. m ² pr døgn	Bemærkning
1	2	1	85	30	3,9	Tæt v. jernbane, delvis fyld
2	2,5	1	70	50	1,3	2 personer + personalet (0,5 pe),
3	8	2	250	7,5	11,4	I kornmark, sandfilterbrønd først, P-fri vask
4	4	1	170	12	9,7	I græsmark, frisør m. 2 pladser
5	5	1	250	6	22,8	Ved hestefold
6	1	1	86	20	11,8	Ikke opvaskemaskine
Vejledn.	5	Type A	274	6	25,0	Velegnede jordtyper
Vejledn.	5	Type B	274	9	16,7	Mindre egnede jordtyper

For at illustrere de aktuelle belastningsforhold for de undersøgte anlæg i forhold til nedsivningsvejledningens retningslinier, er i nedenstående Tabel 7 angivet jordartens egnethed til nedsivning. Endvidere er den aktuelle belastning angivet som procent af den i nedsivningsvejledningen forudsatte maksimalbelastning for

den pågældende jordtype (angivet med fed skrift). Til orientering er procentsatserne også angivet for andre typer jord.

Det skal bemærkes at kun anlæg 6 falder indenfor kategorien ”egnet til nedsivning” i h. t. nedsivningsvejledningen, mens de øvrige anlæg ikke er velegnede til nedsivning. Anlæg 1, 4 og 5 kommer dog tæt på kategorien ”nedsivning under vanskelige forhold, Type B”, hvorfor der er angivet procentsatser med fed for disse anlæg under type B.

TABEL 7: BELASTNING I FORHOLD TIL NEDSIVNINGSVEJLEDNINGENS ANBEFALINGER

Anl. nr.	Egnethed udfra kornkurve	Egnethed udfra vejledningens tolkning	Aktuel belastning	Aktuel pe-belastning i forhold til vejl. krav		Aktuel belastning	Aktuel vand-belastning i forhold til vejl. krav	
	Type	Type	pe/m ²	type A	type B	l/m ² /d	type A	type B
1	B til Uegnet	Ikke velegnet	0,03	20%	30%	3,9	16%	23%
2	Uegnet	Uegnet	0,02	12%	18%	1,3	5%	8%
3	Uegnet til B	Uegnet	0,13	80%	120%	11,4	46%	68%
4	B til Uegnet	Ikke velegnet	0,08	50%	75%	9,7	39%	58%
5	B til Uegnet	Ikke velegnet	0,17	100%	150%	22,8	91%	137%
6	A	A	0,05	30%	45%	11,8	47%	71%
Vejledning for nedsivningsanlæg, type A			0,17	-	-	25,0	-	-
Vejledning for nedsivningsanlæg, type B			0,11	-	-	16,7	-	-

Af skemaet fremgår bl.a. at anlæg 6, på sandjord, i forhold til nedsivningsvejledningens anbefalinger er ca. 1/3 belastet m.h.t. organisk stof og ca. halvt belastet hydraulisk.

Anlæggene 1, 4 og 5, som ligger på jord der ikke er egnet til nedsivning, er belastet meget forskelligt i forhold til nedsivningsvejledningens anbefalinger for den bedre jordtype B, både organisk og hydraulisk. Anlæg 1 er kun belastet med ca. 1/3 i forhold til anbefalet for type B, mens anlæg 4 og 5 er belastet svarende til eller hårdere end anbefalet for type B. På basis af belastningstallene kan der således forventes problemer ved anlæg 4 og 5, der belastes væsentligt mere end teoretisk forsvarligt.

For anlæg 2 og 3, som er beliggende på tætte jorde og klart uegnede til nedsivning i h. t. nedsivningsvejledningen, ses at anlæg 3 belastes 20% hårdere med organisk stof end nedsivningsvejledningens anbefalinger for væsentligt bedre jordtyper, mens anlæg 2 kører med en forholdsvis lav belastning. Der burde derfor teoretisk være store problemer med funktionen af anlæg 3.

4.5 GRUNDVANDSFORHOLD

Umættet zone 1-5 meter

Afstanden fra terræn til grundvandet for de seks anlæg varierer fra 1-5 meter, hvilket sammenholdt med en jorrdækning på 0,4-1 meter og et par sandmiler, giver en resulterende afstand mellem grundvandet og bunden af anlægget på 1,2-4 meter umættet zone.

Ses på den hydrauliske belastning af grundvandet og den umættede zone findes den aktuelle belastning med spildevand at udgør mellem 1 og 23 liter pr. kvadratmeter

pr. døgn, eller en tilførsel på mellem 1 og 14 liter spildevand pr. døgn pr. m³ umættet jord direkte under nedsivningsanlægget.

TABEL 8: AFSTAND TIL GRUNDTVAND

Anl. nr.	Sand mile	Afstand fra terræn til grundvand m	Jord dækning af dræn m	Umættet zone m	Belastning overflade l/m ² /døgn	Belastning pr m ³ umættet jord l/m ³ /døgn
1	nej	5	1,0	4,0	3,9	1,0
2	nej	2	0,8	1,2	1,3	1,1
3	nej	2,3	1,0	1,3	11,4	8,8
4	nej	2	0,8	1,2	9,7	8,1
5	h=0,7	1,3	0,4	1,6	22,8	14,3
6	h=1,0	1	0,6	1,2	11,8	9,8

Fortynding af prøve

For at vurdere hvor fortyndede de udtagne prøver af det øverste grundvand er, i forhold til det spildevandspåvirkede porevand, der tilføres grundvandet fra den umættede zone, er gennemført hydrogeologiske beregninger af den sandsynlige fortynding af porevandet med upåvirket grundvand.

Det er antaget at der sker en opblanding med vertikalt infiltreret regnvand og en opblanding med horisontalt strømmende grundvand under hvert anlæg. Vurderingerne er gennemført individuelt for de enkelte anlæg ud fra hydrogeologiske forhold og nedbøren i området.

Den vertikale infiltration (nettonedbøren) regnes at ske over et areal svarende til nedsivningsarealet plus en 1 meter bred bræmme omkring anlægget.

Den horisontale opblanding regnes at svare til den vandmængde der passerer et tværsnit med en dybde på 0,2 meter og en bredde svarende til nedsivningsanlæggets bredde på tværs af strømningsretningen plus 2 meter.

Vurderingerne er baseret på resultaterne af de udførte boringer og pejlinger, jordartskort, potentialekort og erfaringer fra tilsvarende jordtyper.

Der er gennemført en realistisk vurdering samt en ”værste situation”, svarende til den største opblanding hvis alle vurderinger gennemføres ultra konservativt.

For at kunne sammenligne med belastningstillene for anlæggene er den vertikale og horisontale vandføring i Tabel 9 omskrevet til en vandføring pr m² nedsivningsareal.

TABEL 9: GRUNDVANDSFORTYNDING AF PRØVER UNDER ANLÆGGENE

Anl. nr.	Vertikal infiltration (nettonedbør)		Horisontal grundvandsstrømning		Samlet fortynding	Nedsivende spildevand	% -del infiltrationsvand i udtagne vandprøver	
	mm/år	l/m ² /døgn	Darcy-hastighed m/år	i øverste 0,2 m pr. areal l/m ² /døgn	vertikal +horisontal l/m ² /døgn	Belastning l/m ² /døgn	"Mest sandsynlig" % inf i prøve	"vørste situation" % inf i prøve
1	100	0,27	0,03	0,00	0,28	3,88	7%	8%
2	100	0,27	0,06	0,00	0,28	1,28	18%	22%
3	100	0,27	0,79	0,06	0,34	11,42	3%	5%
4	150	0,41	0,32	0,05	0,46	9,70	5%	6%
5	150	0,41	0,16	0,01	0,42	22,83	2%	3%
6	200	0,55	31,50	4,14	4,69	11,78	28%	53%

Som det ses, er der for fire ud af fem anlæg i lerede jorde en meget beskedent opblanding af prøverne under anlæggene, idet kun 2-8% af den udtagne prøvemængde vil være "upåvirket" grundvand. Ved anlæg 2, med den meget lille spildevandsbelastning, vil prøven dog indeholde 18-22% "upåvirket" grundvand.

For anlæggene i lerjord gælder at fortyndingen næsten udelukkende skyldes den vertikale infiltration, mens opblandingen med horisontalt strømmende grundvand er begrænset.

Ved anlæg 6, som ligger i sandjord er infiltrationsraten noget større, og opblandingen med horisontalt strømmende grundvand er væsentlig. Dette resulterer i et indhold på 28-53% "upåvirket" grundvand i de udtagne prøver, afhængig af hvor konservative vurderinger der lægges til grund.

"renset spildevand"

I afsnit 6 er i flere skemaer angivet koncentrationer for "renset spildevand". Disse koncentrationer er rent teoretiske og er beregnet udfra bl.a. ovenstående fortyndinger for de enkelte anlæg i den "vørste situation" i Tabel 9.

3 bidrag i prøver

De udtagne grundvandsprøver består af en blanding af følgende tre bidrag:

- 1) horisontalt strømmende grundvand (Q_{inf-h}) med en koncentration som referencevandet (C_{ref}),
- 2) vertikalt nedsivende regnvand, nettonedbør, (Q_{inf-v}), med en koncentration som referencevandet (C_{ref}) og
- 3) nedsivende spildevand (Q_{spv}) med koncentrationen "renset spildevand", (C_{spv})

Var i stedet udtaget en porevandsprøve i den umættede zone umiddelbart over grundvandsspejlet, ville denne bestå af en blanding af bidrag 2 og 3, og ville derfor også være fortyndet med nedsivende regnvand. En porevandsprøve vil således heller ikke direkte kunne vise hvor meget koncentrationerne i det nedsivende spildevand reduceres ved nedbrydning og sorption.

Af de tre bidrag, hver bestående af en vandmængde gange en koncentration, er det kun koncentrationen af "renset spildevand", Q_{spv} , der ikke kendes, hvorfor denne teoretiske værdi kan beregnes.

$$C_{m\ddot{a}lt} \times (Q_{spv} + Q_{inf-v} + Q_{inf-h}) = C_{spv} \times Q_{spv} + C_{ref} \times Q_{inf-v} + C_{ref} \times Q_{inf-h}$$

og

$$Q_{\text{inf}} = Q_{\text{inf-v}} + Q_{\text{inf-h}}$$

giver at

$$C_{\text{spv}} = C_{\text{målt}} + (C_{\text{målt}} - C_{\text{ref}}) \times Q_{\text{inf}}/Q_{\text{spv}}$$

I skemaerne i den resterende del af rapporten er betegnelsen ”renset spildevand” anvendt for det teoretisk beregnede bidrag 3), hvor koncentrationen, C_{spv} , er beregnet efter ovenstående formel. Ved beregninger er anvendte vandføringer i l/m²/døgn for ”den værste situation”, som angivet i Tabel 9.

5 Analyseresultater

5.1 GENERELT OM RESULTATERNE

Alle analyser er udført af Miljøkemi og prøverne er udtaget af COWI efter laboratoriets anvisninger. Alle prøver blev emballeret i præparerede beholdere udleveret fra laboratoriet og transporteret hurtigst muligt til analyse.

Usikkerhedsfaktorer

Mange analyseværdier for specielt miljøfremmede stoffer ligger tæt ved detektionsgrænsen, hvorfor resultaterne bør tages som indikationer, mere end eksakte værdier. Dette skyldes at der, på trods af stor omhyggelighed, er relativt store usikkerheder knyttet til prøveudtagningen, behandlingen af prøverne og selve analysen, når der arbejdes med så små koncentrationer, som dem der findes i bl.a. grundvandsprøverne.

I det følgende angives kun hovedresultaterne af analyserne (gennemsnit, max. og min. samt typisk interval), mens der henvises til bilag 4 for en detaljeret oversigt over samtlige analyser.

Den første prøve af grundvandet under anlæg 2 viste sig at være direkte påvirket af spildevand. Dette skyldes evt. en opstuvning af spildevand i et lag af nedrivningsmaterialer fra en byggetomt, hvilket kan have givet direkte forbindelse mellem nedsivningsfaskinen og boringen. Analyseresultaterne lå for visse parametre dekader fra de værdier der blev fundet i andre borer og den senere ekstra prøve fra samme boring. Analyseresultaterne fra denne første prøve, kaldet 2G, mærket RB64, er derfor udeladt af de følgende vurderinger.

Mest påvirkede prøve

Grundvandsprøverne blev udtaget i den boring, der havde den højeste ledningsevne og dermed formodentlig det største kloridindhold, hvilket indikerer en spildevandspåvirkning. Ved flere anlæg var kloridindholdet i referenceboringen dog højere end i det påvirkede grundvand, og i en enkelt grundvandsprøve var kloridindholdet meget lavt. Der er ikke analyseret for andre stoffer, der vil kunne bruges som tracer.

Generelt er det de borer, der ligger i den nedstrøms ende af anlæggene (længst fra referenceboringen), der ved hjælp af ledningsevne målinger blev fundet at være ”mest påvirkede prøve”. Dette betyder at prøven med stor sandsynlighed er udtaget i den mest koncentrerede spildevandsfase fra anlægget. Uanset om denne prøve ikke repræsenterer punktet med det absolut mest påvirkede grundvand, er den en god indikator for det niveau af forurening, der kan forventes at findes under et nedsivningsanlæg. Ved beregningerne i afsnit 6, er det antaget at den fundne maksimale værdi for forurening i den ”mest påvirkede prøve” optræder i grundvandet under hele nedsivningsanlægget og en bræmme på 1 m omkring anlægget.

Drikkevandskrav

I flere af skemaerne er angivet værdier for krav til drikkevand. Disse værdier er alene anført for at gøre det nemmere at forholde sig til størrelsesordenen af de fundne koncentrationer, og er på ingen måde udtryk for at kravene skal kunne opfyldes af nedsivende spildevand umiddelbart over grundvandspejlet.

De anførte værdier svarer til drikkevandsdirektivet fra EU og den nye bekendtgørelse om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg. Hvor der angives "vv" ved kravet, svarer dette til "værdi ved afgang fra vandværk" og indeholder direktivet ikke en sådan værdi, anvendes i stedet "ejd" svarende til "værdi ved indgang til ejendom".

LAS/anioniske det.

Kravværdien angivet for LAS er bekendtgørelsens kravværdi for "anioniske detergenter", der omfatter mere end LAS. I almindeligt forekommende husspildevand fra større samlede bebyggelser udgør LAS omkring 10% af de anioniske detergenter (Miljøprojekt nr. 357, 1997). LAS koncentrationer, fundet i Miljøprojekt nr. 357, ligger dog 7 gange højere end resultaterne fra denne undersøgelse af spildevand fra enkelt-husholdninger, og 4 gange højere end fundet ved undersøgelsen ved en enkelt husstand (Højenvang et al. 1999). Ses på mængden af LAS pr. person pr. dag fås tilsvarende resultater. Antages at mængden af LAS fundet ved dette projekt er korrekt, og antages at mængden af de øvrige anioniske detergenter svarer til niveauet fundet ved Miljøprojekt nr. 357, findes at mængden af LAS i indløbsvandet i dette projekt udgør ca. 40% af de anioniske detergenter. Hvordan forholdet er, efter passagen af den umættede zone, kan ikke umiddelbart vurderes.

5.2 MILJØFREMMEDE STOFFER

5.2.1 Belastning fra husstande med septictank

Der blev udtaget prøver på udløbene fra septictankene ved anlæg 2 og anlæg 4. Anlæg 2 betjener en almindelig ejendom med to personer, samt et toilet som anvendes af en ansat. Anlæg 4 betjener, ud over familien på 4 personer, en frisørsalon med to pladser i ejendommen.

Der blev analyseret to gange med ca. 3 måneders mellemrum. Ved den sidste prøverunde blev kun analyseret for de grupper af parametre, hvor der var store afvigelser mellem de to anlæg eller store afvigelser fra forventede niveauer.

Af analyserne ses, at der som forventeligt findes lidt højere koncentrationer af visse miljøfremmede stoffer i spildevandet ved anlæg 4 med frisøraktiviteten end ved anlæg 2. Største afvigelse findes for alkylbenzenerne, hvor niveauet er ca. 10 gange højere ved anlæg 4 (dog ikke for toluen). For gruppen af blødgørere er koncentrationen af DEHP ca. 4 gange højere ved anlæg 4 end 2. I gruppen af detergenter ligger niveauerne for nonylphenoler og LAS lidt højere ved anlæg 4 end ved 2. Summen af PAH-forbindelser ligger til gengæld lidt lavere ved anlæg 4 end anlæg 2.

Sammenlignes med urensset husspildevand fra kloakerede områder ses at de fundne værdier for PAH og NPE ligger på samme niveau som i urensset spildevand. Der i det mekanisk rensede spildevand fundet ca. halvt så meget DEHP som i urensset spildevand, mens mængden af LAS ligger 7 gange højere.

I nedenstående Tabel 10 er resultaterne fra analyserne af indløbene til anlæg 2 og 4 angivet sammen med resultater fra Miljøprojekt nr. 357 og de standardværdier der er opgivet for rå spildevand i Spildevandsrensning (Henze et al.)

TABEL 10: MILJØFREMMEDE STOFFER I HUSSPILDEVAND FRA
BUNDFÆLDNINGSTANKE/SEPTICTANKE

Type Parameter	Enhed	Bundf. tank Udløb snit	Spv.rens Rå spv. snit	MP357, 1997 Husspv. snit
PAH-forbindelser:				
Naphthalen	µg/l	0,064	-	-
Methylnaphthalener	µg/l	0,115	-	-
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,093	-	-
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,045	-	-
Acenaphthen	µg/l	0,022	-	-
Fluoren	µg/l	0,031	-	-
Phenanthren	µg/l	0,039	-	-
Fluoranthren	µg/l	0,017	-	-
Pyren	µg/l	0,022	-	-
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,012	-	-
Benz(a)pyren	µg/l	-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	-	-	-
Benz(ghi)perylene	µg/l	-	-	-
Sum af PAH	µg/l	0,432	-	0,3
Blødgørere:				
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	24,050	-	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	1,088	-	-
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	2,075	-	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	13,938	-	31
Detergenter:				
Nonylphenoler	µg/l	5,050	-	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	4,658	-	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,413	-	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l	10,083	-	9,8
LAS	µg/l	3.893	-	570
Phenoler og chlorphenoler:				
Phenol	µg/l	122	-	-
Cresoler	µg/l	317	-	-
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,150	-	-
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,400	-	-
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,117	-	-
Alkylbenzener:				
Benzen	µg/l	0,420	-	-
Toluen	µg/l	63,020	-	-
Ethylbenzen	µg/l	0,949	-	-
Xylener	µg/l	3,926	-	-

5.2.2 Referenceniveau i grundvandet

Ved alle anlæg blev der i en referenceboring udtaget prøver af de øverste 0-20 cm grundvand. Referenceboringerne formodes at være upåvirkede af nedsivningen af spildevand fra det pågældende anlæg, idet boringerne blev placeret 10-20 meter opstrøms for anlæggene.

Ved referenceboringerne blev der kun fundet begrænsede spor af miljøfremmede stoffer. Der er dog i de fleste boringer påvist mindre mængder af naphthalen, PAH, toluen og xylener. LAS ligger i de fleste boringer under detektionsgrænsen. Et enkelt sted er fundet en værdi på 3,4 µg/l, hvilket er langt under kravværdien på 100 µg/l for summen af anioniske detergenter drikkevand. Phenol er påvist i to boringer, hvoraf den højeste værdi lå halvdelen af kravværdien for drikkevand.

I nedenstående Tabel 11 er hovedresultaterne af analyserne af vand fra referenceboringerne angivet.

TABEL 11: RESULTAT AF ANALYSER AF VAND FRA REFERENCEBORINGER

Parameter	Enhed	Det. grænse	Reference boring				Drikk evand krav, ejd
			snit	min	max	Typisk	
PAH-forbindelser:							
Naphthalen	µg/l	0,01	0,043	0,023	0,09	0,2-0,7	2
Methylnaphthalener	µg/l	0,02	0,046	0,029	0,11	0,2-0,6	-
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,049	0,17	0,17	u.d.	-
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,030	0,053	0,053	u.d.	-
Acenaphthen	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	-
Fluoren	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	-
Phenanthren	µg/l	0,01	0,008	0,02	0,02	u.d.	-
Fluoranthren	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	0,1
Pyren	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	-
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	-
Benz(a)pyren	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	-
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01	-	-	-	u.d.	-
Sum af PAH	µg/l		0,125	0,032	0,393	0,03-0,1	
Blødgørere:							
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2	0,144	0,24	0,27	u.d.	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5	-	-	-	u.d.	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	0,5	3,256	0,79	20	0,05-1	1
Detergenter:							
Nonylphenoler	µg/l	0,1	0,139	0,11	0,37	0,1-0,2	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l		0,117	0,11	0,37	0,1-0,2	20
LAS	µg/l	2/20	2,629	0	10	u.d.	100
Phenoler og chlorphenoler:							
Phenol	µg/l	0,1	0,108	0,25	0,25	u.d.	0,5
Cresoler	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
Alkylbenzener:							
Benzen	µg/l	0,05	0,029	0,05	0,05	u.d.	1
Toluen	µg/l	0,05	0,335	0,069	0,95	0,05-0,4	-
Ethylbenzen	µg/l	0,05	0,065	0,052	0,17	0,05-0,15	-
Xylener	µg/l	0,05	0,314	0,12	0,89	0,1-0,7	-

u.d. = under detektionsgrænsen

5.2.3 Niveau i grundvandet under anlæggene

Ved alle anlæg blev, på basis af en orienterende analyse (ledningsevne) af vandet i alle boringer, udtaget en grundvandsprøve til analyse fra den boring der var mest påvirket af spildevand. Ved alle anlæg blev der efter ca. 3 måneder udtaget ekstra prøver (mærket "x" i bilag 4). Disse blev analyseret for blødgørere og detergenter og ved tre af anlæggene også for PAH-forbindelser.

Der blev i alle prøver fundet PAH-forbindelser på et niveau mellem 0,02 og 0,5 µg/l, med et gennemsnit omkring 0,2 µg/l.

Af blødgørere blev fundet DEP i de fleste prøver, mens øvrige blødgørere stort set ikke blev påvist. Anlæg 4 med frisøraktivitet er dog en undtagelse, idet der i den første prøve blev fundet blødgørere i koncentrationer på omkring 2 gange detektionsgrænsen. I den ekstra prøve blev, i lighed med de øvrige anlæg, kun fundet DEP.

Detergenterne nonylphenoler (NPE) og LAS blev fundet under alle anlæg med undtagelse af anlæg 2 og 6, hvor der ikke blev fundet nonylphenoler og LAS blev kun påvist i koncentrationer omkring detektionsgrænsen. Indholdet af LAS ligger de fleste steder 2-10 gange højere end kravværdien for drikkevand.

Phenol og cresoler kunne alene påvises under anlæg 1 og 5.

Alkylbenzenerne toluen og xylener er, som for referenceboringerne, påvist i grundvandet umiddelbart under alle anlæg med undtagelse af anlæg 6.

TABEL 12: MILJØFREMMEDE STOFFER I DET MEST PÅVIRKEDE GRUNDTVAND UMIDDELBART UNDER NEDSIVNINGSANLÆGGENE

Parameter	Enhed	Det.		Grundvand			Drikk evand Krav, ejd
		grænse	snit	min	max	Typisk	
PAH-forbindelser:							
Naphthalen	µg/l	0,01	0,030	-	0,077	0,01-0,07	2
Methylnaphthalener	µg/l	0,02	0,042	-	0,16	0,02-0,05	-
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,049	-	0,13	0,03-0,08	-
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,056	-	0,1	u.d.	-
Acenaphthen	µg/l	0,01	0,007	-	0,016	u.d.	-
Fluoren	µg/l	0,01	0,006	-	0,014	u.d.	-
Phenanthren	µg/l	0,01	0,010	-	0,024	0,005-0,02	-
Fluoranthren	µg/l	0,01	0,022	-	0,13	u.d.	0,1
Pyren	µg/l	0,01	0,019	-	0,11	u.d.	-
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01	0,017	-	0,098	u.d.	-
Benz(a)pyren	µg/l	0,01	0,012	-	0,063	u.d.	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	0,010	-	0,045	u.d.	-
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01	0,010	-	0,041	u.d.	-
Sum af PAH	µg/l		0,191	0,018	0,511	0,05-0,3	-
Blødgørere:							
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2	1,617	-	6,4	0,1-2,0	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5	0,359	-	1,2	u.d.	-
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	0,1	0,071	-	0,28	u.d.	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	0,5	0,336	-	1,2	u.d.	1
Detergenter:							
Nonylphenoler	µg/l	0,1	0,438	-	2,4	0,1-0,3	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1	0,090	-	0,34	u.d.	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l		0,469	-	2,4	0,1-1	20
LAS	µg/l	2/20	287	5	1100	10-300	100
Phenoler og chlorphenoler:							
Phenol	µg/l	0,1	0,153	-	0,52	u.d.	0,5
Cresoler	µg/l	0,1	0,093	-	0,19	u.d.	-
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1	-	-	-	u.d.	-
Alkylbenzener:							
Benzen	µg/l	0,05	-	-	-	u.d.	1
Toluen	µg/l	0,05	0,146	-	0,41	0,05-0,2	-
Ethylbenzen	µg/l	0,05	0,056	-	0,21	u.d.	-
Xylener	µg/l	0,05	0,136	-	0,4	0,025-0,2	-

u.d. = under detektionsgrænsen

5.3 ØVRIGE STOFFER

Ud over analyserne for miljøfremmede stoffer blev der i alle udtagne prøver analyseret for de almindelige forureningsparametre, tungmetaller og hygiejniske parametre. I det følgende angives resultaterne for disse tre typer parametre.

5.3.1 Almindelige forureningsparametre

Der blev analyseret for pH, klorid, sulfat, COD, BI₅, NH₃+NH₄-N, NO₃-N, total-N samt total-P.

Indløb:

Indholdet af disse almindelige forureningsparametre i udløbet fra to septictanke (indløb til nedslivningsanlæg) blev fundet at svare rimeligt godt til det forventelige ud fra resultater fra andre undersøgelser. Spildevandet indeholder dog kun ca. halvt så meget organisk stof (COD og BI₅) som spildevand fra kloakerede boligområder, hvor vandet ikke har passeret en septictank.

Analyseresultaterne er i nedenstående Tabel 13 sammenholdt med koncentrationerne i spildevand fra kloakerede boligområder.

TABEL 13: ALMINDELIGE FORURENINGSPARAMETRE. ANALYSER AF INDLØBSVAND (MEKANISK RENSET) SAMMENLIGNET MED UNDERSØGELSER AF URENSET HUSSPILDEVAND

Anlæg nr.	Enhed	Udløb fra fordeler/bundfældnings tank			Spv.rens	MP357,
		indløb 2-i	indløb 4-i	indløb snit	Rå spv. snit	Husspv. snit
pH	mg/l	7,4	7,5	7,45	-	-
Chlorid	mg/l	82	110	96	500	120
Sulfat	mg/l	49	72	60,5	-	-
COD	mg/l	260	380	320	740	630
BI ₅	mg/l	86	170	128	350	260
NH ₃ /NH ₄ -N	mg/l	110	75	92,5	80	60
NO ₃ -N	mg/l	0,05	0,15	0,1	0,5	0,02
Total-N	mg/l	120	88	104	80	69
Total-P	mg/l	18	22	20	23	13

Referenceboringer:

Der forekommer en forholdsvis stor spredning i indholdet af de almindelige forureningskomponenter i det øverste grundvand i nærheden af de undersøgte nedslivningsanlæg. Dette kan evt. skyldes forskellig sammensætning af jorden, anvendelsen af arealerne eller lignende. Der synes ikke at være et system i spredningen, så enkelte boringer generelt ligger højere end andre. Således ligger indholdet af chlorid og sulfat meget højt ved anlæg 1 og 2, mens øvrige parametre for disse boringer ligger på niveau med, eller under, niveauerne i de øvrige referenceboringer.

Det er bemærkelsesværdigt at koncentrationerne af bl.a. total-P og kvælstofforbindelser i flere af boringerne ligger højere end kravet til drikkevand.

TABEL 14: ALMINDELIGE FORURENINGSPARAMETRE. ANALYSER FRA REFERENCEBORINGERNE

Parameter	Enhed	Det. grænse	Reference boring				Drikkevand krav, vv
			snit	min	max	Typisk	
pH	mg/l	-	7,2	5,5	7,7	7-7,5	7,5-8,5
Chlorid	mg/l	3	60,2	20	150	20-100	250
Sulfat	mg/l	0,1	103,5	15	340	20-100	250
COD	mg/l	10	39,8	-	130	10-30	-
BI ₅	mg/l	1	1,2	-	2,7	1-2	-
NH ₃ /NH ₄ -N	mg/l	0,1	0,4	-	1	0,1-0,5	0,39
NO ₃ -N	mg/l	0,1	8,6	-	25	1-15	11,3
Total-N	mg/l	0,1	12,8	-	31	5-25	-
Total-P	mg/l	0,01	0,4	-	1,9	0,1-0,5	0,15

Grundvand:

Prøverne fra det mest påvirkede grundvand, umiddelbart under anlæggene, viser som referenceboringerne en vis spredning.

Ved tre anlæg (anlæg 1, 2 og 4) blev der udtaget ekstra prøver efter ca. 3 måneder. Der blev fundet en væsentlig forskel på resultaterne fra første og anden analyserunde. For en enkelt parameter, total-N, er der for anlæg 1 en faktor 7 mellem resultatet af første og anden prøve. Dette understreger, at alle resultater skal tages som gennemsnitlige indikationer af niveauerne, mere end eksakte værdier for de enkelte anlæg.

TABEL 15: ALMINDELIGE FORURENINGSPARAMETRE. MEST PÅVIRKEDE GRUNDVAND UMIDDELBART UNDER ANLÆGGENE

Parameter	Enhed	Det. grænse	Grundvand				Drikkevand krav, vv
			snit	min	max	Typisk	
pH	mg/l	-	6,98	5,9	8,1	6-7,5	7,5-8,5
Chlorid	mg/l	3	62,50	12	110	30-100	250
Sulfat	mg/l	0,1	70,83	30	170	30-80	250
COD	mg/l	10	30,17	-	60	20-50	-
BI ₅	mg/l	1	2,17	-	4,7	1-3	-
NH ₃ /NH ₄ -N	mg/l	0,1	3,24	0,15	10	0,2-5	0,39
NO ₃ -N	mg/l	0,1	10,41	0,1	41	0,5-10	11,3
Total-N	mg/l	0,1	17,32	0,98	54	5-25	-
Total-P	mg/l	0,01	0,49	0,01	2,7	0,05-0,3	0,15

5.3.2 Tungmetaller

Der blev analyseret for bly, cadmium, chrom, kobber, kviksølv, nikkel og zink.

Indløb:

Udledningen af spildevand fra de undersøgte septictanke (indløb til nedslivningsanlæggene) viser koncentrationer af chrom, kobber, kviksølv og zink på niveau, svarende til det der findes i urensset spildevand fra kloakerede boligområder (Miljøprojekt 357).

Der blev ikke fundet spor af bly, cadmium eller nikkel i spildevandet, selvom disse metaller er normalt forekommende i spildevand fra boligområder.

Det samlede resultat af analyserne er i nedenstående Tabel 16 sammenholdt med koncentrationerne i spildevand fra kloakerede boligområder.

TABEL 16: TUNGMETALLER. ANALYSER AF INDLØBSVAND (MEKANISK RENSET) SAMMENLIGNET MED UNDERSØGELSER AF URENSET HUSSPILDEVAND

Parameter	Enhed	Udløb fra fordelers/bundfældningstank			Spv.rens	MP357, 1997
		indløb 2-i	indløb 4-i	indløb snit	Rå spv. snit	Husspv. snit
Bly (Pb)	µg/l	-	-	-	80	32
Cadmium (Cd)	µg/l	-	-	-	4	0,58
Chrom (Cr)	µg/l	-	3	1,75	40	1,8
Kobber (Cu)	µg/l	130	21	75,5	100	105
Kviksølv (Hg)	µg/l	-	0,47	0,25	3	0,53
Nikkel (Ni)	µg/l	-	-	-	40	11
Zink (Zn)	µg/l	30	270	150	300	217

Referenceboringer:

Referenceboringerne udviser også for tungmetallernes vedkommende en stor spredning. Der er fundet spor af de fleste tungmetaller i referencevandet ved anlæg 1 og 2, mens der ved de øvrige anlæg primært er fundet kviksølv og zink.

Alle værdier ligger meget lavt og langt under kravværdierne for drikkevand.

Eneste afvigelser er et højt indhold af chrom ved anlæg 1 og et højt indhold af zink ved anlæg 4.

TABEL 17: TUNGMETAL. ANALYSER FRA REFERENCEBORINGER

Parameter	Enhed	Det. grænse	snit	Referenceboring		Typisk	Drikkevand
				min	max		krav, ejd
Bly (Pb)	µg/l	1	2,05	-	9,8	u.d.	5
Cadmium (Cd)	µg/l	0,1	0,10	-	0,3	u.d.	2
Chrom (Cr)	µg/l	1	6,02	-	28	0,5-3	20
Kobber (Cu)	µg/l	1	2,42	-	9,4	u.d.	100
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,05	0,12	-	0,21	0,05-0,2	1
Nikkel (Ni)	µg/l	2	6,30	-	21	1-8	10
Zink (Zn)	µg/l	1	48,73	2,4	160	15-50	100

Grundvand:

Under anlæggene blev i det påvirkede grundvand fundet meget lave koncentrationer af tungmetaller set i forhold til kravet til drikkevand.

Resultaterne viser stor spredning uden nogen klar systematik. Som for referenceboringerne findes dog de fleste tungmetaller ved anlæg 1 og delvis ved anlæg 2. De fleste steder er der ikke fundet spor af bly eller cadmium.

Ved flere anlæg ses at referenceboringen indeholder mere tungmetal end grundvandsprøven for flere tungmetallers vedkommende. Dette kan ses i sammenhæng med at der, i det spildevand der nedsives, ikke er påvist bl.a. bly, cadmium og nikkel

TABEL 18: TUNGMETALLER. MEST PÅVIRKEDE GRUNDVAND UMIDDELBART UNDER ANLÆGGENE

Parameter	Enhed	Det.		Grundvand		Drikkevand	
		grænse	snit	min	max	Typisk	Krav, ejd
Bly (Pb)	µg/l	1	1,15	-	3,4	u.d.	5
Cadmium (Cd)	µg/l	0,1	0,07	-	0,17	u.d.	2
Chrom (Cr)	µg/l	1	2,45	-	6,9	0,5-4	20
Kobber (Cu)	µg/l	1	2,82	-	6,1	1-4	100
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,05	0,17	0,057	0,3	0,1-0,3	1
Nikkel (Ni)	µg/l	2	7,85	-	17	2-10	10
Zink (Zn)	µg/l	1	59,32	3,9	280	10-30	100

5.3.3 Hygiejniske parametre

Der blev analyseret for:

Kimtal 21°C

Kimtal 37°C

Coliforme 37°C

Termotol. Coli. 44°C

Fækale streptokokker

Clostridium perfringens

Pseudomonas aeruginosa

Salmonella

Campylobacter (6 prøver)

Indløb:

Indholdet af bakteriologiske parametre i spildevand fra de undersøgte septictanke (indløb til nedsivningsanlæggene) viser for de fleste parametre koncentrationer, der ligger noget under eller på det forventelige niveau. Kun kimtal 21 ligger lidt højere.

Der blev ikke fundet campylobacter eller salmonella og kun spor af clostridium perfringens.

TABEL 19: BAKTERIOLOGISKE PARAMETRE. ANALYSER AF INDLØBSVAND (MEKANISK RENSET) SAMMENLIGNET MED RESULTATER FRA ANDRE UNDERSØGELSER

Parameter	Enhed	Udløb fra fordeler/bundfældningstank			Spv.rens Rå spv. snit	MP357, 1997 Husspv. snit
		indløb 2-i	indløb 4-i	indløb snit		
Kimtal 21°C	pr. ml	-	13.000.000	13.000.000	-	2.200.000
Kimtal 37°C	pr. ml	400.000	770.000	585.000	-	700.000
Coliforme 37°C	pr. 100 ml	3.100.000	1.300.000	2.200.000	1.000.000	-
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml	2.300.000	1.300.000	1.800.000	-	1.000.000
Fækale streptokokker	pr. 100 ml	20.000	45.000	32.500	1.000.000	25.000.000
Clostridium perfringens	pr. ml	i.p.	i.p.	i.p.	1.000	1.100
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml	1.400	200	800	5.000	2.500
Salmonella	i 100 ml	i.p.	i.p.	i.p.	500	100
Campylobacter		-	i.p.	i.p.	5.000	-

i.p. = ikke påvist

Referenceboringer:

Referenceboringerne burde principielt være upåvirkede, men der er i alle boringer fundet kimtal, der ligger over kravet til drikkevand for kimtal 21 og 37.

I referenceboringen for anlæg 5 blev der endvidere fundet forholdsvis høje værdier for coliforme bakterier, hvilket evt. kan skyldes at arealet bruges til hestefold.

For øvrige anlæg og bakteriologiske parametre blev der kun fundet spor. Der blev ikke påvist salmonella eller campylobacter i referenceboringerne.

TABEL 20: BAKTERIOLOGISKE PARAMETRE. ANALYSER FRA REFERENCEBORINGER

Parameter	Enhed	snit	Referenceboring		Drikkevand	
			min	max	Typisk	krav, vv
Kimtal 21°C	pr. ml	35.183	1.400	140.000	9.-25.000	70
Kimtal 37°C	pr. ml	3.094	6	17.000	100-600	10
Coliforme 37°C	pr. 100 ml	219	i.p.	1.300	2-8	i.d.
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml	132	i.p.	790	u.d.	-
Fækale streptokokker	pr. 100 ml	<10	<10	<10	u.d.	-
Clostridium perfringens	pr. ml	i.p.	i.p.	i.p.	u.d.	i.d.
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml	18	i.p.	<100	u.d.	-
Salmonella	i 100 ml	i.p.	i.p.	i.p.	u.d.	-
Campylobacter		i.p.	i.p.	i.p.	u.d.	-

u.d. = under detektionsgrænsen

i.p. = ikke påvist

i.d. = ikke detekterbar

Grundvand:

Prøverne fra det mest påvirkede grundvand, umiddelbart under anlæggene, viser som referenceboringerne høje kimtal.

Det er kun grundvandet under anlæg 5, der viser tegn på bakteriologisk påvirkning af nedsivningen af husspildvand. Alle øvrige analyseresultater ligger på niveau med referenceboringerne.

TABEL 21: BAKTERIOLOGISKE PARAMETRE. MEST PÅVIRKEDE GRUNDVAND UMIDDELBART UNDER ANLÆGGENE

Parameter	Enhed	snit	Grundvand		Drikkevand	
			min	max	Typisk	Krav, vv
Kimtal 21°C	pr. ml	106.000	11.000	420.000	10.-30.000	70
Kimtal 37°C	pr. ml	8.086	40	31.000	40-200	10
Coliforme 37°C	pr. 100 ml	4.402	i.p.	22.000	1-4	i.d.
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml	1.581	i.p.	7.900	u.d.	-
Fækale streptokokker	pr. 100 ml	120	<10	580	u.d.	-
Clostridium perfringens	pr. ml	i.p.	i.p.	i.p.	u.d.	i.d.
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml	320	i.p.	1.500	1-100	-
Salmonella	i 100 ml	i.p.	i.p.	i.p.	u.d.	-
Campylobacter		i.p.	i.p.	i.p.	u.d.	-

u.d. = under detektionsgrænsen

i.p. = ikke påvist

i.d. = ikke detekterbar

6 Miljøkonsekvenser ved almindelig nedsivning

6.1 MILJØFREMMEDE STOFFER

Generelt findes den største påvirkning af grundvandet med miljøfremmede stoffer at stamme fra detergenter og delvis fra blødgørere (DEP). For detergenterne stiger koncentrationen af nonylphenoler (NPE) fra ca. 0,1 µg/l i referenceboringerne til ca. 0,47 µg/l under anlæggene, mens koncentrationen af LAS stiger noget mere, nemlig fra ca. 3 µg/l i referenceboringerne til ca. 290 µg/l under anlæggene. Blødgørere (DEP) stiger fra ca. 0,14 µg/l i referenceboringerne til ca. 1,62 µg/l under anlæggene.

På basis af de i afsnit 4.5 beskrevne fortyndinger af de udtagne prøver med grundvand, der antages at have en sammensætning som i referenceboringerne, kan koncentrationerne i spildevandsdelen af porevandet i den umættede zone, umiddelbart over grundvandsspejlet beregnes ("renset spildevand", C_{spv}). I gennemsnit kan koncentrationerne beregnes til ca. 0,46 µg/l nonylphenoler (NPE) og ca. 280 µg/l LAS. Størst påvirkning findes for anlæg 4 (med frisør), hvor koncentrationerne findes at ligger 3-4 gange højere end gennemsnittet. For blødgørere kan beregnes koncentrationer af DEP på 1,57 µg/l. Også her er koncentrationerne under anlæg 4 ca. 4 gange højere end gennemsnittet.

For de øvrige miljøfremmede stoffer kan der reelt ikke registreres en påvirkning af grundvandet, idet koncentrationerne af de øvrige miljøfremmede stoffer i grundvandet under anlæggene ligger på niveau med eller under niveauet i referenceboringerne.

Ved de efterfølgende vurderinger af gennemsnitskoncentrationer, reduktioner, rensegrader m.v. er generelt antaget, at såfremt et stof ikke er påvist i koncentrationer over detektionsgrænsen, findes dette stof med en koncentration svarende til halvdelen af detektionsgrænsen. Denne antagelse er i visse tilfælde konservativ og giver i særlige tilfælde misvisende teoretiske beregningsresultater. F.eks. vil et stof der ikke er påvist i hverken indløb, grundvand eller referenceboring vise en reduktion på 0 mg/l og en rensegrad på 0%.

6.1.1 Belastning efter passage af den umættede zone

I Tabel 22 er angivet det samlede gennemsnitlige resultat af analyserne til brug for en overordnet vurdering af reduktionen af miljøfremmede stoffer ved passagen af den umættede zone samt den resulterende påvirkning af grundvandet.

I tabellen er sammenlignet gennemsnitsværdier for indløb til nedsivningsanlæggene, referencegrundvand, grundvand under anlæggene og en teoretisk beregnet koncentration i rensset spildevand umiddelbart over grundvandsspejlet (se beskrivelse af beregningen sidst i afsnit 4.5). Til vurdering af størrelsesordenen er angivet kravene til drikkevand. Dette er kun til sammenligning og indikerer ikke at kravet til drikkevand bør være opfyldt umiddelbart under anlægget.

TABEL 22: MILJØFREMMEDE STOFFER, GENNEMSNITLIGE KONCENTRATIONER I INDLØB, REFERENCEBORING, GRUNDEVAND OG RENSSET SPILDEVAND (BEREGNET)

Type Parameter	Enhed	Indløb snit	Ref. snit	Grundv. snit	Renset spv. snit	Drikke- vand Krav,ejd
PAH-forbindelser:						
Naphthalen	µg/l	0,064	0,043	0,030	0,019	2
Methylnaphthalener	µg/l	0,115	0,046	0,042	0,025	-
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,093	0,049	0,049	0,036	-
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,045	0,030	0,056	0,037	-
Acenaphthen	µg/l	0,022	-	0,007	0,006	-
Fluoren	µg/l	0,031	-	0,006	0,006	-
Phenanthren	µg/l	0,039	0,008	0,010	0,014	-
Fluoranthren	µg/l	0,017	-	0,022	0,035	0,1
Pyren	µg/l	0,022	-	0,019	0,030	-
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,012	-	0,017	0,027	-
Benz(a)pyren	µg/l	-	-	0,012	0,017	0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	-	-	0,010	0,014	-
Benz(ghi)perylene	µg/l	-	-	0,010	0,013	-
Sum af PAH	µg/l	0,432	0,125	0,191	0,190	-
Blødgørere:						
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	24,050	0,144	1,617	1,572	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	1,088	-	0,359	0,379	-
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	2,075	0,161	0,071	*	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	13,938	3,256	0,336	0,177	1
Detergenter:						
Nonylphenoler	µg/l	5,050	0,139	0,438	0,423	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	4,658	-	0,090	0,090	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,413	-	-	0,050	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l	10,083	0,117	0,469	0,460	20
LAS	µg/l	3.893	3	287	279	100**
Phenoler og chlorphenoler:						
Phenol	µg/l	122,33	0,11	0,15	0,127	0,5
Cresoler	µg/l	316,67	-	0,09	0,096	-
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,150	-	-	0,050	-
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,400	-	-	0,050	-
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,117	-	-	0,050	-
Alkylbenzener:						
Benzen	µg/l	0,420	0,029	-	0,025	1
Toluen	µg/l	63,020	0,335	0,146	0,118	-
Ethylbenzen	µg/l	0,949	0,065	0,056	0,050	-
Xylener	µg/l	3,926	0,314	0,136	0,095	-

* Beregningen giver negativt resultat

** Gælder anioniske detergenter, hvoraf LAS i dette projekt udgør ca. 40%

NPE, LAS og DEP

Spildevandet, der har passeret den umættede zone, medfører en mindre mængde miljøfremmede stoffer, hvoraf de største koncentrationer i det rensede spildevand findes for detergenterne nonylphenoler (NPE) og LAS, samt blødgøreren DEP.

I det rensede spildevand umiddelbart over grundvandsspejlet ligger koncentrationerne for disse stoffer i gennemsnit omkring 0,46 µg/l NPE, 279 µg/l LAS og 1,57 µg/l DEP. Ses bort fra anlæg 4 med frisørsalonen, der ligger klart højere end de øvrige anlæg på grund af en enkelt høj prøve, vil koncentrationerne i

det rensede spildevand gennemsnitligt ligge omkring 0,3 µg/l NPE, 116 µg/l LAS og 0,57 µg/l DEP.

Ved anlæg 6, på sandjord og en umættet zone på ca. 1,2 meter, kan ikke findes tegn på påvirkning af grundvandet med detergenter.

De øvrige miljøfremmede stoffer findes i det rensede spildevand i koncentrationer, der ligger på samme niveau som, eller mindre end, niveauet i grundvandet fra referenceboringerne. Dette tyder på ingen, eller en meget begrænset, påvirkning af grundvandet med disse stoffer.

Rensegrader

Ses på nedsivningsanlæggenes renseevne overfor miljøfremmede stoffer, findes en meget høj rensegrad med undtagelse af PAH-forbindelserne, hvor alle koncentrationer er meget lave og tæt på detektionsgrænsen. Rensegraden for bl.a. DEHP ligger generelt omkring 100% og for to af de undersøgte fire blødgørere findes lavere koncentrationer under anlæggene end i referenceboringerne.

For blødgørerne kan for et par parametre ses en mindre tilvækst i koncentrationen i grundvandet, mens rensegraden for bl.a. DEHP generelt ligger omkring 100%. For to af de undersøgte fire blødgørere findes lavere koncentrationer under anlæggene end i referenceboringerne.

For detergenterne gælder at rensegraden generelt ligger mellem 90 og 100%, men med et udgangsniveau på ca. 4.000 µg/l LAS, hvilket er ca. 7 gange højere end normalt råspildevand, bliver den resulterende koncentration i det rensede spildevand omkring 116 µg/l LAS (eksklusive anlæg 4). Dette er noget højere end koncentrationen på 1-10 µg/l i referenceboringerne (svarende til 0,5 gange detektionsgrænsen, idet stoffet er påvist, men i koncentrationer under detektionsgrænsen). Drikkevandskravet for anioniske detergenter, hvoraf LAS udgør en stor del, er 100 µg/l (ved dette projekt udgør LAS ca. 40% af de anioniske detergenter i indløbet til nedsivningsanlæggene).

Phenoler og chlorphenoler er kun ved anlæg 5 fundet i koncentrationer der er lidt højere end baggrundsniveauet. Rensegraden for phenoler og cresoler ligger dog nær 100% i alle anlæg, idet koncentrationen falder fra henholdsvis ca. 122 og 317 µg/l i indløbet, til omkring detektionsgrænsen på 0,1 µg/l i grundvandet og det rensede spildevand.

Rensegraden for alkylbenzener ligger omkring 90-100%, og der er generelt fundet lavere koncentrationer under anlæggene end i referenceboringerne. Kun ved anlæg 4 og 5 er der for enkelte parametre fundet koncentrationer, der er lidt højere end i referenceboringerne.

Omsætning i jorden

I Miljøprojekt nr. 408, 1998, findes en god opsummering af viden om omsætningen af visse miljøfremmede stoffer i den umættede og den mættede zone. Det skal bemærkes at der i følge Miljøprojekt nr. 408, 1998, er meget begrænset viden om den faktiske omsætning af miljøfremmede stoffer i den umættede zone i intakt naturligt forekommende jord.

6.1.2 Transport af miljøfremmede stoffer med grundvandet

Der er ikke under dette projekt målt på reduktionen af de miljøfremmede stoffer ved den videre transport med grundvandet i den mættede zone.

I Miljøprojekt nr. 408 1998, findes en god opsummering af viden om omsætningen af visse miljøfremmede stoffer i den umættede og den mættede zone.

Det vurderes at der vil ske en yderligere reduktion af de miljøfremmede stoffer ved transporten i den mættede zone, men det har ikke været muligt ud fra den umiddelbart tilgængelige litteratur og undersøgelser at kvantificere denne reduktion med rimelig sikkerhed.

6.1.3 Fladebelastning set i relation til drikkevandskrav

For at illustrere miljøpåvirkningen fra nedsivning af spildevand fra enkeltejendomme er det i det følgende forsøgt at omsætte de aktuelt målte belastninger til et fortyndingskrav for opnåelse af en grundvandskvalitet der er tilstrækkelig til at vandet kan karakteriseres som egnet til drikkevand. Denne fortynding kan dels beregnes ud fra en forudsætning om at infiltreret regnvand er rent og dels en forudsætning om at infiltreret regnvand indeholder koncentrationer som gennemsnittet af referenceboringerne.

Forudsætninger

I det følgende er antaget, at der ikke sker en yderligere nedbrydning af de miljøfremmede stoffer og at det infiltrerede regnvand har koncentrationer som fundet i referencevandet.

Belastningen af grundvandet er i de efterfølgende vurderinger antaget at svare til en vandmængde fra en husstand på 750 liter pr døgn, som angivet i nedsivningsvejledningen, og stofkoncentrationerne i dette vand et sat til de i dette projekt fundne gennemsnitlige værdier for det rensede spildevand (porevand stammende fra spildevand) i den umættede zone umiddelbart over grundvandspejlet.

I Tabel 23 er, for de stoffer hvor der findes krav, angivet de målte værdier for miljøfremmede stoffer, og de tilhørende stofspecifikke krav til drikkevand. Der er endvidere anført nogle af de krav til grundvand, der er angivet i Miljøstyrelsens vejledning nr. 7, ”Oprydning på forurenede lokaliteter”, hovedbind, 1998.

Kun LAS overskrider

Det ses af de beregnede koncentrationer (gennemsnit for alle seks anlæg), at der kun for parameteren anioniske detergenter, herunder LAS, findes koncentrationer, der overskrider drikkevandskravet. For alle øvrige parametre er de respektive drikkevandskrav og ”oprensningskrav” således overholdt uden yderligere fortynding.

Værdi for benz(a)pyren er ikke medtaget selvom den gennemsnitlige koncentration ligger på niveau med kravet til drikkevand der igen svarer til detektionsgrænsen. Benz(a)pyren er kun fundet ved eet anlæg, men da der i beregningen af gennemsnit anvendes halvdelen af detektionsgrænsen (svarende til kravværdien) kommer gennemsnittet teoretisk op på kravværdien. Ved det pågældende anlæg blev der i øvrigt ikke påvist benz(a)pyren i den første prøve.

Fortyndingsberegning

Vurderingen af påvirkningen på det omgivende grundvand, er primært sket ved anvendelse af de beregningsmetoder, der i Miljøstyrelsens vejledning nr. 7, ”Oprydning på forurenede lokaliteter”, 1998, angives for beregning af hvorledes det nedsivende spildevand fortyndes med grundvand i det primære magasin.

Denne metode anvendes normalt til risikovurdering for forurening af grundvand, ud fra en beregning af grundvandsmagasinet nedstrøms for en forureningskilde. Der regnes på fortynding/opblanding af den nedsivende forurening med horisontalt strømmende grundvand, samt en gradvis vertikal opblanding på grund af dispersionseffekter, dvs. en voksende opblandingsdybde som funktion af afstanden fra forureningskilden. Metoden medtager således alene fortyndingseffekten, mens

der ikke medtages hverken nedbrydnings- og omdannelsesprocesser eller tilbageholdelse/sorption.

50m fortyndingsafstand På baggrund af disse beregninger er det, vurderet, at drikkevandskravet på 100 µg/l for anioniske detergenter, herunder LAS, vil være overholdt i en ”fortyndingsafstand” på i størrelsesordenen 20-50 meter nedstrøms fra nedsivningsanlægget (se Tabel 23).

Dette skøn tager alene højde for opblanding med horisontalt gennemstrømmende uforurenede grundvand, men ikke for nedbrydning og omdannelse eller for tilbageholdelse i jordlagene (sorption). En fortyndingsafstand på 20-50 meter kan derfor regnes at være en konservativt vurderet afstand. Det er ikke som del af denne undersøgelse vurderet nærmere, hvorledes nedbrydnings- og sorptionsprocesser i den mættede zone, yderligere kan reducere koncentrationen.

Simpel beregning Som et supplement til den ovennævnte beregning af fortyndingsafstand, er det beregnet, hvilket teoretisk areal der kræves, for at den generelle infiltration kan fortynde den spildevandspåvirkede del af porevandet (renset spildevand) ned til en koncentration svarende til drikkevandskravet.

Arealbehov: 5.000 m² Dette arealbehov er for anioniske detergenter, herunder LAS, beregnet til i størrelsesordenen 5.000 m² (4-7000 m²). Arealbehovet er størst ved lerede jorde og mindst ved sandede jorde.

TABEL 23: MILJØFREMMEDE STOFFER, FORTYNDINGSAFSTAND OG AREALBEHOV FOR FORTYNDING AF RENSET SPILDEVAND (BEREGNET) FOR OPFYLDELSE AF DRIKKEVANDSKRAV

Parameter	Krav til drikkevand (µg/l)	Renset/nedsivet spildevand (µg/l)	Fortyndingsafstand (m)	Arealbehov (m ²)
Anioniske detergenter	100	279	20-50	5000
Naphthalen	2	0,02	0	0
Fluoranthen	0,1	0,03	0	0
Sum af PAH	0,2*	0,19	0	0
DEHP	1	(0,0)	0	0
Phenol	0,5	0,13	0	0
Cresoler	0,5*	0,10	0	0
Benzen	1	(0,0)	0	0
Toluen	5*	0,12	0	0
Xylener	5*	0,10	0	0

*) krav i h.t. Miljøstyrelsens vejledning nr. 7, ”Oprydning på forurenede lokaliteter”, 1998

6.2 ØVRIGE STOFFER

6.2.1 Almindelige parametre

For de almindelige forureningsparametre gælder at det rensede spildevand (beregnet ud fra antaget fortynding med referencevand, se afsnit 4.5), som når grundvandet under anlæggene generelt har en lav koncentration af forurenende stoffer. I flere tilfælde ligger koncentrationen tæt på niveauet i referenceboringerne. Største forskelle i koncentrationer i forhold til referenceniveauet findes for BI₅, kvælstof og fosfor.

TABEL 24: ALMINDELIGE PARAMETRE, GENNEMSNITLIGE KONCENTRATIONER I INDLØB, REFERENCEBORING, GRUNDEVAND OG RENSET SPILDEVAND (BEREGNET)

Type		Indløb	Ref.	Grundv.	Renset spildevand	Drikkevand
	Enhed	snit	snit	snit	snit	krav, vv
pH		7,45	7,15	7,0	7,2	7,5-8,5
Chlorid	mg/l	96	60	63	76	250
Sulfat	mg/l	61	104	71	69	250
COD	mg/l	320	40	30	17	-
BI ₅	mg/l	128	1,2	2,2	2,3	-
NH ₃ /NH ₄ -N	mg/l	92,5	0,4	3,2	3,7	0,39
NO ₃ -N	mg/l	0,1	8,6	10,4	19,8	11,3
Total-N	mg/l	104	13	17	30	-
Total-P	mg/l	20	0,4	0,5	0,6	0,15

Der er nogen spredning mellem de enkelte anlægs påvirkning af grundvandet, ligesom der er stor forskel på, hvordan anlæggene reagerer overfor forskellige parametre.

Organisk stof

Ses på organisk stof, vil koncentrationen i det rensede spildevand under anlægget, gennemsnitligt ligge på ca. 2,3 mg/l BI₅ og ca. 17 mg/l COD. De højeste COD koncentrationer findes ved anlæg 5 (ca. 45 mg/l COD) og de højeste BI₅ koncentrationer findes ved anlæg 2 (ca. 6 mg/l BI₅). Det rensede spildevand/grundvandet ved anlæg 6 indeholdt kun halvt så meget organisk stof som referenceboringen ved anlægget. Gennemsnitligt ses en reduktion på 90-100% overfor COD og 95-100% overfor BI₅.

N og P

For total-kvælstof findes værdier i det rensede spildevand/grundvandet på ca. 17 mg/l N. Højeste værdi i grundvandet findes ved anlæg 6, med en værdi på 54 mg/l N, hvilket kan omregnes til en teoretisk værdi i det rensede spildevand på ca. 115 mg/l, idet der ikke er registreret kvælstof i referenceboringen. For total-fosfor findes generelt værdier på 0,01-0,4 mg/l P i grundvandet, med en enkelt værdi på 2,7 for anlæg 5. Koncentrationerne i det rensede spildevand under anlæggene vil beregningsmæssigt ligge på 0,1-0,4 mg/l P. Ved anlæg 5 findes dog en beregningsmæssig værdi på 2,7 mg/l P. Gennemsnitligt ses en reduktion på 80-85% overfor kvælstof og 95-100% overfor fosfor.

NH₃/NH₄ er kritisk

Sammenlignes de gennemsnitlige koncentrationer af de almindelige forureningsparametre i grundvandet med de tilhørende krav til drikkevand, ses at kun kravet til NH₃/NH₄-N ikke kan overholdes (ca. 3 mg/l mod et krav på 0,39 mg/l NH₃/NH₄-N). Det skal dog bemærkes at koncentrationen i de fleste af referenceboringerne ligger på niveau med kravværdien. Kun anlæg 1 og 6 ligger under kravværdien for NH₃/NH₄-N.

6.2.2 Tungmetaller

Lille/ingen påvirkning

Belastningen af grundvandet med tungmetaller fra nedsivning er lille eller ikke eksisterende, idet indholdet af visse tungmetaller er mindre i det nedsivende spildevand (og det rå spildevand) end fundet i referenceboringerne, mens koncentrationen af andre metaller ligger lidt over niveauet i referenceboringerne.

TABEL 25: TUNGMETALLER, GENNEMSITLIGE KONCENTRATIONER I INDLØB, REFERENCEBORING, GRUNDVAND OG RENSSET SPILDEVAND (BEREGNET)

		Indløb	Ref.	Grundv.	Renset spildevand	drikkevand krav, ejd
	Enhed	snit	snit	snit	snit	
Bly (Pb)	µg/l	-	2,05	1,15	1,10	5
Cadmium (Cd)	µg/l	-	0,10	0,07	0,07	2
Chrom (Cr)	µg/l	1,75	6,02	2,45	1,64	20
Kobber (Cu)	µg/l	75,5	2,42	2,82	2,90	100
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,25	0,12	0,17	0,18	1
Nikkel (Ni)	µg/l	-	6,30	7,85	7,72	10
Zink (Zn)	µg/l	150	48,73	59,32	54,33	100

Generelt ses at der ved passagen af den umættede zone sker en betydelig reduktion i spildevandets indhold af kobber (Cu) og Zink (Zn), mens der for de øvrige parametre vedkommende er tale om så små koncentrationer, eller koncentrationsforskelle mellem indløb, reference og grundvand, at der ikke kan drages nogen entydige konklusioner.

Sammenlignes med kravet til drikkevand, ses at alle tungmetalkoncentrationer ligger under kravværdierne til drikkevand. Mest kritisk er koncentrationen af nikkel, der ligger på ca. 8 µg/l mod et krav på 10 µg/l. Det skal dog bemærkes, at der ikke blev fundet nikkel i indløbene til nedsivningsanlæggene.

6.2.3 Hygiejniske parametre

Kimtal påvirket

For de hygiejniske parametre ses en tydelig påvirkning af grundvandet for de fleste parametre, idet koncentrationerne generelt ligger 10-50 gange højere i grundvandet/det rensede spildevand end i referenceboringerne. Det høje gennemsnit skyldes dog primært anlæg 5, hvor koncentrationerne ligger 30-8.000 gange højere end i de øvrige anlæg. Ses bort fra dette anlæg, er det for de øvrige anlæg kun værdierne for kimtal der reelt kan siges at ligge højere end i referenceboringerne.

TABEL 26: HYGIEJNISKE PARAMETRE, GENNEMSITLIGE KONCENTRATIONER I INDLØB, REFERENCEBORING, GRUNDVAND OG RENSSET SPILDEVAND (BEREGNET)

		Indløb	Ref.	Grundv.	Renset spildevand	Drikkevand krav, vv
	Enhed	snit	snit	snit	snit	
Kimtal 21°C	pr. ml	13.000.000	35.183	106.000	111.347	70
Kimtal 37°C	pr. ml	585.000	3.094	8.086	8.321	10
Coliforme 37°C	pr. 100 ml	2.200.000	219	4.402	4.510	i.d.
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml	1.800.000	132	1.581	1.618	-
Fækale streptokokker	pr. 100 ml	32.500	<10	120	123	-
Clostridium perfringens	pr. ml	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	i.d.
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml	800	18	320	329	-
Salmonella	i 100 ml	i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	-
Campylobacter		i.p.	i.p.	i.p.	i.p.	-

i.d = ikke detekterbar

i.p = ikke påvist

Høj rensning

Ved passagen af den umættede zone sker der en betydelig reduktion for alle parametre, idet rensgraderne ligger på 99-100%, med undtagelse af *Pseudomonas aeruginosa*, hvor reduktionen ligger på omkring 60%.

Sammenlignes med kravet til drikkevand, ses at kimtallet i grundvandet/det rensede spildevand under anlæggene i gennemsnit ligger væsentligt over kravet til drikkevand. Ses bort fra anlæg 5 vil kimtallene ligge ca. 130 gange højere end kravværdien til drikkevand.

7 Nedsivning gennem sandmile

To af de undersøgte anlæg, anlæg 5 og 6, er forsynet med en sandmile, der hæver bunden af nedsivningsanlægget henholdsvis ca. 0,3 og ca. 0,2 m over oprindeligt terræn.

Anlæg 5 har sandmilen placeret over lerjord primært af hensyn til en bedre fordeling og rensning af spildevandet, mens anlæg 6 har sandmilen over sandjord for at opnå en større afstand til grundvandet.

Effekten af sandmilen er svær at spore i analyseresultaterne, idet anlæg 6 i forvejen skiller sig kraftigt ud fra de øvrige anlæg ved at være eneste anlæg på sandjord. Anlæg 6 på sandjord og med en afstand til grundvandet på ca. 1,2 m fra bund af sivegrøft, renses omkring 100% for de fleste parametre. Anlægget renses markant dårligere for total-kvælstof end anlæggene på lerjord. Der sker dog som forventet en meget stor, og næsten total, omdannelse af ammonium til nitrit-nitrat.

Anlæg 5, på lerjord og en 0,3 m sandpude, renses fuldt ud lige så godt som de øvrige anlæg på lerjord, men ikke signifikant bedre. Dog ses en kraftig afvigelse fra de andre anlæg for fosfor, hvor koncentrationen under anlæg 5, ligger ca. 10 gange højere end ved de øvrige anlæg. Dette regnes dog ikke at have noget med sandmilen at gøre.

Det er tvivlsomt om de to anlæg, under de givne forhold, ville have kunnet renses tilsvarende godt, hvis der ikke var etableret sandmile for at opnå en større umættet zone/bedre fordeling.

8 Nedsivning af økologisk rensede spildevand

8.1 SAMMENSÆTNING AF ØKOLOGISK RENSET SPILDEVAND

Der er under dette projekt udtaget prøver på afløbet fra to rodzoneanlæg. Disse analyser regnes at repræsentere det niveau af rensning overfor miljøfremmede stoffer, der vil kunne opnås ved en økologisk rensning i plantebaserede anlæg.

Analyseresultaterne findes i bilag 4 i skemaet ”indløbsværdier”.

Af analyserne ses, at der sker en væsentlig reduktion af spildevandets indhold af miljøfremmede stoffer ved passage af et plantebaseret anlæg. Endvidere sker en vis tilbageholdelse af tungmetaller og fosfor, omsætning af organisk stof og kvælstof samt en væsentlig reduktion i antallet af bakterier.

8.2 FORVENTELIG PÅVIRKNING AF GRUNDEVANDET

Med det reducerede forureningsindhold i det rensede spildevand må der forventes en reduceret belastning af grundvandet.

Nogle stoffer bindes til jorden mens andre nedbrydes ved biologisk aktivitet.

For de miljøfremmede stoffer gælder, at koncentrationerne ved økologisk rensning bliver væsentligt reducerede, og at udgangsniveauet for rensningen ved nedsivning starter med et noget lavere udgangsniveau end ved traditionel nedsivning. Den mest kritiske parameter er LAS, hvis der relateres til kravet til drikkevand.

Koncentrationerne af LAS bliver ca. halveret ved passage af et rodzoneanlæg. Ved en halvering af belastningen af nedsivningsanlægget, må det således umiddelbart antages, at der vil ske en reduktion af belastningen på grundvandet i forhold til traditionel nedsivning, idet LAS er let nedbrydeligt og bindes let ved tilstedeværelsen af ilt, organisk stof og ler. LAS koncentrationerne skal ved økologisk forrensning reduceres til mindst en tredjedel i forhold til traditionel nedsivning, hvis kravet til anioniske detergenter i drikkevand ønskes opfyldt i grundvandet direkte under anlægget.

Om den effektive forrensning for organisk stof får en negativ effekt på bindingen og nedbrydningen af LAS kan ikke umiddelbart vurderes.

For øvrige miljøfremmede stoffer vil der gælde tilsvarende argumenter, men da koncentrationerne allerede ved traditionel nedsivning er langt fra et kritisk niveau, skønnes en økologisk forrensning af spildevandet at have begrænset, eller ingen effekt, når der ses på relationerne til kravværdierne til drikkevand.

For de øvrige parametre gælder, at kun for ammonium/ammoniak og for de hygiejniske parametre, som er kritiske for påvirkningen af grundvandet, vil økologisk forrensning under aerobe forhold have en betydende positiv effekt i forhold til traditionel nedsivning (set i relation til drikkevandskravet).

9 Nedsivning af gråt spildevand

Hvor det vælges at anvende komposttoiletter eller tilsvarende foranstaltninger, som særskilt behandling af sort spildevand (toilet), kan det komme på tale at anvende nedsivning af gråt spildevand alene (vask, bad, køkken).

De følgende vurderinger er baseret på at nedsivningen sker gennem anlæg der er konstrueret efter nedsivningsvejledningen, hvilket vil sige at nedsivningsarealet ved nedsivning af gråt spildevand alene, er reduceret med 40% i forhold til nedsivning af alt spildevand.

9.1 SAMMENSÆTNING AF GRÅT SPILDEVAND

Det grå spildevand er i forhold til almindeligt husspildevand karakteriseret ved et lavere indhold af patogener, organisk stof og kvælstof. Mængden af miljøfremmede stoffer vil, specielt for detergenterne, ligge på niveau med almindeligt husspildevand. Da der ikke sker fortynding af denne mængde med sort spildevand, vil koncentrationerne i det grå spildevand blive højere end koncentrationerne for almindeligt husspildevand.

Sammensætningen af det grå spildevand er karakteriseret ved et BI_5/N forhold på 20-40 mod et tilsvarende forhold på 1-4 i almindeligt spildevand fra husholdninger.

9.2 FORVENTELIG PÅVIRKNING AF GRUNDEVANDET

Hvor sammensætningen er væsentlig forskellig fra almindeligt husspildevand forventes umiddelbart en lignende forskel i påvirkningen af grundvandet.

Som for økologisk forrensning kan det dog ikke dokumenteres, om koncentrationerne kommer ned på et vist "minimumsniveau", hvorefter rensningen/bindingen ophører, om renseprocessen forløber proportionalt med traditionelle anlæg eller med samme mængdemæssige reduktion som ved traditionel nedsivning.

Det høje BI_5/N forhold i det grå spildevand (20-40 mod 1-4 i husspildevand), kan evt. betyde at de biologiske processer vil blive begrænset af mangel på kvælstof.

De største problemer m.h.t. drikkevand er relateret til detergenterne og specielt, LAS. Da koncentrationerne for LAS er højere i gråt spildevand end almindeligt husspildevand og da mængden skal fordeles over et areal der er ca. 40% mindre end ved traditionel nedsivning, må der ved nedsivning af gråt spildevand forventes en højere koncentration i det rensede spildevand umiddelbart over grundvandet end ved traditionel nedsivning. Den mængdemæssige påvirkning af grundvandet vil nok ligge på samme niveau eller eventuelt lidt lavere end ved traditionel nedsivning af husspildevand.

Forholdet mellem LAS og organisk stof er nogenlunde det samme i almindeligt og gråt spildevand, hvorfor hastigheden for nedbrydning/binding af LAS sandsynligvis ikke vil reduceres.

For de øvrige parametre gælder at belastningen med kvælstof og bakteriologiske parametre ved nedsivning af gråt spildevand alene er betydelig mindre end ved

nedsivning af alt spildevand. Dette kan have en positiv effekt, set i relation til kravene til drikkevand, specielt for de hygiejniske parametre.

10 Sammenfatning af miljømæssige konsekvenser ved nedsivning af spildevand

Litteraturstudie	Der findes kun ganske få undersøgelser i felten, af konsekvenserne ved nedsivning af spildevand indeholdende miljøfremmede stoffer. Konsekvenserne ved nedsivning af spildevand indeholdende de traditionelle forureningsparametre, tungmetaller og patogener er bedre belyst.
Tidligere undersøgelser	Generelt gælder at det er vanskeligt i felten at udtage repræsentative prøver med den hastighed og i de mængder, det er nødvendigt for at kunne analysere for et stort antal stoffer og patogener. De tidligere gennemførte undersøgelser har derfor ofte koncentreret sig om ganske få stofgrupper og er ofte sket under stiliserede forhold, der kan minde om laboratorieopstillinger.
Kun facts – ikke teori	Dette projekt har koncentreret sig om at udtage så repræsentative prøver som praktisk muligt ved helt almindelige gennemsnitlige danske nedsivningsanlæg, for at karakterisere den forureningssituation, der aktuelt findes i grundvandet, hvor dette er mest påvirket af nedsivningen. På basis af denne aktuelle påvirkning, hvor spildevandet er mekanisk forrenset, er det teoretisk vurderet, hvilken påvirkning der kan forventes ved en supplerende økologisk forrensning eller nedsivning af gråt spildevand alene.
Ler kan godt bruges	Der synes generelt ikke at være stor forskel på renseeffekten af lerjord og sandjord, hvis overfladebelastningen holdes i nærheden af eller under det der anbefales i nedsivningsvejledningen og hvis anlæggene i øvrigt etableres i overensstemmelse med nedsivningsvejledningen. Der kan dog ses en mindre forskel med hensyn til nedbrydning af organisk stof og nitrifikation, hvor der sker en bedre omsætning ved sandanlæg, hvor ilttilførslen teoretisk er bedst. Omvendt er der som forventet en bedre bindingskapacitet med hensyn til bl.a. fosfor i lerede jorde.
Stor renseeffekt	De fleste undersøgte stoffer og patogener, reduceres meget ved passagen af den umættede zone. De fleste stoffer nedbrydes eller tilbageholdes/bindes således i den umættede zone med op til 100%. Koncentrationerne i det mest forurenede grundvand under anlæggene ligger ofte tæt på eller under detektionsgrænsen for stofferne. Hvor stofferne forekommer i højere koncentrationer, er det for de fleste stoffers vedkommende med værdier, der ligger under kravet til drikkevand.
LAS mest kritisk	For de miljøfremmede stoffer giver belastningen med anioniske detergenter (LAS) fra vaskemidler den mest kritiske påvirkning af grundvandet umiddelbart under anlægget, vurderet ud fra kravene til drikkevand. Selvom der i den umættede zone sker en nedbrydning på 90-100% af LAS i de seks anlæg, er det ikke tilstrækkeligt til at komme ned på kravet til drikkevand. Fortyndingsberegninger viser, at koncentrationen kan bringes ned på et niveau svarende til kravet til udpumpet drikkevand, efter en fortyndingsafstand på 20-50 meter i den mættede zone nedstrøms anlægget (hvis der alene tages hensyn til fortyndingen, mens den fortsatte nedbrydning/binding i den mættede zone ikke medtages).

N, P og kimal kritisk	<p>For de øvrige parametre er det næringssalte og de bakteriologiske parametre, især kimaltallet, der giver den største påvirkning set i forhold til kravet til drikkevand. Indholdet af fosfor er dog allerede i referenceboringerne en del højere end kravet til drikkevand, ligesom koncentrationen af $\text{NH}_3/\text{NH}_4\text{-N}$ ligger omkring kravværdien. Der er således ikke givet mulighed for bare en beskeden tilvækst uden at dette vil medføre værdier højere end kravet til drikkevand. Kimaltallet ligger generelt 10-50 gange højere under anlæggene end i referenceboringerne, og på et niveau ca. 130 gange højere end kravværdien til udpumpet drikkevand.</p>
Tungmetal ikke kritisk	<p>For flere tungmetaller findes, at indholdet i det nedsivende spildevand er lavere, end indholdet i referenceboringerne, hvilket reelt vil sige at spildevandet fortynder grundvandet for disse tungmetaller (bly, cadmium, chrom). Jorden tilføres dog disse stoffer, og jorden vil derfor få et forøget indhold af bundet tungmetal.</p>
Økologisk forrensning	<p>Ved økologisk forrensning med ilttilførsel ændres sammensætningen af spildevandet, idet de fleste let nedbrydelige stoffer omsættes mer eller mindre, mens visse stoffer evt. bindes kemisk til det valgte filtermedie. De fleste stoffer er dog ved traditionel bundfældning bragt ned på et niveau, der giver acceptable værdier efter nedsivning, hvorfor en øget forrensning vil have en begrænset effekt, set i relation til accept kriterierne. For de anioniske detergenter, herunder LAS, kan øget forrensning være en fordel, idet indholdet af LAS ser ud til at blive halveret ved passage af et rodzoneanlæg, som i denne forbindelse er sidestillet med økologisk rensning. Ønskes kravet til drikkevand opfyldt umiddelbart under anlægget skal koncentrationerne af anioniske detergenter reduceres noget mere. For ammonium/ammoniak og patogener vil der være en positiv effekt set i forhold til kravet til drikkevand. Hvordan den ændrede sammensætning af spildevandet påvirker reaktionerne under nedsivningen gennem den umættede zone har ikke været undersøgt.</p>
Gråt spildevand	<p>Nedsivning af gråt spildevand alene (ingen tilledning af spildevand fra toilet), vil tilsvarende medføre en sammensætning af spildevandet, der er væsentligt forskellig fra det, der er målt på i dette projekt. Det høje BI5/N-forhold i det grå spildevand på 20-40 mod 1-4 i husspildevand, kan evt. betyde at de biologiske processer vil blive begrænset af mangel på kvælstof. Der er dog ikke fundet eksempler på målinger der kan bekræfte dette. Det største problem ved nedsivning af gråt spildevand knytter sig til de anioniske detergenter, herunder LAS. Koncentrationerne er noget højere end i almindeligt spildevand, samtidig med at der tillades nedsivning over et 40% mindre areal end almindeligt spildevand. Umiddelbart vurderes dette at resultere i højere koncentrationer i grundvandet, men mængdemæssigt kan påvirkningen eventuelt være mindre end ved nedsivning af alt spildevand (dette er ikke dokumenteret ved undersøgelser). For kvælstof og patogener vil der være en positiv effekt set i forhold til kravet til drikkevand, idet indholdet af disse stoffer er noget lavere end i almindeligt spildevand.</p>
Samlet vurdering	<p>Overordnet vurderes de miljømæssige konsekvenser ved nedsivning af husspildevand at være knyttet til ganske få parametre i et forholdsvis begrænset nær område under og umiddelbart nedstrøms anlægget. Renseeffekten er overraskende god for de fleste parametre, uanset jordtype, hvis anlægget i øvrigt etableres i overensstemmelse med nedsivningsvejledningen. Resultaterne tyder endvidere på, at der i lerjorden under flere af de undersøgte anlæg findes sprækker, rodhuller, ormehuller og lignende, som øger afledningsmulighederne i forhold til det teoretisk opnåelige, samtidig med at de bidrager til øget rensning, evt. som følge af øget ilttilførsel.</p>

11 Litteratur

- Ammitsøe, C. (1992). Hygiejnemålinger af gråt spildevand og regnvand. Arbejdsrapport til Miljøstyrelsen, København 18 s.
- Ammitsøe, C. (1993). Rensning og genanvendelse af gråt spildevand. Miljøministeriet, København. 43 s.
- Boutrup, S. (1996). Undersøgelser af miljøfremmede stoffer i Århus amt - Fase 1. Teknisk rapport, Århus amt. 137 s.
- Boutrup, S. (1998). Miljøfremmede stoffer i Århus amt, fase 2 og 3. Teknisk rapport, Århus amt. 166 s.
- Bouwer, H. (1991). Ground Water Recharge With Sewage Effluent. Water Science and Technology, Vol. 23, pp. 2099-2108.
- Bukhave, M. (1998). Husholdningskemikalier og spildevand - en rapport om stoffer i husholdningskemikalier og spildevandsrensning i det åbne land. Det økologiske råd. 32 s.
- Bukhave, M. (1998). Positivliste over husholdningskemikalier - en liste over produkter indenfor vaske, rengørings- og kropsplejemedler m.m.. Det økologiske råd, 11 s.
- COWI, Miljøstyrelsens Analytisk-Kemiske Laboratorium (1990). Miljøfremmede, organiske stoffer i kommunalt spildevand. Miljøprojekt nr. 127, Miljøstyrelsen. 60 s.
- Downs, T.J.; Cifuentes-García, E.; Suffet, I.M. (1999). Risk Screening for Exposure to Groundwater Pollution in a Wastewater Irrigation District of the Mexico City Region. Environmental Health Perspectives vol. 107, no. 7, pp. 553-561.
- Faldager, I. (1997). Feltundersøgelser af nedsivningsanlæg med Wavin sivedræn. Rørcentret, 15 s.
- Grüttner, H., Jacobsen, B.N. (1994). Miljøfremmede stoffer i renseanlæg. Miljøprojekt nr. 279, Miljøstyrelsen. 77 s.
- Hansen, L.S., Rasmussen, J.O. (1998). Miljøfremmede stoffer i husdyrgødning. Miljøprojekt nr. 485, Miljøstyrelsen.
- Henze, M.; Harremoës, P.; Jansen, J.L.C.; Arvin, E. (1992). Spildevandsrensning - Biologisk og kemisk. Polyteknisk forlag.
- Hrubec, J.; van delft, W. (1981). Behaviour of nitriloacetic acid during groundwater recharge. Water Research Vol. 15, pp. 121-128.
- Højenvang, J.C. et al. (1999). Spildevand i kredsløb - et projekt om vaskeaktive stoffer i grundvandet, samt hvordan Agenda 21 kan forbedre løsningen af

miljøproblemer i Danmark. Specialrapport fra Institut for Teknologi, Miljø og Samfund, Roskilde Universitetscenter, Maj 1999.

Højenvang, J.C., Moss, A.S., Stensgaard, S., Vergo, P.H. (1999). Spildevand i kredsløb - et projekt om vaskeaktive stoffer i grundvandet, samt hvordan Agenda 21 kan forbedre løsningen af miljøproblemer i Danmark. Roskilde Universitetscenter 176 s. + bilagsrapport 84 s.

Jepsen, S-E, Grüttner, H. (1997). Miljøfremmede stoffer i husholdningsspildevand. Miljøprojekt nr. 357, Miljøstyrelsen. 83 s.

Juelsminde kommune (1985). Forsøgsnedsivningsanlæg i Skjold. 9 s.

Juelsminde kommune (1987). Redegørelse for forsøgsnedsivningsanlæg i Skjold. 11 s.

Kjærgaard, M., Ringsted, J.P., Albrechtsen, H-J., Bjerg, P.L. (1998). Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Miljøprojekt nr. 408, Miljøstyrelsen. 61 s.

Kjølholdt, J., Stuer-Lauridsen, F. (1999). Introduktion til kildesporing af miljøfremmede stoffer i kloaknet. Miljøprojekt nr. 476, Miljøstyrelsen. 35 s.

Krueger, C.J.; Radakovich, K.M.; Sawyer, T.E.; Barber, L.B.; Smith, R.L. Field, J.A. (1998). Biodegradation of the Surfactant Linear Alkylbenzenesulfonate in Sewage-Contaminated Groundwater: A Comparison of Column Experiments and Field Tracer Tests. *Environmental Science and Technology*, vol. 32, pp. 3954-3961.

Københavns Vand (2000). Arrenæs - Kunstig infiltration af Arresøvand. Afrapportering 1999; Operationsplan 2000; Drifts- og monitoringsprogram 2000.

McAvoy, D.C.; White, C.E.; Moore, B.L.; Rapaport, R.A. (1994). Chemical fate and transport in a domestic septic system: sorption and transport of anionic and cationic surfactants. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 13, No. 2, pp. 213-221

Miljøstyrelsen (1998). Naturlig nedbrydning af miljøfremmede stoffer i jord og grundvand. Miljøprojekt nr. 408, 1998 fra Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen (1999). Nedsivningsanlæg op til 30 PE. Vejledning fra Miljøstyrelsen, 2/1999.

Miljøstyrelsen (1999). Planteoptag af miljøfremmede, organiske stoffer fra slam. Væksthusforsøg og modellering. Miljøprojekt nr. 477, Miljøstyrelsen.

Mäkinen, T., Palm, O., Haraldsen, S., Christensen, T. (1992). Miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand - stoffer, kilder og begrænsningsmuligheder. Nordiske Seminar- og Arbejdsrapporter 1993:515. 105 s.

Nilsson, P. (1990). Infiltration of Wastewater. An Applied Study on Treatment of Wastewater by Soil Infiltration. Sverige, 193 s.

Piet, G.J.; Zoeteman, B.C.J. (1980). Organic Water Quality Changes During Sand Bank and Dune Infiltration of Surface Waters in the Netherlands. *Journal AWWA*, July 1980, pp. 400-404.

Raahauge, D., Jepsen, M.O. (1997). Forsøg med etablering af et nedsivningsanlæg i Rudbjerg kommune. Rudbjerg kommune. 13 s.

Robertson, W.D. (1994). Chemical fate and transport in a domestic septic system: site description and attenuation of dichlorobenzene. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 13, No. 2, pp. 183-191.

Shimp, R.J.; Lapsins, E.V.; Ventullo, R.M. (1994). Chemical fate and transport in a domestic septic system: biodegradation of linear alkylbenzene sulfonate (LAS) and nitriloacetic acid (NTA). *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 13, No. 2, pp. 205-212.

Stuyfzand, P.J. (1989). Hydrology and Water Quality Aspects of Rhine Bank Groundwater in the Netherlands. *Journal of Hydrology*, vol. 106, pp. 341-363.

Stuyfzand, P.J.; Kooiman, J.W. (1996). Elimination of pollutants during artificial recharge and bank infiltration: A comparison. In: Kivimäki, A-L & Suokko, T. (eds.): *Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland. June 3-5, 1996.* Pp. 223-231.

Thomsen, M., Carlsen, L. (1998). Phthalater i miljøet. Opløselighed, Sorption og Transport. Faglig rapport fra DMU, nr. 249. 120 s.

Thomsen, M., Johansen, E., Carlsen, L. (1999). Phthalates and Nonylphenols in soil. A Field Study of Different Soil Profiles. NERI Technical Report No. 268. 128 s.

Transform af 1994 ApS Dansk Rodzone Teknik, Niels Peter Flint Design (1996). Det blå hus - Byøkologisk projekt i Aalborg. Udviklingsrapport. 63 s.

Vikelsø, J., Nielsen, B., Johansen, E. (1997). Analyse af miljøfremmede stoffer i kommunalt spildevand og slam. Intensivt måleprogram for miljøfremmede stoffer og hygiejnisk kvalitet i kommunalt spildevand. Faglig rapport fra DMU nr. 186. 63 s.

Wilhelm, S.R.; Schiff, S.L.; Robertson, W.D. (1994). Chemical fate and transport in a domestic septic system: unsaturated and saturated zone geochemistry. *Environmental Toxicology and Chemistry*, Vol. 13, No. 2, pp. 193-203.

Zoller, U. (1994). Non-ionic surfactants in reused water: Are activated sludge/soil aquifer treatments sufficient? *Water Research* vol. 28, no. 7, pp. 1625-1629.

Zullei-Seibert, N. (1996). Pesticides and artificial recharge of ground water via slow sand filtration - elimination potential and limitations. In: Kivimäki, A-L & Suokko, T. (eds.): *Artificial Recharge of Groundwater. Proceedings of an International Symposium, Helsinki, Finland. June 3-5, 1996.* Pp. 247-253.

Øvig, L.J. (1997). Nedsivning i lerjord. Nedsivningsforsøg i Øster Terp Løgumkloster kommune. Sønderjyllands amt. 8 s.

12 Bilag

**BILAG 1 BESKRIVELSE AF DE UNDERSØGTE
NEDSIVNINGSANLÆG**

BILAG 2 ANALYSEMETODER OG DETEKTIONSGRÆNSER

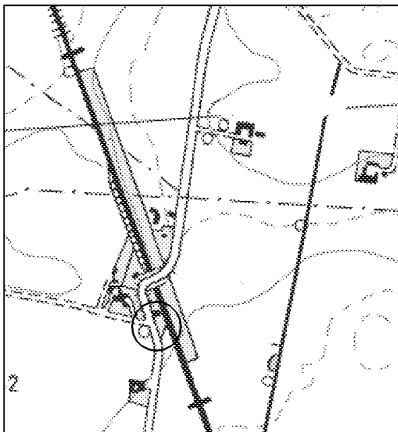
BILAG 3 BOREMETODER OG FILTERSÆTNING

BILAG 4 ANALYSERESULTATER

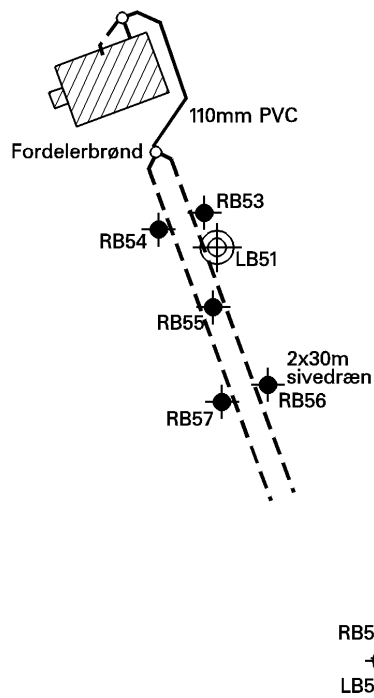
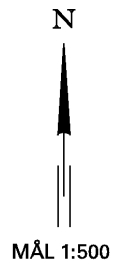
Beskrivelse af de undersøgte nedsivningsanlæg

For hvert anlæg er i nummerrækkefølge indsat:

- Plantegning
- Planlægning af boringer
- Boreprofiler
- Kornkurver



BEMÆRKNING:
 TÆT VED JERNBANE, GI. LEDVOGTERHUS,
 DELVIS FYLD, HAVE



COWI

Rådgivende Ingeniører AS

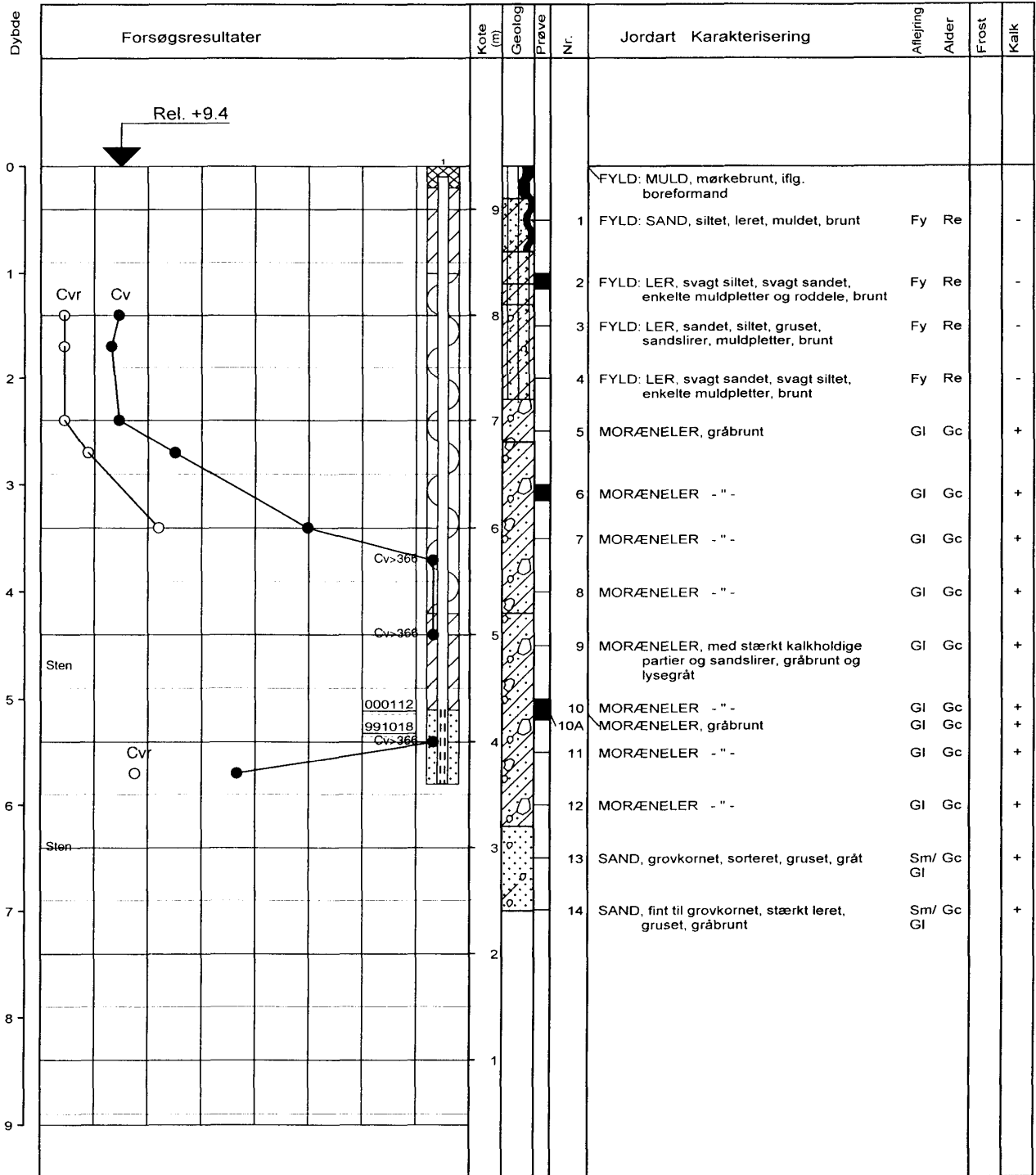
Parallevej 15
 2800 Lyngby

Telefon 45 97 22 11
 Telefax 45 97 22 12

MILJØKONSEKVENSER V. NEDSIVNING

ANLÆG NR. 1

SITUATIONSPLAN



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

Anlæg nr. 1
Boremethode : Tørboring med foring
Plan :

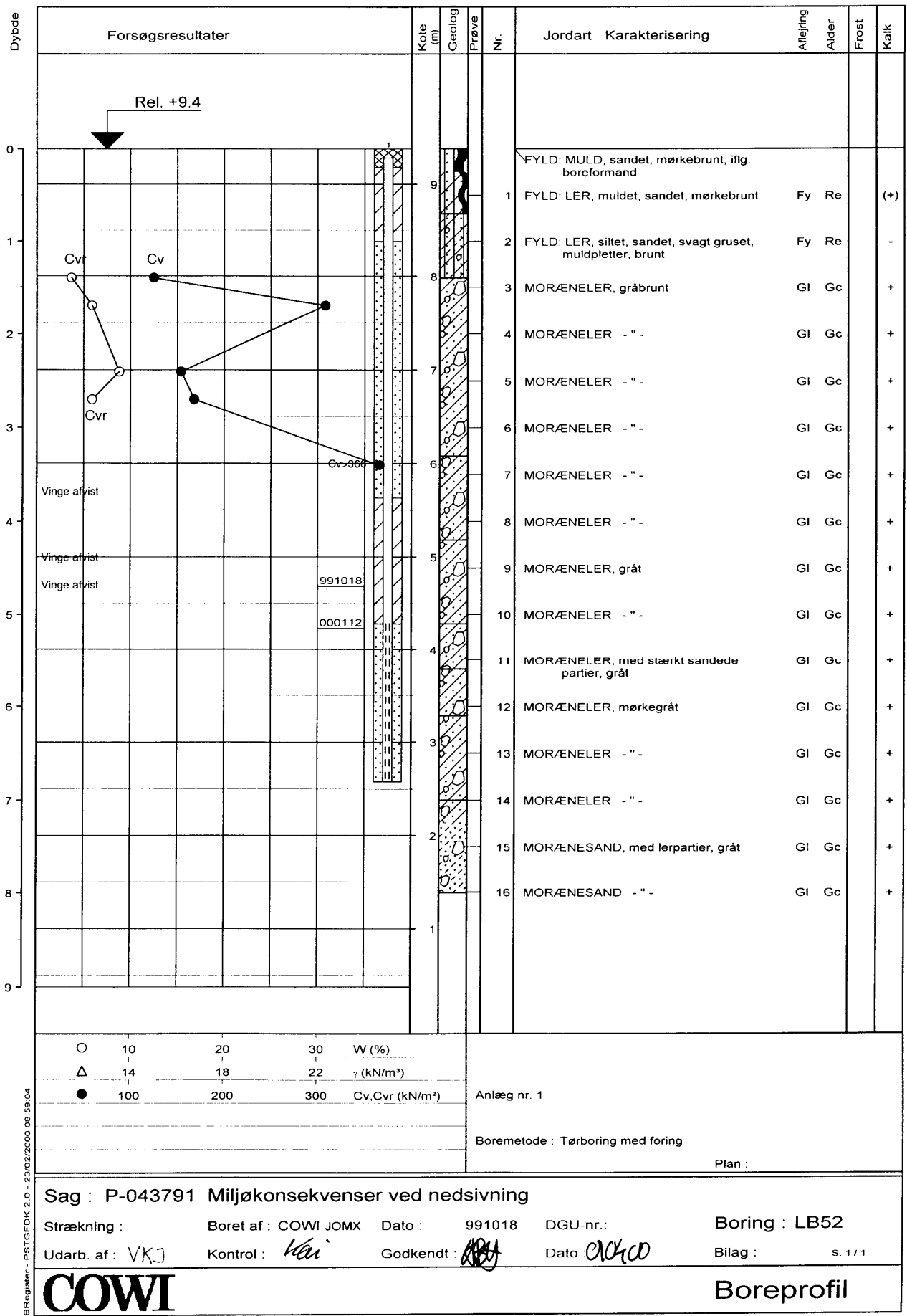
Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI JOMX Dato : 991018 DGU-nr.: Boring : LB51

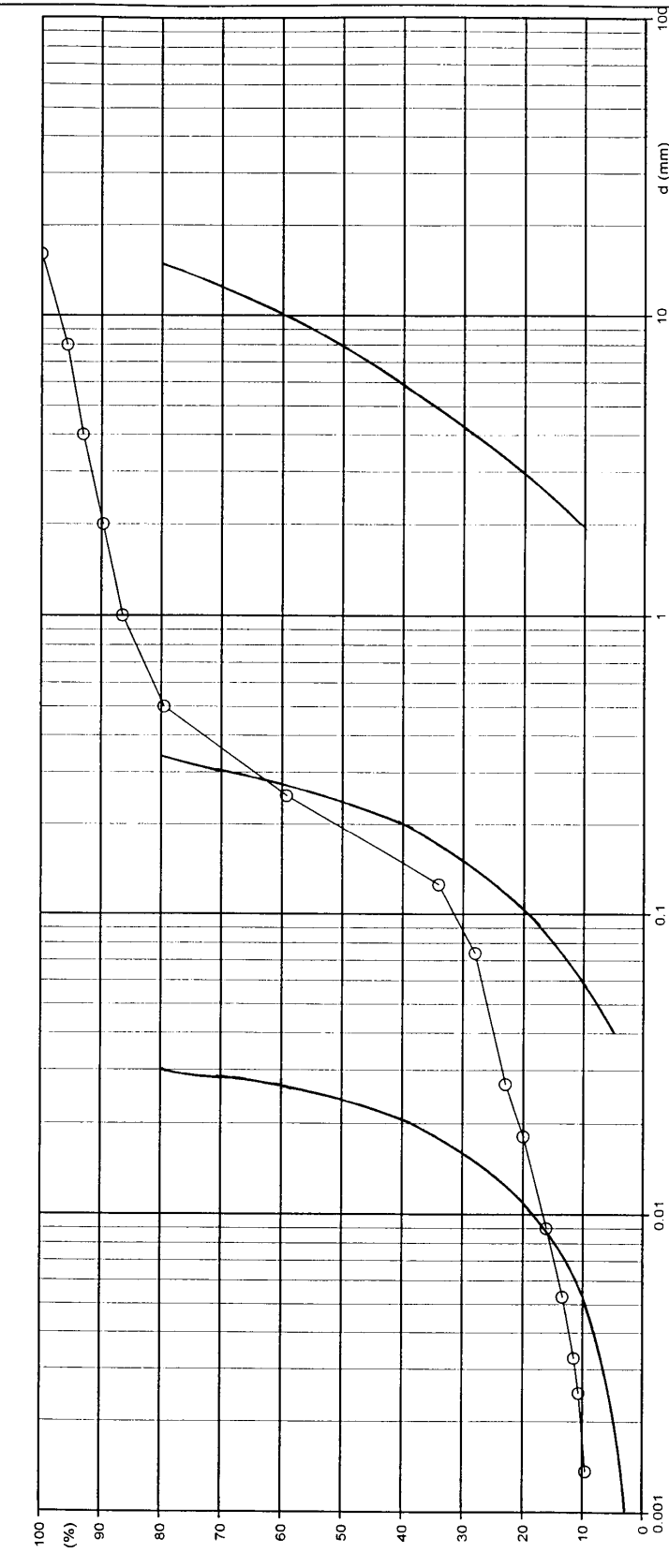
Udarb. af : VKJ Kontrol : *Kai* Godkendt : *[Signature]* Dato : 01.07.00 Bilag : s. 1 / 1

COWI **Boreprofil**

BRegister - PSTGFDK 2.0 - 23.02/2000 08 56 56



BRRegister - PSTGFDK 2.0 - 23/02/2000 08:59:04



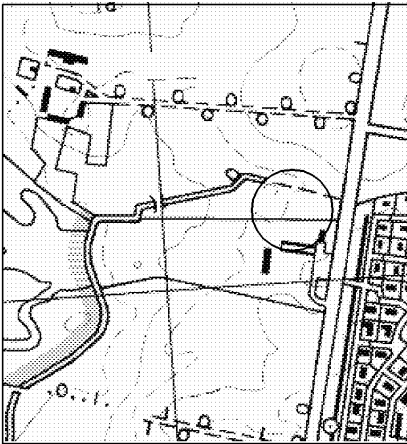
	LER			SILT			SAND			GRUS			STEN
	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	
Boring/Prøve Nr.:			LB51 / 2										/
Kurvsignatur			○										/
Geologi			FYLD: LER										/
Middeldkornstørrelse d_{50} (mm)			0.194										/
Uensformighedsstal d_{90}/d_{10} (mm)			$0.257 / 0.0018 = 146.02$										=
Plasticitetsindex $W_L - W_P = I_p$ (%)			-										=
Aktivitet I_p (%) / ler (%) = I_A			/ 10.2 =										=
CaCO ₃ (%)													=
Kornrumvægt d_s													=
Sandækvivalent SE													=
Note													=



KORNKURVE

Forsøg : KAI Dato : 000307
 Kontrol : JGU Dato : 09/01/00
 Godkendt : *[Signature]* Dato : 01/04/00

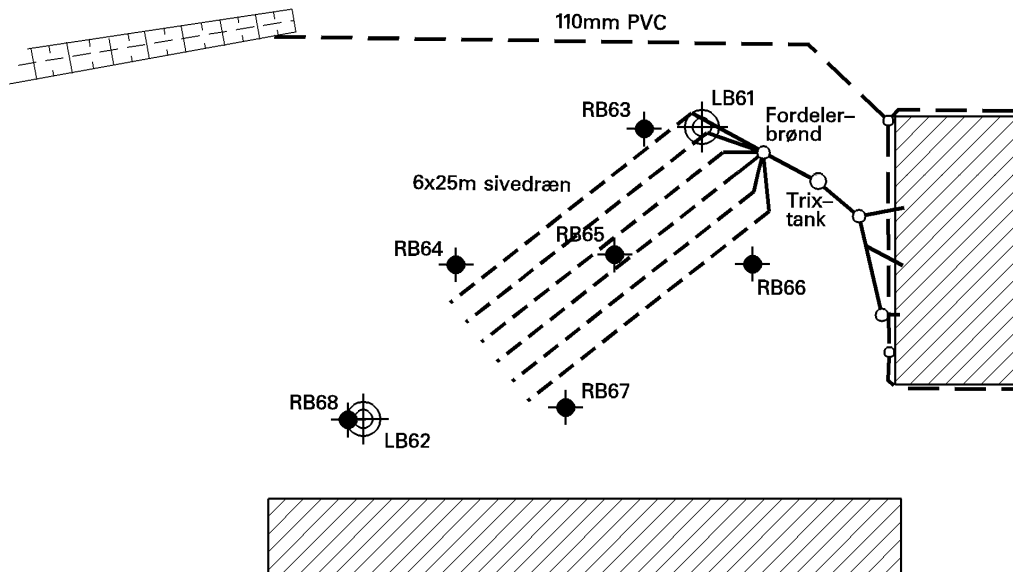
Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsvivning



BEMÆRKNING:
2 PERSONER + PERSONALETOILET (0,5)
FOR PLANTESKOLE



MÅL 1:500



COWI

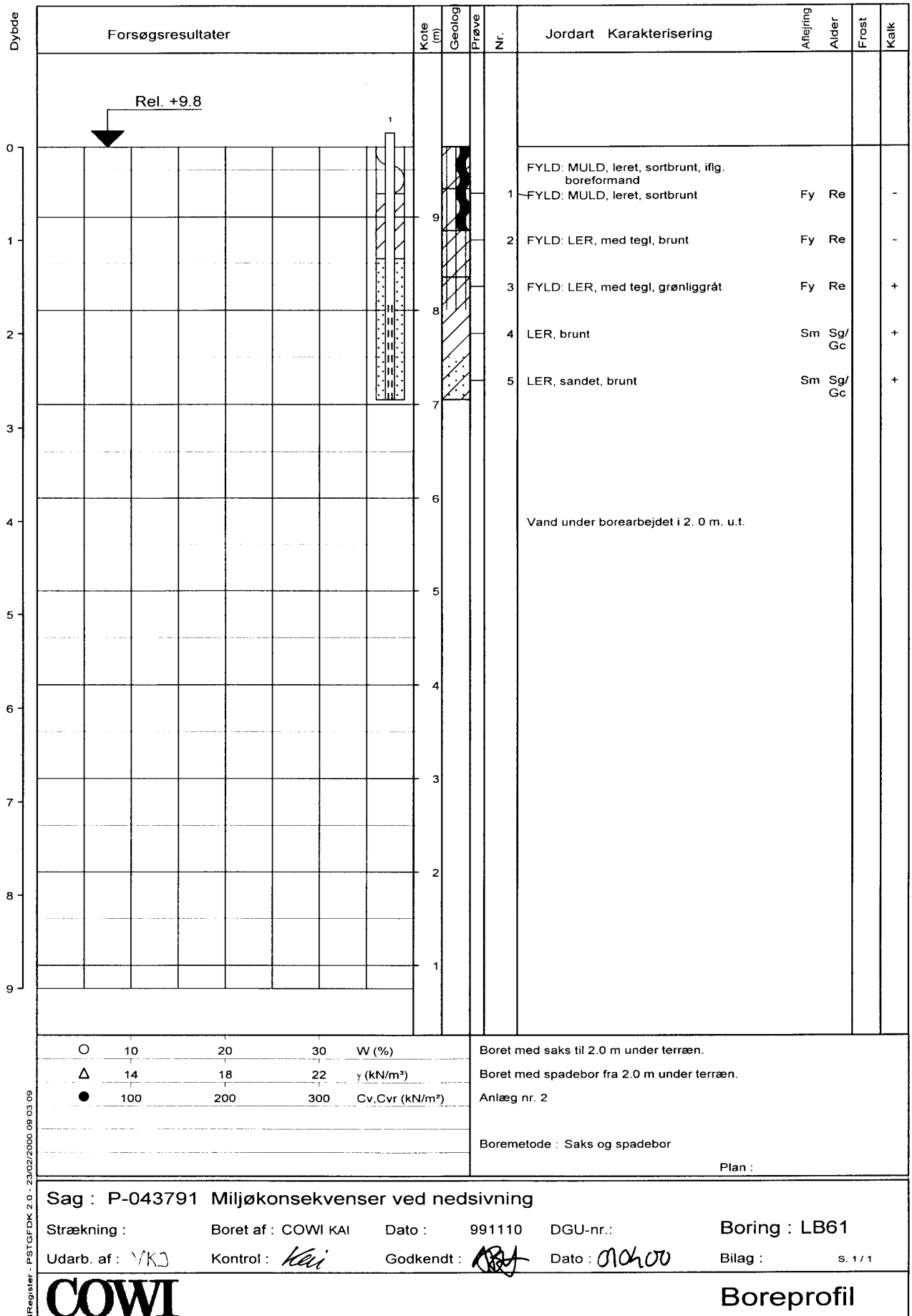
Rådgivende Ingeniører AS

Parallevej 15
2800 Lyngby
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

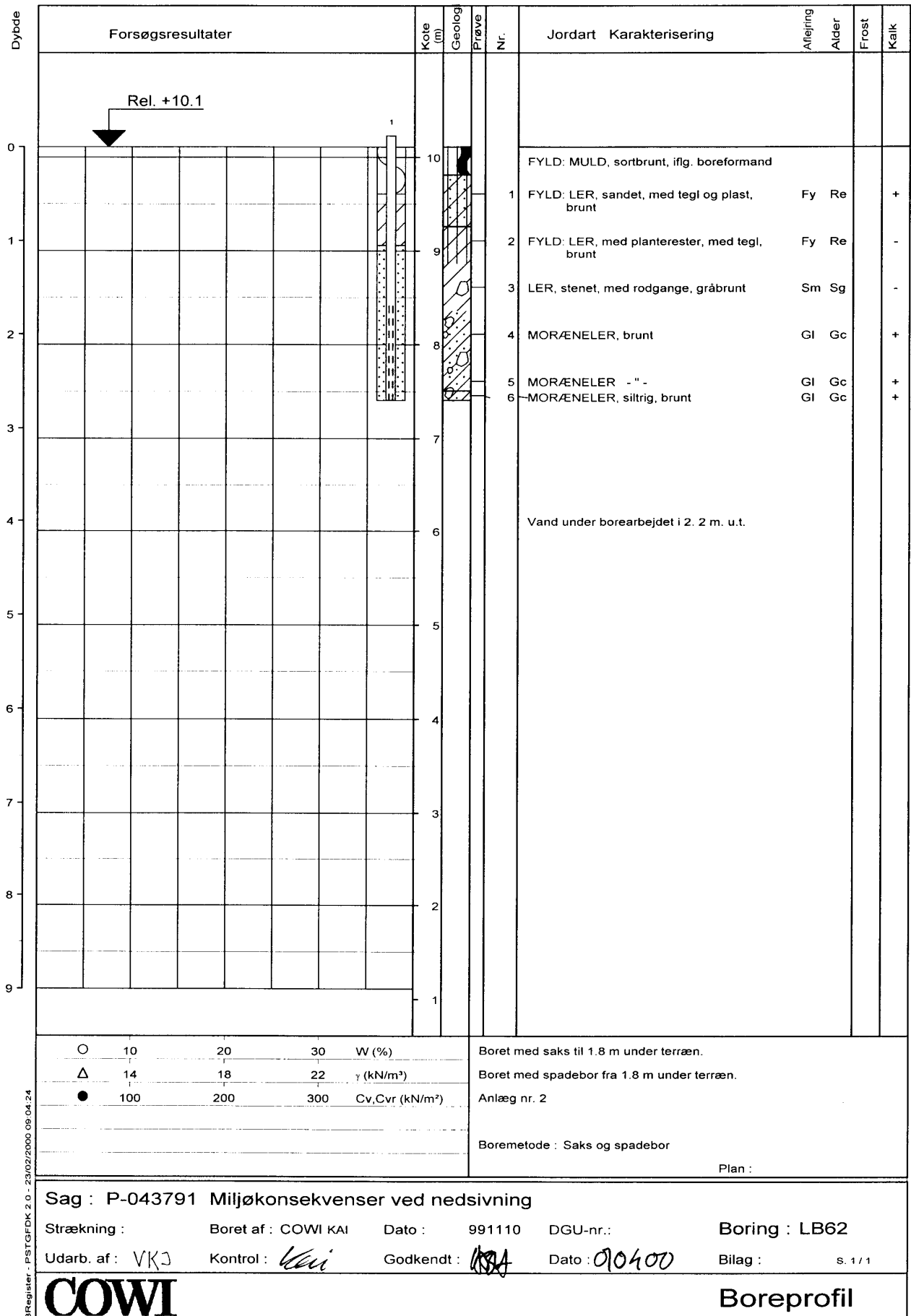
MILJØKONSEKVENSER V. NEDSIVNING

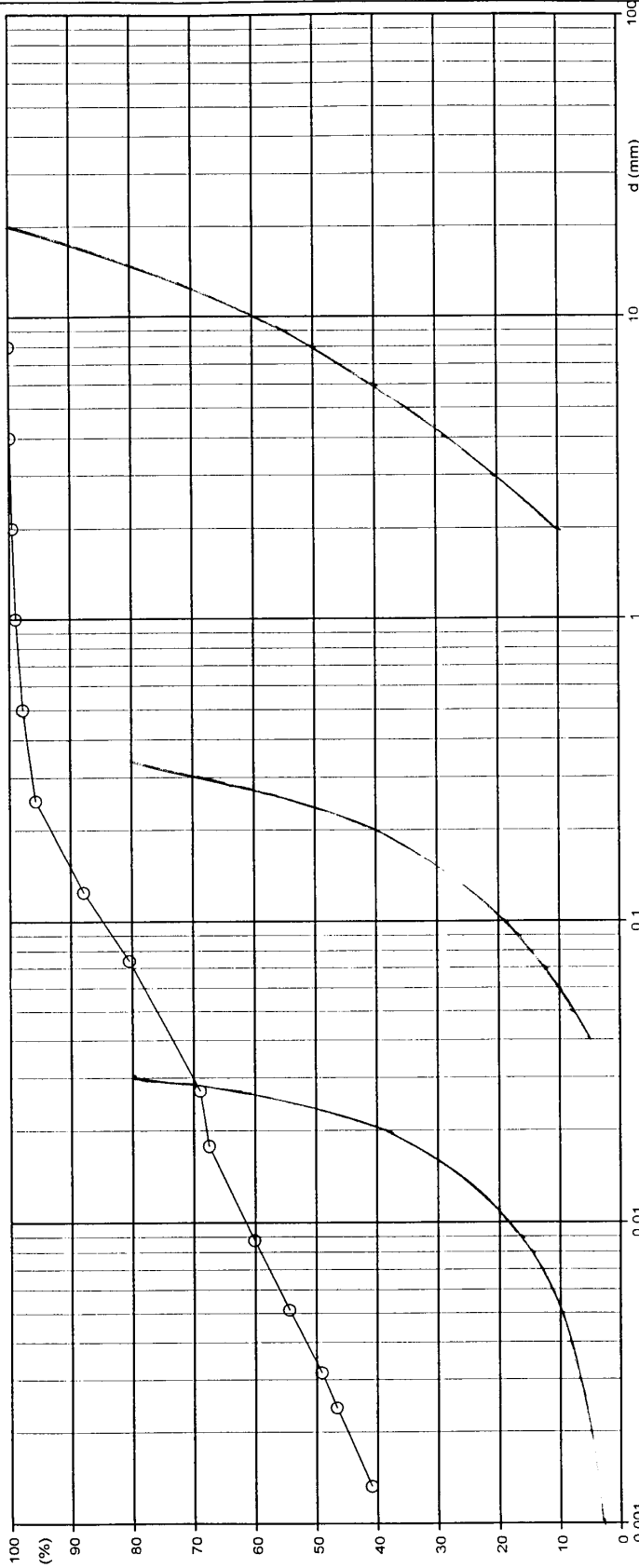
ANLÆG NR. 2

SITUATIONSPLAN



BRegister - PSTGFDK 2.0 - 23/02/2000 09.03.09





	LER			SILT			SAND			GRUS			STEN	
	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	STEN	
Boring/Prøve Nr. :			LB61 / 2											
Kurvsignatur			○											
Geologi			FYLD: LER											
Middeldkornstørrelse d_{50} (mm)			0.0034											
Uensformighedstal $d_{60}(mm) / d_{10}(mm)$			0.0087 /											
Plasticitetsindex $W_L - W_P = I_p$ (%)			=											
Aktivitet I_a (%) / ler (%) = I_a			/ 44.9											
CaCO ₃ (%)														
Kornrumvægt d_s														
Sandækvivalent SE														
Note														

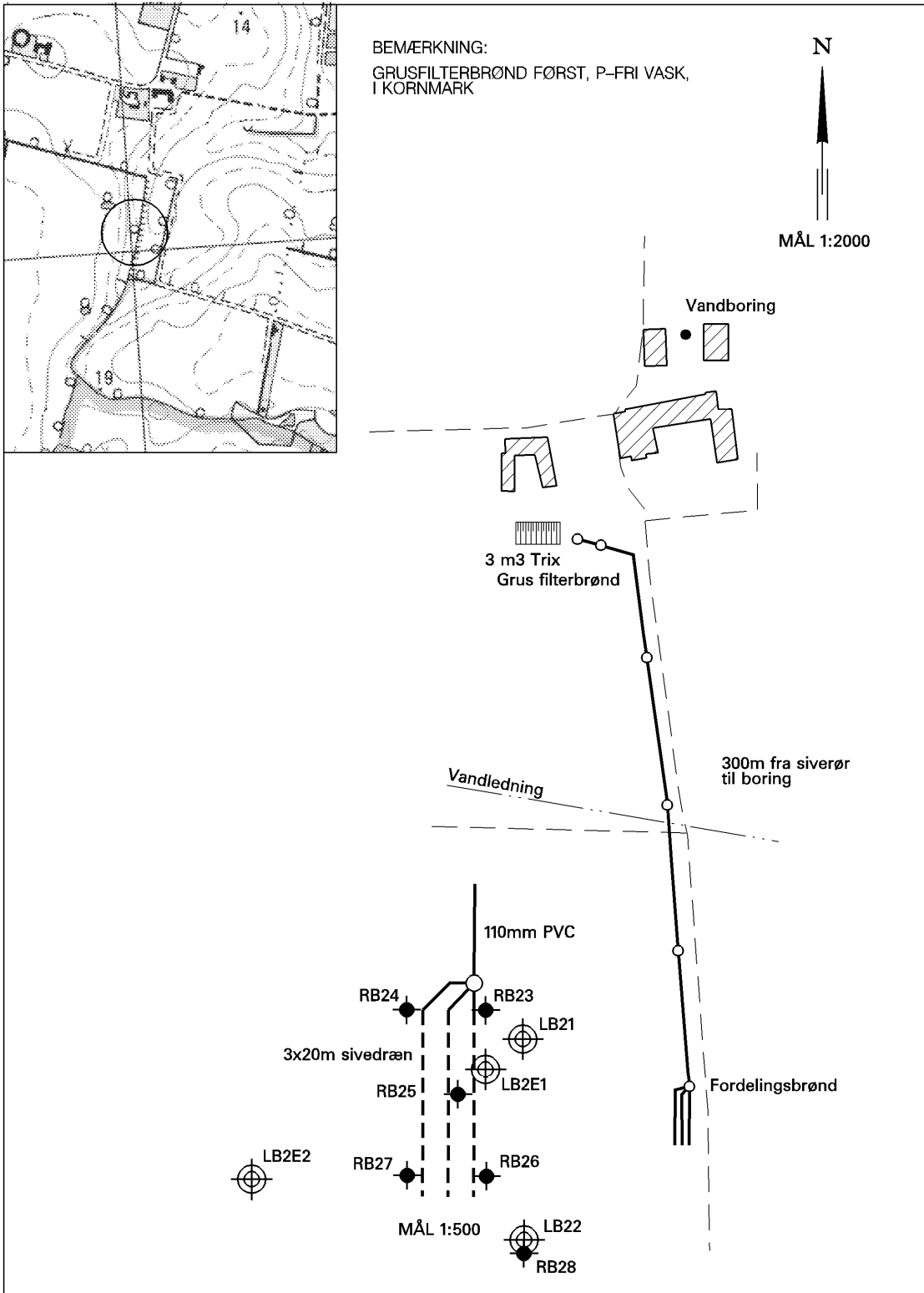
COWI

KORNKURVE

Forsøg : KAI Dato : 000307
 Kontrol : JØY Dato : 010100
 Godkendt : ABA Dato : 010400

Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Bilag nr. : G 06 S. 1 / 1



COWI

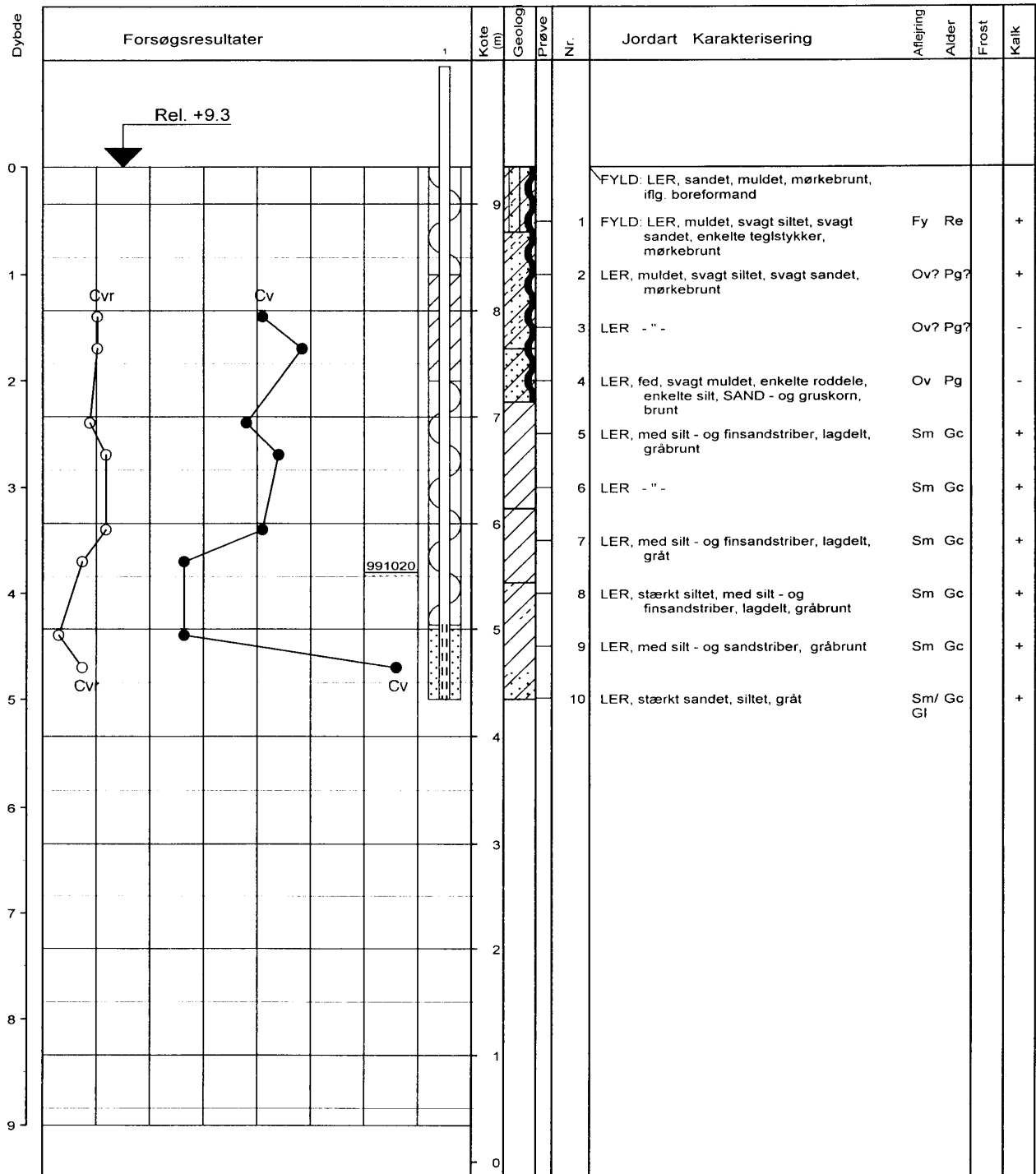
Rådgivende Ingeniører AS

Parallelvej 15
2800 Lyngby
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

MILJØKONSEKVENSER V. NEDSIVNING

ANLÆG NR. 3

SITUATIONSPLAN



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

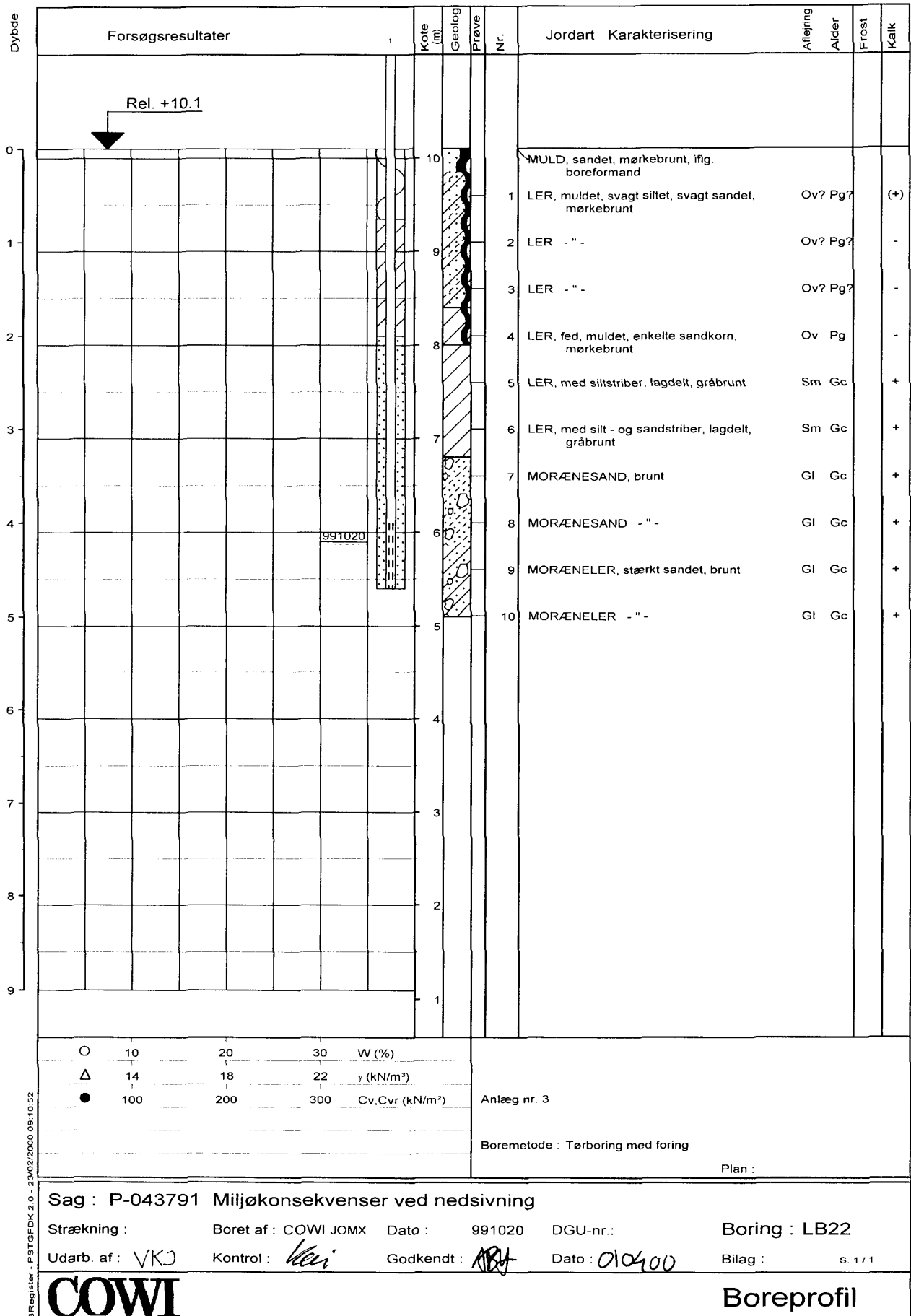
Anlæg nr. 3
 Boremetode : Tørboring med foring
 Plan :

BR-register - PST/GFDK 2.0 - 23/02/2000 09.08.49

Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI JOMX Dato : 991020 DGU-nr. : Boring : LB21
 Udarb. af : VKJ Kontrol : *Kai* Godkendt : *KBJ* Dato : 010400 Bilag : s. 1 / 1

COWI **Boreprofil**



Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning :

Boret af : COWI JOMX

Dato : 991020

DGU-nr.:

Boring : LB22

Udarb. af : VKJ

Kontrol : *Keri*

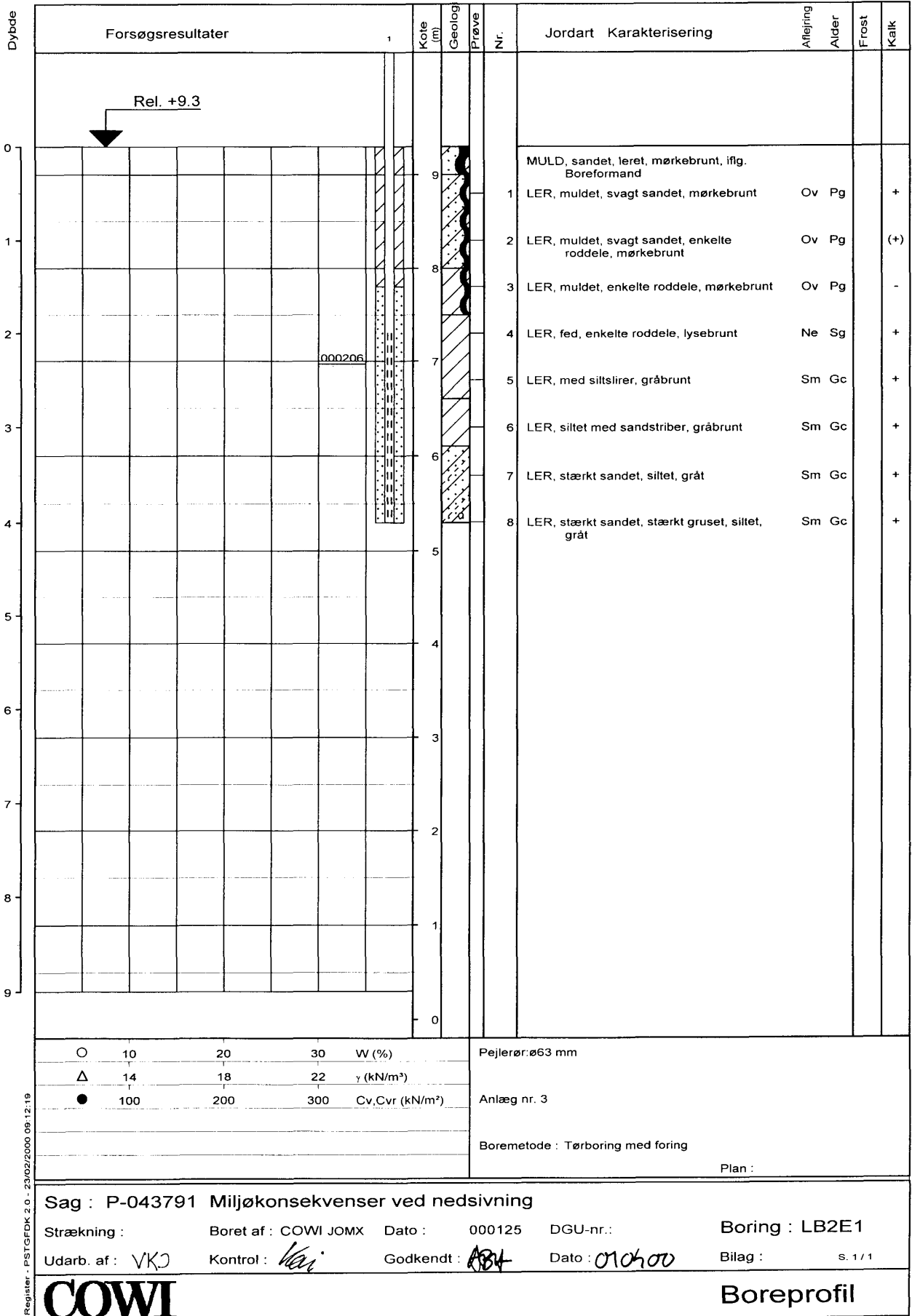
Godkendt : *ABH*

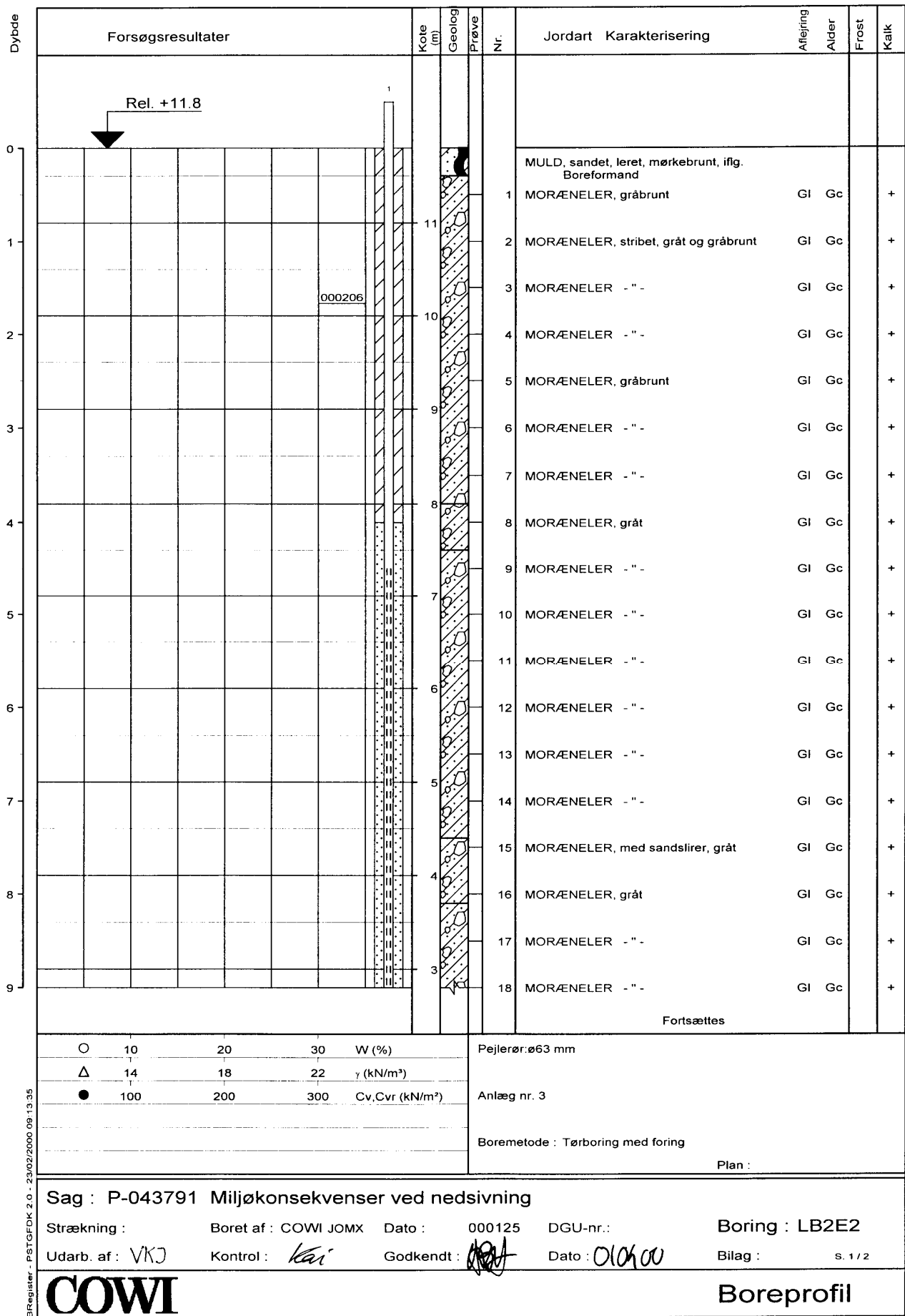
Dato : 010400

Bilag : s. 1 / 1

COWI

Boreprofil



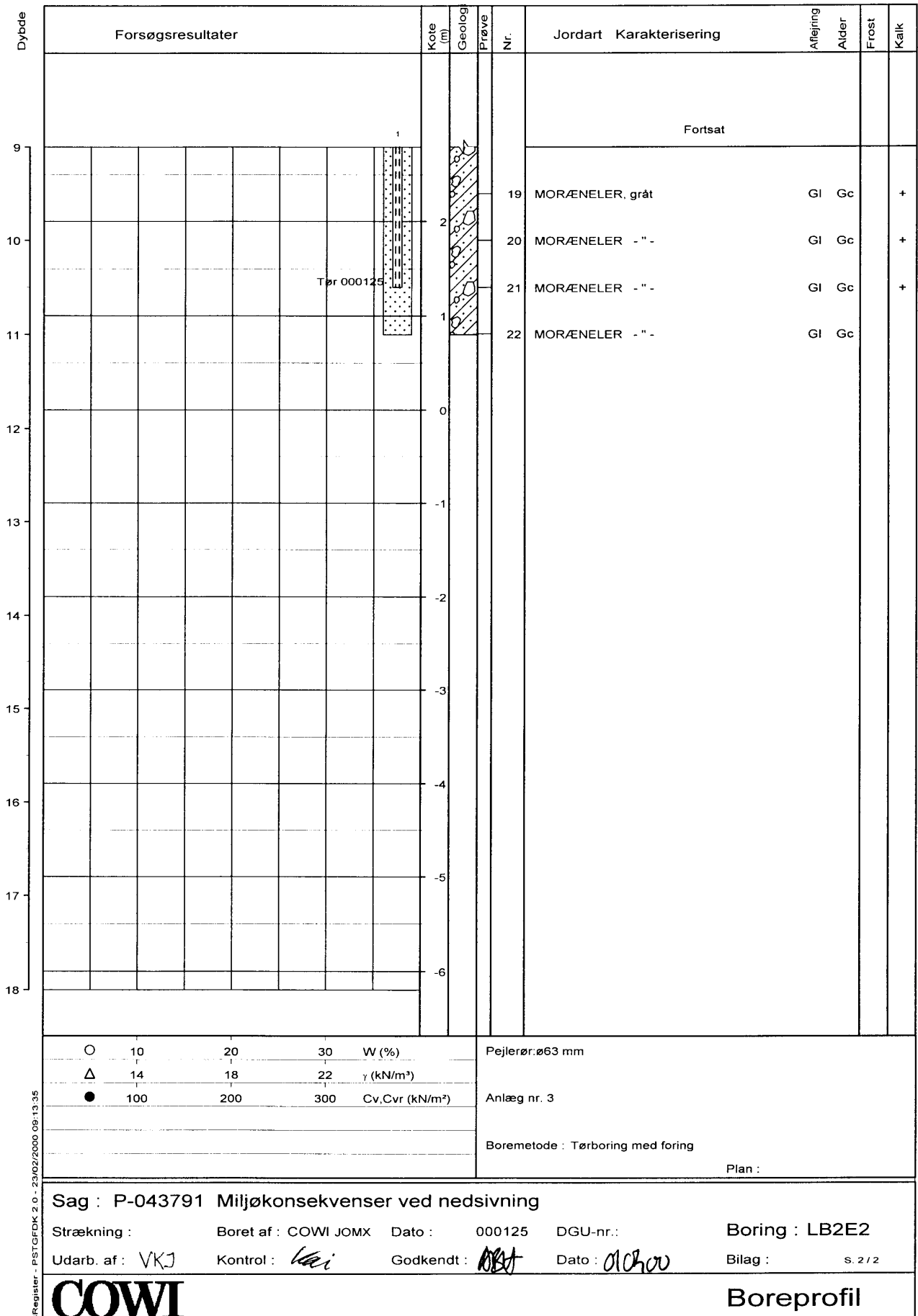


Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI JOMX Dato : 000125 DGU-nr.: Boring : LB2E2
 Udarb. af : VKJ Kontrol : Kai Godkendt : [Signature] Dato : 01/06/00 Bilag : s. 1 / 2



Boreprofil



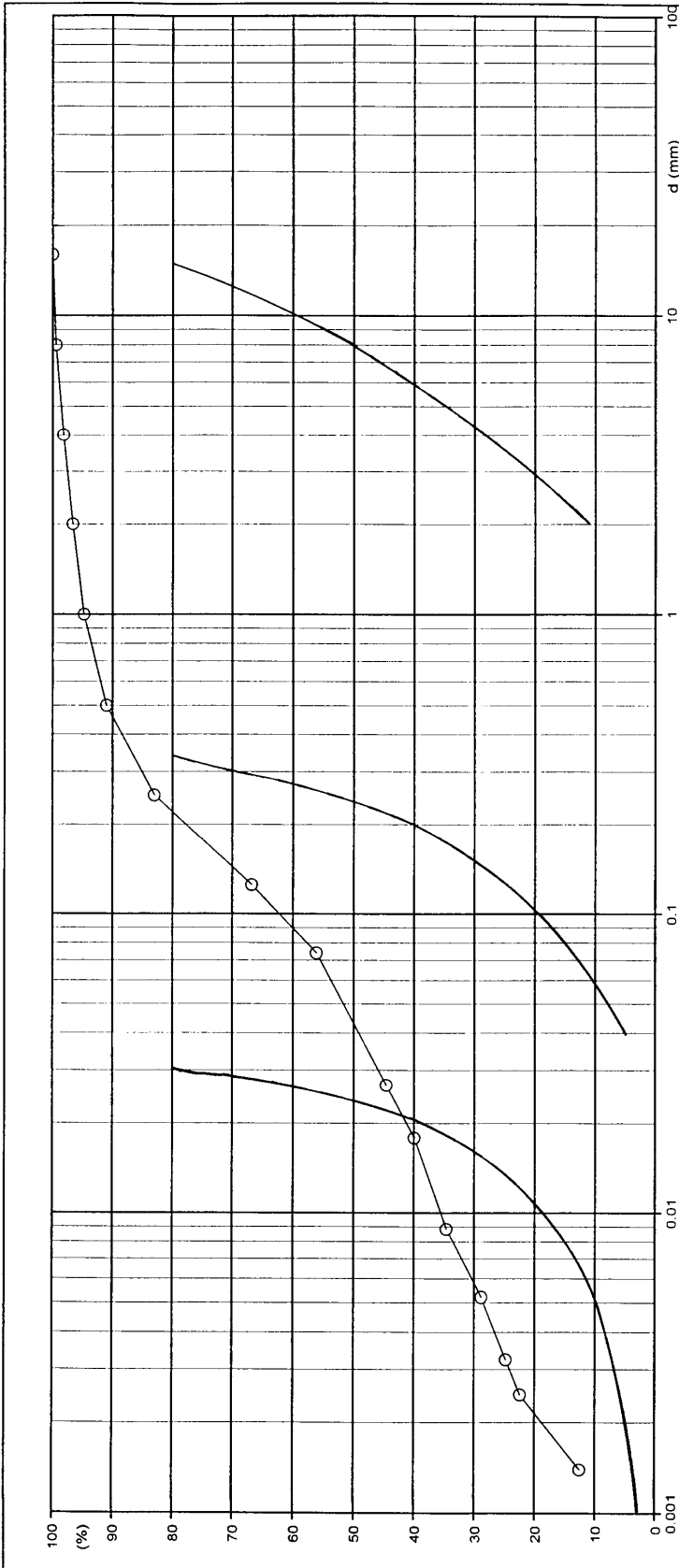
BRegister - PSTGFDK 2.0 - 23/02/2000 09:13:35



Forsøg : KAI Dato : 000307
 Kontrol : *224* Dato : 090300
 Godkendt : *ABH* Dato : 010400

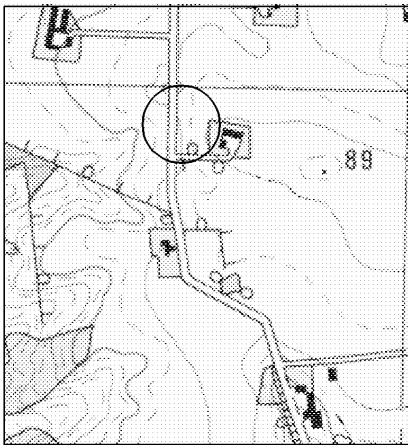
Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Bilag nr. : G 02 S. 1 / 1



	SILT			SAND			GRUS			STEN	
	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV		
Boring/Prøve Nr. :			LB2E1 / 2								
Kurvesignatur			○								/
Geologi			LER								/
Middelkornstørrelse d_{50} (mm)			0.043								/
Uensformighedstal $d_{60}(mm) / d_{10}(mm)$			0.0895 /								/
Plasticitetsindeks $W_L - W_P = I_p$ (%)			-								-
Aktivitet I_a (%) / ler (%) = I_a			/ 18.8								/
CaCO ₃ (%)											
Kornrumvægt d_s											
Sandækvivalent SE											
Note											

KORNKURVE

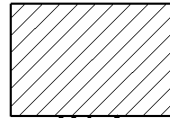


BEMÆRKNING:
FRISØR MED 2 PLADSER, 1 GRÆSMARK



MÅL 1:500

○ Brønd



Inspektionsbrønd

○ Bundfældning
○ Pumpebrønd

40mm PEM

LB42

2x24m sivestreng

LB41

LB4E

○ Udluftn.

○ Udl.

COWI

Rådgivende Ingeniører AS

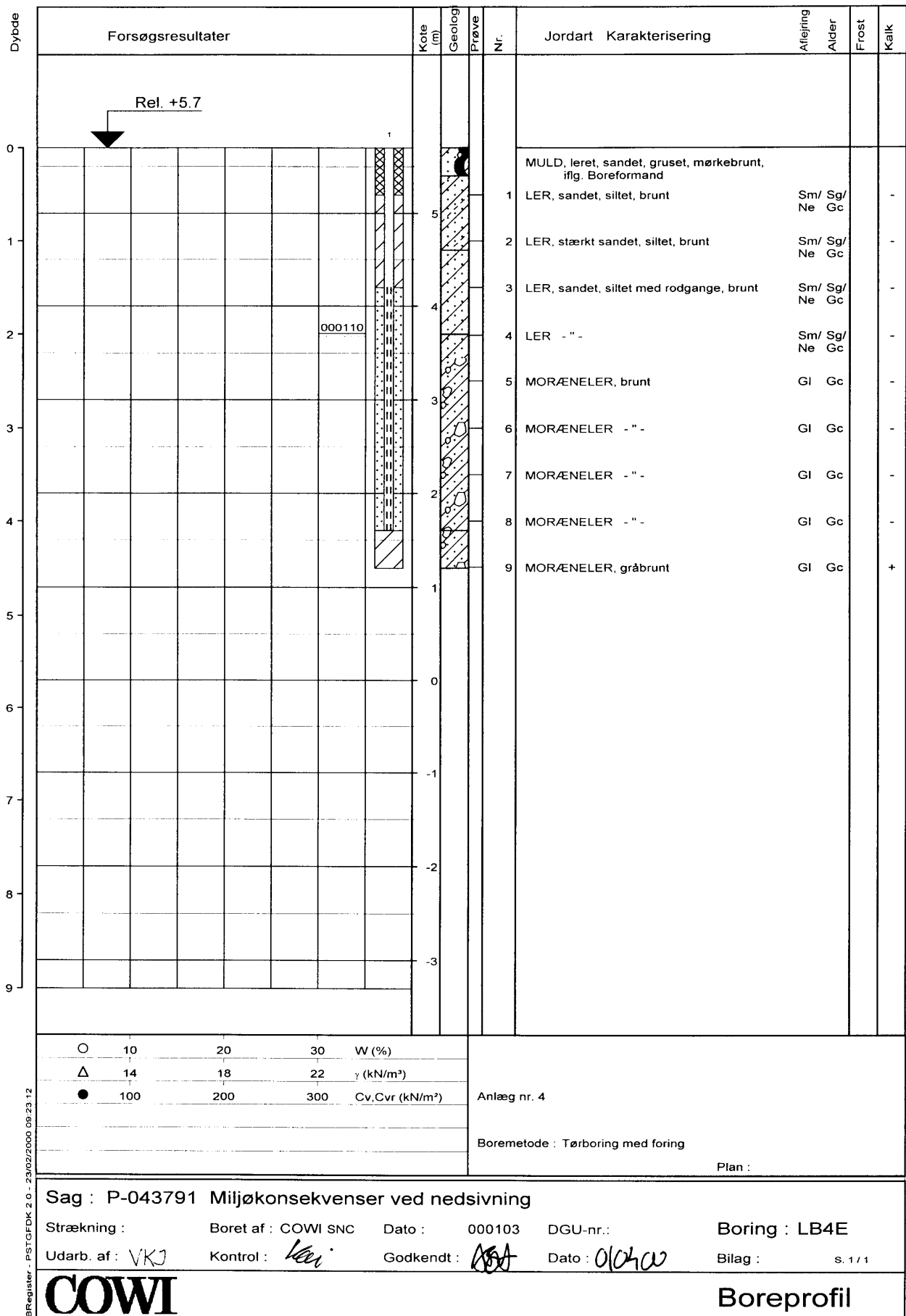
Parallevej 15
2800 Lyngby

Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

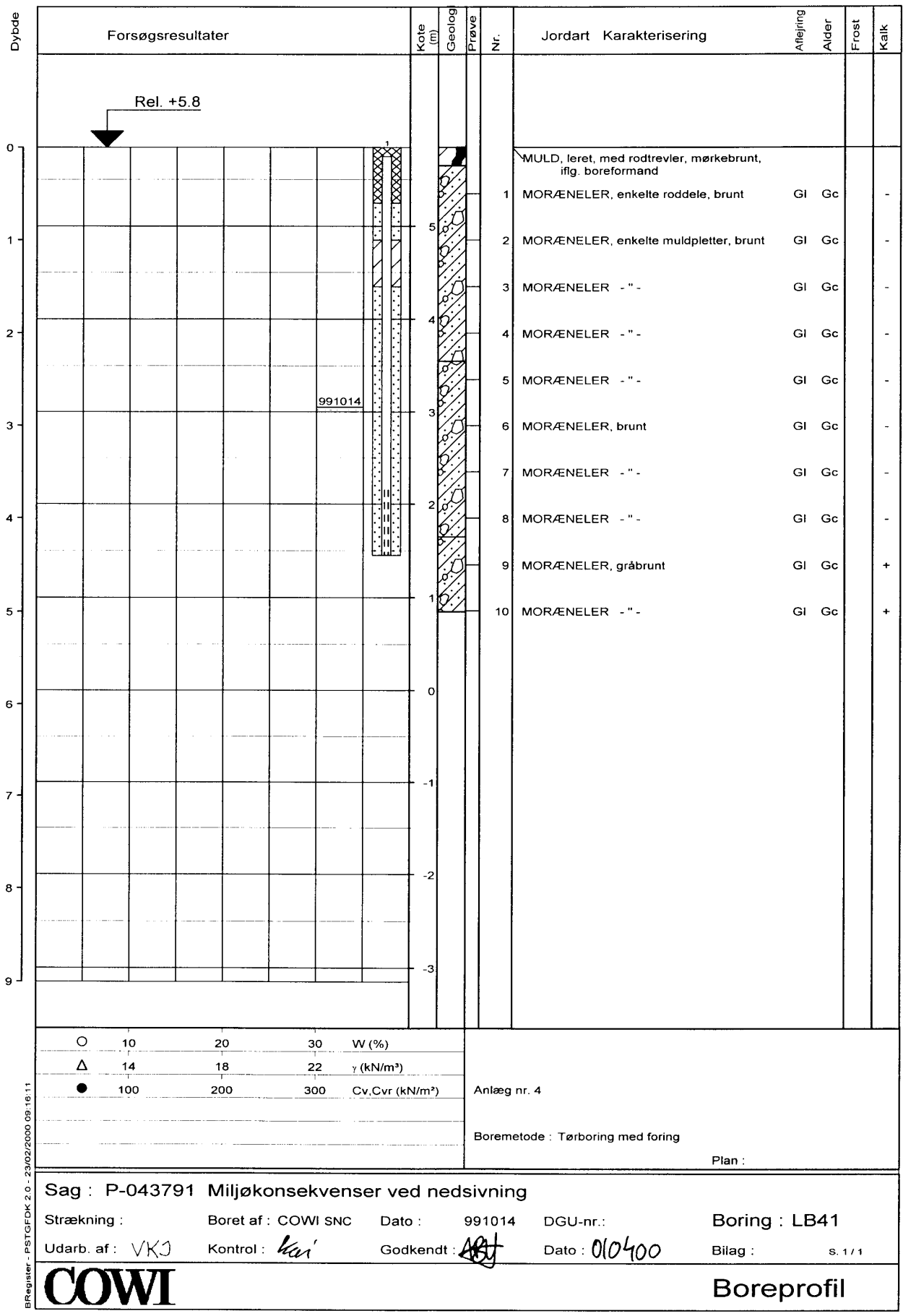
MILJØKONSEKVENSER V. NEDSIVNING

ANLÆG NR. 4

SITUATIONSPLAN



BRegister - PSTGFDK 2.0 - 23/02/2000 09.23.12



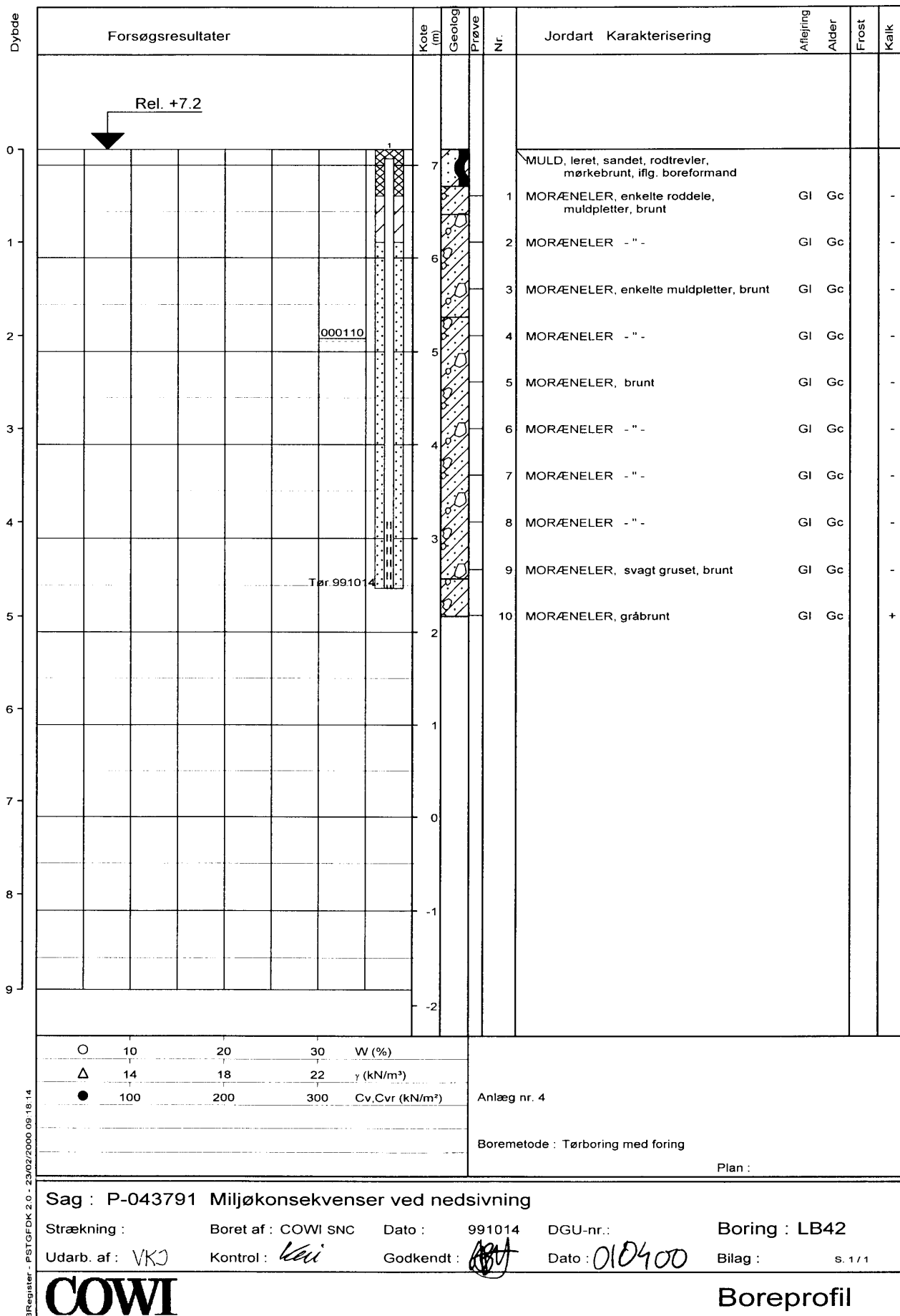
Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI SNC Dato : 991014 DGU-nr.: Boring : LB41

Udarb. af : VKJ Kontrol : Kai Godkendt : [Signature] Dato : 010400 Bilag : s. 1 / 1



Boreprofil

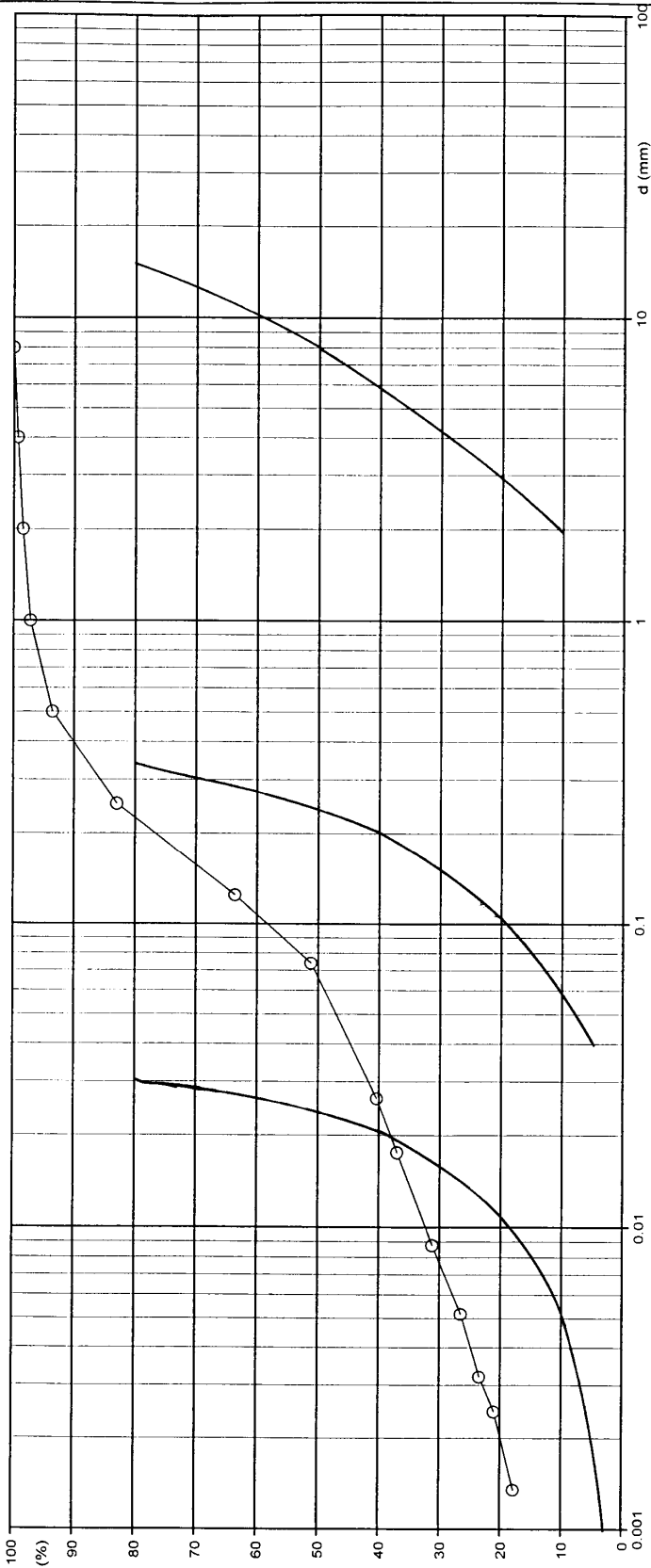




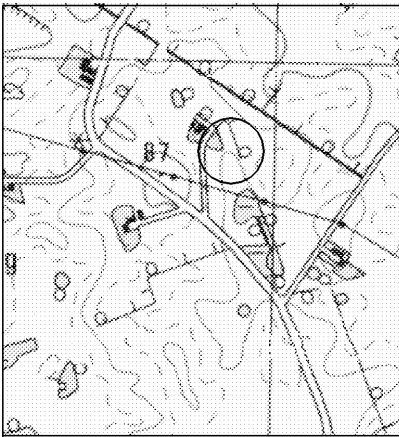
Forsøg : KAI Dato : 000307
 Kontrol : JAJ Dato : 090500
 Godkendt : ASJ Dato : 010600

Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

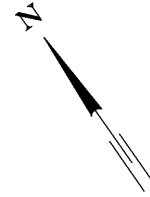
KORNKURVE



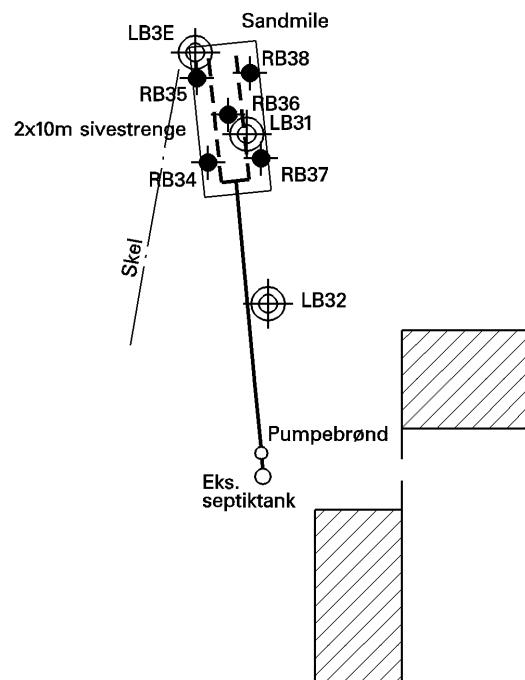
	SILT			SAND			GRUS			STEN	
	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV	FIN	MELLEME	GROV		
Boring/Prøve Nr. :			LB4E / 1							/	/
Kunvesignatur			○								
Geologi			LER								
Middealkornstørrelse d_{50} (mm)			0.066								
Uensformighedsstal $d_{60}(mm) / d_{10}(mm)$			0.107 /							/	/
Plasticiteitsindex $W_L - W_P = I_P$ (%)			*							*	*
Aktivitet I_P (%) / ler (%) = I_A			/ 19.9							/	/
CaCO ₃ (%)											
Kornrumvægt d_s											
Sandækvivalent SE											
Note											



BEMÆRKNING:
FORHØJET ANLÆG, VED HESTEFOLD



MÅL 1:500

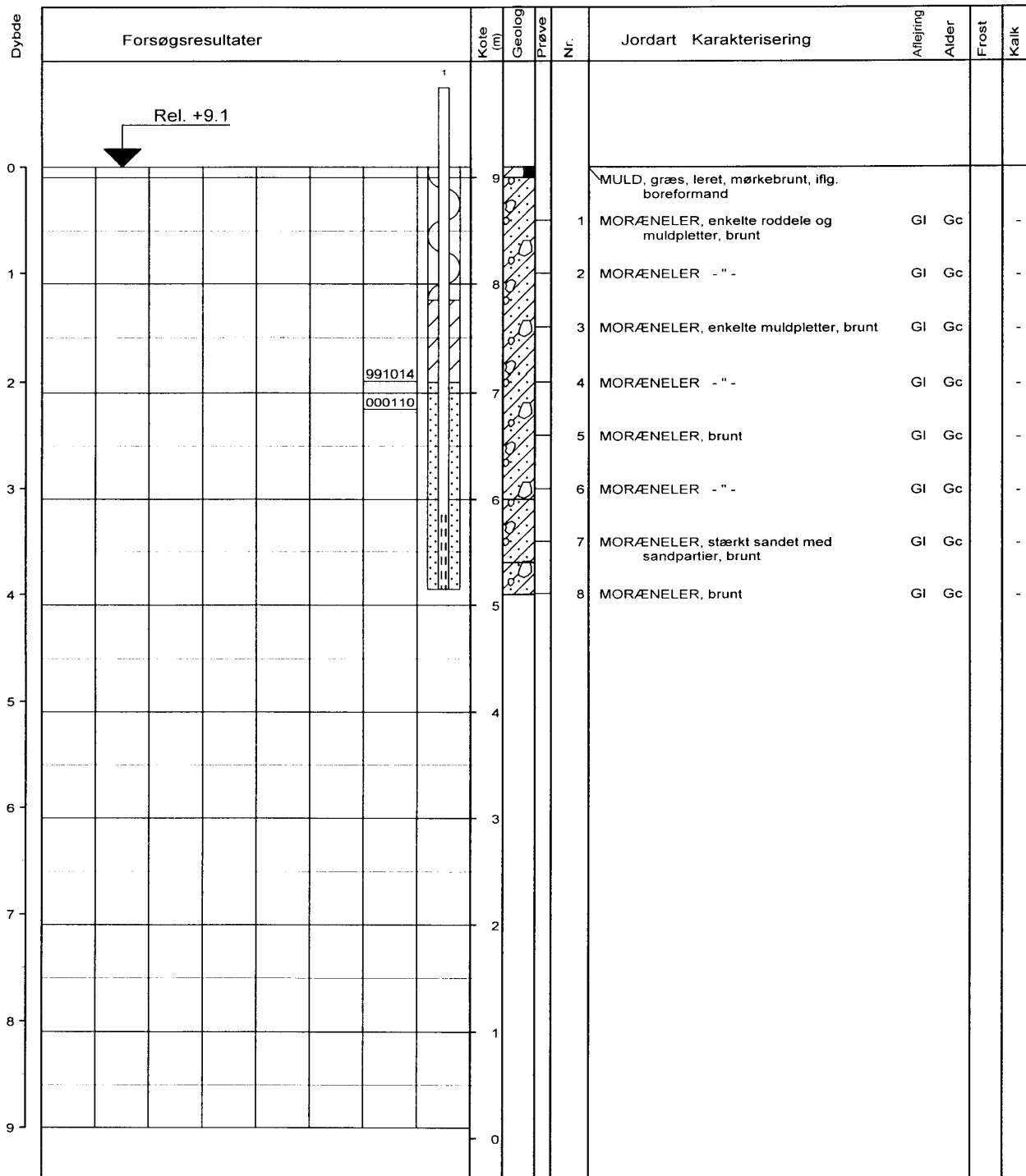


COWI

Rådgivende Ingeniører AS

Parallelvej 15
2800 Lyngby
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

MILJØKONSEKVENSER V. NEDSIVNING
ANLÆG NR. 5
SITUATIONSPLAN



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

Anlæg nr. 5

Boremethode : Tørboring med foring

Plan :

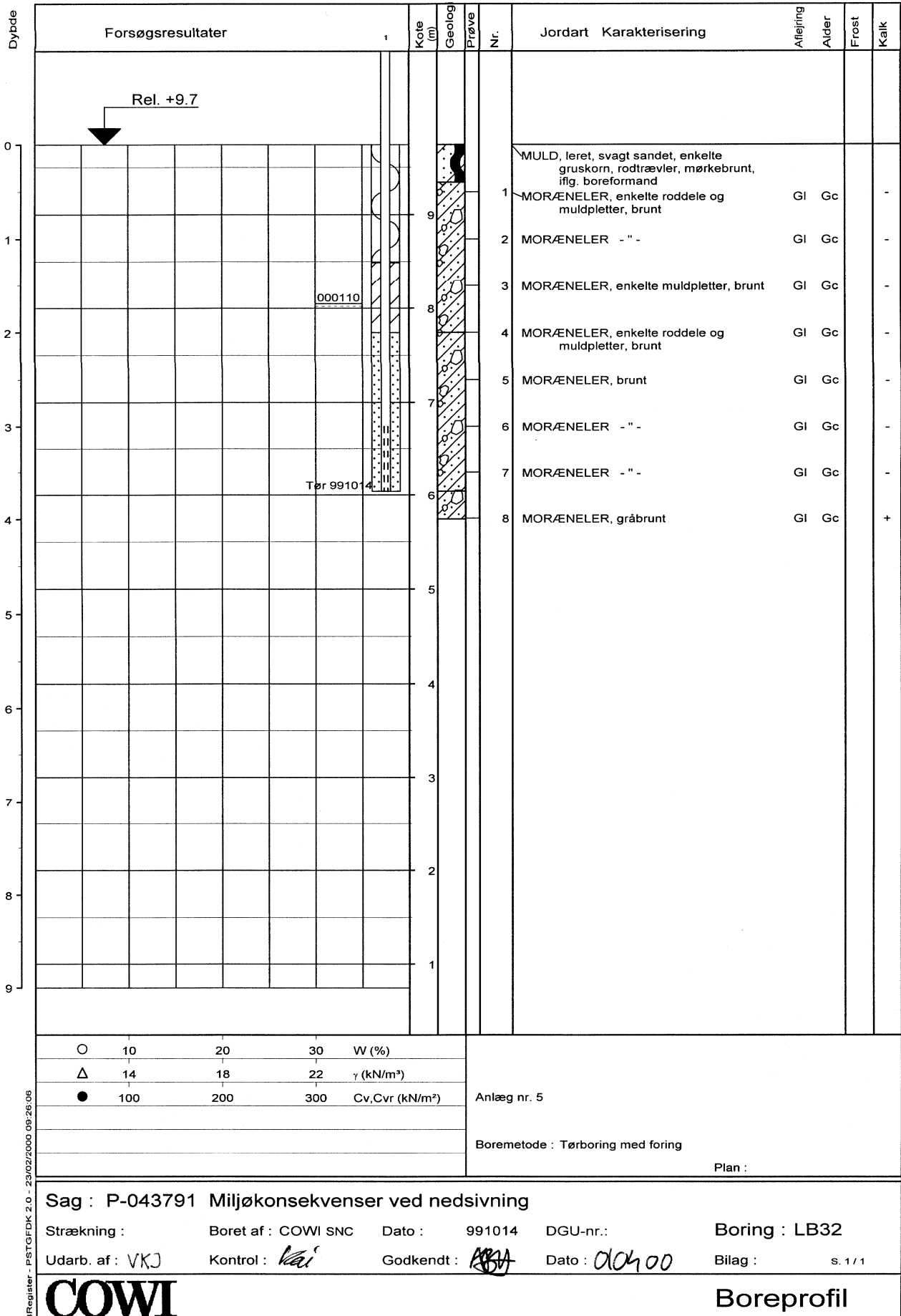
BRegister - PSTGFDK 2.0 - 23/02/2000 09.24.53

Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI SNC Dato : 991014 DGU-nr.: Boring : LB31
 Udarb. af : VKJ Kontrol : *Kai* Godkendt : *[Signature]* Dato : *01/06/00* Bilag : s. 1 / 1



Boreprofil

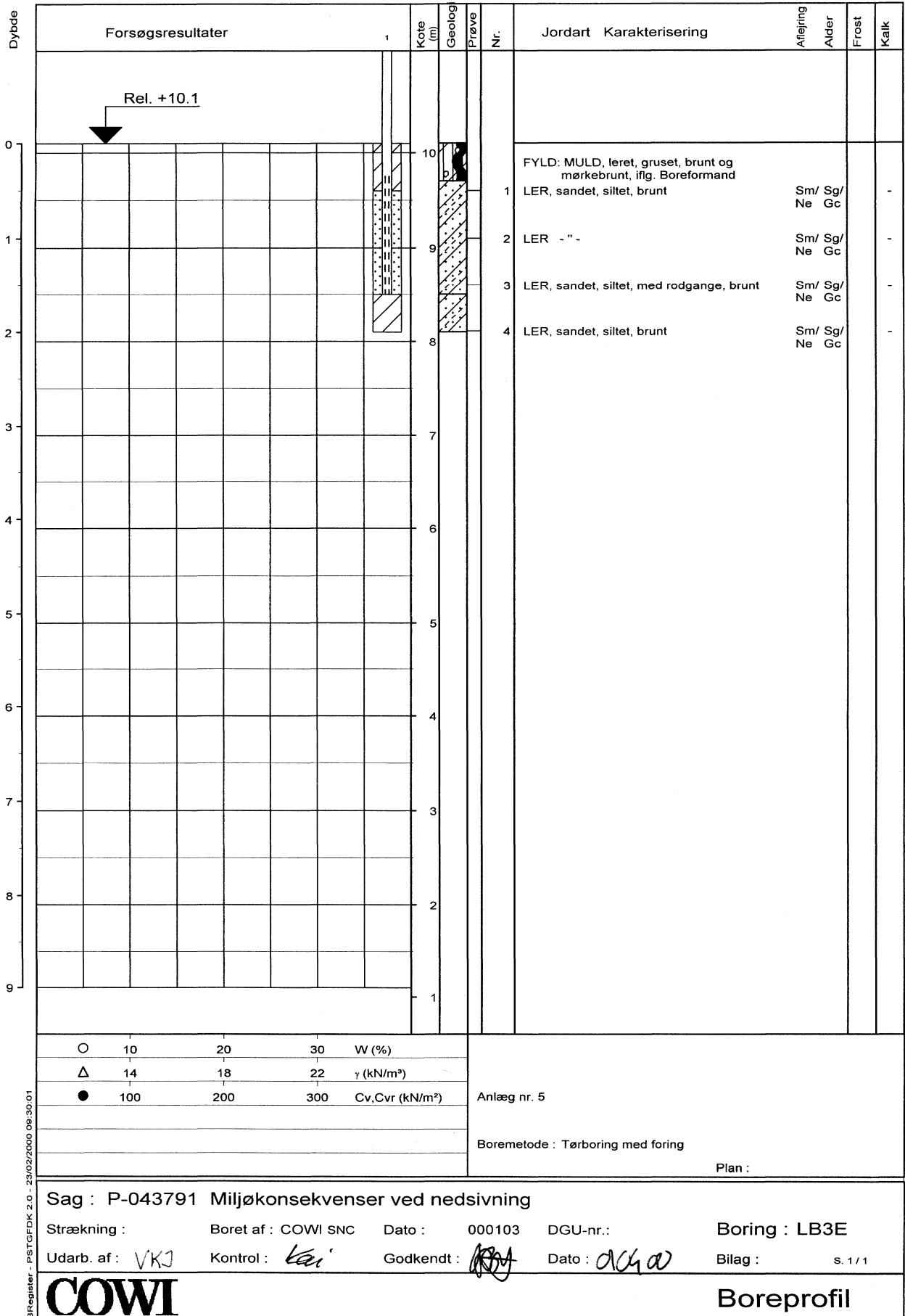


B:Registret - PSTGFDK 2.0 - 23/02/2000 09:26:06

Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning
 Strækning : Boret af : COWI SNC Dato : 991014 DGU-nr.: Boring : LB32
 Udarb. af : VKJ Kontrol : Kai Godkendt : *[Signature]* Dato : 010400 Bilag : s. 1 / 1



Boreprofil



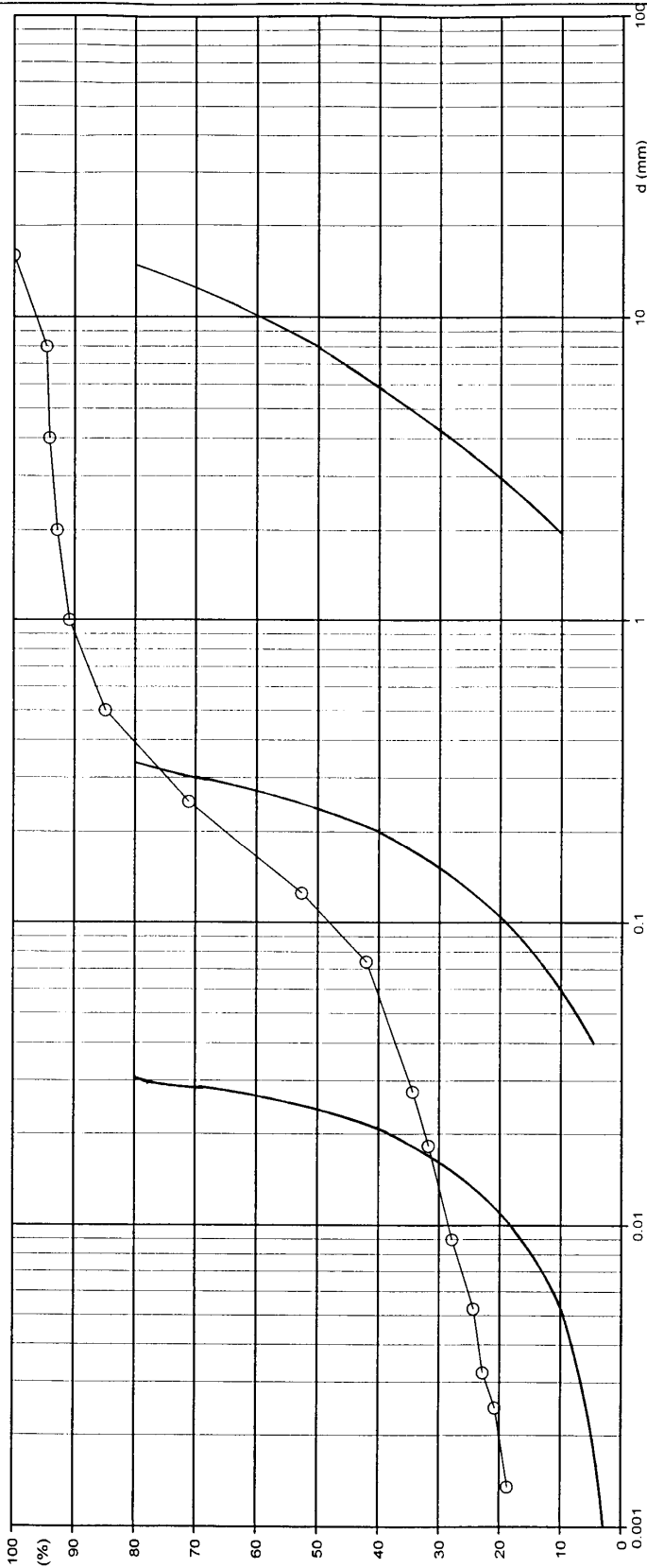
BR-register - PST/GFDK 2.0 - 23/02/2000 09:30:01



Forsøg : KAI Dato : 000307
 Kontrol : JQH Dato : 090500
 Godkendt : ABH Dato : 070400

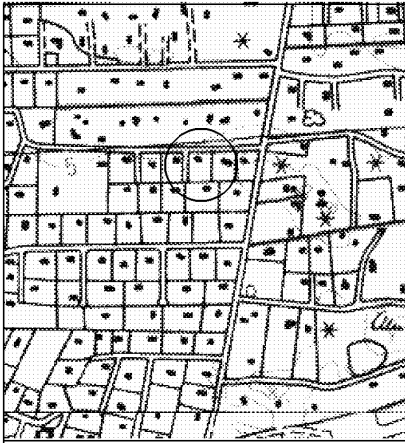
Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Bilag nr. : G 03 S. 1 / 1

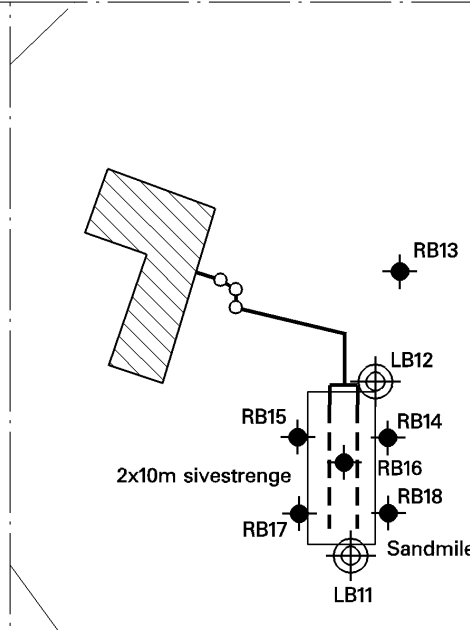
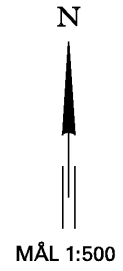


	LER			SILT			SAND			GRUS			STEN		
	FIN	MELLEM	GROV	FIN	MELLEM	GROV	FIN	MELLEM	GROV	FIN	MELLEM	GROV	FIN	MELLEM	GROV
Boring/Prøve Nr. :															
Kurvsignatur															
Geologi															
Middelkornstørrelse d_{50} (mm)															
Uensformighedsstal d_{90}/d_{10} (mm)															
Plasticitetsindex $W_L - W_P = I_p$ (%)															
Aktivitet I_p (%) / ler (%) = I_A															
CaCO ₃ (%)															
Kornrumvægt d_s															
Sandækvivalent SE															
Note															

KORNKURVE



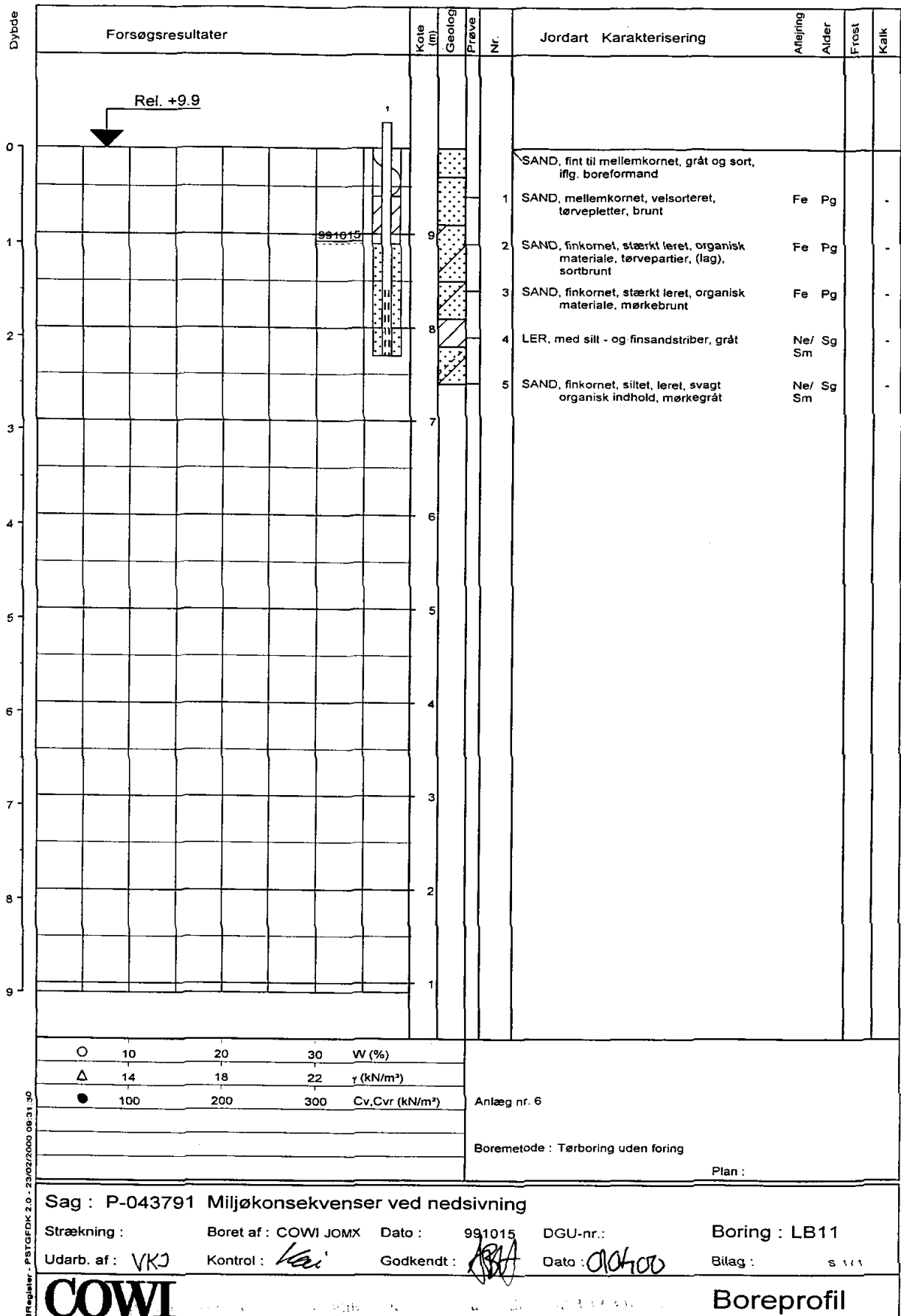
BEMÆRKNING:
FORHØJET ANLÆG, IKKE OPVASKEMASKINE



COWI
Rådgivende Ingeniører AS

Parallevej 15
2800 Lyngby
Telefon 45 97 22 11
Telefax 45 97 22 12

MILJØKONSEKVENSER V. NEDSIVNING
ANLÆG NR. 6
SITUATIONSPLAN

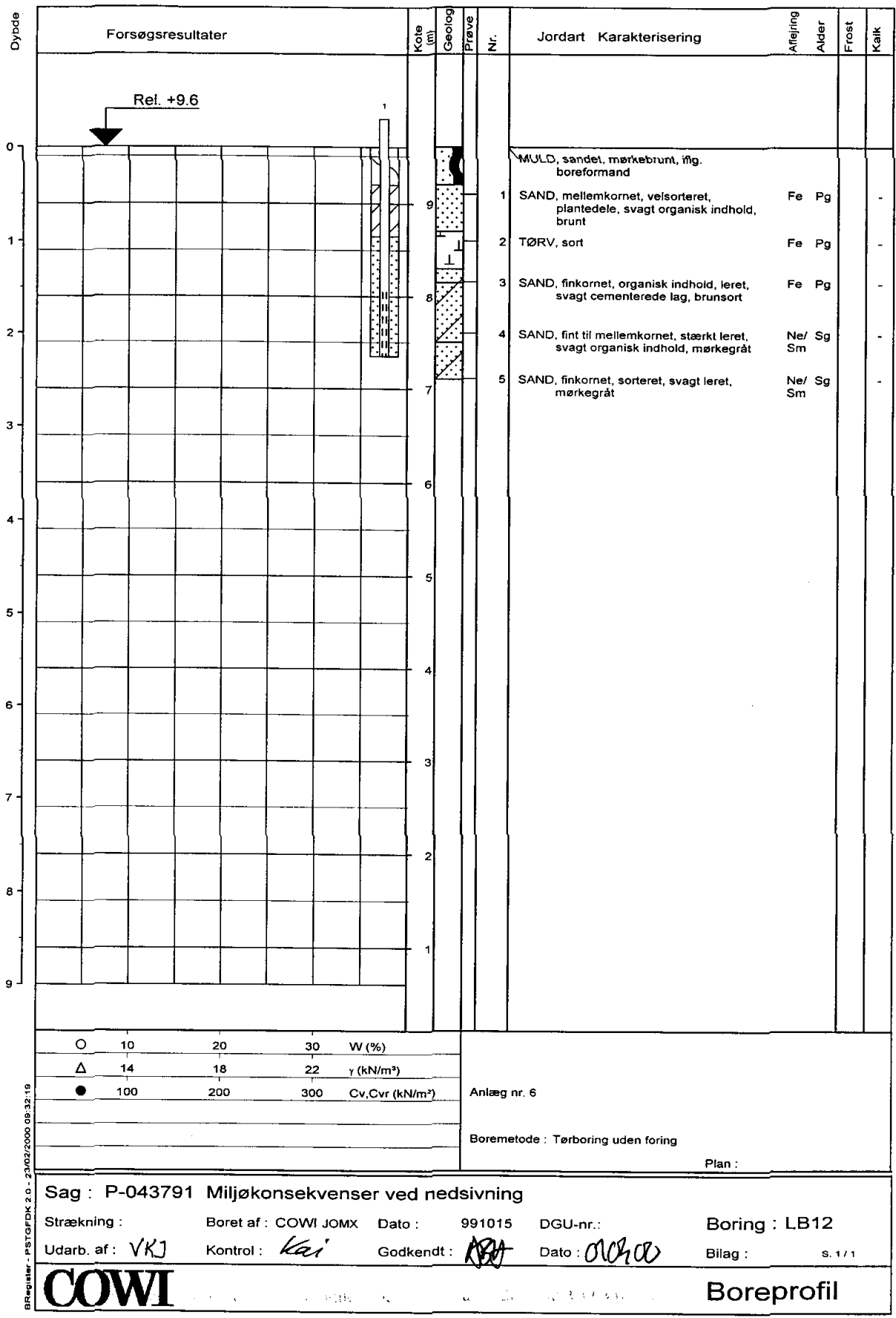


Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI JOMX Dato : 991015 DGU-nr. : Boring : LB11

Udarb. af : VKJ Kontrol : Kai Godkendt : [Signature] Dato : 010400 Bilag : s 111

COWI Boreprofil



○	10	20	30	W (%)
△	14	18	22	γ (kN/m³)
●	100	200	300	Cv, Cvr (kN/m²)

Anlæg nr. 6
 Boremetode : Tørboring uden foring

Plan :

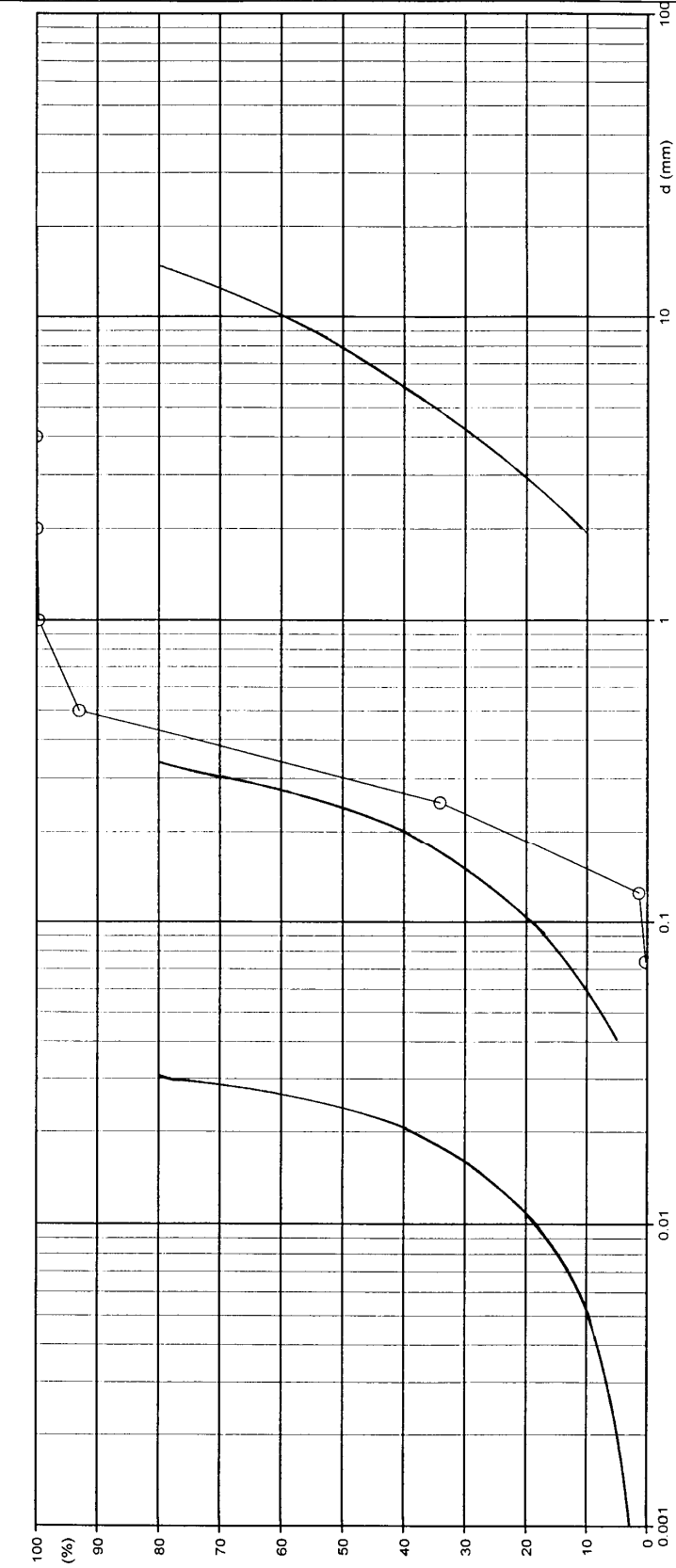
Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Strækning : Boret af : COWI JOMX Dato : 991015 DGU-nr.: Boring : LB12
 Udarb. af : VKJ Kontrol : Kai Godkendt : [Signature] Dato : 01/01/00 Bilag : s. 1 / 1



Boreprofil

BR Reguler - GSD 2.0 - 09/03/2000 08.49.58



LER	SILT			SAND			GRUS			STEN
	FIN	MELLEML	GROV	FIN	MELLEML	GROV	FIN	MELLEML	GROV	
Boring/Prøve Nr. :			LB11 / 1			/			/	/
Kurvesignatur			○			/			/	/
Geologi			SAND							
Middelkornstørrelse d_{50} (mm)			0.301							
Uensformighedstal $d_{60}(mm) / d_{10}(mm)$			0.339 / 0.15 = 2.26			/			/	/
Plasticiteitsindex $W_L - W_P = I_p$ (%)			-			-			-	-
Aktivitet I_A (%) / ler (%) = I_A			/			/			/	/
CaCO ₃ (%)			=			=			=	=
Kornrumvægt d_s										
Sandækvivalent SE										
Note										

COWI

KORNKURVE

Forsøg : KAI Dato : 000307
 Kontrol : 2011 Dato : 090300
 Godkendt : ABH Dato : 010400

Sag : P-043791 Miljøkonsekvenser ved nedsivning

Bilag nr. : G 01 S. 1 / 1

Analysemetoder og detektionsgrænser

Vandprøverne blev modtaget i laboratoriets udglødede glasflasker til organiske parametre, i plastdunke til almindelige spildevandsparametre og i syreskyllede plastflasker til tungmetaller.

Prøverne blev opbevaret i konserveret tilstand ved 4°C indtil analyse. Delprøver til alkybenzener er ekstraheret på modtagelsesdagen.

ANALYSEMETODER

Analyserne er udført i henhold til Dansk Akkreditering-registreringsnr. 168:

MK-1232

Bly og cadmium i vand

Princip: Prøven destrueres med halvkonsentreret salpetersyre efter DS 259, og de opløste metaller måles ved atomabsorption med grafitovnsteknik efter DS 2211.

Analysesikkerhed: RSD 15%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-1233

Chrom, kobber og nikkel i vand

Princip: Prøven destrueres med halvkonsentreret salpetersyre efter DS 259, og de opløste metaller måles ved atomabsorption med grafitovnsteknik efter DS 2211.

Analysesikkerhed: RSD 15%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-1240

Zink i vand

Princip: Prøven destrueres med halvkonsentreret salpetersyre efter DS 259, og de opløste metaller måles ved atomabsorption med grafitovnsteknik efter DS 2210.

Analysesikkerhed: RSD 20%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-1290**Kviksølv i vand**

Princip: Prøven destrueres med halvkonzentreret salpetersyre efter DS 259. Det opløste metal reduceres og det dannede dampformige kviksølv bestemmes ved flammeløs AAS (Cold vapor).

Analysesikkerhed: RSD 15%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-2202**Alkylbenzener i vand**

Princip: Vandprøven ekstraheres med n-pentan. Ekstraktet analyseres ved gaskromatografi med massespektrometrisk detektor (GC/MS-SIM). Ved metoden bestemmes benzen, toluen og xylener.

Som interne standarder anvendes deutererede benzen, toluen, xylen og naphthalen.

Analysesikkerhed: RSD 10%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-2230**Phenoler og chlorphenoler i vandprøver**

Princip: Phenoler bestemmes ved derivatisering med pentafluorbenzoylchlorid. Derivatene bestemmes ved gaskromatografi med electron capture detektor (GC/ECD).

Som intern standard anvendes 2,4-dibromphenol.

Analysesikkerhed: RSD 12%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-2260**Miljøfremmede stoffer i vandprøver**

Princip: Prøven gøres sur til pH og ekstraheres 3 gange med dichlormethan. Efter inddampning analyseres ekstraktet ved gaskromatografi med massespektrometrisk detektor ved selektiv ion monitoring (GC/MS-SIM). Der anvendes EI ionisering. Der måles generelt ved to karakteristiske ioner. Til identifikation anvendes begge ioner, og til den kvalitative beregning anvendes den ene, den dominerende ion.

Som interne standarder anvendes 2 deutererede phthalater samt 5 deutererede PAH-forbindelser.

Ekstrakterne benyttes til følgende analyser: PAH, blødgørere og nonylphenoler.

Analysesikkerhed: RSD 12% for PAH og 15% for øvrige forbindelser, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-8000**LAS i spildevandspåvirkede vandprøver**

Princip: Prøven tørres (inddampes) og derefter ekstraheres den tørre prøve med basisk methanol. Ekstraktet indampes og analyseres ved reverse phase væskrokromatografi med UV-detektor (HPLC-UV).

Som intern standard anvendes C₈-LAS.

Analysesikkerhed: RSD 10%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

MK-8231**LAS i rene vandprøver**

Princip: Prøven oprenses og opkoncentreres ved solid phase extraction (SPE) og analyseres ved HPLC-MS.

Som intern standard anvendes C₈-LAS.

Analysesikkerhed: RSD 10%, ved værdier mindre end 10 gange metodens detektionsgrænse dog op til 50%.

Ikke omfatter af akkrediteringen.

Almindelige spildevandsparametre:

pH:	DS 287
Chlorid:	DS 239
Sulfat:	DS/EN 10304
COD:	DS 217
BI ₅ :	DS/R 254
NH ₃ /NH ₄ -N:	DS 241
NO ₃ -N:	DS 223/FIA
Total-N:	DS 221
Total-P:	DS 292

Analysen udført af Miljølaboratoriet Storkøbenhavn I/S i henhold til Dansk Akkreditering-registreringsnr. 365:

Bakteriologiske parametre:

Kimtal 21°C i Kings B 72 timer:	DS 2252:1983
Kimtal 37°C i PCA, 48 timer:	DS 2254:1983
Coliforme 37°C, MPN, 48 timer:	DS 2255:1983
Termotolerante Coliforme 44°C, MPN:	DS 2255:1983
Fækale streptokokker, MF, 37°C, 2 dg.:	ISO 7899/2 mod.MSY98
Clostridium perfringens, sulfitred. 48°C:	DS 2256
Pseudomonas aeruginosa, CN-agar, 42°C:	DS 268
Salmonella:	DS 266:1988

Boremeter og filtersætning

RAMMEBORINGER

Boringerne udføres ved hjælp af en unimog med påmonteret borerig og hammer, der rammer boringerne ned til den ønskede dybde, der benyttes 2 tommers vandrør til at ramme ned, med en løs spids i enden. En snegleboret referenceboring viser en ca. niveau af grundvandsspejlet i området. Ved arbejdet med etablering af rammeboringerne er der benyttet sterile handsker ved kontakt med filterstrækningen.

Boringerne etableres som følger:

Vandrør rammes så top af spids (der efterlades i jorden) står 30 cm under forventet vandspejl.

Teflon filterslange og 20 mm plastrør føres ned i jernrør. Jernrør trækkes op ca. ½ m op.

Der fyldes filtersand i 20 mm plastrør i små portioner samtidig med at plastrør langsomt trækkes ½ m. op, så det sikres at filteret på prøveslangen bliver siddende helt i bunden af boringen.

Jernrøret trækkes ½ til 1 m op og der fyldes med opslemmet bentonit samtidig med at plastrøret også trækkes ½ m op

Jernrør trækkes helt op. Plastrør trækkes næsten helt op, samtidig med at der fyldes filtersand ned.

Boringen afsluttes med en ½ m bentonit pulver som vandes forsigtigt under tilfyldning for at sikre at overfladevand ikke trænger ned langs boringen. Prøveslangen lukkes ved at bukke slangen ned og lukke med en strib.

6" BORINGER

Boringerne udføres ved hjælp af Unimog med påmonteret borerig. Når boringen har den ønskede dybde, placeres rør med opslidsning (filterdel) i den vandmættede del af boringen. Der tilsættes kvartssand omkring rørets filterdel, efterfulgt af bentonit til sikring mod uønsket indtrængning af overfladevand.

PRØVETAGNINGSMETODE

Prøverne blev udtaget ved hjælp af prenartpumper. Prenartpumper fungerer efter vacuumprincippet. Ved rammeboringerne er der placeret sterile teflon-slanger under udførelsen af boringerne. Ved 6" boringerne medbringes sterile teflon-

slanger ved prøvetagningen. Prøvene opsamles prøveemballage, udleveret af laboratoriet og ved et lavt vacuum. Det lave vacuum skyldes, at prøverne opsamles i tynde slanger og med lille løftehøjde. Der suges til vacuumtrykket falder, hvorefter pumpen standses indtil nyt vand er løbet til. Herefter pumpes igen. Der blev benyttet sterile handsker under prøvetagningsarbejdet.

Efter endt prøveudtagning, blev prøverne pakket i køletasker med køleelementer, således at prøverne kunne transporteres til laboratoriet ved en temperatur på under 4 gr. Celcius.

Analyseresultater

- **:
 - ①:
 - ***:
 - *:
 - :
 - i.a.:
 - i.p.:
 - mio.:
 - sum:
- Ikke omfattet af akkrediteringen.
Forhøjet detektionsgrænse pga interferens.
Detektionsgrænsen er lavere end den akkrediterede detektionsgrænse.
2 µg/l for rene prøver og 20 µg/l for spildevandspåvirkede prøver.
Mindre end den angivne detektionsgrænse.
Ikke analyseret.
Ikke påvist.
million
bemærk at værdier under detektionsgrænsen ikke medtages i summen (gælder PAH og nonylphenoler)

**Analyseresultater
Grundvand under anlæg**

Mærke		Det. Grænse	LB 51	LB 51	RB64	RB64	LB2 E1	LB2 E1	LB 4E	LB 4E	LB 3E	LB 3E	RB17	RB17
Type			GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV
Nyt nr. (anlæg-type)	Enhed		1G	1Gx	2G	2Gx	3G	3Gx	4G	4Gx	5G	5Gx	6G	6Gx
Tungmetaller:														
Bly (Pb)	µg/l	1	3,4		-	1,5	-		-		-		-	
Cadmium (Cd)	µg/l	0,1	0,17		-	-	-		-		-		-	
Chrom (Cr)	µg/l	1	6,9		1,8	-	-		-		4,8		1,5	
Kobber (Cu)	µg/l	1	6,1		34	5,6	1,8		-		2,4		-	
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,05	0,19		-	0,057	0,23		0,3		0,18		0,076	
Nikkel (Ni)	µg/l	2***	17		8	3,1	3,3		17		5,7		-	
Zink (Zn)	µg/l	1***	20		17	30	3,9		10		280		12	
PAH-forbindelser:														
Naphthalen	µg/l	0,01	0,077	0,02	0,021	-	0,02		0,07	0,018	0,024		-	
Methylnaphthalener	µg/l	0,02	0,16	0,056	-	-	0,02		0,052	-	0,021		-	
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,13	0,052	-	-	-		0,085	-	-		-	
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05	-	-	-	-	-		0,1	<0,2 ①	-		-	
Acenaphthen	µg/l	0,01	0,01	-	-	-	-		0,016	-	-		-	
Fluoren	µg/l	0,01	-	-	-	-	-		0,014	-	-		-	
Phenanthren	µg/l	0,01	-	-	-	0,024	-		0,012	-	-		0,018	
Fluoranthren	µg/l	0,01	-	-	-	0,13	-		-	-	-		0,014	
Pyren	µg/l	0,01	-	-	-	0,11	-		-	-	-		0,013	
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01	-	-	-	0,098	-		-	-	-		0,011	
Benz(a)pyren	µg/l	0,01	-	-	-	0,063	-		-	-	-		-	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	-	-	-	0,045	-		-	-	-		-	
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01	-	-	-	0,041	-		-	-	-		-	
Sum af PAH	µg/l		0,377	0,128	0,021	0,511	0,04		0,349	0,018	0,045		0,056	
Blødgørere:														
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2	0,57	1,5	17	-	0,22	-	6,4	5,9	1,6	1,2	-	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5	-	-	-	-	-	-	1,2	-	-	-	-	0,5
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)		0,1	-	-	-	-	-	-	0,28	-	-	-	-	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	0,5	-	-	0,68	-	-	-	1,2	-	-	-	-	-
Detergenter:														
Nonylphenoler	µg/l	0,1	0,25	0,25	1	-	0,96	0,22	2,4	0,26	-	0,28	-	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1	0,2	0,34	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l		0,45	0,59	1	-	0,96	0,22	2,4	0,26	-	0,28	-	-
LAS	µg/l	2/20*	280**	290**	1900	9,2**	170**	5,0**	1100**	950**	290**	<20	<20	<20
Phenoler og chlorphenoler:														
Phenol	µg/l	0,1	< 0,2 ①		1,1	-	-		-		0,52		-	
Cresoler	µg/l	0,1	0,17		130	-	-		-		0,19		-	
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1	-		-	-	-		-		-		-	
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1	-		-	-	-		-		-		-	
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1	-		-	-	-		-		-		-	
Alkylbenzener:														
Benzen	µg/l	0,05	-		0,065	-	-		-		-		-	
Toluen	µg/l	0,05	0,17		130	-	0,095		0,15		0,41		-	
Ethylbenzen	µg/l	0,05	-		0,14	-	-		0,21		-		-	
Xylener	µg/l	0,05	0,2		0,064	-	0,068		0,4		0,098		-	

Mærke		Det. Grænse	LB 51	LB 51	RB64	RB64	LB2 E1	LB2 E1	LB 4E	LB 4E	LB 3E	LB 3E	RB17	RB17
Type			GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV	GV
Nyt nr. (anlæg-type)	Enhed		1G	1Gx	2G	2Gx	3G	3Gx	4G	4Gx	5G	5Gx	6G	6Gx
Almindelige spildevands parametre:														
pH	mg/l		7,3		7,4	8,1	7,5		6,6		5,9		6,5	
Chlorid	mg/l	3	100		96	12	34		83		36		110	
Sulfat	mg/l	0,1	170		58	81	43		30		35		66	
COD	mg/l	10	25		130	23	-		21		47		60	
BI5	mg/l	1	2,7		32	4,7	1,1		1,6		2,4		-	
NH3/NH4-N	mg/l	0,1	0,2	0,15	63	4,6	10		4,7	5	0,9		0,4	
NO3-N	mg/l	0,1	0,3	0,098	0,1	3,1	9,6		17	5,3	6,9		41	
Total-N	mg/l	0,1	0,98	6,6	74	13	19		23	11	11		54	
Total-P		0,01	0,39	0,08	12	0,42	0,066		0,018	0,01	2,7		0,25	
Bakteriologiske parametre:														
Kimtal 21°C	pr. ml		11000		260000		51000		29000		420000		19000	
Kimtal 37°C	pr. ml		9100		120000		220		69		31000		40	
Coliforme 37°C	pr. 100 ml		<1		1E+06		2		4		22000		2	
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml		i.a.		790000		<2		<1		7900		<2	
Fækale streptokokker	pr. 100 ml		<10		1500		<10		<10		580		<10	
Clostridium perfringens	pr. ml		<1		<1		<1		<1		<1		<1	
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml		<100		92000		<1		<100		1500		<1	
Salmonella	i 100 ml		i.p.		i.p.		i.p.		i.p.		i.p.		i.p.	
Campylobacter			i.p.						i.p.		i.a.			

**Analyseresultater
Referenceboringer**

Mærke		Det. Grænse	RB28	LB 52	LB 52	RB68	LB2 E2	LB 42	LB 42	LB 32	LB 32	RB13	
Type			ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	
Nyt nr.	Enhed		(3R)	1Rx	1R	2R	3R	4R	4Rx	5R	5Rx	6R	
Tungmetaller:													
Bly (Pb)	µg/l	1	-	9,8		-	-	-		-		-	
Cadmium (Cd)	µg/l	0,1	-	0,3		0,1	-	-		-		-	
Chrom (Cr)	µg/l	1	-	28		2,4	-	-		1		3,7	
Kobber (Cu)	µg/l	1	3,8	9,4		3,1	-	-		-		-	
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,05	-	0,21		0,06	0,084	0,19		0,17		-	
Nikkel (Ni)	µg/l	2***	2,2	21		8,2	-	5,6		-		-	
Zink (Zn)	µg/l	1***	19	50		2,4	14	160		27		39	
PAH-forbindelser:													
Naphthalen	µg/l	0,01	0,031	0,09		0,04	0,066	0,032		-		0,023	
Methylnaphthalener	µg/l	0,02	0,039	0,064		0,11	0,05	-		-		0,029	
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05	-	-		0,17	-	-		-		-	
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05	-	-		0,053	-	-		-		-	
Acenaphthen	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Fluoren	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Phenanthren	µg/l	0,01	-	-		0,02	-	-		-		-	
Fluoranthren	µg/l	0,01	0,01	-		-	-	-		-		-	
Pyren	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Benz(a)pyren	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01	-	-		-	-	-		-		-	
Sum af PAH	µg/l		0,08	0,154		0,393	0,121	0,032		-		0,052	
Blødgørere:													
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2	-	-	-	0,24	0,27	-		-		-	
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5	-	-	-	-	-	-		-		-	
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)		0,1	-	0,39	-	-	-	-		-		0,49	
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	0,5	-	20	1	-	-	-		0,79		-	
Detergenter:													
Nonylphenoler	µg/l	0,1	-	0,11	-	-	0,14	0,37		0,2		-	
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1	-	-	-	-	-	-		-		-	
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1	-	-	-	-	-	-		-		-	
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l		-	0,11	-	-	0,14	0,37		0,2		-	
LAS	µg/l	2/20*	2,3**	<2**	<2**	<2**	-	3,4**		<2**		<20	
Phenoler og chlorphenoler:													
Phenol	µg/l	0,1	-	0,25		-	-	-		-		< 0,2 ①	
Cresoler	µg/l	0,1	-	-		-	-	-		-		-	
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1	-	-		-	-	-		-		-	
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1	-	-		-	-	-		-		-	
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1	-	-		-	-	-		-		-	
Alkylbenzener:													
Benzen	µg/l	0,05	-	0,05	-	-	-	-		-		-	
Toluen	µg/l	0,05	0,052	0,95	0,069	0,46	0,29	0,27		0,28		-	
Ethylbenzen	µg/l	0,05	-	0,13	-	0,17	0,052	-		-		-	
Xylener	µg/l	0,05	0,18	0,7	0,14	0,89	0,12	0,14		0,18		-	

Mærke		Det. Grænse	RB28	LB 52	LB 52	RB68	LB2 E2	LB 42	LB 42	LB 32	LB 32	RB13	
Type			ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	ref	
Nyt nr.	Enhed		(3R)	1Rx	1R	2R	3R	4R	4Rx	5R	5Rx	6R	
Almindelige spildevands parametre:													
pH	mg/l		7,6	7,5	7,5	7,7	7,6	7,6		7		5,5	
Chlorid	mg/l	3	73	140	150	100	34	23		34		20	
Sulfat	mg/l	0,1	39	91	130	340	82	20		34		15	
COD	mg/l	10	-	19	-	27	19	11		47		130	
BI5	mg/l	1	-	-	2,1	-	-	-		2,7		1	
NH3/NH4-N	mg/l	0,1	0,7	0,3	0,19	0,9	0,59	0,2	-	0,1	-	1	
NO3-N	mg/l	0,1	14	3	1,6	-	2,8	17	16	25	6,2	-	
Total-N	mg/l	0,1	16	3,6	6,2	0,9	3,3	19	16	31	26	-	
Total-P		0,01	0,59	0,76	0,12	0,52	-	0,1	0,053	1,9	0,25	0,13	
Bakteriologiske parametre:													
Kimtal 21°C	pr. ml		1100	8700		13000	140000	22000		26000		1400	
Kimtal 37°C	pr. ml		39	530		660	270	100		17000		6	
Coliforme 37°C	pr. 100 ml		<2	<1		8	<2	4		1300		2	
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml		i.a.	i.a.		<2	i.a.	<1		790		<2	
Fækale streptokokker	pr. 100 ml		<1	<10		<10	<10	<10		10		<10	
Clostridium perfringens	pr. ml		<1	<1		<1	<1	<1		<1		<1	
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml		<1	<100		<10	<1	<1		<100		<1	
Salmonella	i 100 ml		i.p.	i.p.		i.p.	i.p.	i.p.		i.p.		i.p.	
Campylobacter				i.p.				i.p.		i.a.			

**Analyseresultater
Indløb (udløb fra bundfældningstank)**

Mærke		Det. Grænse	Fordeler tank	Fordeler tank	Bundfældningstank	Bundfældningstank
Type			b-i	b-i	b-i	b-i
Nyt nr. (anlæg-type)	Enhed		2-ix	2-i	4-i	4-ix
Tungmetaller:						
Bly (Pb)	µg/l	1	-	-	-	
Cadmium (Cd)	µg/l	0,1	-	-	-	
Chrom (Cr)	µg/l	1	-	-	3	
Kobber (Cu)	µg/l	1	130	-	21	
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,05	-	-	0,47	
Nikkel (Ni)	µg/l	2***	-	-	-	
Zink (Zn)	µg/l	1***	30	-	270	
PAH-forbindelser:						
Naphthalen	µg/l	0,01	0,072	-	0,055	
Methylnaphthalener	µg/l	0,02	0,19	-	0,039	
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,16	-	-	
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,064	-	-	
Acenaphthen	µg/l	0,01	0,022	-	0,021	
Fluoren	µg/l	0,01	0,044	-	0,017	
Phenanthren	µg/l	0,01	0,042	-	0,035	
Fluoranthren	µg/l	0,01	0,019	-	0,015	
Pyren	µg/l	0,01	0,026	-	0,018	
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01	0,014	-	0,01	
Benz(a)pyren	µg/l	0,01	-	-	-	
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	-	-	-	
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01	-	-	-	
Sum af PAH	µg/l		0,653		0,21	
Blødgørere:						
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2	29	-	23	44
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5	<1 Ⓣ	-	1,9	1,7
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	0,1	7,7	-	0,3	<0,5 Ⓣ
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	0,5	5,5	-	18	32
Detergenter:						
Nonylphenoler	µg/l	0,1	6,2	1,3	6,7	6
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1	0,31	0,22	7,1	11
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1	-	-	-	1,5
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l		6,51	1,52	13,8	18,5
LAS	µg/l	2/20*	5200	270**	3100	7000
Phenoler og chlorphenoler:						
Phenol	µg/l	0,1	57	-	120	190
Cresoler	µg/l	0,1	240	-	270	440
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1	<0,6 Ⓣ	-	-	<0,2 Ⓣ
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1	<2 Ⓣ	-	-	<0,3 Ⓣ
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1	0,5 Ⓣ	-	-	-
Alkylbenzener:						
Benzen	µg/l	0,05	-	-	0,53	1,1
Toluen	µg/l	0,05	250	0,62	0,36	1,1
Ethylbenzen	µg/l	0,05	0,27	-	1,2	2,3
Xylener	µg/l	0,05	0,15	0,055	2,5	13

Mærke		Det. Grænse	Fordeler tank	Fordeler tank	Bundfældningstank	Bundfældningstank
Type			b-i	b-i	b-i	b-i
Nyt nr. (anlæg-type)	Enhed		2-ix	2-i	4-i	4-ix
Almindelige spildevands parametre:						
pH	mg/l		7,4		7,5	
Chlorid	mg/l	3	82		110	
Sulfat	mg/l	0,1	49		72	
COD	mg/l	10	260		380	
BI5	mg/l	1	86		170	
NH3/NH4-N	mg/l	0,1	110		75	
NO3-N	mg/l	0,1	-		0,15	
Total-N	mg/l	0,1	120		88	
Total-P		0,01	18		22	
Bakteriologiske parametre:						
Kimtal 21°C	pr. ml				13 mio.	
Kimtal 37°C	pr. ml		400000		770000	
Coliforme 37°C	pr. 100 ml		3E+06		1E+06	
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml		2E+06		1E+06	
Fækale streptokokker	pr. 100 ml		20000		45000	
Clostridium perfringens	pr. ml		<1		<1	
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml		1400		200	
Salmonella	i 100 ml		i.p.		i.p.	
Campylobacter					i.p.	

**Analyseresultater
Indløb og udløb fra rodzoneanlæg**

Mærke		Det. Grænse	Rorup i	Rorup i	Lumsås indløb	Rorup u	Lumsås udløb
Type			RZ-i	RZ-i	RZ-i	RZ-u	RZ-u
Nyt nr. (anlæg-type)	Enhed		RZ1-ix	RZ1-i	RZ2-i	RZ1-u	RZ2-u
Tungmetaller:							
Bly (Pb)	µg/l	1	-		-	-	-
Cadmium (Cd)	µg/l	0,1	0,12		-	-	-
Chrom (Cr)	µg/l	1	-		-	-	-
Kobber (Cu)	µg/l	1	32		3,1	1,9	-
Kviksølv (Hg)	µg/l	0,05	-		-	-	-
Nikkel (Ni)	µg/l	2***	3,7		-	-	4,7
Zink (Zn)	µg/l	1***	89		4,3	2,2	-
PAH-forbindelser:							
Naphthalen	µg/l	0,01	0,063		1,6	-	0,012
Methylnaphthalener	µg/l	0,02	0,33		8,4	-	0,036
Dimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,73		12	-	0,072
Trimethylnaphthalener	µg/l	0,05	0,37		3,9	-	-
Acenaphthen	µg/l	0,01	0,033		0,11	-	-
Fluoren	µg/l	0,01	0,073		0,69	-	-
Phenanthren	µg/l	0,01	0,13		0,79	-	-
Fluoranthren	µg/l	0,01	0,047		0,033	-	-
Pyren	µg/l	0,01	0,048		0,045	-	-
Benzfluoranthener (b+j+k)	µg/l	0,01	0,036		0,017	-	-
Benz(a)pyren	µg/l	0,01	0,018		-	-	-
Indeno(1,2,3-cd)pyren	µg/l	0,01	0,014		-	-	-
Benz(ghi)perylene	µg/l	0,01	0,018		-	-	-
Sum af PAH	µg/l		1,91		27,6	-	0,12
Blødgørere:							
Diethylphthalat (DEP)	µg/l	0,2	8,9	3,5	4,2	-	-
Di-n-butylphthalat (DBP)	µg/l	0,5	2,8	-	-	-	-
Di-(2-ethylhexyl)-adipat (DEHA)	µg/l	0,1	0,24	-	-	-	-
Di-(2-ethylhexyl)-phthalat (DEHP)	µg/l	0,5	27	8,6	4,3	-	0,57
Detergenter:							
Nonylphenoler	µg/l	0,1	10	0,79	0,4	-	-
Nonylphenolmono-ethoxylater (NPEO1)	µg/l	0,1	8,3	0,76	0,4	-	-
Nonylphenoldi-ethoxylater (NPEO2)	µg/l	0,1	0,41	0,39	-	-	-
Sum af nonylphenoler (NPE)	µg/l		18,7	1,94	0,8	-	-
LAS	µg/l	2/20*	3900	1300	560	<2**	82**
Phenoler og chlorphenoler:							
Phenol	µg/l	0,1	25	6,1	5,1	-	-
Cresoler	µg/l	0,1	110	6,9 ①	4,7	-	-
2,4-dichlorphenol	µg/l	0,1	<0,3 ①	-	-	-	-
2,4,5-trichlorphenol	µg/l	0,1	<0,5 ①	-	<0,2 ①	-	-
2,4,6-trichlorphenol	µg/l	0,1	<0,3 ①	-	-	-	-
Alkylbenzener:							
Benzen	µg/l	0,05	0,054		-	-	-
Toluen	µg/l	0,05	21		17	-	-
Ethylbenzen	µg/l	0,05	-		-	-	-
Xylener	µg/l	0,05	0,23		0,17	-	-

Mærke		Det. Grænse	Rorup i	Rorup i	Lumsås indløb	Rorup u	Lumsås udløb
Type			RZ-i	RZ-i	RZ-i	RZ-u	RZ-u
Nyt nr. (anlæg-type)	Enhed		RZ1-ix	RZ1-i	RZ2-i	RZ1-u	RZ2-u
Almindelige spildevands parametre:							
pH	mg/l		7,6		7,5	7,5	7,6
Chlorid	mg/l	3	300		220	110	160
Sulfat	mg/l	0,1	28		73	23	53
COD	mg/l	10	170		91	24	33
BI5	mg/l	1	58		24	1	3
NH3/NH4-N	mg/l	0,1	60		12	0,5	8,2
NO3-N	mg/l	0,1	<0,1		2,2	3,9	0,61
Total-N	mg/l	0,1	67		18	4,5	9,8
Total-P		0,01	13		3,7	1,3	2,6
Bakteriologiske parametre:							
Kimtal 21°C	pr. ml		2E+06		15 mio.	1300	26000
Kimtal 37°C	pr. ml		800000		310000	120	1200
Coliforme 37°C	pr. 100 ml		2E+06		5E+06	79	17000
Termotol. Coli. 44°C	pr. 100 ml		330000		5E+06	5	11000
Fækale streptokokker	pr. 100 ml		19000		48000	<1	100
Clostridium perfringens	pr. ml		18		<1	<1	<1
Pseudomonas aeruginosa	pr. 100 ml		2900		2500	<1	<1
Salmonella	i 100 ml		i.p.		i.p.	i.p.	i.p.
Campylobacter							