

Deponering af shredderaffald

Undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden

Statusrapport 2010

ENDELIGT UDKAST



Deponering af shredderaffald

Agern Allé 5
2970 Hørsholm

Juli 2011

Tlf: 4516 9200
Fax: 4516 9292
dhi@dhigroup.com
www.dhigroup.com

Klient		Klientens repræsentant			
Reno Djurs I/S		Henrik Rolsted			
Projekt		Projekt nr.			
Deponering af shredderaffald		11803560			
Forfattere		Dato			
Jette Bjerre Hansen Jiri Hyks Ole Hjelmar		Juli 2011			
		Godkendt af			
		Sten Lindberg			
	Udkast Statusrapport	JBH/JHY	OH	SL	07-07-11
Revision	Beskrivelse	Udført	Kontrolleret	Godkendt	Dato
Nøgleord		Klassifikation			
Deponering; shredderaffald; efterbehandlingstiden; feltforsøg; laboratorieforsøg		<input type="checkbox"/> Åben <input type="checkbox"/> Intern <input checked="" type="checkbox"/> Tilhører klienten			
Distribution					Antal kopier
Reno Djurs I/S DHI:					
Henrik Rolsted JHY-OH-JBH					



INDHOLDSFORTEGNELSE

1	SAMMENFATNING.....	1
2	INDLEDNING.....	4
2.1	Baggrund.....	4
2.2	Projektets overordnede formål.....	4
2.3	Oversigt over projektets aktiviteter.....	5
3	PRØVETAGNING OG KARAKTERISERING AF SHREDDERAFFALD.....	6
4	DRIFT AF FORSØGSCELLER.....	7
4.1	Drift af forsøgsceller.....	7
4.2	Vandbalance over forsøgscellerne 1-4.....	8
4.3	Tiltag til sikring af bedre vandfordeling i shredderaffaldet.....	10
4.4	Beregning af væske-faststoffsforhold for forsøgscelle 1-4.....	11
4.5	Resultater fra analyse af perkolat fra forsøgscellerne 1-4.....	12
5	DATA FRA DEPONERINGSCELLEN (CELLE A).....	13
5.1	Shredderaffald tilført deponeringscellen.....	13
5.2	Perkolatanalyser.....	13
5.3	L/S-forhold for deponeringscellen.....	13
6	RESULTATER OG DISKUSSION.....	15
6.1	Resultater.....	15
6.2	pH-værdi.....	20
6.3	Redoxpotentiale.....	20
6.4	Udvaskning af letopløselige stoffer.....	21
6.5	Udvaskning af opløselighedskontrollerede stoffer.....	22
6.6	Udvaskning af redoxfølsomme stoffer.....	22
6.7	Vurdering af resultater af perkolatprøver fra hele shreddercellen.....	24
6.8	Udvaskning af organiske stoffer.....	24
7	VURDERING AF EFTERBEHANDLINGSTIDEN.....	27
7.1	Tilgang til vurdering af efterbehandlingstiden.....	27
7.2	Relevante kvalitetskriterier.....	28
7.3	Model 1: Sammenligning af perkolat kvalitet med nedsivningskriterier.....	28
7.4	Model 2: Vurdering af perkolat kvalitet i forhold til marine kvalitetskriterier.....	31
7.5	Overvejelser vedrørende opstilling af kriterier for efterbehandlingstidens ophør.....	35
8	KONKLUSION.....	37
9	FORSLAG TIL KOMMENDE TILTAG.....	39
10	REFERENCER.....	41



BILAG

- A Resultat fra forsøg med anvendelse af tensider til forceret udvaskning
- B Resultater af analyser udført på perkolatprøver udtaget fra forsøgscelle 1-4
- C Oversigt over analyseprogram for organiske stoffer
- D Nedsivningskriterier for perkolat opstillet for Reno Djurs



1 SAMMENFATNING

Med henblik på at kunne reducere efterbehandlingsperioden for en deponeringsenhed med shredderaffald er der på Reno Djurs' deponeringsanlæg ved Glatved udført en række forsøg. Forsøgene omfatter både laboratorie- og feltaktiviteter. Der er i over et år hver arbejdsdag udtaget delprøver af det shredderaffald, der er tilført Reno Djurs. Prøverne blev bragt til laboratoriet, og der er gennemført en række udvaskningsforsøg på affaldet. Samtidig blev der ved etablering af en ny deponeringscelle placeret 10 forsøgsceller i bunden af anlægget. De fire af forsøgscellerne blev anvendt til forsøg med accelereret udvaskning, og to gange blev der fra disse udtaget prøver af perkolat, som blev analyseret for en række stoffer. Denne rapport beskriver resultaterne af de gennemførte undersøgelser. Rapporten indeholder endvidere en indledende vurdering af efterbehandlingstiden og mulighederne for at reducere denne igennem accelereret udvaskning.

Resultater fra laboratorieforsøg og feltforsøg

På baggrund af registrering af tilført vand over forsøgscellerne og registrering af opsamlet perkolat i forsøgscelle 1-4, kan det konstateres, at vandgennemstrømningen igennem de 4 meters shredderaffald er meget ujævn. Det er sandsynligt, at der er områder i affaldet, som end ikke kommer i kontakt med vandet på grund af et betydeligt præferentielt flowmønster, og at der dermed ikke sker nogen stofudvaskning i disse dele af affaldet. Udvasningen fra de tørre områder vil først begynde, når (og hvis) affaldet kommer i kontakt med vand. Samtidig ses det, at det opnåede L/S-forhold i de fire forsøgsceller er meget forskellige, til trods for at forsøgscellerne er placeret med blot én meters indbyrdes afstand. De heterogene hydrauliske forhold gør det vanskeligt at kontrollere udvasningen af potentielle forureningsstoffer og medvirker til at forsinke udvasningen. Det kan i sidste ende være en forhindring for at opnå en stabil tilstand, hvor udvasningen fra affaldet har nået et acceptabelt lavt niveau, som kan forventes ikke at øges fremover. Ved fremtidig deponering af shredderaffald bør det derfor overvejes, hvordan en bedre og mere jævn vandfordeling i affaldet kan opnås.

Ved sammenligning af resultater fra laboratorieforsøg med resultater af analyser af perkolatprøver er det sandsynliggjort, at der i de områder af affaldet, som vandet strømmer igennem, opstår mere eller mindre iltfrie forhold. Når redoxpotentialen bliver tilstrækkeligt lavt, omdannes sulfat til sulfid, som danner tungt opløselige udfældninger med en række af tungmetallerne. Dette ses at forekomme i forsøgscellerne for Cd, Co, Cu, Hg, Zn, Pb (og delvist også for Ni). Omvendt sker der med faldende redoxpotentialer en reduktion af jern fra Fe(III) til Fe(II). Fe(III) forekommer formentlig i shredderaffaldet blandt andet som jernoxider, der ved reduktionen genopløses. Et forhøjet indhold af Fe(II) vil kunne ses i perkolatet. Stoffer som As, Ba og V, der typisk er associeret med jernoxider genopløses dermed, og der ses en stigende koncentration af disse elementer i perkolatet sammenlignet med resultater fra kolonneudvaskningstesten, hvor redoxpotentialen er højere.

Udfældning af en række tungmetaller som tungtopløselige sulfidforbindelser bevirker, at koncentrationen af disse stoffer i perkolatet er lave (hvis overhovedet detekterbare). Det kan umiddelbart forekomme at være en positiv effekt i forhold til at bringe perkolatets indhold af potentielle forureningsstoffer ned på et acceptabelt niveau. Metallerne vil være bundet som sulfider, så længe der er reducerede forhold i deponeringscellen, men



ved ændringer i redoxforholdene til mere aerobe forhold vil sulfiderne kunne genopløses, hvorved metallerne potentielt kan mobiliseres. En række væsentlige spørgsmål i relation til dette er uafklarede. Det er mest sandsynligt, at de iltfrie forhold i det deponerede shredderaffald ikke vil være en stabil tilstand, og at redoxpotentialet på et tidspunkt vil stige, men det vides ikke, hvordan og med hvilken hastighed denne proces vil finde sted. Det vides derfor heller ikke, om genopløsningen af metalsulfiderne vil være en langstrakt proces, som bevirker, at metalkoncentrationerne i perkolatet til den tid vil være lav og dermed acceptabel, eller om det vil ske relativt hurtigt, hvorved koncentrationerne af metallerne i perkolatet kan tænkes at stige betydeligt.

Den danske deponeringsstrategi er baseret på at fremme udvaskningen af potentielt forurenende stoffer så meget som muligt, så længe de miljøbeskyttende foranstaltninger er aktive. Det er målet for strategien, at der inden for en overskuelig årrække opnås en stabil tilstand i deponeringscellen, hvor udvaskningen af forurenende stoffer falder til (og forblive på) et acceptabelt lavt niveau. De forhold, der er påvist at forekomme i deponeringscellen for shredderaffald (ujævn vandgennemstrømning og reducerede forhold), bevirker at det kan være vanskeligt og ukontrollerbart at opnå denne tilstand. Det vil ikke mindst blive vanskeligt at dokumentere, at perkolatet til et givent tidspunkt vil kunne opfylde visse kvalitetskrav.

Med henblik på at kontrollere udvaskningen af potentielt forurenende stoffer vil det være nyttigt med større viden om, hvordan redoxforholdene i en deponeringscelle over en længere tidsperiode udvikles. Sammen med større viden om genopløseligheden af udfældede metalsulfider, vil dette kunne bidrage til mere sikker vurdering af den potentielle risiko for uacceptabel udvaskning af især metallerne.

Vurdering af efterbehandlingstiden

Der er anvendt to simple modeller til en indledende vurdering af efterbehandlingstidens længde for deponeringscelle A til shredderaffald på etape II. Vurderingerne er baseret på resultater fra laboratorie- og feltforsøg. Vurderingerne er kompliceret af, at udvaskningsforløbet i det deponerede affald foregår under ikke kontrollerede forhold, hvor især det præferentielle flowmønster i affaldet er kilde til stor usikkerhed. Estimer af efterbehandlingstiden kan derfor også kun i første omgang ses som et forsøg på at kvalificere diskussionen vedrørende længden af efterbehandlingstiden.

I den første model sammenholdes perkolatets kvalitet (estimeret som funktion af tiden på baggrund af laboratorie- og feltforsøg) med de nedsivningskriterier, der er opstillet af Nord Djurs Kommune /8/. Det blev fundet, at koncentrationen af Cr (total) i perkolatet kan forventes at overholde nedsivningskriteriet uanset redoxforholdene i affaldet. Koncentrationsniveauet af Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn vil under oxiderede forhold i begyndelsen af udvaskningsforløbet overskride nedsivningskriteriet, men efterhånden vil koncentrationsniveauet falde til under nedsivningskriterierne. Under antagelse af ideelle flowforhold i affaldet vil det under naturlige forhold tage op til 370 år før koncentrationsniveauet i perkolatet kan forventes at være mindre end nedsivningskriterierne. Accelereres udvaskningsforløbet med infiltration af vand i deponeringscellen, vil tiden, før nedsivningskriterierne er opfyldt, kunne reduceres. Ønsker man f.eks., at nedsivningskriterierne skal kunne overholdes inden for en periode på 30 år, vil der skulle tilføres omkring 2000 mm vand ved nettoinfiltration per år. Disse betragtninger gælder for shredderaffaldet, når udvaskningen foregår under oxiderede forhold. Fra resultaterne af feltforsøgene ses det imidlertid, at udvaskningen i øjeblikket foregår under reducerede



forhold, hvor udvaskningen af Cd, Cu, Hg, Pb og Zn er væsentligt lavere end under oxiderede forhold. Under disse forhold anslås det, at nedsivningskriterierne under naturlig infiltration af nedbør vil kunne overholdes efter omkring 100 år, men dette kan påvirkes af ændringer i redoxforholdene. Metalsulfiderne vil potentielt kunne genopløses under mere oxiderede forhold, men samtidig vil jern(II) blive oxideret til jern (III) og fælde ud som et oxid, der har stor sorptionskapacitet i forhold til metaller. Præcis hvordan disse processer påvirker perkolat kvaliteten, er ikke i tilstrækkelig grad belyst. I bedste fald vil processerne bidrage til at reducere koncentrationsniveauet i perkolatet under hele udvaskningsforløbet. Koncentrationen af As vil formentlig overskride nedsivningskriteriet i begyndelsen af udvaskningsforløbet, så længe udvaskningen foregår under reducerede forhold. Efter en vis tidsperiode vil koncentrationen falde til under nedsivningskriteriet (ved L/S forhold et sted mellem 2 og 5).

I den anden model til vurdering af perkolatets påvirkning af det omkringliggende miljø er en fortyndingsfaktor for udledning af perkolat fra shredderaffaldet til den marine recipient beregnet. Der er i første omgang set bort fra bidrag fra andre kilder til påvirkning af recipienten, herunder også bidraget fra baggrunds niveauet. Det antages endvidere, at mængden af dannet perkolat svarer til nettoinfiltrationen under naturlige nedbørsforhold. Under disse antagelser vil den resulterende koncentration ikke overskride kvalitetskriterierne for udledning til marine områder. Dog indikerede resultaterne, at udvaskningen af Ba under reducerede forhold kunne blive problematisk ved høje L/S-forhold. Da shredderaffaldscellen kun udgør omkring 2% af det samlede areal for et afsluttet deponeringsanlæg ved Glatved, bør de øvrige kilder til udledning inddrages i vurderingerne. Antages det, at udledningen af forureningsstoffer med perkolatet fra shredderaffaldscellen således kun må ”optage” 2% af kvalitetskriteriet, blev det fundet, at koncentrationsniveauet af As, Ba, Cu og Ni potentielt kan blive kritisk. Kildestyrken fra de øvrige deponeringsenheder er ikke tilstrækkeligt velbeskrevet til, at der på nuværende tidspunkt vil kunne gennemføres en egentlig vurdering af udviklingen i stofbidragene fra de enkelte enheder. Det vil i denne sammenhæng være nyttigt at opstille en kildestyrkemodel for hele deponeringsanlægget.

Der bør på nationalt plan udarbejdes retningslinjer for at opstille kriterier for vurdering af efterbehandlingstidens ophør. Ud fra kendskab til de styrende udvaskningsprocesser (og omgivelsernes sårbarhed) bør der opstilles kriterier for perkolat kvaliteten samt krav om, at udvaskningsforholdene ved efterbehandlingstidens ophør er stabile, dvs. at faktorer som redoxforhold, pH-værdi, DOC-udvaskning og flowforhold bør indgå i kravene.



2 INDLEDNING

2.1 Baggrund

Gennem mange år har vi i Danmark traditionelt deponeret shredderaffald uden at kende til affaldets deponeringsegenskaber og opførsel i deponeringsanlæggene på lang sigt. Der findes i dag kun i meget begrænset omfang informationer om mængde og sammensætning af det perkolat, der dannes, når affaldet udvaskes af gennemsivende nedbør på deponeringsanlæggene. Det til trods for at denne type af information er nødvendig for, at man kan bestemme eller anslå, hvor langt ud i fremtiden det vil være nødvendigt aktivt at vedligeholde de miljømæssige beskyttelsesforanstaltninger og behandle perkolatet, før det har en karakter, som tillader en udledning til det omkringliggende miljø uden risiko for uacceptabel påvirkning af dette (afslutning af efterbehandlingsperioden).

I slutningen af 2008 var Reno Djurs I/S klar til ibrugtagning af en ny celle til deponering af shredderaffald. Dette udgjorde en enestående mulighed for at skabe ny og nødvendig viden på området, og der blev derfor i et hjørne af cellen indrettet forsøgsceller til opsamling af perkolat under kontrollerede forhold.

Reno Djurs og DHI gennemfører derfor i samarbejde en undersøgelse af, hvorledes shredderaffald opfører sig, når det er blevet deponeret, og hvorledes man gennem forskellige tiltag kan reducere såvel miljøbelastningen fra deponiet som omkostningerne ved deponeringen på lang sigt. Undersøgelsen på Reno Djurs er igangsat i 2009 og forventes at fortsætte i nogle år.

I forbindelse med projektet er der tidligere udarbejdet følgende rapporter, som danner grundlag for nærværende rapport:

- Deponering af shredderaffald – undersøgelse af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden - Status 2009 /1/
- Karakterisering af shredderaffald – Februar 2011 /2/

Nærværende rapport beskriver de aktiviteter, som blev gennemført indenfor projektet i 2010. Resultater, der er opsamlet frem til maj 2011 vil også indgå i rapporten. Rapporten indeholder endvidere en indledende vurdering af efterbehandlingstiden for deponeringscellen for shredderaffald på Reno Djurs.

2.2 Projektets overordnede formål

Det overordnede formål med undersøgelsen er at belyse mulighederne for at reducere efterbehandlingsperioden og de dermed forbundne omkostninger gennem accelereret udvaskning og recirkulering af perkolat.



2.3 Oversigt over projektets aktiviteter

Undersøgelsen indeholder en række aktiviteter, som kort er opsummeret i nedenstående punkter:

- Etablering af forsøgsceller med separate perkolatsamlingsystemer i deponeringscellen for shredderaffald (beskrevet i statusrapport for 2009 /1/).
- Prøvetagning af shredderaffald, der er modtaget hos Reno Djurs fra april 2009 til maj 2010.
- Karakterisering af shredderaffaldets udvaskningsegenskaber vha. laboratorietest. (Resultaterne er beskrevet /2/).
- Forsøg med accelereret udvaskning over 4 af forsøgscellerne. Forsøgene er igangsat oktober 2009 og er stadig igangværende
- Opsamling af informationer om nedbør, temperatur og registrering af dannede perkolatmængder i såvel forsøgsceller som i selve deponeringscellen.
- Kemisk analyse af prøver af perkolat fra forsøgsceller og deponeringscelle. Der er ca. en gang årligt udtaget perkolatprøver fra de forsøgsceller, der opsamles perkolat fra.

3 PRØVETAGNING OG KARAKTERISERING AF SHREDDERAFFALD

Formålet med at udtage prøver af shredderaffald til testning og analyse er at tilvejebringe viden om affaldets indhold af forureningsstoffer samt dets udvaskningsegenskaber. Sammenholdt med feltundersøgelser danner resultaterne af laboratoriekarakteriseringen grundlag for en indledende vurdering af efterbehandlingstiden samt mulighederne for at reducere denne.

Fra april 2009 til maj 2010 blev der på daglig basis udtaget prøver af det shredderaffald, som blev modtaget til deponering hos Reno Djurs. Dagsprøverne blev sammenstukket til månedsprøver, og for hver måned blev der frembragt to parallelle prøver. Prøverne blev derefter sendt til DHI's laboratorium til testning og analysering. Fra hver månedsprøve blev der udtaget delprøver, som blev anvendt til batchtestning i henhold til EN 12457-1. Resultaterne af disse tests belyser variationen (på månedsbasis) i affaldets udvaskningsegenskaber over et år. Den resterende mængde af månedsprøverne blev sammenstukket til en årsprøve, som blev anvendt til karakterisering af shredderaffaldet. Der blev udført analyse af faststofindhold af uorganiske og organiske parametre, kolonneudvaskningstest (EN 14405), batchtest (EN 12457-1) og pH-statisk test (EN 14997). Tabel 3-1 giver en oversigt over de gennemførte test og analyser.

Tabel 3-1 Oversigt over test og analyseprogram i forbindelse med karakterisering af shredderaffald.

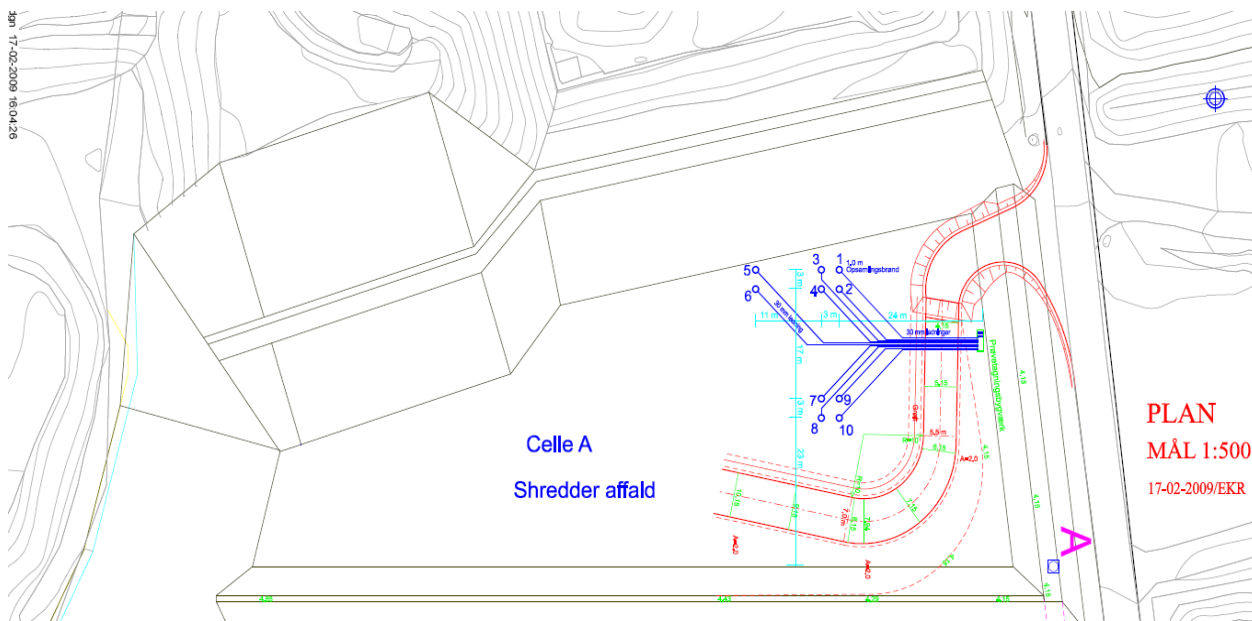
Testprogram	Prøver	Analyseprogram
Analyse af faststofindhold	Årsprøven	Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, As, Ba, Be, Cd, Co, Cr, Cu, Hg, Mo, Nb, Ni, Pb, S, Sb, Sc, Sn, Sr, V, W, Y, Zn, Zr, Br, Cl, I PAH (16-EPA, PCB), TOC, kulbrinter
Batchtest (EN 12457-1)	Årsprøven Maj 09 (duplikat) Juni 09 Juli 09 (duplikat) Aug. 09 Sept. 09 (duplikat) Nov. 09 Dec. 09 (duplikat) Jan. 10 Feb. 10 (duplikat) Marts 10 April 10 (duplikat) Maj 10	pH, ledningsevne, redoxpotentiale Klorid, sulfat, fluorid, NVOC Si, Ca, Mg, Na, K, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr (total), Cu, Fe, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn,
Kolonneudvaskningstest (CEN/TS 14405)	Årsprøven	pH, ledningsevne, redoxpotentiale Klorid, fluorid, sulfat, DOC Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, As, Ba, Cd, Cr (VI), Cr (tot), Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn
pH-afhængig udvaskningstest (CEN/TS 14997)	Årsprøven	pH, ledningsevne, redoxpotentiale Klorid, fluorid, sulfat, DOC Ca, Mg, Na, K, Fe, Al, As, Ba, Cd, Cr (VI), Cr (tot), Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Ni, Pb, Sb, Se, V, Zn
Kolonnetest for organiske stoffer	Årsprøven	PAH (16-EPA) PCB (7 kongener)

En nærmere beskrivelse af de anvendte metoder og resultaterne af de gennemførte laboratorieundersøgelser er givet i /2/.

4 DRIFT AF FORSØGSCELLER

4.1 Drift af forsøgsceller

I statusrapporten for 2009 /1/ er opbygningen af forsøgscellerne beskrevet. Figur 4-1 viser, hvordan de 10 forsøgsceller er placeret på deponeringscellen for shredderaffald (Celle A).



Figur 4-1 Placering af forsøgsceller på deponeringsenheden for shredderaffald (celle A)

Forsøgscellerne er placeret i klynger med det formål, at cellerne kan anvendes til at belyse betydningen af forskellige deponeringsforhold og driftsformer. I Tabel 4-1 ses, hvordan de enkelte klynger af forsøgsceller indgår i de planlagte forsøg.

Tabel 4-1 Oversigt over anvendelsen af forsøgscellerne i undersøgelsen.

Nummer på forsøgscelle	Funktion	Beskrivelse af driftstiltag
Celle 1 - 4	Accelereret udvaskning	Der tilføres 2 m ³ vand/dag, som spredes over forsøgscellerne via et fordelingsbygværk
Celle 5 og 6	Større fyldhøjde end de øvrige forsøgsceller – Almindelig drift	I forhold til forsøgscellerne 1-4 vil cellerne 5 og 6 have en større fyldhøjde. Efter opfyldning af deponeringsenheden forventes recirkulering af perkolat fra enheden påbegyndt. Der er indtil videre ikke recirkuleret perkolat over forsøgscellerne
Celle 7 - 10	Referenceceller med almindelig drift	Efter opfyldning af deponeringsenheden forventes recirkulering af perkolat fra enheden påbegyndt.. Der er indtil videre ikke recirkuleret betydelige mængder af perkolat over forsøgscellerne



På nuværende tidspunkt foreligger der kun resultater fra undersøgelser, der gennemføres på forsøgscelle 1-4 med accelereret udvaskning.

4.2 Vandbalance over forsøgscellerne 1-4

Fra slutningen af september 2009 er der hver arbejdsdag blevet tilført 2 m³ vand, som spredes ud over forsøgscellerne 1-4 via et fordelingsbygværk. Dog har der været perioder, hvor det pga. sne og frost ikke har været muligt at tilføre vand. De tilførte mængder er opgjort på månedsbasis. Mængderne af perkolat, som er opsamlet fra hver enkelt forsøgscelle, er ligeledes registreret og opgjort på månedsbasis frem til april 2011.

Tabel 4-2 Mængden af vand tilført over forsøgscellerne 1 – 4. Tabellen viser endvidere de opsamlede perkolatmængder for hver enkelt forsøgscelle opgjort på månedsbasis.

Måned	Vand spredt over cellerne 1-4 (liter)	Nettonedbør* over celle 1-4 (liter)	Perkolat opsamlet fra forsøgscellerne (liter)			
			Nr.1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4
okt-09	38.000	1367	0	278	0	0
nov-09	38.000	4020	0	715	0	0
dec-09	22.000	3675	0	456	0	9
jan-10	0	561	0	0	0	0
feb-10	0	1912	0	16	0	22
mar-10	56.000	61	113	925	11	52
apr-10	48.000	0	274	1008	29	123
maj-10	34.000	0	45	866	10	101
jun-10	39.000	0	86	1126	13	174
jul-10	35.000	0	12	853	2	83
aug-10	34.000	1789	26	982	11	191
sep-10	30.000	534	21	1233	11	140
okt-10	34.000	1839	18	1313	8	153
nov-10	38.000	4439	21	1309	13	22
dec-10	10.000	1156	5	290	12	91
jan-11	4.000	Ikke oplyst	1	166	8	69
feb-11	0	Ikke oplyst	0	0	0	0
mar-11	14.000	Ikke oplyst	5	469	2	52
apr-11	10.000	Ikke oplyst	1	338	6	30
Sum	484.000		626	12.342	135	1.312

* Anslået som differencen mellem nedbør og potentiel fordampning.

Over forsøgscellerne 1-4 er der opbygget et fordelingsbygværk, som anvendes til fordeling af tilført vand. Hver forsøgscelle dækker 2% af det areal, hvorpå vandet spredes. Ideelt set ville man, når shredderaffaldet er vandmættet, kunne forvente at opsamle 2% af den tilsatte vandmængde som perkolat, hvis vandflowet igennem affaldet er jævnt. Den teoretiske mængde perkolat per forsøgscelle er beregnet. Tabel 3-3 viser for forsøgscelle 1-4 i procent andelen af perkolat, der reelt er opsamlet fra hver forsøgscelle, i forhold til den teoretiske perkolatmængde.

Tabel 4-3 Procentuel andel af perkolat opsamlet fra forsøgscelle 1-4 i forhold til den teoretiske mængde perkolat, der ville kunne forventes ved jævn vandstrømning igennem affaldet.

Måned	Teoretisk mængde perkolat per celle (liter)	Opsamlet mængde perkolat i forhold til teoretisk mængde for hver forsøgscelle (%)			
		Nr.1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4
okt-09	238	0	117	0	0
nov-09	840	0	94	0	0
dec-09	513	0	104	0	2,0
jan-10	11	0	0	0	0
feb-10	38	0	0	0	0
mar-10	1121	10	82	0,9	4,6
apr-10	960	28	105	3,0	13
maj-10	680	6,5	127	1,5	15
jun-10	780	11	144	1,7	22
jul-10	700	1,7	122	0,3	12
aug-10	716	3,6	137	1,5	27
sep-10	611	3,4	202	1,8	23
okt-10	717	2,5	183	1,1	21
nov-10	849	2,5	154	1,5	2,6
dec-10	223	2,2	130	5,4	41
jan-11	80 ¹	1,3	208	10	86
feb-11	0 ¹	0	0	0	0
mar-11	280 ¹	1,8	168	0,71	19
apr-11	200 ¹	0,5	169	3,0	15

¹: Er estimeret på baggrund af tilført vand. Nettonedbør er ikke inkluderet i disse da nedbørsmængder og fordampning på nuværende tidspunkt ikke kendes.

Det fremgår tydeligt af resultaterne vist i Tabel 4-2 og Tabel 3-3, at det tilførte vand fordeles meget ujævnt ned igennem shredderaffaldet til trods for, at vandet tilføres igennem et fordelingsbygværk, der sikrer en jævn fordeling af vandet på overfladen, før det siver ned i affaldet.

I marts og april 2010 blev det forsøgt over en periode at tilsætte 4 m³ vand ad gangen i stedet for 2 m³. I samme periode begyndte der at komme perkolat ud i alle fire opsamlingsbrønde også i brønd 1 og 3, hvor der ikke tidligere var registreret perkolat. Dog opsamles der stadigvæk meget forskellige mængder af perkolat fra de fire opsamlingsbrønde (Tabel 3-3). Det er vanskeligt at afgøre, om den ekstra vandmængde kan have skabt nogle nye flowmønstre i affaldet, der giver perkolat i alle forsøgscellerne, eller om det blot er tilfældigheder, der slår igennem.

Mængderne af perkolat, der opsamles i forsøgscelle nr. 2 ses at udgøre mere end 100% af den mængde perkolat, der teoretisk ville kunne opsamles, hvis der havde været en jævn vandgennemstrømning i affaldet. For de øvrige tre forsøgsceller er der i hele perioden opsamlet langt mindre perkolat end forventet ud fra de teoretiske betragtninger. Resultaterne viser, at vandet danner præferentielle flowmønstre i affaldet, og det er derfor meget sandsynligt, at en betydelig andel af affaldet kun i ringe omfang eller slet ikke kommer i kontakt med det gennemsvivende vand, og at stofudvaskningen fra disse "tørre områder" derfor heller ikke finder sted.

I forhold til ønsket og målsætningen om at forcere udvaskningen af potentielle forureningsstoffer fra affaldet er det væsentligt, at al affaldet bringes i kontakt med vand, og at der ikke er tørre områder i affaldet. Den meget ujævne vandstrømning igennem shredderaffaldet over forsøgscellerne er derfor u hensigtsmæssig og i sidste ende en forhindring for at opnå en stabil tilstand, hvor udvaskningen fra affaldet har nået et acceptabelt lavt niveau.

4.3 Tiltag til sikring af bedre vandfordeling i shredderaffaldet

Vand, der tilføres fordelingsbygværket over forsøgscellerne, pumpes fra vandvognen over i en beholder (se Figur 4-2), hvorfra vandet i løbet af kort tid pumpes over i fordelingsrørene. Herfra fordeles vandet jævnt ud i ralkassen over forsøgsbrøndene. Da vandbalancerne over testcellerne har vist, at vandgennemstrømning i shredderaffaldet i høj grad er ujævn, blev der gennemført nogle tiltag dels for at sikre, at vandfordelingen i ralkassen fungerer efter hensigten, dels for at forsøge at forbedre vandfordelingen i selve affaldet.



Figur 4-2 På billedet til venstre ses pallettanken, som vandet pumpes over i før det på kort tid ledes til fordelingsbygværket. På billedet til højre ses overfladen af fordelingsbygværket over forsøgscellerne 1-4 med det centrale fordelingsrør i midten.

For at belyse hvordan tilført vand fordeles i bygværket over forsøgscellerne, blev det forsøgt at anvende et varmfølsomt kamera. I marts måned, hvor det var frostvej, blev der tilsat varmt vand til fordelingsbygværket i håb om at kunne følge vandets fordeling i ralkassen med kameraet ved temperaturstigning på overfladen, når det varme vand spredtes ud. Forsøget gav desværre ikke et brugbart resultat, da det ikke var muligt at se forskel på temperaturen i forsøgsfeltets overflade før og efter tilsætningen af vandet. Forsøget med det varmfølsomme kamera blev gentaget i juni med tilsætning af koldt vand, men heller ikke her kunne der skelnes mellem før og efter tilsætning af vand.

De opstillede vandbalancer over de fire forsøgsceller viser, at kontakten mellem shredderaffald og det gennemstrømmende vand ikke er god. En af årsagerne hertil kan være, at overfladespændinger mellem affaldet og vandet forhindrer kontakt. Der blev derfor indledt forsøg med at tilsætte tensider til det vand, der spredes over shredderaffaldet i forsøgsfeltet. I første omgang blev der udført laboratorieforsøg. Bilag A indeholder en nærmere beskrivelse af de gennemførte laboratorieforsøg. Resultaterne fra laboratoriet viste, at shredderaffaldet kan optage ca. 13% mere vand ved tilsætning af tensider, hvilket tyder på, at vandet trænger bedre ind i affaldet efter tilsætning af tensider.



På baggrund af disse resultater blev der igangsat forsøg med tilsætning af tensider til den daglige tilførte vandmængde over forsøgscellerne. Formålet med forsøget var at forbedre kontakten mellem affaldet og det gennemstrømmende vand, og at vandgennemstrømningsmønstret i affaldet således ville blive mere jævnt.

Fra d. 1. juni til og med d. 10. juni blev der ved hver vandtilsætning tilsat tensider til palletanken resulterende i en 0,5% opløsning i palletanken, inden vandet blev ledt til fordelingsbygværket. Der blev i perioden tilført vand i alt 7 gange.

Mængden af perkolat, der kunne tappes fra de fire forsøgsceller blev registreret, og der blev målt pH og ledningsevne i perkolatet. Resultaterne af forsøgene er vist i bilag A.

Overordnet må det ud fra resultaterne konkluderes, at anvendelsen af tensider ikke synes at have den ønskede effekt med hensyn til at opnå en mere jævn vandgennemstrømning i affaldet. Det kan dog ikke udelukkes, at kontakten mellem affaldet og vandet er forbedret ved anvendelse af tensider, men det har ikke været muligt ud fra de gennemførte undersøgelser at konstatere en ændring i perkolatets karakter (bedømt på baggrund af pH og ledningsevne). Forsøget med tilsætning af tensider blev derfor indstillet.

Den ujævne fordeling af vandet i affaldet er en kritisk parameter i forhold til at opnå stabile udvaskningsforhold i affaldet. Det bør derfor overvejes, om det er muligt at forbehandle shredderaffaldet på en måde, der kan sikre en mere jævn vandgennemstrømning i affaldet – f.eks. ved udsortering af specifikke materialefraktioner, yderligere neddeling af partikelstørrelse eller lignende.

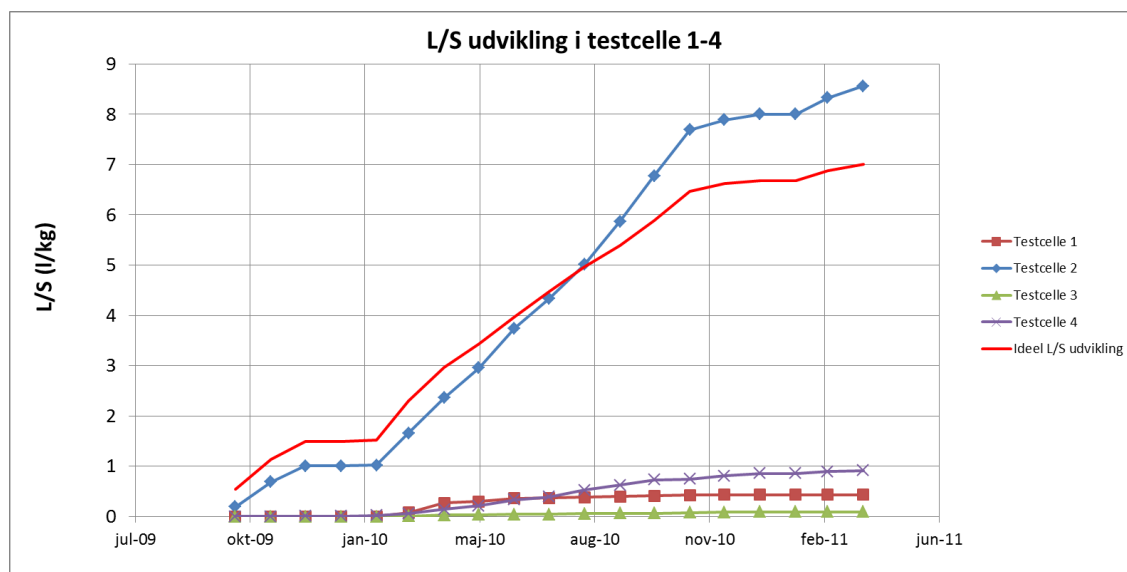
4.4 Beregning af væske-faststofforhold for forsøgscelle 1-4

For hver forsøgscelle beregnes L/S-forholdet, som her antages at være forholdet mellem den mængde vand, der er opsamlet i hver af de fire forsøgsceller og den mængde affald, der er placeret umiddelbart over hver forsøgscelle. Beregningerne af L/S-forholdet bygger på følgende antagelser:

- Vandet antages at have en fuldstændig jævn fordeling i shredderaffaldet fra toppen af affaldet og til udløbet i forsøgscellen således, at alt affaldet teoretisk set er i kontakt med vandet. Vandet antages at være i kontakt med alt faststofmateriale i cylinderen.
- Mængden af shredderaffald over hver forsøgscelle beregnes på baggrund af en cylinder med en diameter på 1 m og en højde på 4 m.
- Vægtfylden af shredderaffaldet er bestemt i laboratoriet til $0,54 \text{ tons/m}^3$, som anvendes ved beregning af L/S-forholdet.

Antagelserne om jævn vandgennemstrømning og fuld kontakt mellem affald og vand vil med god tilnærmelse gælde for udvaskningsforsøg udført i laboratoriet, men vandbalancerne over forsøgscellerne har vist, at disse antagelser ikke gælder i felten, hvilket der må tages højde for i vurdering af resultaterne.

Figur 4-3 viser den beregnede udvikling i L/S-forholdet for forsøgscelle 1-4 samt den ideelle udvikling i L/S-forholdet ved en jævn vandstrømning igennem en forsøgscelle.



Figur 4-3 Udvikling i L/S-forholdet i forsøgscellerne 1-4. Til sammenligning er den L/S-udviklingen i en forsøgscelle under ideelle forhold vist.

Af Figur 4-3 fremgår det, at udviklingen i L/S-forholdet for forsøgscelle 2 indtil august 2010 synes at følge den teoretiske udvikling, men efter august 2010 opsamles der mere vand i forsøgscellens brønd, end der teoretisk vil kunne opsamles, hvis vandet løb jævnt fordelt igennem affaldet. I de tre øvrige forsøgsceller opsamles der langt mindre mængder perkolat, end der teoretisk ville tilløbe brønden ved et jævnt flow. I april 2011 er det beregnede L/S-forhold for forsøgscelle 2 på 8,56 l/kg, og for de tre øvrige forsøgsceller er det beregnede L/S-forhold mellem 0,09 og 0,9 l/kg.

Den ujævne vandgennemstrømning i affaldet vil imidlertid betyde, at dele af affaldet ikke har været i kontakt med vandet, når det opsamles i brøndene, og der kan derfor argumenteres for at beregne L/S-forholdet baseret på den mængde affald, som reelt har været i kontakt med det gennemstrømmende vand. Antages det, at 50% af faststofmaterialet er i kontakt med det gennemstrømmende vand, vil det beregnede L/S-forholdet i forsøgscellerne stige til det dobbelte.

4.5 Resultater fra analyse af perkolat fra forsøgscellerne 1-4

I juli 2010 blev der udtaget perkolatprøver fra forsøgscelle 1, 2 og 4 til kemisk analyse. Forsøgscelle 3 indeholdt ikke tilstrækkelig mængde perkolat til, at der kunne udtages en prøve. Der blev i maj 2011 ligeledes udtaget perkolatprøver fra forsøgscellerne 1, 2, 3 og 4. Resultaterne af perkolatanalyserne fra 2010 og 2011 er vist i bilag B.



5 DATA FRA DEPONERINGSCELLEN (CELLE A)

5.1 Shredderaffald tilført deponeringscellen

Deponeringsenheden for shredderaffald (Celle A) blev i marts 2009 åbnet for modtagelse af shredderaffald. De tilførte mængder af shredderaffald i 2009 og 2010 er opgivet i Tabel 5-1 (/3/, /4/).

Tabel 5-1 Oplysninger om shredderaffald modtaget på deponeringscelle A /3/ og /4/.

	Modtaget mængde shredderaffald (tons)
2009	27.467
2010	24.506

5.2 Perkolatanalyser

Der er rutinemæssigt udtaget prøver af perkolat, der er opsamlet fra hele deponeringscellen. DHI har fra COWI modtaget resultater af de gennemførte perkolatanalyser frem til december 2010. Steen Stentsøe fra COWI oplyser, at der er risiko for, at perkolatprøverne i 2009 og frem til marts 2010 er forurenede med perkolat fra andre deponeringsceller. Perkolatprøver udtaget fra marts 2010 frem til december 2010 (bortset fra en prøve udtaget d.31-5-10) kan derimod anses for udelukkende at bestå af perkolat fra shreddercellen. På baggrund af disse oplysninger er det derfor valgt ikke at medtage resultater af perkolatanalyser fra før marts 2010 i vurderingerne.

5.3 L/S-forhold for deponeringscellen

I hele perioden 2009 og 2010 har deponeringscellen for shredderaffald været under opbygning, og det er vanskeligt at beregne meningsfyldte L/S-forhold for hele cellen, før opbygningen er afsluttet. Når der alligevel i det følgende estimeres et gennemsnitligt L/S-forhold for hele cellen under opbygning, er det for at kunne sammenholde resultaterne fra perkolatanalyserne fra hele cellen med resultaterne fra hhv. kolonnetest og forsøgsceller. Det skal understreges, at de estimerede L/S-forhold er baseret på gennemsnitlige betragtninger og derfor kun kan anvendes som vejledende.

Deponeringscellens fyldhøjde er ikke ens over hele cellen, og når opfyldningen er afsluttet, vil fyldhøjden variere mellem 10 og 20 meter. Til estimering af L/S-forholdene under opfyldningen er beregningerne gennemført for tre forskellige fyldhøjder. Resultaterne er vist i Tabel 5-2. Beregningerne er foretaget som beskrevet i det følgende:

- Den opsamlede mængde perkolat ($m^3/\text{år}$) antages at være opsamlet fra hele deponeringscellens areal, hvilket kan omregnes til en perkolatmængde per kvadratmeter per år ($mm/m^2/\text{år}$). Denne mængde blev derefter divideret med massen af shredderaffald per kvadratmeter gange fyldhøjden, hvilket giver et årligt L/S-forhold. Da det første perkolat blev opsamlet i 2009, er L/S-forholdet for 2009 lig med det akkumulerede L/S-forhold for hele cellen. På tilsvarende måde beregnedes tilvæksten i L/S-



forholdet for 2010 og ved at addere dette resultat til 2009 L/S-forholdet, blev det akkumulerede L/S-forhold for hele cellen ved udgangen af 2010 fundet.

Som det fremgår af Tabel 5-2 er stigningen i L/S-forholdet i 2010 signifikant, hvilket skyldes, at der i 2010 blev tilført 5010 m³ rent vand over hele deponeringscellen (udover hvad der tilførtes som nedbør). Samtidig er den årlige nedbørsmængde for 2010 noget højere end i 2009.

Tabel 5-2 Estimerede L/S-forhold (l/kg) for hele shreddercellen ved tre forskellige fyldhøjder.

Antaget fyldhøjde (m)	5	10	15
Densitet (ton/m ³)	0,54	0,54	0,54
Vægt af affald per kvadratmeter (ton/m ²)	2,7	5,4	8,1
Overfladeareal for cell A (m ²)	8730	8730	8730
Perkolat opsamlet, 2009 (m ³)	1382,4	1382,4	1382,4
Perkolat opsamlet, 2009 (mm/m ² /yr)	158	158	158
Akkumuleret L/S, ultimo 2009 (l/kg)	0,059	0,029	0,02
Perkolat opsamlet, 2010 (m ³)	5747	5747	5747
Perkolat opsamlet, 2010 (mm/m ² /yr)	658	658	658
ΔL/S, ultimo 2010 (l/kg)	0,243	0,122	0,08
Akkumuleret L/S, ultimo 2010 (l/kg)	0,302	0,151	0,10

I de følgende afsnit er L/S-forholdet ved en gennemsnitlig fyldhøjde på 10 m anvendt for hele shreddercellen.



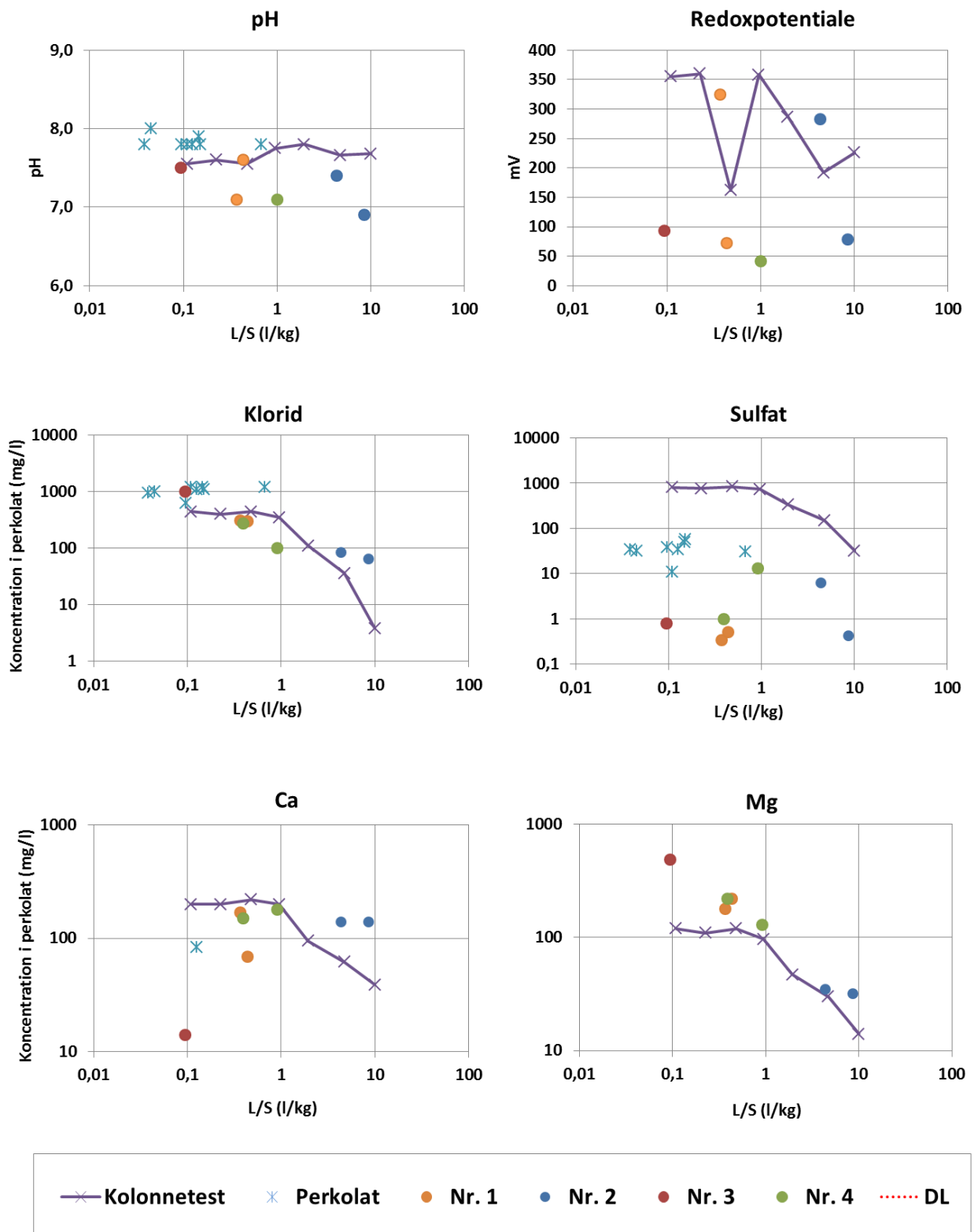
6 RESULTATER OG DISKUSSION

6.1 Resultater

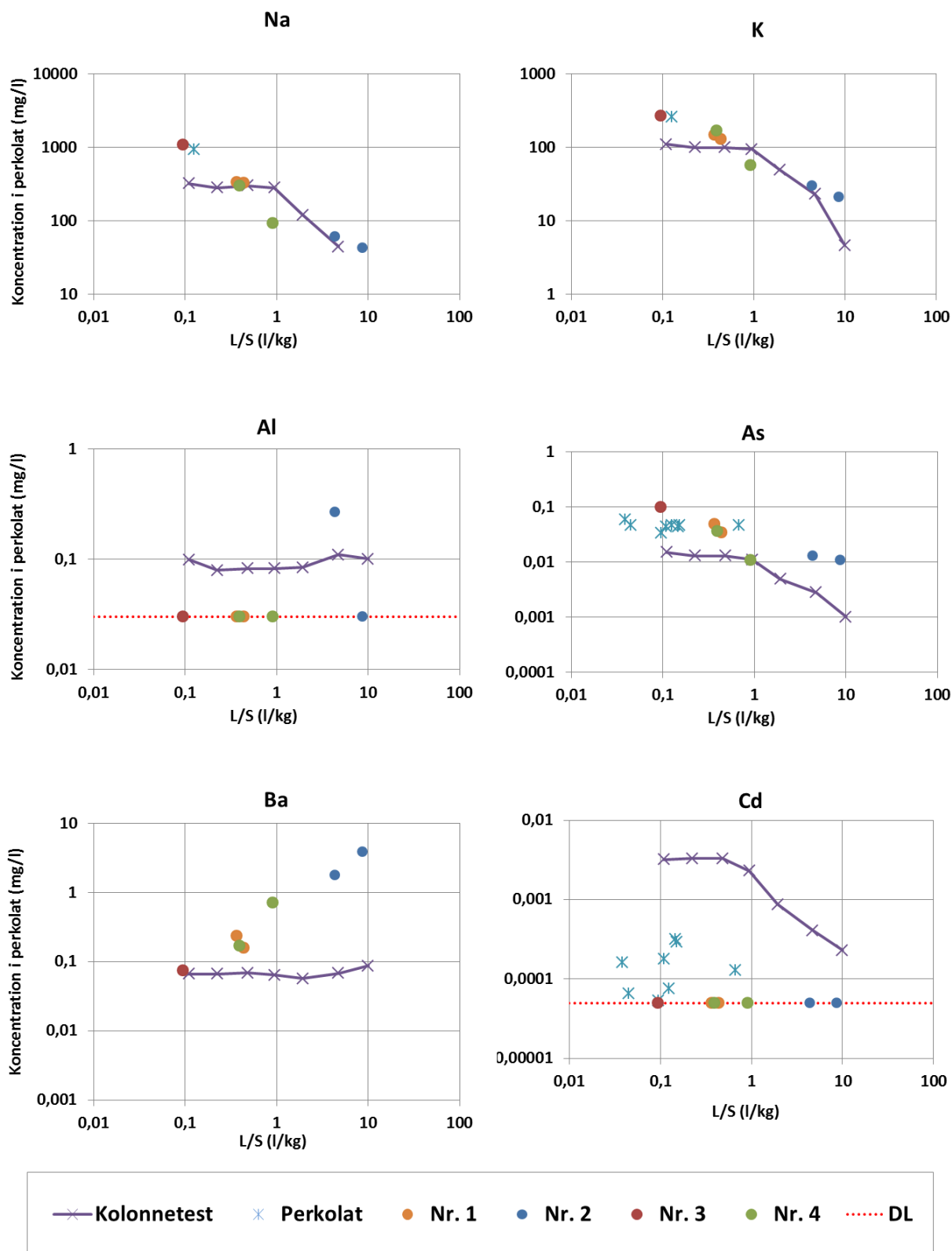
Som beskrevet i de foregående afsnit kan stofudvaskningen fra shredderaffald vurderes ud fra tre forskellige forsøgsopsætninger:

- Udvaskningstests udført i laboratoriet under standardiserede forhold. Laboratorieforsøgene er udført på en prøve, som er repræsentativ for det shredderaffald, der er modtaget på deponeringscellen i perioden maj 2009 til april 2010 (resultater afrapporteret i /2/).
- Accelereret udvaskningsforsøg i forsøgscelle 1 til 4, som er etableret på deponeringscellen med separate perkolatopsamlingsystemer. Vandbalancer samt perkolatanalyser danner grundlag for vurderingerne.
- Rutinemæssige kontrolanalyser af perkolat fra hele shreddercelle A. Der foreligger resultater fra marts 2010 og frem til december 2010, som er egnet til formålet (resultaterne er afrapporteret i /4/).

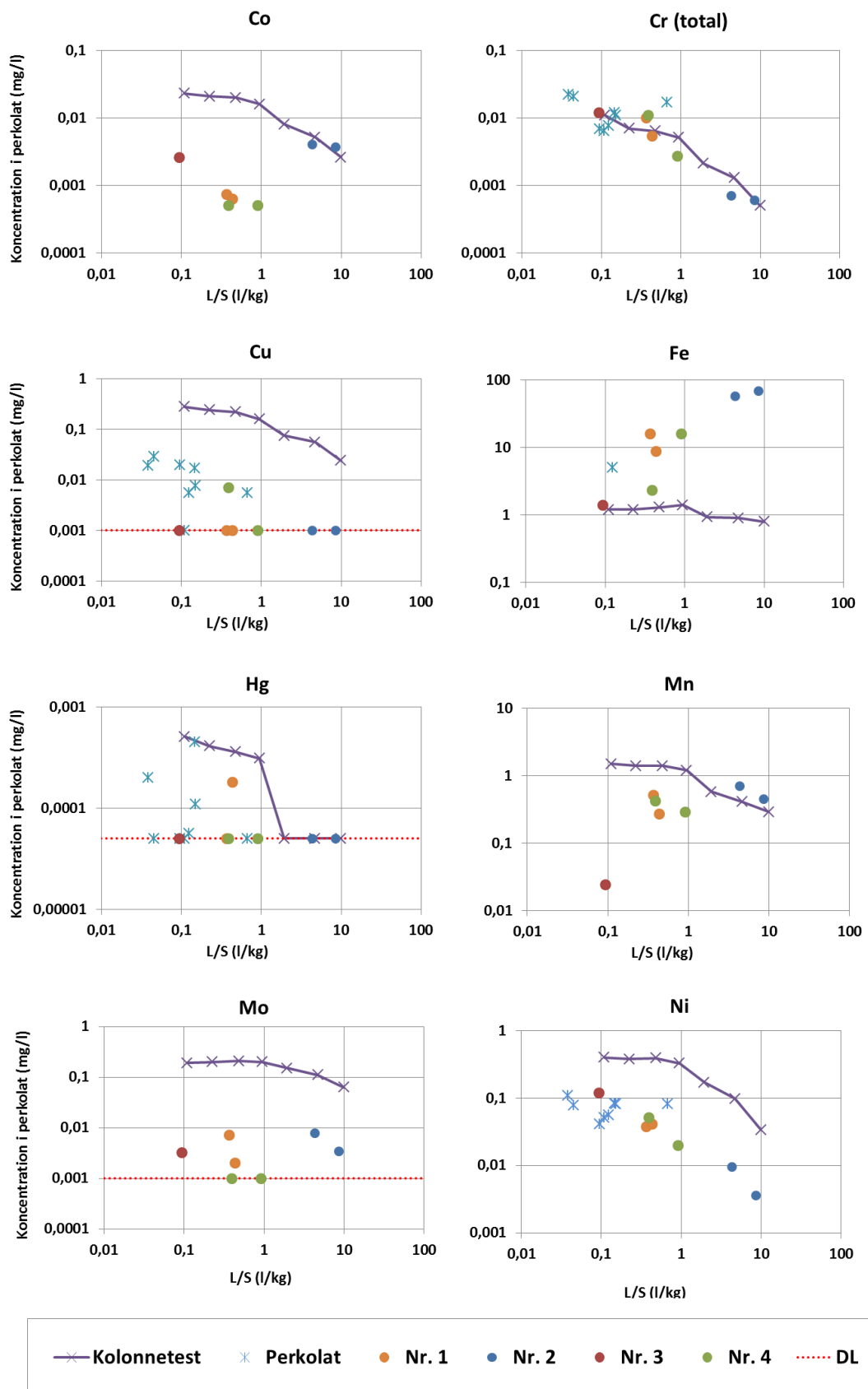
Resultaterne er for de uorganiske stoffer vist i Figur 6-1 til Figur 6-4 som funktion af det estimerede L/S-forhold. Resultaterne er givet som koncentrationer i eluater/perkolatprøver. Analyseresultater for perkolatprøver fra hele deponeringscellen er vist som blå stjerner ved de estimerede L/S forhold, mens udvaskningen for de fire forsøgsceller (nr. 1 - nr. 4) er vist som fyldte cirkler, hvor hver forsøgscelle har egen farve. Resultaterne fra kolonneudvaskningstest er vist som krydser forbundet med en linje.



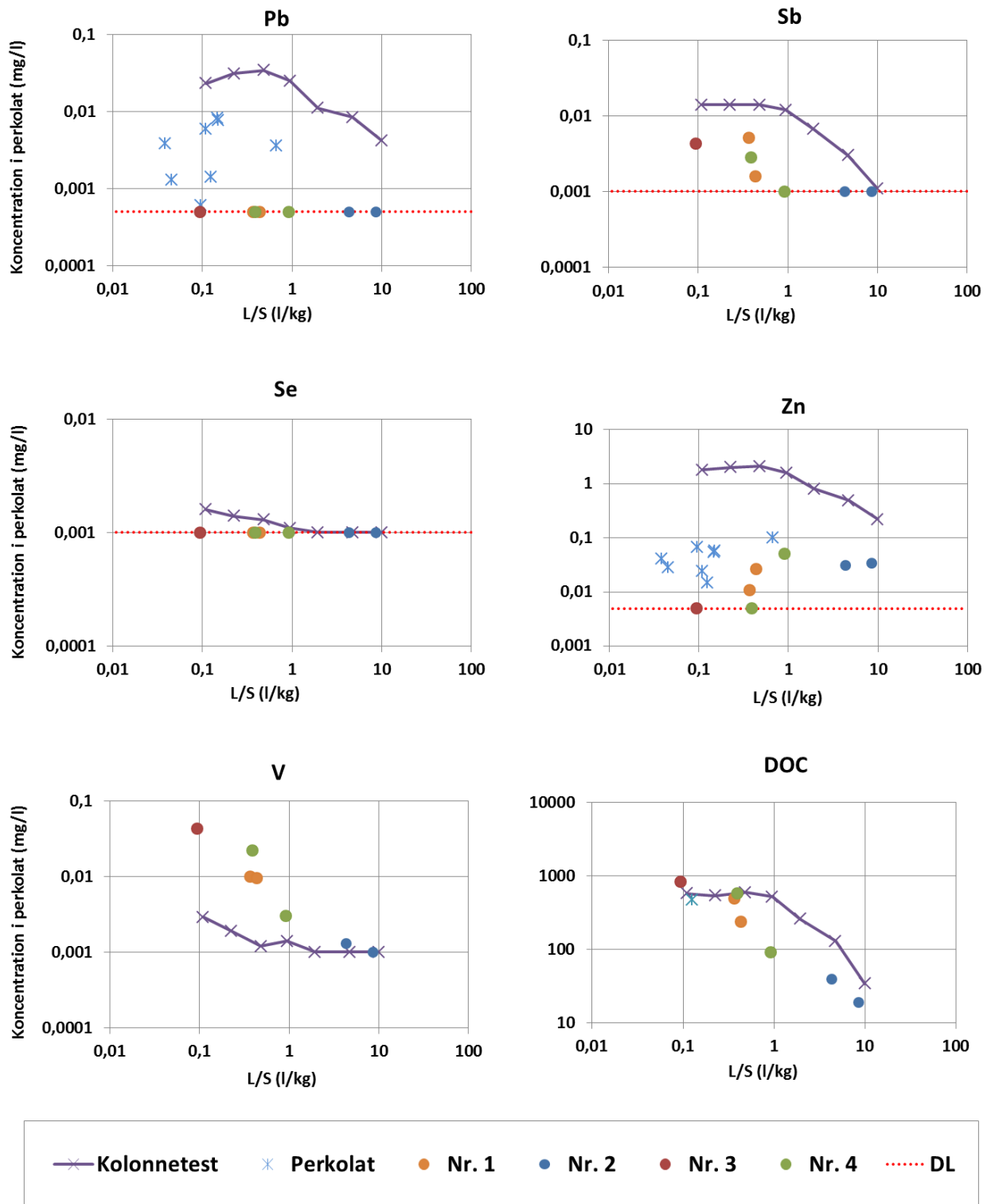
Figur 6-1 Udvaskningsresultater fra kolonneforsøg udført i laboratoriet, koncentrationer målt i perkolat fra felt forsøgsceller og koncentrationer målt i perkolat fra hele shreddercellen. Resultaterne er vist som funktion af estimeret L/S-forhold.



Figur 6-2 Udvaskningsresultater fra kolonneforsøg udført i laboratoriet, koncentrationer målt i perkolat fra felt forsøgsceller og koncentrationer målt i perkolat fra hele shreddercellen. Resultaterne er vist som funktion af estimeret L/S-forhold.



Figur 6-3 Udvaskningsresultater fra kolonneforsøg udført i laboratoriet, koncentrationer målt i perkolat fra felt forsøgsceller og koncentrationer målt i perkolat fra hele shreddercellen. Resultaterne er vist som funktion af estimeret L/S-forhold.



Figur 6-4 Udvaskningsresultater fra kolonneforsøg udført i laboratoriet, koncentrationer målt i perkolat fra felt forsøgsceller og koncentrationer målt i perkolat fra hele shreddercellen. Resultaterne er vist som funktion af estimeret L/S-forhold.



6.2 *pH-værdi*

Af Figur 6-1 fremgår det, at de målte pH-værdier i perkolater og eluater fra hhv. feltforsøg og laboratorieforsøg generelt ligger imellem pH 7 og pH 8. Det fremgår også af Figur 6-1, at der er god overensstemmelse imellem pH-værdier bestemt i perkolat fra hele deponeringscellen og pH bestemt i eluater fra kolonneudvaskningstest, som er udført i laboratoriet. For perkolat udtaget fra forsøgscellerne ses pH-værdierne for de fleste prøver at være en smule lavere (omkring 0,5-1 pH-enheder lavere) end fundet ved kolonneudvaskningsforsøg.

6.3 *Redoxpotential*

Redoxpotential er bestemt i eluater fra kolonneudvaskningstesten samt i perkolatprøver udtaget fra forsøgscellerne umiddelbart efter prøvetagning. Der er ikke bestemt redoxpotential i perkolatprøver fra hele deponeringscellen.

I eluater fra kolonneudvaskningsforsøg blev redoxpotential (Eh) bestemt til værdier mellem 150 – 350 mV, hvilket indikerer, at udvaskningen fra shredderaffaldet i et kolonneforsøg foregår under iltede forhold (aerobiske forhold). For perkolatprøver udtaget fra forsøgscellerne blev redoxpotential bestemt til ca. 50 mV, hvilket er betydeligt lavere end fundet ved laboratorieforsøg. Dette indikerer, at der i shredderaffaldet foregår processer, der under naturlige deponeringsforhold ændrer redoxforholdene i affaldet. Resultaterne viser tydeligt, at disse processer ikke i samme omfang foregår i laboratorieforsøgene.

I kolonneudvaskningstesten, der er udført under standardiserede forhold i laboratoriet, tages der ikke højde for biologiske processer. Udvasningen udføres under standardiserede aerobe forhold, idet iltholdigt vand kontinuert tilføres i bunden af kolonnen med relativ høj hastighed. Strømningen i kolonnen er opadrettet, og kolonnen er vandmættet. Dette sikrer, at det iltholdige vand fordeles jævnt i kolonnen, og at preferentielt flow minimeres. Testen udføres over relativ kort tid, ca. 3 uger. De standardiserede testbetingelser medfører, at der formentlig er tilstrækkeligt med ilt i kolonnen under hele udvaskningsforløbet til eventuelle iltforbrugende processer.

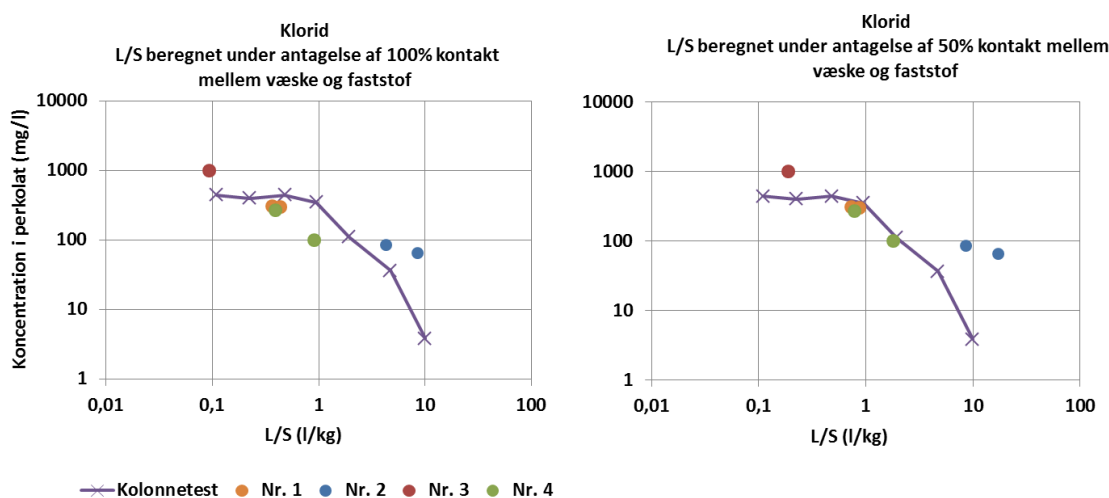
I felten vil det forholde sig anderledes. Som det fremgår af afsnit 4.2 er vandflowet i forsøgscellerne i felten meget forskelligt fra forholdene i kolonetesten. I felten dannes der i høj grad et præferentielt flowmønster, idet vandet tilføres affaldet fra oven. Dele af affaldet vil forblive tørt, hvorimod andre dele i højere eller mindre grad bliver udsat for vand i kortere eller længere perioder. Det ujævne flowmønster kan betyde, at der i dele af affaldet opstår områder, hvor iltten opbruges og redoxforholdene ændres derved.

For en række af de uorganiske stoffer er redoxforholdene af afgørende betydning for udvaskning. Dette gælder især for sporelementer. Informationer om eventuelle forskelle i redoxforhold ved feltforsøg og ved laboratorietestning er derfor afgørende i forhold til at vurdere udvaskningsforløbet af disse stoffer over tid.

6.4 Udvaskning af letopløselige stoffer

Letopløselige stoffer forekommer ofte i form af salte og mineraler. Opløselighedsproduktet (K_{sp}) for disse salte/mineraler er højt, og stofferne opløses derfor let ved kontakt med vand. Eksempler på sådanne stoffer er Na, K og Cl. På grund af det høje opløselighedsprodukt er udvaskningen af disse stoffer sjældent begrænset af opløselighed, men er derimod kontrolleret af tilgængeligheden. Koncentrationen af disse stoffer i perkolater/eluater er ofte relativt høj i begyndelsen af et udvaskningsforløb, men aftager hurtigt med stigende L/S-forhold. Udvasningen af disse stoffer påvirkes ikke af ændringer i redoxforhold.

I Figur 6-1 og Figur 6-2 fremgår resultaterne fra både laboratorie- og feltforsøg for Cl, Na og K, og for de tre stoffer ses et typisk tilgængelighedskontrolleret udvaskningsmønster. Det fremgår også af figurerne, at der er rimelig god overensstemmelse mellem data fra feltforsøg og resultater fra laboratorietestning. Klorid betragtes ofte som en parameter, der er velegnet til at opnå forståelse for flowrelaterede spørgsmål, da Cl er upåvirket af kemiske og transportrelaterede processer. Udvasningen af klorid – eller rettere formen af udvaskningskurven for klorid – vil derfor være egnet til at vurdere, hvor stor en andel af shredderaffaldet over forsøgscellerne, der bidrager til udvaskningsforløbet. I Figur 6-5 ses udvaskningsforløbet for klorid som funktion af L/S-forholdet bestemt ved kolonneforsøg og ved analyse af perkolat fra forsøgscellerne.



Figur 6-5 Udvaskning af klorid. I grafen til venstre er det antaget, at 100% af shredderaffaldet bidrager til udvaskningen. I grafen til højre er det antaget, at kun 50% af shredderaffaldet i forsøgscellerne reelt er i kontakt med vand og dermed bidrager til udvaskningen af klorid.

I Figur 6-5 – grafen til venstre ses resultaterne for forsøgscellerne afbildet som funktion af L/S-forhold, der er estimeret under antagelse af, at 100% af shredderaffaldet er i kontakt med det gennemsvivende vand. Beregnes L/S-forholdet under antagelse af, at kun 50% af shredderaffaldet er i kontakt med gennemsvivende vand, vil L/S-forholdet stige med en faktor to, og udvaskningskurven for forsøgscellerne vil forskydes mod højre, som vist til højre i Figur 6-5.

Tilsvarende observationer er gjort for shredderaffald i lysimeterforsøg på Kalvebod Miljøcenter. De seneste data herfra tyder dog på, at en større del af shredderaffaldet, som er indbygget i lysimetrene, efterhånden kommer i kontakt med gennemsvivende vand /5/.



6.5 *Udvaskning af opløselighedskontrollerede stoffer*

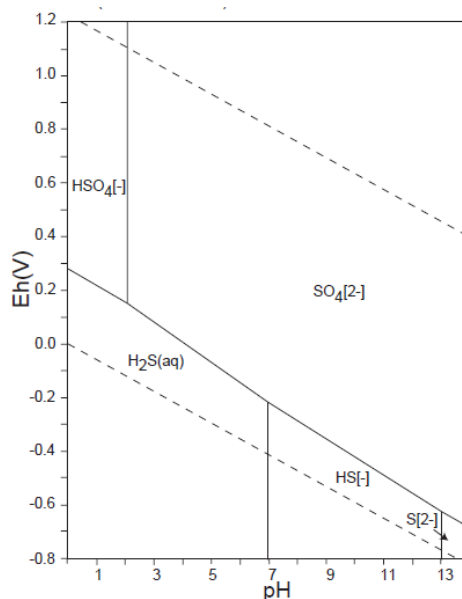
Opløselighedskontrollerede stoffer er stoffer, der forekommer som salte eller mineraler med et lavt opløselighedsprodukt (K_{sp}). Udvaskningen af disse stoffer er begrænset af hvor meget stof, der kan opløses i gennemsvivende vand, før mætningskoncentrationen er nået. Koncentrationen af disse stoffer ses ofte at være konstant i perkolatet/eluatet over længere tid i udvaskningsforløbet svarende til, at koncentrationen er konstant for stigende L/S-forhold. Koncentrationen af disse stoffer i perkolatet/eluatet ændres, når de forhold, der er styrende for opløseligheden af stofferne ændres (e.g. saltet eller mineralet opløses efterhånden og forsvinder, hvorved en ny fase bliver styrende for udvaskningen).

Typiske eksempler på dette udvaskningsmønster er observeret for Ca, Al, Mg og Ba i både kolonneudvaskningstesten og i feltforsøgene. Udvaskningen af sulfat er ligeledes kontrolleret af opløselighed, som det ses af kolonneudvaskningsresultaterne, men i feltforsøgene spiller redoxforholdene en betydelig rolle for den manglende udvaskning af sulfat.

6.6 *Udvaskning af redoxfølsomme stoffer*

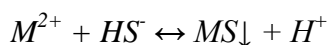
Figur 6-6 viser et Eh-pH diagram for opløste svovl specier. Ved pH-værdier mellem 7 og 8 forekommer to forskellige former af svovl afhængig af opløsningens Eh-værdi. Under iltrige forhold (høje Eh-værdier) forekommer svovl som sulfat (SO_4^{2-}), og under iltfattige forhold forekommer svovl som sulfid (HS^-).

Som nævnt i afsnit 6.3 blev det fundet, at der var relativ stor forskel på redoxpotential (Eh) bestemt i eluater fra kolonneudvaskningstesten og perkolatet fra forsøgscellerne. Jævnfør Figur 6-6 viser målinger af redoxpotential, at svovl i kolonneforsøget forekommer som sulfat, hvilket stemmer overens med, at der udvaskes sulfat fra shredderaffaldet i kolonneforsøget. Eh-værdierne, der er bestemt i perkolat fra forsøgscellerne, blev fundet mellem 42 og 92 mV ved pH 7 – 7,5. Af Figur 6-6 fremgår det, at man umiddelbart ville forvente, at svovl i dette område ligeledes ville forekomme som sulfat, men signifikant lavere koncentrationer af sulfat i perkolatprøverne fra forsøgscellerne tyder på, at sulfat er reduceret til sulfid. Der er da også for to af forsøgscellerne ved analyse påvist et indhold af sulfid i perkolatet (se analyseresultater i bilag B). Ved bestemmelse og vurdering af redoxforhold i perkolat skal det tages i betragtning, at perkolatets redoxforhold ikke nødvendigvis afspejler redoxforholdene i affaldet, idet perkolatet i drænrørene kan være påvirket af ilt, som er trængt ind i rørene, eller som står i halvtomme rør. Det anses derfor for sandsynligt, at redoxforholdene i selve shredderaffaldet er betydeligt lavere end påvist ved analyse, og at svovl i de områder, der er i kontakt med gennemstrømmende vand, forekommer som sulfid.



Figur 6-6 Eh-pH diagram for kemiske former af svovl.

Tilstedeværelsen af hydrogensulfid (HS^-) i perkolatet vil have stor betydning for udvaskningen af en række sporelementer, da reduktion af sulfat til sulfid vil fremme nedenstående reaktion mellem metalioner og hydrogensulfid:



Opløste metalioner udfældes som tungt opløselige metalsulfider, hvorved metallerne immobiliseres. Dette sker i en rækkefølge, der dikteres af deres opløselighedsprodukt således, at jo lavere metal-sulfid opløselighedsproduktet er, jo hurtigere fældes forbindelsen ud. Den opløste koncentration af disse metaller i perkolatet falder i mange tilfælde til under detektionsgrænsen, da opløseligheden af sulfidforbindelser er lav.

Tabel 6-1 viser opløselighedsprodukter for en række af metallerne.

Tabel 6-1 Opløselighedsprodukter for metalsulfider /6/.

Stof	Kemisk formel	Opløselighedsprodukt (K_{sp})
Cadmiumsulfid	CdS	$3,6 \cdot 10^{-29}$
Cobaltsulfid	CoS	$4 \cdot 10^{-21}$
Kobbersulfid	CuS	$8,5 \cdot 10^{-45}$
Kobber(I)sulfid	Cu ₂ S	$2 \cdot 10^{-47}$
Kviksølvulfid	HgS	$4 \cdot 10^{-53}$
Mangansulfid	MnS	$1,4 \cdot 10^{-15}$
Nikkelsulfid	NiS	$1,4 \cdot 10^{-24}$
Blyulfid	PbS	$3,4 \cdot 10^{-28}$
Jernsulfid	FeS	$3,7 \cdot 10^{-19}$
Zinksulfid	ZnS	$1,2 \cdot 10^{-23}$

Som vist i Figur 6-2 til Figur 6-4 er der for Cd, Co, Cu, Hg, Mn, Mo, Pb og Zn samt i nogen grad Ni fundet væsentligt lavere koncentrationer i perkolatet fra forsøgscellerne end bestemt ved kolonneudvaskningstest. Dette skyldes efter al sandsynlighed, at disse stoffer (med undtagelse af Mo) i forsøgscellerne er fældet ud som sulfidforbindelser.



Denne antagelse underbygges af, at der ved udfældning af et metalsulfid frigives H^+ , og at pH-værdien i perkolatprøver fra forsøgscellerne er 0,5 til 1 pH-enhed lavere, end hvad der er fundet ved kolonneudvaskningsforsøget. Mo vil ved pH-værdier og redoxforhold, som påvist i forsøgscellerne, fælde ud som MoO_2 .

For stofferne As, Ba og V ses udvaskningen under iltfattige forhold at stige. For As kan dette skyldes, at As forekommer som en oxyanion ($HAsO_4^{2-}$), og denne forbindelse er under iltede forhold bundet til udfældede jernoxider ($Fe(OH)_3(s)$) (van der Sloot, personlig kommunikation). Når redoxpotentiallet falder, genopløses jernoxiderne, (Fe (III) reduceres til Fe(II), som er opløselig, og As-forbindelsen genopløses dermed også. Det fremgår af resultaterne (Figur 6-3), at Fe-indholdet i perkolatet er højere i forsøgscellerne end i eluater fra kolonnetest. Tilsvarende proces kunne ligeledes forklare stigningen i koncentrationen af V i perkolatet fra forsøgscellerne. VO_4^{3-} genopløses ved reduktion af Fe(III) til Fe(II). Reduktion af V(V) til V(IV) efterfulgt af adsorption af vanadyl (VO^{2+}) til opløst organisk stof er vist at forekomme ved lave pH-værdier /7/. Ba påvirkes ikke direkte af ændringer i redoxpotentiallet, men forekommer som Ba^{2+} også under reducerede forhold. En mulig forklaring på, at Ba koncentrationen stiger under de reducerede forhold i forsøgscellerne kunne være, at det tungtopløselige $BaSO_4$ opløses, når sulfat omdannes til sulfid. Denne proces vil mobilisere Ba, som vist i Figur 6-2.

Som det fremgår af ovenstående, kan de fleste uorganiske stoffers udvaskningsmønstre, som er belyst i både laboratorie- og feltforsøg, forklares ud fra kendskabet til kemiske forhold i affaldet, som er styrende for stofudvaskning.

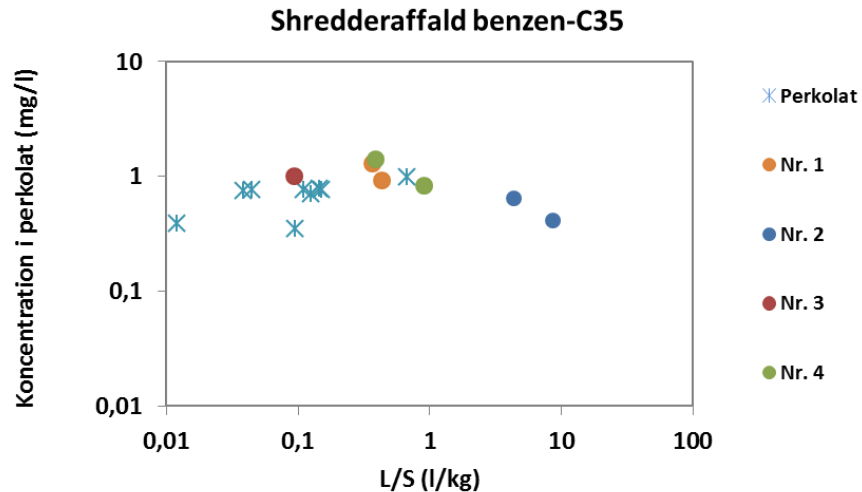
6.7 Vurdering af resultater af perkolatprøver fra hele shreddercellen

Sammenlignes resultaterne af hhv. laboratorieforsøg og resultater fra forsøgscellerne med de resultater, der foreligger for perkolatprøver, udtaget rutinemæssigt fra hele deponeringscellen med shredderaffald, ses først og fremmest, at koncentrationen af sulfat i disse prøver er lavere end bestemt ved kolonneudvaskningstest, men i de fleste tilfælde højere end bestemt i perkolat fra forsøgscellerne. Dette kan tyde på, at der i hele deponeringscellen sker udvaskning fra områder, som er mere eller mindre iltfrie. Udvasningsmønstrer for de enkelte stoffer vil derfor også variere betydeligt afhængig af redoxforholdene. Når perkolatet fra de forskellige områder i deponeringscellen samles i perkolatbrønden, vil det bestå af perkolat fra områder i deponeringscellen, som er aerobe, men også fra områder, som er mere eller mindre anaerobe. Perkolatets sammensætning kan derfor forventes at variere tilfældigt, men vil sandsynligvis ligge på et koncentrationsniveau, som falder imellem det niveau, der er bestemt ved kolonneudvaskningsforsøg (udvaskning under aerobe forhold), og det som er fundet i perkolatprøver fra forsøgscellerne (udvaskning under reducerede forhold). Dette ses at stemme meget godt overens med de resultater, der foreligger på nuværende tidspunkt.

6.8 Udvasning af organiske stoffer

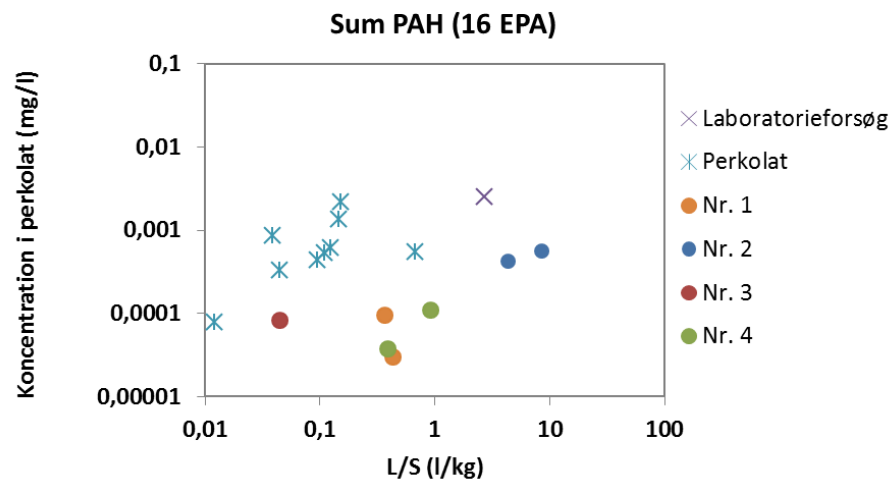
Udvasning af organiske stoffer (e.g. BTEX, kulbrinter, PAH, PCB) fra shredderaffald er fulgt gennem analyse af perkolatprøver dels fra forsøgscellerne, dels gennem rutinemæssige kontrolanalyser af perkolatet fra hele deponeringscellen. Der er endvidere for PAH- og PCB-forbindelser gennemført en udvasningstest i laboratoriet. I bilag C findes en oversigt over de organiske parametre, der er analyseret for.

Koncentrationen af kulbrinter (benzen-C10, C10-C25, C25-C35) i perkolat er bestemt i prøver opsamlet fra forsøgscellerne og i perkolat fra hele deponeringscellen. Resultaterne, som er vist i Figur 6-7 viser, at koncentrationsniveauet i perkolatet er relativt konstant i det undersøgte L/S-interval.



Figur 6-7 Udvaskning af kulbrinter fra shredderaffald (C6-C35).

Udvaskningen af PAH-forbindelser er bestemt ved laboratorieforsøg samt ved analyse af perkolat fra hhv. forsøgsceller og hele deponeringscellen. Resultaterne er vist i Figur 6-8. Det fremgår af figuren, at koncentrationen af PAH i perkolat fra hhv. laboratorieforsøg, forsøgsceller og perkolatprøve fra hele deponeringscellen varierer med mere end en faktor 10. Koncentrationsniveauet synes at være konstant (dog med stor variation) i det undersøgte L/S-interval. De PAH-forbindelser, der genfindes i perkolatet i koncentrationer over den analytiske detektionsgrænse, er naphthalen og fluoren samt for enkelte prøver også anthracen og acenaphthen. I laboratorieforsøget var samtlige undersøgte PAH-forbindelser over den analytiske detektionsgrænse. Udvaskning af PAH-forbindelser bestemt ved laboratorieforsøg er ikke uventet højere i laboratorieforsøget end i feltforsøgene, idet udvaskningsbetingelserne i laboratoriet er optimale, hvad angår kontaktforhold mellem faststoffasen og det gennemstrømmende vand. Resultater fra laboratoriet kan udgøre et kvalificeret bud på den maksimale koncentration af PAH, der vil kunne opnås ved det aktuelle L/S-forhold.



Figur 6-8 Udvaskning af PAH-forbindelser (vist som sum af PAH (16 EPA)) fra shredderaffald.

Resultater for udvaskningen af PCB (Sum af 7 kongenerne: PCB nr.28, PCB nr.52, PCB nr.101, PCB nr.118, PCB nr.138, PCB nr.153, PCB nr.180) var under den analytiske detektionsgrænse på 0,1 µg/l for stort set alle prøver. Kun PCB 101 har i to perkolatprøver vist koncentrationer over den analytiske detektionsgrænse (perkolatprøver fra hele deponeringscellen udtaget i oktober 2010 og december 2010). Ved laboratorieforsøg blev udvaskningen af PCB bestemt til at være mindre end den analytiske detektionsgrænse på 0,03 µg/l (den forhøjede detektionsgrænse skyldes, at det var nødvendigt at fortynde eluatet inden analyse).

7 VURDERING AF EFTERBEHANDLINGSTIDEN

7.1 Tilgang til vurdering af efterbehandlingsperioden

Længden af den periode inden for hvilken, der er behov for at opsamle og behandle perkolat fra et afsluttet deponeringsanlæg kaldes efterbehandlingsperioden. Først når det deponerede affald har nået en stabil tilstand, hvor det perkolat, der dannes, har en karakter, hvor det ikke på noget tidspunkt fremover kan udgøre en risiko for det omkringliggende miljø, kan efterbehandlingsperioden afsluttes. Hidtil har efterbehandlingsperioden været fastsat til 30 år blandt andet ud fra det synspunkt, at hver generation skal tage vare på eget affald, men det er uvist, om perkolatets karakter efter 30 år vil kunne forventes ikke at udgøre en risiko for det omkringliggende miljø.

Ikke alene af miljøhensyn men også af økonomiske grunde er det væsentligt for deponeringsanlæggene at kende længden af efterbehandlingsperioden, så der i tide kan afsættes midler til at klare udgifterne for hele perioden.

Resultaterne af de gennemførte laboratorieforsøg på shredderaffald anvendes i det følgende til en indledende vurdering af efterbehandlingsperioden for deponeringscelle A på Etape II hos Reno Djurs. Vurderingerne kompliceres dog i høj grad af, at udvaskningsforløbet i det deponerede affald foregår under ikke særligt kontrollerede forhold og ikke som ved laboratorietestning under mere kontrollerede forhold. Det er især følgende to forhold, der komplicerer vurderingerne

- Den meget ujævne vandfordeling og –gennemstrømning i shredderaffaldet bevirker, at udvaskningen fra forskellige områder i deponeringscellen vil begynde på meget forskellige tidspunkter og foregå med forskellig hastighed. Dette vil betyde, at hele udvaskningsforløbet forhales, og effekten af denne proces for efterbehandlingsperioden vil være vanskelig at vurdere.
- Resultaterne af feltforsøgene viser, at der i shredderaffaldet er områder, som er mere eller mindre reducerede. Dette vil højst sandsynligt være en ustabil tilstand for deponeringscellen over en længere tidshorison. Udvasningen af de redoxfølsomme stoffer kan ændre sig ved ændringer i redoxpotentialet, men der er i dag ikke tilstrækkelig viden om, hvordan disse processer påvirker udvaskningsforløbet.

De følgende vurderinger af efterbehandlingsperioden bør derfor kun ses som et første forsøg på at kvalificere diskussionen vedrørende længden af efterbehandlingsperioden.

I det følgende er det valgt at anvende to meget forsimplede betragtninger til vurdering af efterbehandlingsperioden;

Model 1: Udviklingen i perkolatets karakter som funktion af L/S-forholdet bestemt ved laboratorieforsøg sammenholdes med nedsivningskriterier for perkolat, der er opstillet for perkolat fra etape IIa. En forsimplet model anvendes til at omsætte L/S-forholdet til en tidskala. Det kan derefter vurderes, hvornår perkolatet ved denne beregningsmetode kan forventes at kunne overholde nedsivningskriterierne.

Model 2: Udviklingen i perkolatets karakter sammenholdes med kvalitetskriterier for udledning til marine områder, under inddragelse af stedsspecifik initialfortynding i recipienten.



7.2 **Relevante kvalitetskriterier**

Der anvendes to typer af kriterier i hhv. model 1 og model 2.

Kriterier til model 1

Reno Djurs I/S har fået tilladelse til at nedsive overfladevand og perkolat fra etape IIa på deponeringsanlægget ved Glatved /8/. I tilladelsen er der opstillet grænseværdier for perkolat til nedsivning for en række stoffer, herunder for udvalgte metaller. Tilladelsen omfatter dog ikke perkolat fra deponeringscellen med shredderaffald, men grænseværdierne vil kunne anvendes til en indledende vurdering af, hvornår perkolatet fra deponeringsenheden kan forventes at overholde grænseværdierne (model 1). Nedsivningskriterierne er vist i bilag D.

Kriterier til model 2

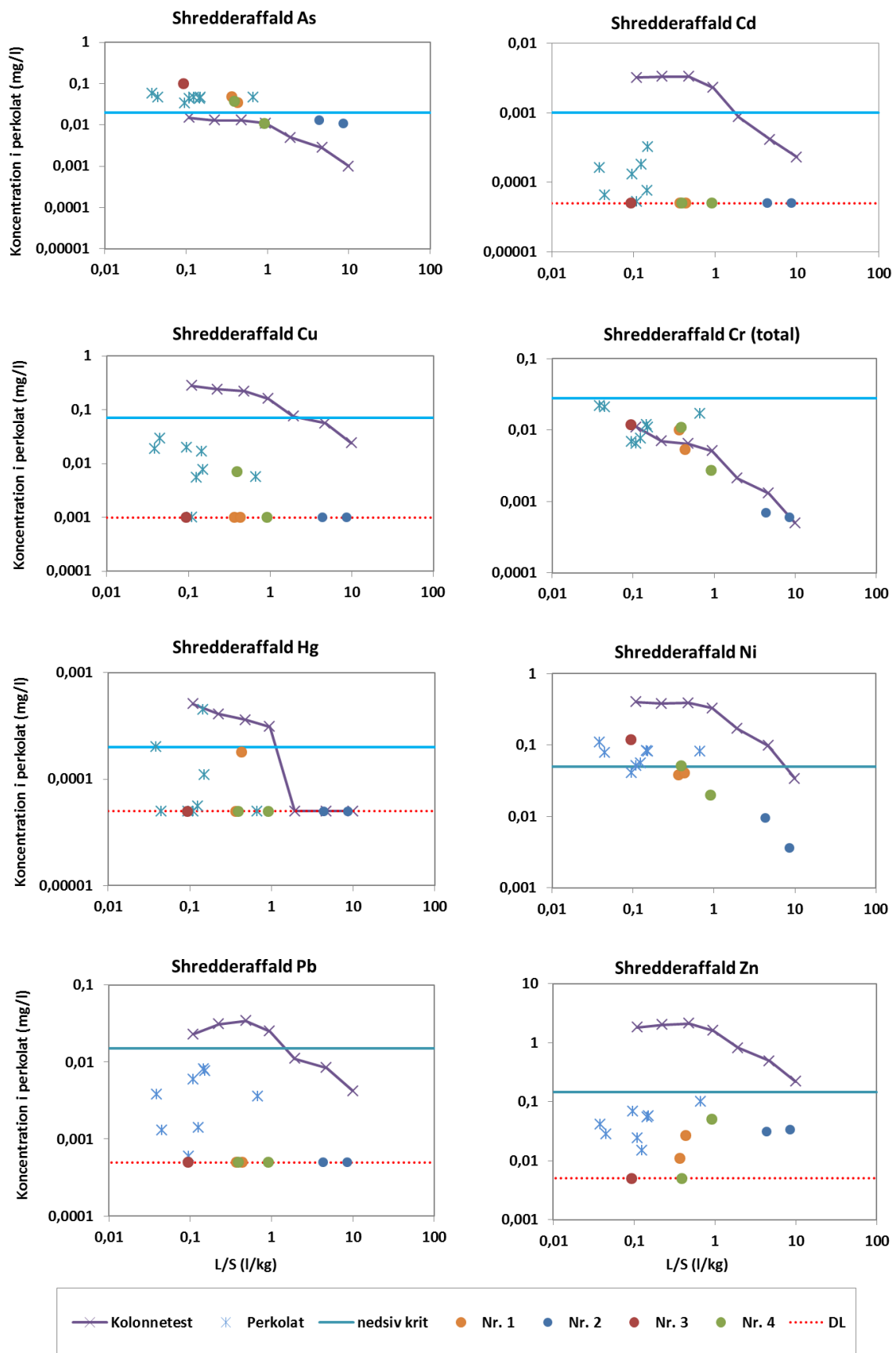
I bekendtgørelsen nr. 1022 (2010) om miljøkvalitetskrav /9/ er der fastsat krav ved udledning af forurenende stoffer til havet. De nationale miljøkvalitetskrav (generelle kvalitetskrav) for marine områder anvendes i model 2 til vurdering af, om perkolatet fra shredderaffaldet vil kunne bidrage til en uacceptabel påvirkning af recipienten.

7.3 **Model 1: Sammenligning af perkolatkvalitet med nedsivningskriterier**

Figur 7-1 viser resultater for de uorganiske stoffer, der er opstillet nedsivningskriterier for /8/. Nedsivningskriterierne er indtegnet i graferne som vandrette linjer.

Som det fremgår af Figur 7-1 er koncentrationen af As og Cr(total) igennem hele kolonneudvaskningsforløbet lavere end de opstillede nedsivningskriterier, og da koncentrationen for begge stoffer vil være faldende med stigende L/S-forhold, indikerer dette, at udvaskningen af disse stoffer under oxiderede forhold formentlig ikke vil overstige nedsivningskriterierne. Sammenholdes kriterierne for disse stoffer med resultaterne fra feltforsøgene ses, at koncentrationen af As overskrider nedsivningskriteriet. Som nævnt i afsnit 5.6 skyldes det forhøjede niveau, at der sandsynligvis er reducerede forhold i shredderaffaldet i deponeringscellen. Resultater antyder, at koncentrationen af As formentlig vil falde til under nedsivningskriteriet ved L/S-forhold et sted imellem 2 og 10 l/kg. Koncentrationer af Cr(total) i perkolat fra feltforsøgene overholder alle nedsivningskriteriet.

For Cd, Cu, Hg, Ni, Pb og Zn ses koncentrationsniveauet bestemt ved kolonneudvaskningstest at være højere end nedsivningskriterierne i begyndelsen af udvaskningsforløbet men vil med stigende L/S-forhold falde til under nedsivningskriteriet. Det punkt, hvor udvaskningskurven krydser nedsivningskriteriet ("breakpoint L/S"), varierer for de enkelte stoffer mellem L/S=1,2 l/kg for Hg til L/S=11 l/kg for Zn.



Figur 7-1 Resultater fra hhv. kolonneudvaskningstest, feltforsøg og rutinemæssig analyse af perkolat. Til sammenligning er nedsivningskriterier opstillet for Reno Djurs (REF) vist som en blå vandret linje.



For et specifikt scenarie som shredderaffaldscellen på Reno Djurs kan L/S-skalaen omregnes til en tidsskala vha. en forsimplet model /10/:

$$t = \frac{L}{S} * \rho * \frac{H}{I}$$

Hvor,

- t = Tid (år)
L/S = L/S forhold (m³/t)
P = densitet af shredderaffaldet (t/m³)
H = højde af deponeringscellen (m)
I = Nettoinfiltration (m/år)

Som vist i Tabel 7-1 vil det tage mellem 40 og 370 år for hhv. Hg og Zn at nå det punkt, hvor koncentrationen i perkolatet kan forventes at være lig med nedsivningskriteriet og herefter overholde kriteriet. Dette gælder for det tilfælde, hvor nettoinfiltrationen er 158 mm/år svarende til den nettoinfiltration, som giver den i 2009 observerede mængde perkolat under antagelse af, at al infiltreret vand genfindes som perkolat.

I 2010 er der tilført en betydelig mængde vand til hele deponeringscellen ud over det vand, der tilføres som nedbør. Ud fra den observerede mængde perkolat er nettoinfiltrationsraten for 2010 estimeret og anvendt til beregning af, hvornår det kan forventes, at "breakpoint L/S" opnås for de enkelte stoffer (se Tabel 7-1). Den beregnede periode vil være reduceret til et sted imellem 9 år og 90 år afhængig af den enkelte paramter.

Tabel 7-1 Vurdering af hvor lang tid der vil gå før udvaskningen af de enkelte parameter kan forventes at være mindre end nedsivningskriteriet ("breakpoint L/S") ved to forskellige nettoinfiltrationsrater (svarende til 2009 og 2010 forhold). Det antages at højden på deponeringscellen er 10 m.

Element	Breakpoint L/S (l/kg) ¹	Nettoinfiltration 2009	Nettoinfiltration 2010
		158 mm/år H = 10 m	658 mm/år H = 10 m
Cd	3,00	100 år	24 år
Cu	3,75	130 år	30 år
Hg	1,17	40 år	9 år
Ni	7,98	270 år	65 år
Pb	2,42	80 år	20 år
Zn	11,0	370 år	90 år

¹ Estimeret baseret på resultater fra kolonneudvaskningstest

Ud fra samme principper, som er anvendt til at vurdere efterbehandlingstiden, kan det estimeres, hvor stor den aktuelle infiltration skal være for at opnå efterbehandlingstider på hhv. 10, 30 og 60 år. Beregningerne er gennemført for Ni og Zn. Resultaterne af beregningerne er vist i Tabel 7-2 udtrykt som nettoinfiltration.

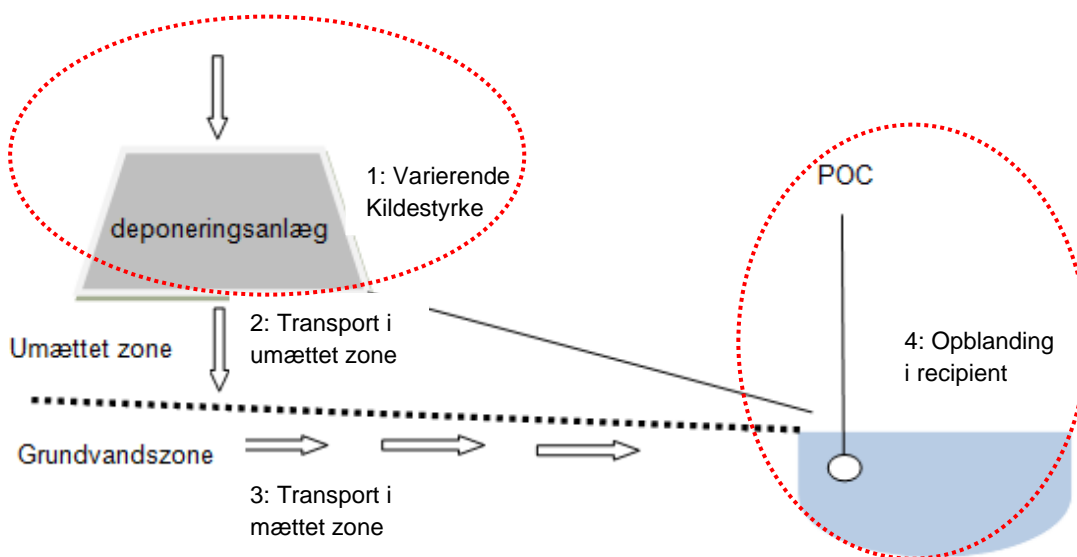
Tabel 7-2 Beregnet nødvendig nettoinfiltration (mm/år) for at kunne nedbringe koncentrationsniveauet af Ni og Zn til nedsivningskriteriet inden for hhv. 10 år, 30 år og 60 år.

Parameter	10 år	30 år	60 år
Ni	4300 mm/år	1440 mm/år	720 mm/år
Zn	5940 mm/år	1980 mm/år	990 mm/år

Inddrages resultaterne af feltforsøgene ses, at koncentrationen af samtlige stoffer (med undtagelse af Ni) i perkolatprøver overholder de opstillede nedsivningskriterier. Det skyldes som nævnt under afsnit 5.6, at metallerne formentlig er fældet ud som metalsulfider. Så længe metallerne forekommer på denne form, vil der ikke være risiko for, at nedsivningskriteriet overskrides, men det er uvist, om disse stoffer vil kunne genopløses og i givet fald med hvilken hastighed. I bedste fald kan udfældningen af metalsulfider reducere koncentrationsniveauet i perkolatet til et acceptabelt niveau igennem hele udvaskningsforløbet (dette vil kræve, at metalsulfider ikke eller kun langsomt genopløses ved ændringer i redoxpotential). I værste fald vil udfældningen af metaller som sulfider blot forårsage en væsentlig forsinkelse i udvaskningsforløbet og dermed forlænge efterbehandlingstiden betydeligt.

7.4 **Model 2: Vurdering af perkolatets kvalitet i forhold til marine kvalitetskriterier**

Vurderinger af forventede miljøpåvirkninger fra perkolat, der nedsiver via grundvandet til recipienten, kan foretages vha. mere eller mindre komplicerede beregninger. Figur 7-2 viser en skitse af de fire elementer, der kan inddrages i vurderingerne.



Figur 7-2 *Elementer, der kan inddrages i vurdering af perkolatets påvirkning af det omkringliggende miljø. Elementer med rød ring omkring indgår i nærværende vurdering.*

I det følgende anvendes modellen i en forsimplet udgave, idet der i første omgang ses bort fra fortynding og stoftilbageholdelse i umættet zone under deponeringscellen og mættet grundvandszone imellem deponeringsanlægget og recipienten. Hvis det viser sig nødvendigt, kan disse elementer på et senere tidspunkt inddrages ved gennemførelse af mere omfattende modelberegninger. Modellen reduceres dermed til en simpel vurdering af, om perkolatet fra shredderaffaldscellen vil kunne forventes at overholde kvalitetskriterier i recipienten, idet der tages hensyn til, at der ved udledning af perkolatet sker en fortynding i recipienten.



Reno Djurs' deponeringsanlæg ved Glatved ligger tæt på havet, hvortil ikke opsamlet perkolat udledes /11/. Kvalitetskriterier for udledning til marine områder anvendes i de følgende betragtninger /9/. Fortyndingsfaktoren ved udledning af perkolat fra shredder-affaldscellen til den marine recipient ved Glatved er beregnet ud fra nedenstående formel:

$$C_{res} = \frac{C_p}{F_a} = \frac{C_p}{F_b * \frac{0,1}{Q_p}} = \frac{C_p * Q_p}{F_b * 0,1}$$

Hvor

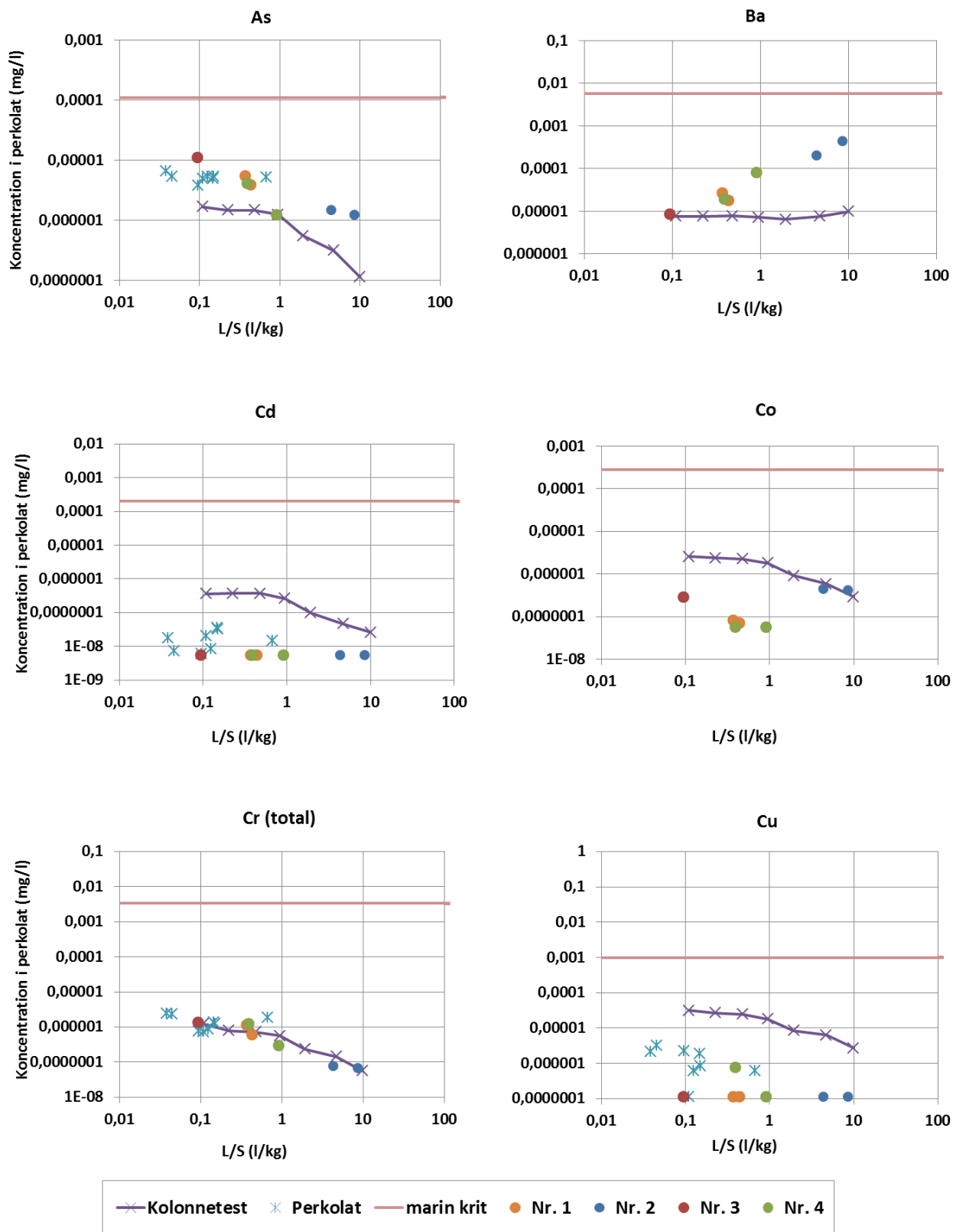
C_{res}	Resulterende stofkoncentration i hav efter fortynding (mg/l)
Q_p	Mængden af perkolat, der dannes per tidsenhed (l/s)
C_p	Stofkoncentrationen i perkolat (mg/l)
F_b	Basisfortynding ved en vandudstrømningshastighed på 0,1 l/s
F_a	Aktuel fortynding ($F_a = F_b * 0,1 / Q_p$)

Q_p er beregnet ud fra en antagelse om, at nettoinfiltrationen for deponeringscellen er 202 mm/år (efter slutafdækning) /11/, og med et areal på 8730 m² er Q_p bestemt til 1763 m³/år svarende til 0,056 l/s. Basisfortyndingsfaktoren ved Glatved er vurderet til 5000 på baggrund af Miljøstyrelsens værktøj til vurdering af fortyndingen langs danske kyster (<http://www2.mst.dk/fortynding/>) /12/. Den resulterende stofkoncentration efter opblanding i havet kan estimeres ud fra følgende formel:

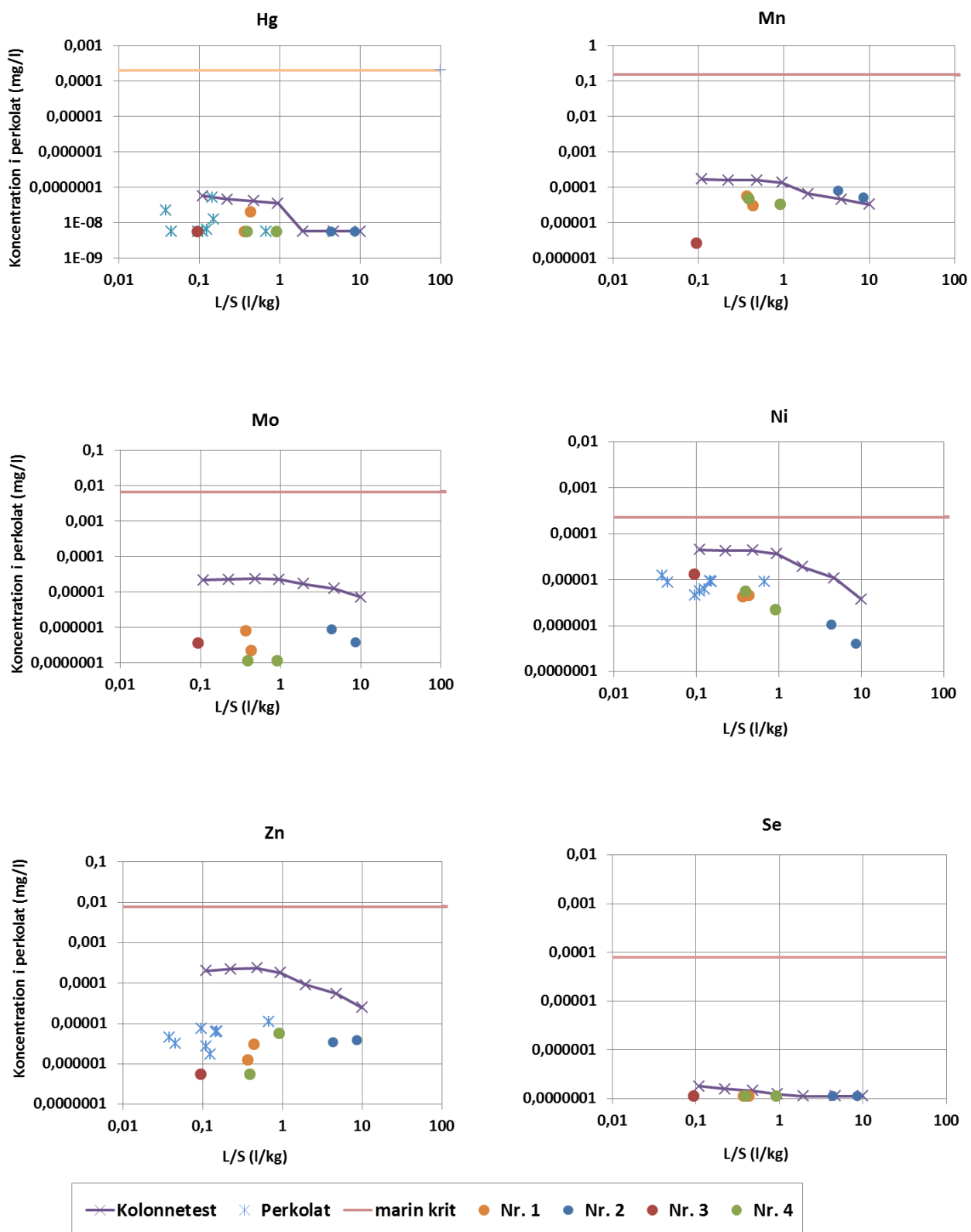
$$C_{res} = \frac{C_p * 0,056}{5000 * 0,1} = C_p * 0,000112$$

Den mængde perkolat, der vil dannes fra shredderaffald under infiltration af naturligt nedbør, vil således blive fortyndet ca. 8900 gange ved udledning til havet omkring Glatved.

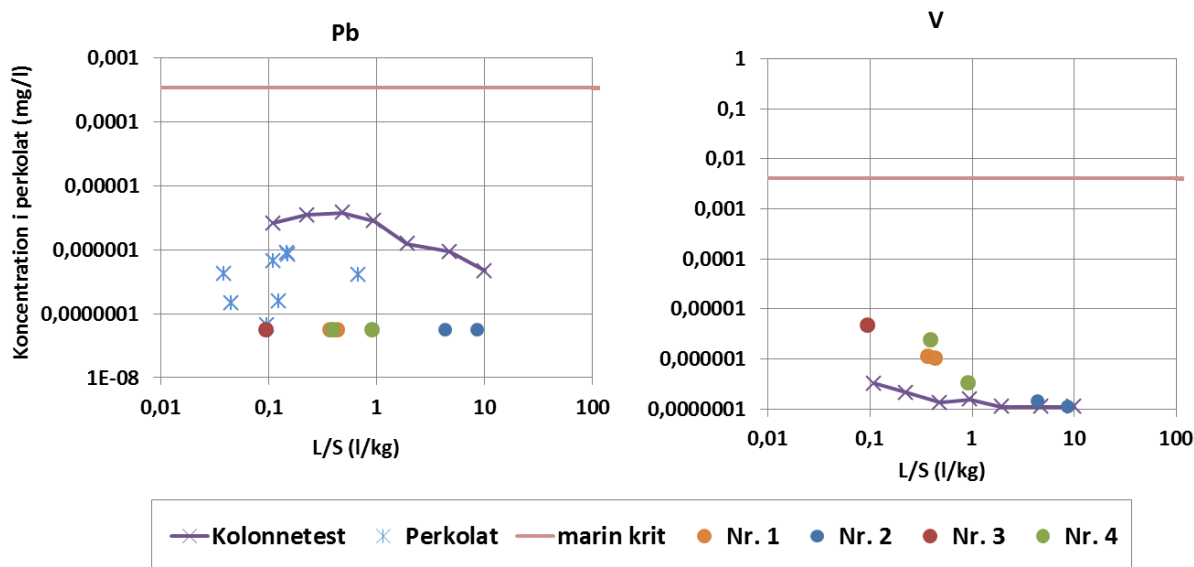
I Figur 7-3 til Figur 7-5 er forventet koncentration af de enkelte uorganiske stoffer efter fortynding i havet vist, idet de stigende L/S-forhold indikerer udviklingen i perkolatkvaliteten over tid. Kvalitetskriteriet for udledning til marin recipient er vist som orange vandret linje i figurene. Som det fremgår af Figur 7-3 til Figur 7-5 overstiger de resulterende stofkoncentrationer i havet ikke de opstillede kvalitetskriterier på noget tidspunkt. Dette gælder for alle stoffer, hvad enten det er laboratorieudvaskningsresultater eller feltobservationer, der ligger til grund for vurderingerne. Dette indikerer, at uanset hvilke redoxforhold, der er styrende for udvaskning i deponeringscellen, vil fortyndingen ved Glatved være tilstrækkelig høj til, at kvalitetskriterierne for den marine recipient vil være overholdt, såfremt shredderaffaldscellen er den eneste kilde til udledning. Dog er der for Ba antydning af, at koncentrationsniveauet i perkolatet under reducerede udvaskningsforhold er stigende med stigende L/S-forhold, og at der for denne parameter kan være en risiko for, at kvalitetskriteriet ved høje L/S-forhold (> 10 l/kg) overskrides.



Figur 7-3 Forventet koncentrationsniveau af uorganiske stoffer i recipienten efter fortynding ved udledning til havet omkring Glatved. Kvalitetskriterier for udledning til marine recipient er vist med en vandret orange linje. Analytisk detektionsgrænse er vist med en rød stipleet linje.



Figur 7-4 Forventet koncentrationsniveau af uorganiske stoffer i recipienten efter fortynding ved udledning til havet omkring Glatved. Kvalitetskriterier for udledning til marine recipient er vist med en vandret orange linje. Analytisk detektionsgrænse er vist med en rød stiple linje.



Figur 7-5 Forventet koncentrationsniveau af uorganiske stoffer i recipienten efter fortynding ved udledning til havet omkring Glatved. Kvalitetskriterier for udledning til marine recipient er vist med en vandret orange linje. Analytisk detektionsgrænse er vist med en rød stiplede linje.

Disse betragtninger gælder, så længe bidraget fra shreddercellen er den eneste påvirkning af recipienten, men da dette ikke er tilfældet, bør bidraget fra andre potentielle kilder inddrages i vurderingerne. Når hele deponeringsarealet ved Glatved er fyldt op, vil shreddercelle A udgøre ca. 2% af det samlede deponeringsareal /11/. Antages det, at kildestyrken fra de øvrige deponeringsceller svarer til kildestyrken fra shredderaffaldet, og at perkolatet fra shredderaffaldet derfor kun må ”optage” 2% af kvalitetskriteriet i recipienten, ses det af Figur 7-3 til Figur 7-5, at koncentrationsniveauet af As, Ba, Cu og Ni kan blive kritisk, og en nærmere vurdering af bidragene fra andre kilder vil være nødvendig. Kildestyrken fra de øvrige deponeringsenheder er ikke tilstrækkeligt velbeskrevet til, at der på nuværende tidspunkt kan gennemføres en egentlig vurdering af udviklingen i stoffbidragene fra de enkelte enheder. Der foreligger i dag analyser af perkolat-kvaliteten fra kontrolovervågningsprogrammet. Afhængig af kvaliteten af disse vil analyserne kunne indgå som en del af kildestyrkebeskrivelsen, men det er afgørende også at have kendskab til de processer, der er styrende for udvaskningen i affaldet for at kunne estimere udviklingen i perkolat-kvaliteten over tid og for at vurdere, om udvaskningssituationen i affaldet kan antages at være stabil.

7.5 Overvejelser vedrørende opstilling af kriterier for efterbehandlingstidens ophør

Der findes ikke en egentlig anerkendt metodik til at opstille kriterier for, hvornår efterbehandlingstiden for en deponeringscelle kan afsluttes. Det er derfor i dag op til den enkelte myndighed i samarbejde med deponeringsanlægget at vurdere dette, hvilket formentlig vil betyde, at grundlaget for at beslutte, hvornår efterbehandlingstiden kan ophøre, vil være meget forskelligt for de enkelte deponeringsanlæg.



For at kunne afgøre hvornår efterbehandlingstiden for deponeringscellen med shredder-affald kan ophøre, mener DHI at følgende forhold bør indgå i vurderingerne:

- Kildestyrken fra alle kilder til udledning af forureningsstoffer til recipienten i området bør inddrages i vurderingen. Det drejer sig om alle deponeringsenheder på anlægget ved Glatved og om eventuelle andre aktiviteter i området. Kildestyrken bør (som for shredderaffaldet) fastlægges ud fra et kendskab til styrende processer for udvaskningen og ikke alene på baggrund af den aktuelle perkolatkvæitet bestemt ved rutinemæssig overvågning. Ud fra kendskabet til styrende processer bør det vurderes, om udvaskningssituationen kan antages at være stabil, eller om der er risiko for betydelige ændringer i perkolatkvæiteten over tid.
- Kriterier for afslutning af efterbehandlingstiden bør ikke alene omfatte krav til stofkoncentrationen i det perkolatet, der tænkes udledt, men også omfatte krav til kemisk stabilitet i affaldet, dvs. krav til redoxforhold, pH-værdi og udvaskning af opløst organisk stof (DOC). Dette vil nødvendigvis også omfatte, at flowforholdene i affaldet skal være relativt stabile.
- Endelig kan stoftilbageholdelse og fortynding i mættet og umættet zone inddrages i opstilling af kriterierne ved anvendelse af en hydrogeologisk model for området.



8 **KONKLUSION**

På baggrund af de gennemførte undersøgelser kan følgende konkluderes:

- Vandgennemstrømningen i deponeret shredderaffald er meget uensartet, og der opstår derfor tilsyneladende områder i affaldet, hvor vandet kun langsomt eller slet ikke strømmer igennem. Dette bevirker, at der kan være ”tørre områder” i affaldet, hvorfra stofudvaskningen ikke er begyndt. Hvis stofudvaskningen fra tørre områder begynder på et senere tidspunkt, vil dette kunne forhale afslutningen af efterbehandlingsperioden.
- Tilsætning af tensider til det tilførte vand viste ingen effekt på fordelingen af vandet i shredderaffaldet over forsøgscellerne. Det bør overvejes, om shredderaffald eventuelt kan forbehandles på en måde, så vandflowforholdene i affaldet forbedres.
- Stofudvaskningen fra shredderaffaldet i forsøgscellerne foregår i øjeblikket under reducerede forhold i affaldet. Under disse redoxforhold fælder en række af sporelementerne ud som metalsulfider og udvaskes kun i ringe omfang. Laboratorieforsøg har vist, at udvaskningen af disse elementer under oxiderede forhold vil være betydeligt højere. For enkelte elementer som As, Ba og V øges udvaskningen under de reducerede forhold. Analyseresultater af perkolat fra hele deponeringscellen indikerer, at stofudvaskningen fra hele deponeringscellen formentlig foregår fra områder med forskellige redoxforhold. Redoxpotentialet i en deponeringscelle vil med tiden kunne gå fra at være reduceret til at blive mere oxideret, men det er uvist i hvilket omfang, dette finder sted, og hvordan det vil kunne påvirke genopløsning af metalsulfiderne.
- En sammenligning af udvaskningsforløbene for de enkelte uorganiske stoffer med nedsivningskriterier for perkolat på Reno Djurs antyder, at der kan gå flere hundrede år, før koncentrationsniveauet for alle stoffer vil være under nedsivningskriterierne. Accelereres udvaskningen, vil efterbehandlingstiden formentlig kunne reduceres betydeligt. De gennemførte forsøg viste, at den estimerede efterbehandlingstid faldt til under 100 år. Vurderingen viste også, at der skal infiltreres betydelige mængder vand i affaldet for at opnå, at stofkoncentrationerne i perkolat inden for en periode på 30 år kan overholde de opstillede nedsivningskriterier. Der er dog stor usikkerhed forbundet med denne vurdering, idet både hydrauliske og kemiske processer i affaldet påvirker forløbet.
- I en simpel vurdering af, om perkolatet fra shredderaffaldet ved direkte udledning vil kunne overskride de marine kvalitetskriterier for udledning til havet, blev det fundet, at den resulterende koncentration i recipienten var under kvalitetskriterierne. Det var dog forudsat, at shredderaffaldscellen var eneste kilde til udledning i området. Kildestyrken fra de øvrige deponeringsenheder er ikke tilstrækkeligt velbeskrevet, til at der uden en betydelig indsats kan gennemføres en detaljeret vurdering, som også inddrager disse kilder. I stedet blev det antaget, at kildestyrken fra de øvrige enheder svarede til shredderaffaldscellen og ud fra en betragtning om, at arealet af shredderaffaldscellen kun udgør 2% af det samlede deponeringsareal, vurderes



det, at det ikke kan afvises, at perkolatet fra shredderaffaldet kan bidrage til uacceptabel påvirkning af recipienten. Der bør derfor gennemføres en nærmere vurdering med fokus på beskrivelse af kildestyrken fra de øvrige enheder.

- Der eksisterer i dag ikke retningslinjer for opstilling af kriterier for, hvornår efterbehandlingstiden for en deponeringscelle må ophøre, men sådanne kriterierne bør indeholde overvejelser vedrørende 1) vandgennemstrømningsforhold i affaldet, 2) kemisk stabilitet i affaldet samt koncentrationsniveauet for stofudvaskningen. Endelig skal der også tages hensyn til omgivelsernes sårbarhed.

Overordnet må det konkluderes, at hvis der ikke aktivt foretages tiltag, der kan fremskynde det tidspunkt, hvor deponeringscellen kan overlades til sig selv, uden at der på det tidspunkt og fremover vil være risiko for uacceptabel påvirkning af omgivelserne, vil der kunne gå væsentligt længere tid end 30 år, før efterbehandlingen kan ophøre.



9 FORSLAG TIL KOMMENDE TILTAG

I det følgende opremses en række både store og små tiltag, der kan overvejes igangsat, og som ville bidrage til at belyse nogle af de forhold, som det har vist sig i nærværende undersøgelse, at der ikke er tilstrækkelig med viden om.

Forsøgscellerne

Drift og monitorering af forsøgsceller bør fortsætte. Der bør i oktober/november igen udtages perkolatprøver fra de 4 forsøgsceller.

Der etableres nye forsøgsceller på Reno Djurs, hvor affaldet vandes godt op inden indbygning. Forsøgscellerne bør følges tættere end tidligere med hyppigere analyser af perkolatkvaliteten.

Laboratorieforsøg

Der er i laboratoriet opstillet relativt store kolonner, som på nuværende tidspunkt står vandmættet. Det ses, at shredderaffaldet i kolonnerne med tiden er blevet mere og mere sort, hvilket indikerer, at iltforholdene i kolonnerne ændres, og metallerne udfældes som sulfidforbindelser. Det foreslås, at der igangsættes forsøg, hvor der er fokus på at følge udvaskningen fra de to kolonner ved gennemstrømning af hhv. iltfrit vand og iltmættet vand. Resultaterne fra forsøgene vil bidrage til at forstå, hvordan udvaskningen fra deponeringscellen vil foregå, når redoxpotentialet i affaldet ændres.

Rutinemæssige kontrolanalyser

Analyseprogrammet foreslås revideret, således at de parametre, der indgår i nærværende undersøgelse, også er indeholdt i analyseprogrammet. Parametre som redoxpotential, DOC, Ba og Fe bør som minimum inkluderes.

Tiltag til reduktion af efterbehandlingstiden

Infiltration af vand (accelereret udvaskning) vil kunne fremskynde stofudvaskningen, og samtidig vil der opstå reducerede forhold i affaldet, som vil være en mere eller mindre ustabil tilstand i affaldet. For at stabilisere affaldsmassen kunne det overvejes at gennemføre forsøg med indblæsning af luft for at fremme ændringen i redoxforholdene til en mere stabil tilstand. Der planlægges i øjeblikket forsøg med dette koncept i Holland, som skal gennemføres over de næste 10 år.

Andre tiltag til overvejelse

Det bør overvejes, om shredderaffaldet kan underkastes en eller flere former for forbehandling inden deponering, der forbedrer de hydrauliske forhold i affaldet efter deponering. Det kunne f.eks. overvejes at udsortere materialefraktioner, som skum og plastik, der bidrager til at forhindre en jævn vandgennemstrømning. De udsorterede materialer kunne oplagres til evt. genindvinding af energi.



Det kunne være nyttigt for vurdering af deponeringsanlæggets påvirkning af recipienten (som er grundlaget for at kunne opstille kriterier for afslutning af efterbehandlingstiden) at udarbejde den kildestyrkemodel for hele deponeringsanlægget. Modellen skal blandt andet baseres på en forståelse af de kemiske processer, der er styrende for udvaskningen fra affaldet.

Der bør på nationalt plan udarbejdes retningslinjer for opstilling af kriterier for afslutning af efterbehandlingstiden. Et lignende arbejde foregår pt. i Holland, og samarbejde mellem de to lande kunne være yderst nyttigt.



10 REFERENCER

- /1/ Hansen J.B. og Hjelmar O. (2010). Deponering af shredderaffald. Undersøgelser af driftsforhold til nedbringelse af efterbehandlingstiden. Statusnotat 2009. Rapport til Reno Djurs I/S.
- /2/ Hansen J.B., Hjelmar O. og Hyks J. (2011). Karakterisering af shredderaffald. Rapport til Reno Djurs I/S.
- /3/ Driftsrapport 2009. Reno Djurs I/S' Behandlingsanlæg i Glatved.
- /4/ Driftsrapport 2010. Reno Djurs I/S' Behandlingsanlæg i Glatved.
- /5/ Hjelmar O., Jensen J. K., Sørensen M., Christiansen O.V., Nejrup J., Nedenkov J. (juni 2011). Lysimeterudvaskningsforsøg med jord og affald. Rapport til KMC.
- /6/ Weast, R. C. (Ed.), 1982-1983 Handbook of Chemistry and Physics. CRC Press, Boca Raton, Florida, p. B-242.
- /7/ Dijkstra, J.J., Meeussen, J.C.L. and Comans, R.N.J (2009). Evaluation of a Generic Multisurface Sorption Model for Inorganic Soil Contaminants. Environmental Science & Technology 43(16), pp. 6196-6201.
- /8/ Norddjurs Kommune (2009) Nedsivningstilladelse. Tilladelse efter §19 i Miljøbeskyttelsesloven. Nedsivning af perkolat og overfaldevand fra deponeringsanlæg etape IIa meddelt til Reno Djurs I/S, Nymandsvej 11, 8444 Balle.
- /9/ BEK 1022:2010 Bekendtgørelse om miljøkvalitetskrav for vandområder og krav til udledning af forurenende stoffer til vandløb, søer eller havet
- /10/ Hjelmar O. (1990). Leachate from land disposal of coal fly ash. Waste Management & Research, 8 pp. 429-449.
- /11/ COWI (2008) Opdateret hydrogeologisk model for Reno Djurs I/S deponeringsanlæg ved Glatved. Rapport til Reno Djurs I/S.
- /12/ Jacobsen F. og Petersen O. (2006). Fortynding langs danske kyster. Rapport til Miljøstyrelsen.



B I L A G



B I L A G A

Forsøg med anvendelse af tensider til forceret udvaskning



Udarbejdet af Henrik Birch, DHI

Indledning

På grund af shredderaffaldets meget inhomogene sammensætning opstår der i shredderaffaldet en meget ujævn vandfordeling, når vand siver igennem deponeret affald. Dette forhindrer udvaskning, primært pga. kanaldannelse. Den ufuldstændige befugtning af affaldet kan forklares ved virkningen af to mekanismer, nemlig tilstedeværelsen af makro- og mikroporer i laget. Makroporers tilstedeværelse bevirker, at vandet naturligt følger de større hulrum, som er dannet pga. større, faste legemer eller andet materiale (plaststykker), under hvilke vandet ikke naturligt søger ind. Tilstedeværelsen af mikroporer – typisk i porøst materiale som f.eks. tekstiler, skumgummi, etc. - formindsker vandets evne til at trænge helt ind i materialet pga. af vandets overfladespænding. Dette notat beskriver et laboratorieforsøg, der skal vurdere effekten af anvendelse af tensider til nedsættelse af overfladespænding ("vådt vand").

Forsøgets princip

Shredderaffald befugtes med postevand. Laget afdrænes, og mængden af det i laget optagne vand bestemmes. Samme affald befugtes nu med vådt vand, afdrænes og tilbageholdt vandmængde bestemmes. Såfremt mængden af tilbageholdt vand ved benyttelse af vådt vand er større end ved anvendelse af postevand, tyder dette på, at vådt vand er trængt ind i (især) porøse dele af affaldet, og at der dermed med fordel kunne benyttes vådt vand til forceret udvaskning af shredderaffald.

Forsøgsgennemførelse

En kolonne med indre diameter på 14 cm er først fyldt med 1,5 cm afdræningsgrus og dernæst shredderaffald (blandprøve af indkørt shredderaffald på AVMiljø i perioden december 2009 til og med marts 2010). Øverst på laget er et rundt låg placeret og ovenpå dette et blylod. Det skal bemærkes, at større genstande (dåser, træpinde, etc.) ikke er medtaget pga. opstillingens relativt lille dimension.

Det komprimerede shredderlag er ca. 25 cm højt og trykket på laget med blyloddet ca. 0,8 m vandsøjle. Komprimeringen skyldes ønsket om at simulere forholdene i et shredderlag, der er komprimeret dels pga. af ovenliggende materiale og dels på grund af arbejdsmaskinens komprimering i fyldtiden.

Det komprimerede shredderlag fyldes nedefra med postevand fra en fødebeholder, hvis vandoverflade er højere end shredderlagets overflade. Kolonnen fyldes over ca. 10 minutter, til hele laget er befugtet. Der medgår ca. 2 l vand til fyldning af kolonnen.

Efter 1,5 times henstand drænes kolonnen ved simpel gravitation. Afdræningen forløber ret hurtigt, og ser umiddelbart ud til at stoppe efter ca. 10 minutter. Kolonnen henstår nu i yderligere 2,5 timer og må nu anses afdrænet for frit vand. Kolonnen og øvrigt udstyr vejes samlet. Kolonnen henstår nu tildækket i ca. 2,5 døgn inden genbefugtning med "vådt vand".



Til genbefugtningen er anvendt et overfladeaktivt stof med indhold af bl.a. 2-butoxyethanol og tensid(er) (Sthamex f-6, dansk forhandler Falck Teknik A/S). Leverandøren anbefaler anvendelse af en 1% opløsning i vand. Stoffet bruges til brandbekæmpelse af vanskeligt slukbare materialer som f.eks. papir, brand på lossepladser etc., netop fordi vådt vand bedre trænger ind i disse materialer ved påsprøjtning.

I genbefugtningssfasen er fulgt samme tidsmæssige forløb som i befugtningssfasen med postevand. Der kan ikke visuelt ses forskel på befugtningstilstanden i kolonnen eller i afdræningshastigheden.

Resultater

Resultaterne af det gennemførte forsøg fremgår af nedenstående tabel.

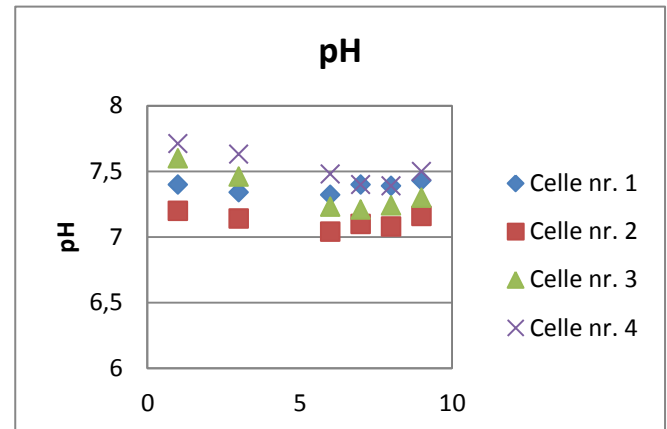
Beskrivelse	Vægt, kg
Div. udstyr tomt	3,604
Div. udstyr + shredderaffald (tørt)	5,563
Shredderaffald tørt	1,959
Div. udstyr + befugtet, afdrænet shredderaffald med vand	6,065
Befugtet shredderaffald efter befugtning med vand	2,461
Tilbageholdt væskemængde efter befugtning med vand	0,502
Div. udstyr + befugtet, afdrænet shredderaffald med vådt vand	6,129
Befugtet shredderaffald efter befugtning med vådt vand	2,525
Tilbageholdt væskemængde efter befugtning med vådt vand	0,566
Tilbageholdt væske efter vådt vand ift. vand	113 %



Resultater af forsøg med tilsætning af tensider til forsøgscellerne på Reno Djurs

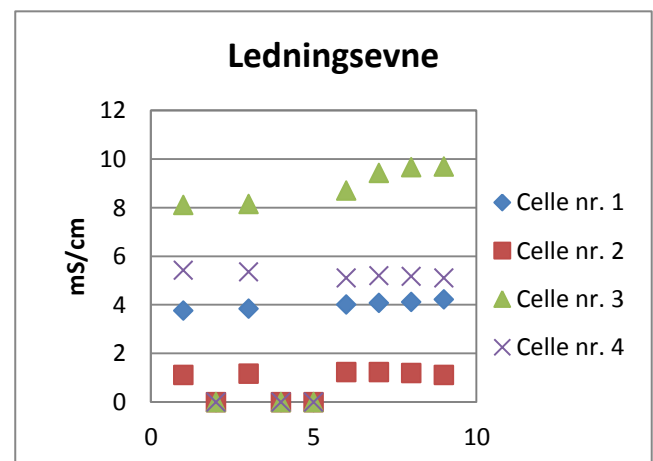
pH

Dato	Celle nr. 1	Celle nr. 2	Celle nr. 3	Celle nr. 4
1.6.10				
2.6.10	7,4	7,2	7,6	7,71
3.6.10	-	-	-	-
4.6.10	7,34	7,14	7,46	7,63
5.6.10	-	-	-	-
6.6.10	-	-	-	-
7.6.10	7,32	7,04	7,23	7,48
8.6.10	7,4	7,1	7,21	7,4
9.6.10	7,39	7,08	7,24	7,39
10.6.10	7,43	7,16	7,3	7,5



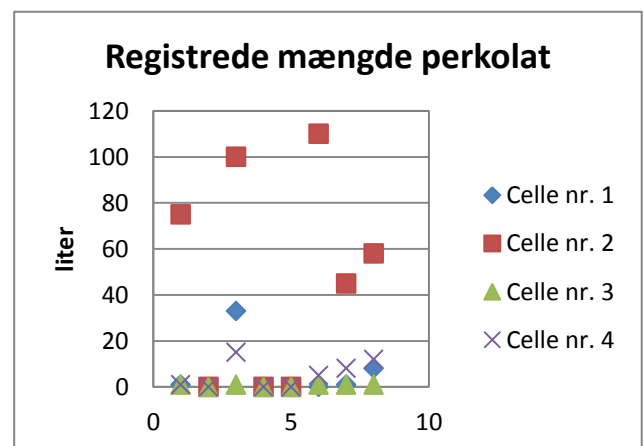
Ledningsevne

Dato	mS/cm	mS/cm	mS/cm	mS/cm
1.6.10				
2.6.10	3,76	1,11	8,11	5,42
3.6.10	-	-	-	-
4.6.10	3,84	1,17	8,15	5,35
5.6.10	-	-	-	-
6.6.10	-	-	-	-
7.6.10	4,01	1,23	8,7	5,11
8.6.10	4,08	1,23	9,43	5,2
9.6.10	4,12	1,2	9,66	5,17
10.6.10	4,23	1,12	9,69	5,11



Registrede mængder perkolat

Dato	liter	liter	liter	liter
1.6.10				
2.6.10	1	38	0	12
3.6.10	1	75	1	1
4.6.10	-	-	-	-
5.6.10	33	100	1	15
6.6.10	-	-	-	-
7.6.10	-	-	-	-
8.6.10	0	110	1	5
9.6.10	1	45	1	8
10.6.10	8	58	1	12





B I L A G B

Resultater af analyser udført på perkolatprøver udtaget fra forsøgscelle 1-4



Resultater af analyse udført på perkolatprøver fra forsøgscelle 1, 2, 3 og 4.

Forsøgscelle nummer:	Juli 2010				Maj 2011			
	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4
Vandmængde tappet før prvtg., ml		210		2000	300	3100	250	3200
Vandtemperatur, gr. C	21,2	19,7		21,7	13,9	10,4	11	11,1
Redoxpotentiale, mV	295	283		42	72	78	93	52
pH (målt i felten), pH	7,1	7,4		7,1	7,6	6,9	7,5	7,3
Konduktivitet, mS/m	47	60		440	390	120	900	230
Total-N, mg/l	150	8,1		170	130	3,3	260	42
Total-P, mg/l	1,8	0,28		0,93	2	0,2	3,4	0,93
Chlorid, mg/l	310	84		270	300	65	1000	99
Fluorid, mg/l	1,5	1,6		0,95	1,5	3,3	1,7	0,5
Sulfat, mg/l	0,34	6,2		0,97	< 0,5	0,42	0,8	13
Hydrogencarbonat, mg/l	2500	770		2600	2200	580	4500	1400
NVOC filt(DOC), opløst org. C, mg/l	500	39		580	240	19	830	91
Sulfid-S, mg/l	< 0,05	< 0,05		0,51	< 0,05	< 0,05	0,08	0,14
Aluminium (Al), µg/l	< 30	270		< 30	< <30	< 30	< 30	< 30
Antimon, µg/l	5,2	< 1		2,8	1,6	< 1	4,3	< 1
Arsen (As), µg/l	49	13		37	35	11	100	11
Barium (Ba), µg/l	240	1800		170	160	3900	76	730
Bly (Pb), µg/l	< 0,5	< 0,5		< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5	< 0,5
Cadmium (Cd), µg/l	< 0,05	< 0,05		< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Calcium (Ca), mg/l	170	140		150	69	140	14	180
Chrom (Cr6), µg/l	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Chrom (Cr), µg/l	10	0,7		11	5,4	0,6	12	2,7
Cobalt (Co), µg/l	0,73	4		< 0,5	0,63	3,7	2,6	< 0,5
Jern (Fe), mg/l	16	58		2,3	8,7	69	1,4	16
Kalium (K), mg/l	150	30		170	130	21	270	58
Kobber (Cu), µg/l	< 1	< 1		7	< 1	< 1	< 1	1
Kviksølv (Hg), µg/l	< 0,05	< 0,05		< 0,05	0,18	< 0,05	< 0,05	< 0,05
Magnesium (Mg), mg/l	180	35		220	220	32	490	130
Mangan (Mn), mg/l	0,51	0,7		0,42	0,27	0,45	0,024	0,29
Molybdæn (Mo), µg/l	7,2	7,8		< 1	2	3,4	3,2	< 1
Natrium (Na), mg/l	340	61		300	330	43	1100	94
Nikkel (Ni), µg/l	38	9,6		51	41	3,6	120	20
Selen (Se), µg/l	< 1	< 1		< 1	< 1	< 1	< 1	< 1
Silicium (Si), mg/l	19	1,9		21	15	8,1	13	15
Vanadium (V), µg/l	10	1,3		22	9,5	1	43	3
Zink (Zn), µg/l	11	31		< 5	27	34	< 5	51



Forsøgscelle nummer:	Juli 2010				Maj 2011			
	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4	Nr. 1	Nr. 2	Nr. 3	Nr. 4
Benzen-C10, µg/l	270	220		280	210	220	290	260
C10-C25, µg/l	880	380		1100	700	170	700	560
C25-C35, µg/l	140	36		67	12	20	50	19
Sum (Benzen-C35), µg/l	1300	640		1400	920	410	1000	830
PAH-forbindelser,								
Naphthalen, µg/l	0,094	0,42		0,038	0,03	0,57	0,083	0,11
Acenaphthylen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Acenaphthen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Phenanthren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Anthracen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Fluoranthren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Pyren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)anthracen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Chrysen/Triphenylen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(b,j,k)fluoranthren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(a)pyren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Indeno(1,2,3-cd)pyren, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Dibenzo(a,h)anthracen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Benzo(g,h,i)perylen, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
Sum PAH (16 EPA), µg/l	0,094	0,42		0,038	0,03	0,57	0,083	0,11
Polychlorerede biphenyler,								
PCB nr. 28, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
PCB nr. 52, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
PCB nr. 101, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
PCB nr. 118, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
PCB nr. 138, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
PCB nr. 153, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01
PCB nr. 180, µg/l	< 0,01	< 0,01		< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01	< 0,01



B I L A G C

Oversigt over analyseprogram for organiske stoffer



Oversigt over organiske parametre, der indgår i analyseprogrammet for de enkelte forsøgs-setup.

Compound	Rutinemæssige perkolat-analyser	Forsøgs-celler	Laboratorie-udvasknings-forsøg	Nedsivnings-kriterier
Benzen	X ¹			X
Toluen	X ¹			X
Ethylbenzen	X ¹			X
m+p Xylen	X ¹			X
o-Xylen	X ¹			-
Benzen-C10	X	X		X ²
C10-C25	X	X		X ²
C25-C35	X	X		X ²
Naphthalen	X	X	X	
Acenaphthylen	X	X	X	
Acenaphthen	X	X	X	
Fluoren	X	X	X	
Phenanthren	X	X	X	X
Anthracen	X	X	X	X
Fluoranthen	X	X	X	X
Pyren	X	X	X	X
Benzo(a)anthracen	X	X	X	X
Chrysen/Triphenylen	X	X	X	X ³
Benzo(b,j,k)fluoranthen	X	X	X	
Benzo(a)pyren	X	X	X	X
Indeno(1,2,3-cd)pyren	X	X	X	
Dibenzo(a,h)anthracen	X	X	X	
Benzo(g,h,i)perylen	X	X	X	
PCB nr.28	X	X	X	
PCB nr.52	X	X	X	
PCB nr.101	X	X	X	
PCB nr.118	X	X	X	
PCB nr.138	X	X	X	
PCB nr.153	X	X	X	
PCB nr.180	X	X	X	
LAS	X			
Nonylphenoldiethoxylater	X			
Nonylphenoler	X			
Nonylphenolmonoethoxylater	X			
Sum Nonylphenoler+ethoxylater	X			

¹ Resultater kun tilgængelig for én perkolatprøve fra oktober 2010

² Nedsivningskriterium er fastsat for sum of hydrocarbons (C6-C35); kriterium = 0,25 mg/l

³ Af enkelte stoffer (I PAH-gruppen) nævnes kun Chrysen



B I L A G D

Nedsivningskriterier for perkolat opstillet for Reno Djurs



Kravværdier for tilladning til nedsivningsanlæg for perkolat.

	Enhed	Nedsivningstilladelse for perkolat
Maximal vandmængde	m ³ /år	15.000
BI5	mg/l	30
COD	mg/l	500
Total-N	mg/l	75
Total-P	mg/l	3
Cyanid (uorganisk)	mg/l	74
Arsen (As)	mg/l	0,02
Bly (Pb)	mg/l	0,015
Cadmium (Cd)	mg/l	0,001
Chrom (Cr)	mg/l	0,028
Kobber (Cu)	mg/l	0,07
Kviksølv (Hg)	mg/l	0,0002
Nikkel (Ni)	mg/l	0,05
Zink (Zn)	mg/l	0,145
Total kulbringer (C5-C35)	mg/l	0,25
Benzen	mg/l	0,005
Toluen	mg/l	0,01
Ethylbenzen	mg/l	0,027
m+p xylener	mg/l	0,027
Phenanthren	mg/l	0,0001
Anthracen	mg/l	0,0001
Flouranthen	mg/l	0,0001
Pyren	mg/l	0,0001
Benzo(a)anthracen	mg/l	0,00002
Chrysen	mg/l	0,00002
Benzo(a)pyren	mg/l	0,00002
Sum af PAH (Sum af 7 kongenere)	mg/l	0,0005