

Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse

DEL 1: HOVEDRAPPORT



Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse

Agern Allé 5
2970 Hørsholm

Del 1: Hovedrapport

Tlf: 4516 9200
Fax: 4516 9292
Afd. fax:
E-mail: dhi@dhi.dk
Web: www.dhi.dk

September 2006

Klient DAFONET	Klientens repræsentant Kim Crillesen
-----------------------	---

Projekt Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse	Projekt nr. 51950
---	--------------------------

Forfattere Ole Hjelmar, Jesper Holm, Olaf W. Asmussen, Susanne Klem	Dato September 2006
	Godkendt af Ole Hjelmar

	Slutrapport	OH/JEH	JEH	OH	19/09/06
	Slutrapport i udkast 2	OH/JEH	JEH		10/07/06
	Slutrapport i udkast 1	OH/JEH	JEH	OH	01/03/06
Revision	Beskrivelse	Udført	Kontrolleret	Godkendt	Dato

Nøgleord MSWI bottom ash, incinerator, utilisation, demonstration site, road construction, leachate, groundwater, inorganic contaminants, environmental impact, characterisation, leaching tests	Klassifikation <input type="checkbox"/> Åben <input type="checkbox"/> Intern <input checked="" type="checkbox"/> Tilhører klienten
--	---

Distribution DAFONET DHI:	Kim Crillesen OH, JEH, OWA, SEK	Antal kopier pdf 4
---------------------------------	------------------------------------	--------------------------



INDHOLDSFORTEGNELSE

SAMMENDRAG	1	
1	INDLEDNING	7
1.1	Baggrund	7
1.2	Formål	8
2	OPBYGNING OG INDRETNING AF DEMONSTRATIONSANLÆG	9
2.1	Generel beskrivelse af forsøgsfelterne	9
2.2	Opsamling og registrering af perkolat	14
2.3	Registrering af nedbør	18
2.4	Grundvandsboringer ved felt F	18
2.4.1	Forundersøgelse	18
2.4.2	Boringer og udtagning af grundvandsprøver	18
3	KARAKTERISERING AF SLAGGERNE	20
3.1	Udtagning af slaggeprøver	20
3.2	Undersøgelse af slaggernes miljømæssige egenskaber	20
3.2.1	Faststofsammensætning	21
3.2.2	Tilgængelighed for stofudvaskning	21
3.2.3	Stofudvaskning som funktion af L/S	21
3.2.4	Stofudvaskning som funktion af pH	23
3.3	Undersøgelse af slaggernes geotekniske og fysiske egenskaber	24
4	RESULTATER AF SLAGGEKARAKTERISERINGEN	25
4.1	Generelt	25
4.2	Faststofsammensætning	25
4.3	Tilgængelighed for udvaskning	27
4.4	Udvaskning som funktion af L/S	28
4.5	Udvaskning som funktion af pH	36
4.6	Fysiske og geokemiske egenskaber	39
5	VANDBALANCER OG PERKOLATKVALITET	42
5.1	Opsamlede perkolatmængder	42
5.2	Vandbalancer for felterne	42
5.2.1	Reduktionsfaktorer for infiltration	47
5.2.2	Nærmere undersøgelse af udvaskningsmønstre	49
5.2.3	Tidsvariation i perkolatproduktion	50
5.3	Perkolatkvalitet	52
5.3.1	pH og ledningsevne i perkolatprøver	52
5.3.2	Kemiske analyser af perkolat	52
5.4	Analyse af uensformighed i udvaskningen	56
5.5	Vurdering af kildeled	58
5.5.1	Sammenligning af forsøgsfelter	58
5.5.2	Sammenligning med værdier fundet ved udvaskningstests	59
6	GRUNDEVANDSPRØVER	61
6.1	pH og ledningsevne	61



6.2	Kemiske analyser	62
7	SAMMENLIGNING AF STOFUDVASKNING FRA FELTERNE OG I LABORATORIET	63
7.1	Ledningsevne	63
7.2	pH	63
7.3	Supplerende undersøgelse af pH-afvigelse ved udtag af slaggeprøver	68
7.3.1	Batchtests	68
7.3.2	pH og ledningsevne i kolonnetests	68
7.4	Udvaskning af salte, DOC og sporelementer	71
7.4.1	Sammenligning af feltforsøg og de indledende kolonneforsøg	71
7.4.2	Sammenligning med nye kolonnetests	73
8	ANBEFALINGER I FORHOLD TIL BEKENDTGØRELSEN	76
8.1	Baggrund for bekendtgørelsens værdier	76
8.2	Vurdering af anvendelse af konstant kilde i restproduktbekendtgørelsen	78
8.3	Sammenlignende modelberegninger	78
8.3.1	Modelopstilling og forudsætninger	79
8.3.2	Resultater	81
8.4	Vurdering af anvendte infiltrationsværdier i bekendtgørelsen	82
8.4.1	Vej med tæt belægning og afløb	82
8.4.2	Pladser med tæt belægning og afløb	82
8.4.3	Vej med tæt belægning uden afløb	82
8.4.4	Vej uden tæt belægning	83
	KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER	84
10	REFERENCER	89

BILAG (DEL 2: SEPARAT BILAGSDEL)

1	Indretning af forsøgsfelter
2	Kort over forsøgsområdet
3	Fotos taget under opbygningen af anlægget
4	Profiler af grundvandsboringer
5	Forbehandling af slaggeprøver
6	Resultater af laboratorieundersøgelser af slaggeprøverne
7	Perkolatflow fra forsøgsfelterne
8	Oversigt over perkolatprøver
9	Oversigt over grundvandsprøver
10	pH som funktion af tid og L/S for feltpladser
11	Ledningsevne som funktion af tid og L/S for feltpladser
12	Kemiske analyser af perkolat fra feltpladser
13	Kemiske analyser af grundvand ved plads F
14	Pejlinger af grundvand
15	Udvaskede stofmængder som funktion af L/S
16	Sammenligning af forskellige kolonneforsøg med observerede perkolatkoncentrationer af Cr, Cu og Zn
17	Fotos fra inspektion på forsøgsområdet den 21/2-2006
18	Totale udvaskede stofmængder pr. 6 juli 2005





Sammendrag

Ved Ydernæs nær Næstved er der etableret et demonstrationsanlæg til undersøgelse af vandgennemstrømningen i og stofudvaskningen fra slagge fra affaldsforbrænding, som er anvendt som bundsikring under veje med forskellige former for tildækning. Der er gennemført forsøg med anlægget i perioden 2002 – 2005.

Over perioden på tre år er vandbalancer og perkolatproduktion/perkolatkvalitet blevet fulgt for slagge fra tre affaldsforbrændingsanlæg (Vestforbrænding, Vejen og Sønderborg) indbygget i seks forsøgsfelter som bundsikringsmateriale på samme måde som slagge anvendes til vejbygning. Der er opsamlet perkolat fra fem af felterne, hvoraf ét er tildækket med asfalt, ét er tildækket med sf-sten, mens de øvrige er tildækket med perlesten med henblik på at optimere infiltrationen af nedbør. Der er foretaget en omfattende miljømæssig og geoteknisk karakterisering af de slagge, som er placeret i hvert af de seks forsøgsfelter. Der er foretaget sammenligninger af stofudvaskningen fra forsøgsfelterne og stofudvaskningen fundet ved laboratorieforsøg. Resultaterne er blevet vurderet, og der er med udgangspunkt i disse, blevet gennemført modelberegninger til belysning af effekten af eventuelt at ændre nogle af forudsætningerne for den risikovurdering, som ligger til grund for de udvaskningskriterier, som slagge, der ønskes nyttiggjort, skal overholde. For slagge i denne undersøgelse er der, ligesom for danske slagge generelt, især problemer med overholdelse af udvaskningskriterierne for kategori 1 og 2 for klorid, sulfat, natrium, Cr og Cu (grænseværdierne for klorid, sulfat og natrium er pt. midlertidigt hævet til et niveau, som kan overholdes af de fleste slaggeproducenter).

De væsentligste karakteristika ved de seks forsøgsfelter er opsummeret i nedenstående tabel.

Felt	Slaggetype (producent)	Overdækning	Bundmembran	Undersøelsesområde af primær interesse for feltet
A	Vestforbrænding	Asfalt	Tæt membran	Infiltrationshastigheden og randeffekter
B	Vestforbrænding	SF-sten	Tæt membran	Infiltrationshastigheden
C	Vestforbrænding	Perlegrus	Tæt membran	Perkolatkvalitet som funktion af L/S
D	Vejen	Perlegrus	Tæt membran	Perkolatkvalitet som funktion af L/S
E	Sønderborg	Perlegrus	Tæt membran	Perkolatkvalitet som funktion af L/S
F	Vestforbrænding	Perlegrus	Ingen membran	Spredning af perkolat i grundvand

I tre af felterne, C, D og E, hvori der er anbragt slagge fra de tre forskellige forbrændingsanlæg, er slaggelaget blot dækket med et 20 cm tykt lag ærtesten. Hensigten har her været at maksimere infiltrationen og gennemsivningen af nedbør med henblik på at opnå en beskrivelse af kildestyrken som funktion af den gennemsivende vandmængde eller væske/faststof-forholdet (L/S). I felt B er slagge overdækket med 20 cm stabilgrus, hvorpå der er anbragt sf-sten. I felt A er slagge overlejret med 20 cm stabilgrus, 7 cm asfaltbeton og 3 cm pulverasfalt, svarende til en normal asfaltering af en parkeringsplads eller vej. Hensigten her har primært været at undersøge, hvor effektivt overdækningen med henholdsvis sf-sten og asfalt reducerer infiltrationen af nedbør og dermed produktionen af perkolat. For det asfaldækkede felts vedkommende har det yderli-



gere været hensigten at undersøge eventuelle randeffekter for vandgennemstrømningen. Membranen under felt A er derfor ved den nedstrøms kant inddelt i fire adskilte sektioner, hvorfra der særskilt opsamles perkolat. I felterne B, C, D og E opsamles perkolat særskilt fra midtersektionen og i randzonerne i en bredde af ca. 0,5 til 1,0 m fra kanterne af felterne. Der er et diagonalt fald på slaggeoverfladen af felterne B, C, D og E på ca. 2,5 % (bundmembranens fald er 3,5 %), og perkolatet fra henholdsvis de to "nedstrøms" sider og de to "opstrøms" sider kombineres under opsamlingen, således at der fra hvert af disse felter opsamles tre perkolatstrømme.

Vandbalancer og vandstrømning

Resultaterne for vandbalancerne på de fem pladser er ganske detaljerede og giver mulighed for estimering af vandbalancer for forskellige former for overdækning og af fordelingen af tilstrømningen til de forskellige pladsafsnit. Generelt antyder fordelingen af det opsamlede perkolat mellem de forskellige pladsafsnit en betydelig horisontal transport af vandet, formentlig grundet hældningen af slaggeoverfladen og asfalterfladen. Det kan diskuteres, om det var hensigtsmæssigt at have hældning på overfladen af slaggelagene, men det har i hvert fald vist, at der sker en betydelig lateral strømning på overfladen af de komprimerede slagge. Der er mulighed for sammenligning af forskellige former for overdækning (asfalt, SF-sten og ingen overdækning). Randeffekterne kan vurderes, men det skal bemærkes, at de til en vis grad er kunstigt skabte af den lodrette membranafslutning.

Konkret kan der bl.a. drages følgende konklusioner vedrørende vandbalancerne:

- Den akkumulerede infiltration for de fem pladser målt i mm ligger inden for ca. 10 procent afvigelse. Der er altså ikke den store variation i fordampningen på trods af de forskellige overfladebelægninger.
- Generelt antyder fordelingen af det opsamlede perkolat mellem de forskellige pladsafsnit en betydelig horisontal transport af det infiltrerende vand, formentlig grundet hældningen af slaggeoverfladen og asfalterfladen.
- Den vertikale hydrauliske ledningsevne af forbrændingsslaggerne fra Vestforbrænding er væsentligt lavere end for de to andre slaggetyper (fra Vejen og Sønderborg).
- Man ser endvidere generelt, at der i de opstrøms felter opsamles en perkolatmængde som tilnærmelsesvis modsvarer felternes andel af det samlede pladsareal mens der for midterfelterne opsamles væsentligt mindre end den arealmæssige andel. Dette skyldes formentlig, at hældningen på slaggeoverfladen i de opstrøms felter ikke overholder den hældning, som findes inden for midterfeltet, dvs. at det infiltrerende vand i de opstrøms felter i højere grad vil være disponeret for at trænge direkte ned gennem slaggelaget.
- Belægningen med sf-sten reducerer ikke infiltrationen gennem midterfeltet ift. ingen belægning, mens asfaltbelægningen væsentligt reducerer infiltrationen gennem midterfeltet. Den akkumulerede infiltration (i mm) til midterfeltet i Felt A er således kun ca. 50 % af den akkumulerede infiltration til felterne B (SF-sten) og C (perlesten) for samme slaggetype.



- For den asfaldækkede plads A's midterfelt fås i dette studie ca. en reduktion til 5 % af bruttonedbøren. Dette er i rimelig overensstemmelse med de 10 % af nettonedbøren, som antages forudsat i bekendtgørelsen. Bekendtgørelsens krav skal dog dække veje uanset alder, mens asfalten i dette studie kun har opnået en alder på 3 år.
- Det infiltrerende vand til randfelterne i plads A, A4 og A5, er regnvand, som transporteres over den nedstrøms asfalkant og kun kommer i berøring med slaggen i den skrå flade mellem jord og slagge. Udvaskningen fra de nedstrøms randfelter i B og C er altså væsentligt højere end for felt A4 og A5. For klorid er udvaskningen fra A4 per m² overfladeareal således kun ca. 20 % af udvaskningen fra den nedstrøms rand i felt B (B2).

Stofudvaskning

Vedrørende stofudvaskningen fra slaggerne kan der drages følgende konklusioner:

- For Vestforbrændingsslaggen (felt A, B og C) giver stigende overfladedække faldende udvaskning for saltene. For sulfat udgør den samlede udvaskning per m² overflade for A (asfalt) således ca. 60 % af udvaskningen fra felt B (SF-sten) som igen udgør ca. 55 % af udvaskningen fra felt C (perlesten).
- Udvaskningen fra felt E (slagger fra Sønderborg) er generelt højere end fra de øvrige felter (forskel mellem slaggerne).
- På den ene side tyder pH-forholdene i det opsamlede perkolat på, at der forekommer præferentielt flow i slaggerne. På den anden side giver de relativt homogene resultater for især ledningsevnen dog indtryk af, at den eventuelle kanaldannelse sker på mikroskala og danner et forholdsvis distribueret system, der altså ikke er stærkt lokalt koncentreret.

Det viste sig ikke at være muligt at observere nogen speciel effekt eller specielle ændringer som følge af den forholdsvis fri eksponering af slaggerne under etableringen (dette havde været diskuteret, men opholdstiden i systemet var simpelthen for stor).

Sammenligning af den akkumulerede udvaskning som funktion af L/S for hhv. kolonne-tests udført i forbindelse med opstart af projektet og de observerede udvaskninger fra pladserne har vist følgende:

- Der synes i alle eller de fleste tilfælde at være god overensstemmelse mellem resultaterne opnået i henholdsvis kolonne- og feltforsøg, vurderet på grundlag af akkumuleret udvaskning som funktion af L/S, for følgende komponenter: **Klorid**, **sulfat** (undtagen for plads D, hvor sulfatudvaskningen overvurderes ved kolonneforsøgene), **Na** (undtagen for plads D, hvor udvaskningen igen overvurderes), **Ba** (undtagen for plads E, hvor udvaskningen undervurderes ved kolonneforsøgene), **Ni** (undtagen for plads E, hvor udvaskningen igen undervurderes).
- Følgende komponenter giver konsistente resultater, dvs. de fleste værdier ligger både ved kolonneforsøg og feltforsøg under detektionsgrænsen: **As**, **Cd** og **Hg**.
- Udvaskningen af følgende komponenter overvurderes ved kolonneforsøgene i forhold til feltforsøgene i mere end ét tilfælde: **K**, **Ca**, **Cu**, **Pb**, **Sb**, **Se** og **DOC**.



- Udvaskningen af følgende komponenter undervurderes ved kolonneforsøgene i forhold til feltforsøgene i mere end ét tilfælde: **Cr** og **Mn** (sidstnævnte kan både over- og undervurderes). For Cr kan resultaterne forklares med oxidation af Cr(III) til Cr(VI) i de ikke-tildækkede felter.
- **Zn** (meget pH-følsom) kan både over- og undervurderes, men giver i tre tilfælde udmærket overensstemmelse mellem udvaskning fra kolonne- og feltforsøg.

Der er for de fleste af felterne konstateret betydelige afvigelser i pH mellem kolonne- og feltforsøg. Disse afvigelser synes fortrinsvis at skyldes forhold omkring pladsernes indretning og præferentielt flow i slaggerne. I en række tilfælde er der sandsynligvis også sket et optag af kuldioxid (hvilket fører til en sænkning af pH) i perkolatprøverne under opsamlingen og opbevaringen af disse. Den relative betydning af de mulige årsager bør undersøges nærmere. Sænkningen i pH kan, ligesom ændringer i redox-forholdene, påvirke opløseligheden af nogle af sporelementerne (f.eks. Pb og Zn) og DOC i perkolatet, som filtreres inden analysering (skønnet nødvendigt for at undgå analysering af eventuelle partikler). Der ses eksempelvis også en klar sammenhæng mellem udvaskningen af Cu og koncentrationen af DOC, som igen bl. afhænger af pH. Da perkolatprøverne er opsamlet over længere tid, er det meget vanskeligt og meget kostbart totalt at forhindre kontakten med atmosfærisk luft (opsamling i lukket system under nitrogen eller argon). Fremtidige perkolatprøver bør formentlig udtages over meget korte tidsrum (i forbindelse med regnvejrperioder) for at minimere en eventuel kunstig pH-sænkning.

Perkolattransport i grundvandet

Et af de oprindelige formål med projektet var også at demonstrere påvirkningen af miljøet (i første omgang grundvandet) fra en slaggeplads. Udover kildestyrken kræver dette også en beskrivelse af transport og spredning af det dannede perkolat i grundvandet. Det var hensigten at undersøge dette lokalt ved at følge udbredelsen af perkolatfanen fra plads F i grundvandet via nogle grundvandsboringer omkring pladsen. Denne del af projektet er ikke lykkedes, idet flere af de etablerede boringer tørrede ud i starten af forløbet, og der ikke kan konstateres nogen klar påvirkning af nogen af de øvrige boringer med perkolat. Årsagen er formentlig en kombination af specielle hydrogeologiske forhold og hydrologiske ændringer forårsaget af de store entreprenørmæssige ændringer i landskabet opstrøms for Felt F. De manglende resultater på dette område betyder, at transportdelen ikke bliver demonstreret lokalt. Konsekvenserne heraf er dog begrænsede, da det under alle omstændigheder vil være nødvendigt at gennemføre de afsluttende konsekvensberegninger på et eller flere scenarier, der ligner dem/det, som Miljøstyrelsen brugte ved fastlæggelsen af kriterierne i bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 (med mindre andet aftales med Miljøstyrelsen).

Evaluering af metoder til risikovurdering

Det kan konkluderes, at der er skabt et grundlag for en evaluering og eventuel forbedring af de metoder, som anvendes til estimering af risikoen for påvirkning af omgivelserne, herunder specielt grundvandet, men at dette grundlag varierer mellem de forskellige forureningskomponenter og må vurderes særskilt for hver enkelt komponent. For så vidt angår de komponenter, som indgår i de midlertidige regler for udvaskning (klorid, sulfat, natrium), er grundlaget fuldt ud til stede, mens grundlaget for flere af sporelementerne er svagere.



De opnåede resultater fra kolonneforsøg og fra analyser af opsamlet perkolat er anvendt til at vurdere forskellene mellem anvendelse af konstant kildestyrke, som gjort i baggrundsnotatet for restproduktbekendtgørelsen, og varierende (aftagende) kildestyrke som udledt fra kolonnetestresultater og indsamlede data for perkolatkoncentrationer som funktion af L/S. Vurderingen viste, at anvendelsen af den konstante kildestyrke i forudsætningsberegningerne for bekendtgørelsen ikke kan betragtes som urimeligt konservativ, da ændringen til varierende kildestyrke faktisk gav højere maksimalkoncentrationer i grundvandet end den konstante kildestyrke. Da man i forbindelse med implementeringen af deponeringsdirektivet og fastsættelse af grænseværdier for udvaskning ved deponering anvender en fremgangsmåde med opstilling af model og gennemførelse af beregninger med varierende kildestyrke og sorption i både umættet og mættet zone, virker det plausibelt at foreslå samme fremgangsmåde ved vurdering af genanvendelse af restprodukter. Beregningerne viser, at dette kan have en betydelig effekt på grænseværdierne. For meget stærkt sorberende komponenter (som f.eks. Cu) vil man kunne forvente lempelse af kriterierne ved en sådan fremgangsmåde, mens man for svagere sorberende komponenter (som f.eks. Sb) må forvente status quo eller skærpelse af kravene og for ikke sorberende komponenter (som f.eks. klorid og sulfat) må man forvente en skærpelse af kravene.

Forslag til tiltag mht. placering, opbygning og indretning af slaggeanvendelsesprojekter

Projektet har givet en række resultater og erfaringer, som vil kunne bidrage til at besvare en del af de spørgsmål, som ligger til grund for gennemførelsen af projektet. Specielt vil den konstaterede betydelige laterale strømning på/i den komprimerede slagge kunne give anledning til forslag til, hvorledes man kan beskytte sig imod og/eller udnytte dette konstruktivt.

Eksempler på forhold, som yderligere kunne ønskes belyst ved hjælp af forsøgsanlægget

Det forslås, at det etablerede forsøgsanlæg på Ydernæs videreføres i et eller andet omfang. Det vil kunne benyttes til med en forholdsvis begrænset ressourcemæssig indsats at undersøge en række forhold af betydning for den fremtidige håndtering af slagge for affaldsforbrænding.

Blandt de forhold, som kunne ønskes yderligere belyst, og som formentlig med fordel ville kunne undersøges ved hjælp af det eksisterende forsøgsanlæg, kan nævnes følgende:

- Strømningen inden for de enkelte segmenter i pladserne.
- Den laterale strømning på/i slaggeoverfladen, herunder de processer, som den er betinget af (bl.a. karbonatisering), mulighederne for at styre/påvirke disse, og bestandigheden af effekten.
- Den reelle betydning af perkolatprøvernes kontakt med atmosfærisk luft under og efter opsamling.
- Den fortsatte udvikling af perkolatkvaliteten med tiden fra midterfelterne, som udviser den bedste overensstemmelse med kolonneforsøgene i laboratorieskala.



- Betydningen af indholdet af opløst organisk kulstof (DOC) i perkolatet og de former, det forekommer på, for udvaskningen af sporelementer, herunder specielt Cu.

De allerede eksisterende data kunne supplerende udnyttes til specieringsberegninger med en hydrogeokemisk ligevægtsmodel til yderligere belysning af årsagerne til de konstaterede forskelle mellem kolonne- og felldata, ligesom de kunne anvendes til estimering af forbedrede udvaskningsforløb/kappa-værdier i forbindelse med beregninger af forslag til nye udvaskningskriterier for nyttiggørelse af slagger under forskellige (ændrede) forudsætninger.



1 INDLEDNING

1.1 Baggrund

DHI – Institut for Vand og Miljø (DHI) udarbejdede i maj 2000 på opfordring af I/S Vestforbrænding og Dafonet et forslag til, hvorledes en forsøgs- eller demonstrationsplads til undersøgelse af udvaskning og spredning af forureningskomponenter fra affaldsforbrændingsslagger, som udlægges i henhold til den nye bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsformål, bør indrettes og drives. På grundlag af efterfølgende kommentarer fra Miljøstyrelsen og drøftelser med I/S Vestforbrænding og Dafonet udarbejdede DHI i november 2000 et forslag med titlen: ”Oplæg vedrørende indretning og drift af en demonstrationsplads for slaggeanvendelse”. I dette oplæg, som tog udgangspunkt i en konkret placering af demonstrationspladsen ved AFATEKs nye slaggeplads på Ydernæs i Næstved, blev undersøgelsen foreslået opdelt i følgende delaktiviteter:

1. Forundersøgelser af den potentielle pladslokaltet
2. Undersøgelse på og ved demonstrationsplads i Næstved (felt del)
3. Laboratorieundersøgelser
4. Resultatbehandling og modelberegninger
5. Udarbejdelse af anbefalinger

DHI blev anmodet om indledningsvis at gennemføre forundersøgelserne af lokaliteten ved Næstved. Forundersøgelserne, som blev gennemført i perioden december 2000 – april 2001 havde til formål at danne grundlag for en detailprojektering af det videre projektforløb. Indholdet af forundersøgelserne har primært været rettet mod dels at undersøge de hydrogeologiske forhold på lokaliteten og dels at estimere vandafgivelsen fra slaggen. Ud over disse mere specifikke undersøgelser har der også været foretaget en indmåling af pladsen i System-34 koordinater, ligesom det er blevet undersøgt, om der fandtes relevante informationer om kloakering, gamle boringer eller lignende vedrørende lokaliteten. Resultatet af forundersøgelsen er beskrevet i en særskilt rapport af 7. maj 2001 (DHI, 2001). Et revideret oplæg til den samlede undersøgelse blev udarbejdet af DHI og fremsendt den 8. maj 2001.

Den 11. juni 2001 blev der afholdt et møde mellem repræsentanter for Miljøstyrelsen, Dafonet og DHI, hvor oplægget og Miljøstyrelsens kommentarer til dette blev drøftet, ligesom resultaterne af den ovennævnte forundersøgelse blev fremlagt. Umiddelbart efter mødet udarbejdede DHI et notat, hvori de spørgsmål, som blev rejst af Miljøstyrelsen under mødet i juni, blev diskuteret (brev fra DHI af 15. juni 2001). Miljøstyrelsen og DHI har efterfølgende diskuteret en række forhold med henblik på at sikre, at undersøgelsen tilvejebringer information om de faktorer, som Miljøstyrelsen opfatter som kritiske og interessante i forhold til grundlaget for bekendtgørelsen.



Parallelt med gennemførelsen af forundersøgelsen er der i et samarbejde mellem I/S Vestforbrænding, DHI og COWI med udgangspunkt i DHI's oplæg fra november 2000 foretaget en detailplanlægning af de ovenfor beskrevne delaktiviteter 2 – 5, herunder specielt feltaktiviteterne ved Ydernæs. Den 21. april 2002 fremsendte DHI et yderligere revideret oplæg, som beskrev aktiviteterne 2 – 5, og hvor der var taget hensyn til de af Miljøstyrelsen fremsatte synspunkter (DHI, 2002). Projektet blev igangsat i august 2002 med Dafonet ved Kim Crillesen, I/S Vestforbrænding, som bygherre, COWI som projekterende og tilsynsførende og M.J. Eriksson A/S som hovedentreprenør. Anlægget var færdigetableret i september/oktober 2003. Den daglige drift, herunder udtagning af prøver af perkolat og grundvand, pejlinger i grundvandsboringer og tilsyn med pumper og registreringsudstyr, er blevet varetaget af AFATEK/DSV i samarbejde med DHI.

Denne rapport sammenfatter de af DHI gennemførte projektaktiviteter i perioden fra demonstrationsanlægget var færdigt i september/oktober 2002 til december 2005 og beskriver de fundne resultater. Statusrapporten indeholder også en række oplysninger om demonstrationsanlæggets opbygning (størrelse, indretning mv.) i det omfang disse er nødvendige for fortolkningen af de opnåede resultater. Der er i projektperioden udarbejdet årlige statusrapporter til Dafonet (DHI, 2003, 2004 og 2005).

1.2 Formål

Formålet med undersøgelsen har været gennem anlæg, drift og monitorering af en forsøgs- og demonstrationsplads og dens omgivelser i Næstved samt ved gennemførelse af laboratorieforsøg og modelberegninger:

- A. at demonstrere, hvilken påvirkning (stofflux, perkolatmængde) der i forskellige faser af pladsens livscyklus kan forventes fra slagterne på grundvand i omgivelserne, og at belyse variationen af disse, både med hensyn til slaggetype og pladsindretning, herunder især indflydelsen af overdækningens karakter, indflydelsen af forskellige former for vandtilstrømning og indflydelsen af eventuelle randeffekter;
- B. at skabe et grundlag for en evaluering og eventuel forbedring af de metoder, som anvendes til estimering af risikoen for påvirkning af omgivelserne, herunder specielt grundvandet;
- C. at give forslag til eventuelle tiltag med hensyn til placering, indretning og opbygning af pladser med slaggeunderlag, som kan forhindre eller minimere de eventuelle negative effekter (eller forstærke eventuelle positive effekter) af randeffekter, revner og huller i belægning og kloakker, overfladetilstrømning samt præferentielt flow, mættet flow, kanaldannelse og lateralt flow i slaggelagene.

Undersøgelsen skulle kunne udgøre en del af grundlaget for udarbejdelse af arbejdsanvisninger for anvendelse af slagter til opfyldningsformål samt for eventuelle forslag til revision af de gældende regler for nyttiggørelse af affaldforbrændingsslagter.



2 OPBYGNING OG INDRETNING AF DEMONSTRATIONSANLÆG

2.1 Generel beskrivelse af forsøgsfelterne

På lokaliteten ved Ydernæs er der indrettet i alt 6 separate pladsafsnit eller felter benævnt A, B, C, D, E og F, hvor der er anvendt slagter som bundsikring. Hovedindretningen af og formålet med de enkelte pladser er beskrevet i det følgende og opsummeret i tabellerne 2.1 og 2.2.

Fire af pladsafsnittene måler omtrentlig 10 m x 10 m, mens de to resterende afsnit har overfladearealer, der er ca. dobbelt så store som disse. Alle pladser er opbygget med et 50 – 70 cm tykt bundsikringslag af affaldsforbrændingsslagter, udlagt og kompakteret i 3 separate lag, som det er normal praksis ved anvendelse af slagter til vejbygning. Alle pladsafsnit undtagen felt F er udstyret med bundmembraner af LDPE (low density polyethylene) med overliggende drænlag og opsamling af det perkolat, som måtte dannes som følge af gennemsivning af regnvand. Oven på bundmembranen er der anbragt et 20 cm tykt lag drænsand. Drænsandet er adskilt fra det ovenliggende slaggelag af et jordarmeringsnet af geotekstil. Der er anvendt slagter fra tre forskellige affaldsforbrændingsanlæg: Vestforbrændings ovn 5, Vejen Kraftvarmeværk og Sønderborg Kraftvarmeværk. Slagterne fra Vestforbrænding (VF) er benyttet som den gennemgående slaggetype, mens slagterne fra Vejen og Sønderborg er anvendt med henblik på en beskrivelse af kildestyrkens variation med slaggetypen.

I tre af felterne, C, D og E, hvori der er anbragt slagter fra de tre forskellige forbrændingsanlæg, er slaggelaget blot dækket med et 20 cm tykt lag ærtesten. Hensigten har her været at maksimere infiltrationen og gennemsivningen af nedbør med henblik på at opnå en beskrivelse af kildestyrken som funktion af den gennemsivende vandmængde eller væske/faststof-forholdet (L/S). I felt B er slagterne overdækket med 20 cm stabilgrus, hvorpå der er anbragt sf-sten. I felt A er slagterne overlejret med 20 cm stabilgrus, 7 cm asfaltbeton og 3 cm pulverasfalt, svarende til en normal asfaltering af en parkeringsplads eller vej. Hensigten her har primært været at undersøge, hvor effektivt overdækningen med henholdsvis sf-sten og asfalt reducerer infiltrationen af nedbør og dermed produktionen af perkolat. For det asfaldtekkede felts vedkommende har det yderligere været hensigten at undersøge eventuelle randeffekter for vandgennemstrømningen. Membranen under felt A er derfor ved den nedstrøms kant inddelt i 4 adskilte sektioner, hvorfra der særskilt opsamles perkolat. I felterne B, C, D og E opsamles perkolat særskilt fra midtersektionen og i randzonerne i en bredde af ca. 0.5 til 1.0 m fra kanterne af felterne. Der er et diagonalt fald på slaggeoverfladen af felterne B, C, D og E på ca. 2,5 % (bundmembranens fald er 3,5 %), og perkolatet fra henholdsvis de to ”nedstrøms” sider og de to ”opstrøms” sider kombineres under opsamlingen, således at der fra hvert af disse felter opsamles 3 perkolatstrømme. I det sidste pladsafsnit, felt F, er slagterne udlagt uden bundmembran og med overdækning af perlegrus. Det dannede perkolat kan derfor frit sive ud i jorden under feltet, og hensigten har her været at undersøge, hvorledes det dannede perkolat spredes i grundvandet. Der er derfor omkring felt F anbragt nogle grundvandsboringer til observation af grundvandskvaliteten både op- og nedstrøms for feltet. Den asfaldtekkede plads A er udført som en normal parkeringsplads og er i hele projektperioden blevet anvendt af AFATEK/DSV til parkeringsformål.



Tabel 2.1 giver en oversigt over hovedindretning og hovedformål med de enkelte plads-afsnit. I tabel 2 ses en oversigt over størrelsen af de enkelte felter og de slaggemængder, som de indeholder. En mere omfattende beskrivelse af indretningen af de enkelte felter kan findes i Bilag 1.

Tabel 2.1 Oversigt over hovedindretning af og hovedformål med de enkelte forsøgsfelter.

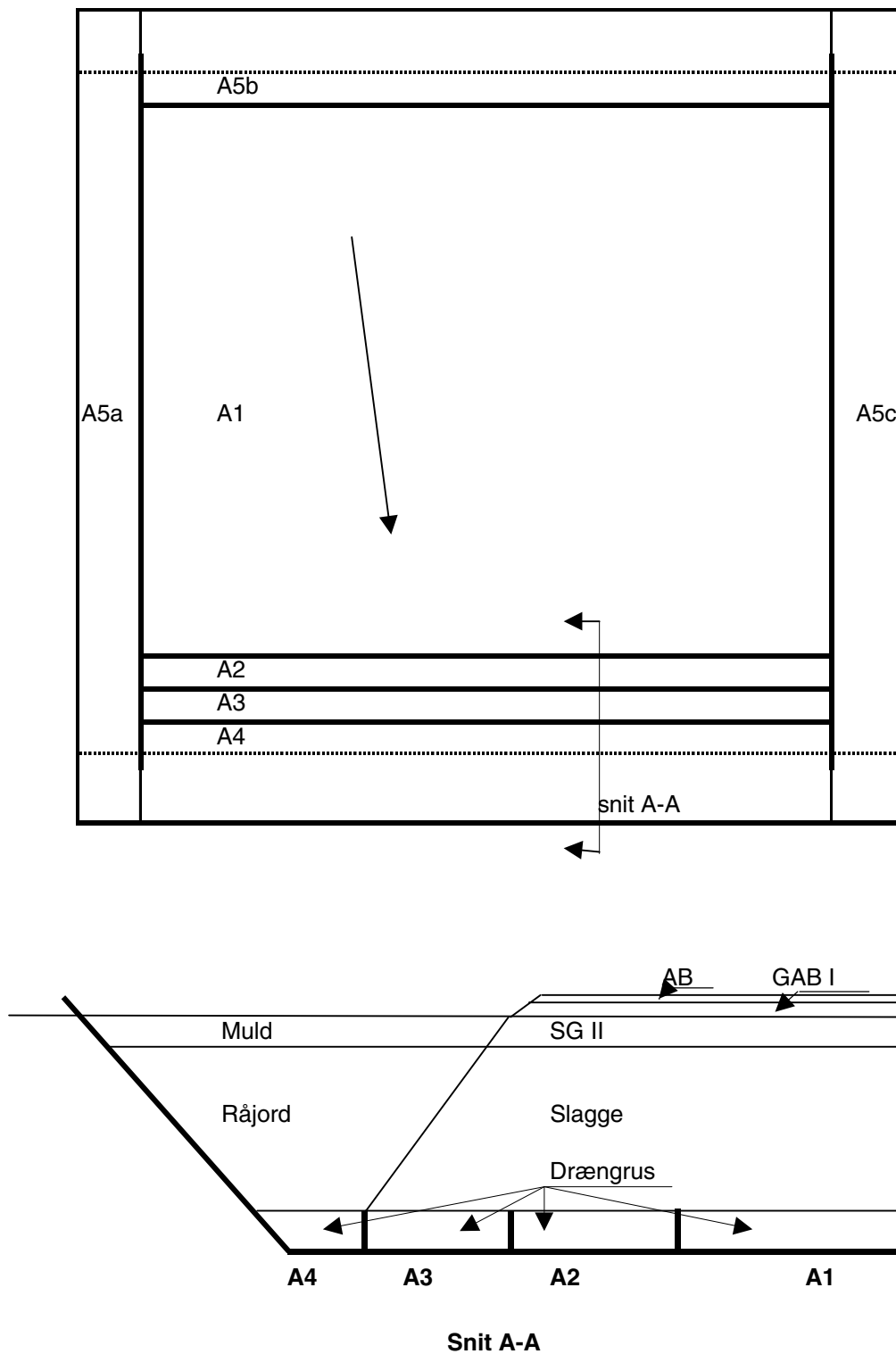
Felt	Slaggetype (producent)	Overdækning	Bundmembran	Undersøgelsesområde af primær interesse for feltet
A	Vestforbrænding	Asfalt	Tæt membran	Infiltrationshastigheden og randeffekter
B	Vestforbrænding	SF-sten	Tæt membran	Infiltrationshastigheden
C	Vestforbrænding	Perlegrus	Tæt membran	Perkolatkvalitet som funktion af L/S
D	Vejen	Perlegrus	Tæt membran	Perkolatkvalitet som funktion af L/S
E	Sønderborg	Perlegrus	Tæt membran	Perkolatkvalitet som funktion af L/S
F	Vestforbrænding	Perlegrus	Ingen membran	Spredning af perkolat i grundvand

Tabel 2.2 Oversigt over størrelsen af de enkelte felter og mængden af slagger i disse.

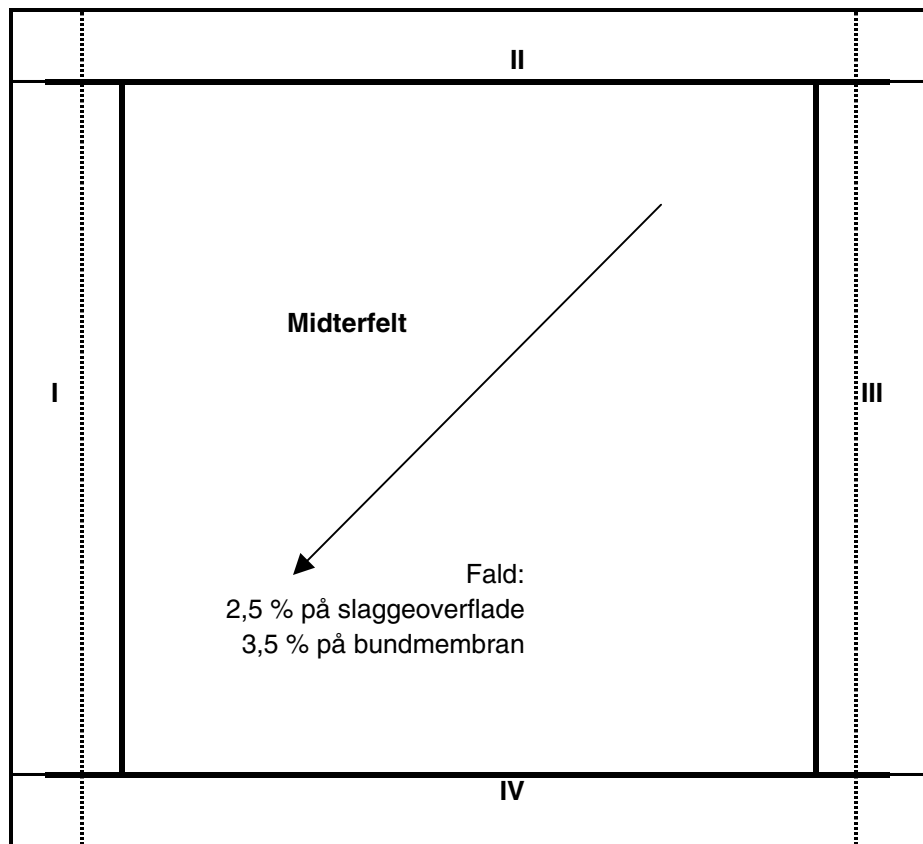
Felt	Slaggetype (producent)	Membrandækket overfladeareal	Omtrentlig tykkelse af slaggelag	Tørdensitet af slagger	Slaggemængde i felt	
		m ²	m	tons/m ³	tons	m ³
A	Vestforbrænding	260	0.56	1.77	196	110.5
B	Vestforbrænding	98.7	0.53	1.90	94.8	50.0
C	Vestforbrænding	101	0.50	1.76	85.2	48.4
D	Vejen	104	0.54	1.76	94.3	53.6
E	Sønderborg	98.6	0.54	1.85	93.0	50.3
F	Vestforbrænding	200	0.72	1.89	228	120.5

Figur 2.1 viser henholdsvis en grundplan og et tværsnit af felt A. Pilen på grundplanen angiver faldretningen for bundmembranen, som har en gradient på 2.7 %. Den asfalterede overflade har et fald på 2.5 % parallelt med snitretningen A-A, i retning fra A5b til A4. Adskillelsen af de enkelte membranafsnit såvel i felt A som i de øvrige felter med bundmembran er opnået ved påsvejsning af aflange ”membranlommer”, der efterfølgende er holdt oppe ved indføring af PE-rør i lommerne. De oprettede lommer stabiliseres yderligere af drængruset.

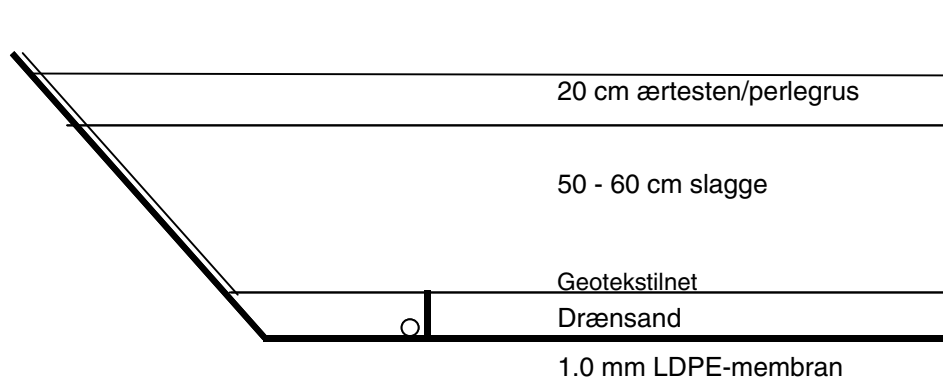
Figur 2.2 er en principskitse af grundplanen for felterne B til E. Figur 2.3 er en principskitse af et tværsnit af kanterne I og III for felterne B til E. Tilsvarende er figur 2.4 en principskitse af et tværsnit af kanterne II og IV for felterne B til E. Plastmembranen er i alle tilfælde ført igennem til afslutning 10 cm over terræn for at forhindre tilløb af udefra kommende overfladevand til forsøgsfelterne.



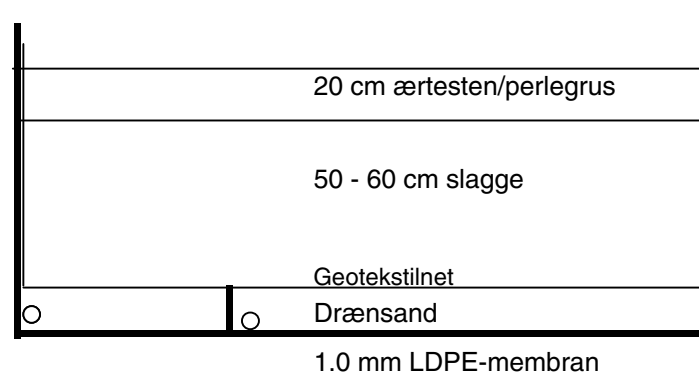
Figur 2.1 Grundplan og tværsnit af det asfalterede pladsafsnit, felt A. Tværsnittet viser inddelingen i separate membranafsnit ved den nedstrøms kant af felt A.



Figur 2.2 Principskitse af grundplanen for felterne B til E.

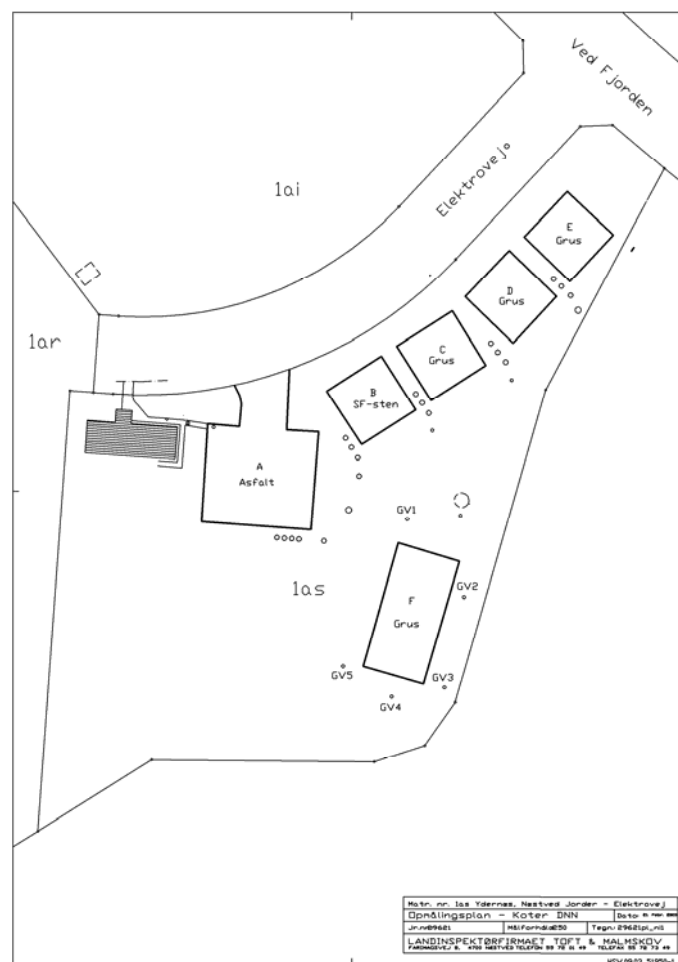


Figur 2.3 Principskitse af tværsnit af kanterne I og III for felterne B til E.



Figur 2.4 Principskitse af tværsnit af den nedstrøms kant for felterne B til E.

Figur 2.5 viser beliggenheden af de 6 forsøgsfelter ved AFATEK's/DSV's slaggeplads på Elektrovej på Ydernæs ved Næstved. Figuren viser endvidere placeringen af grundvandsboringerne GV1 – GV5 omkring felt F. Kortet findes i større format i Bilag 2.



Figur 2.5 Beliggenheden af forsøgsfelter og grundvandsboringer ved AFATEK's slaggeplads på Ydernæs ved Næstved.



Forsøgsanlægget på Ydernæs blev etableret i perioden august til oktober 2002. Tabel 2.3 giver en oversigt over, hvornår henholdsvis slaggeudlægning og færdigetablering af overfladen fandt sted for de forskellige forsøgsfelter. En billedserie af opbygningen af felterne er vist i Bilag 3.

Tabel 2.3 Tidspunkter for slaggeudlægning og etablering af overflade for de enkelte forsøgsfelter.

Felt	Slaggetype (producent)	Overdækning	Bundmembran	Slaggeudlægning 2002	Etablering af overflade 2002
A	Vestforbrænding	Asfalt	Tæt membran	3. oktober	10. oktober
B	Vestforbrænding	SF-sten	Tæt membran	24. – 27. september	15. oktober
C	Vestforbrænding	Perlegrus	Tæt membran	24. – 27. september	3. – 4. oktober
D	Vejen	Perlegrus	Tæt membran	19. – 20. september	3. – 4. oktober
E	Sønderborg	Perlegrus	Tæt membran	19. – 20. september	3. – 4. oktober
F	Vestforbrænding	Perlegrus	Ingen membran	7. – 8. oktober	11. oktober

2.2 Opsamling og registrering af perkolat

Pladserne A-E er som nævnt etableret med bundmembraner og drænsystemer til opsamling af perkolat. Fra de enkelte feltafsnit løber det dannede perkolat ved gravitation gennem PE-rør til opsamlingsbrønde, der er anbragt ved siden af hver af pladserne. PE-rørene er fastgjort til tætte flanger ved gennemføringerne i membranerne. For plads A (figur 2.1) opsamles afløbene fra feltafsnittene A1, A2, A3, A4 og A5a+A5b+A5c i 5 brønde, mens afløbene fra pladserne B, C, D og E opsamles fra midterfeltet (3) og felterne I+IV (2, nedstrøms) og II+III (1, opstrøms) i tre brønde for hver plads.

Brøndene, der er udført i PVC med fast bund, har en højde/dybde på 2 m og en diameter på 0,5 m. Perkolatet tilføres gennem et opadbøjet tilløbsrør ca. 1 m over bunden. Brøndene er anbragt med overkanten lige over terræn og lukket med aflåste aluminiumsdæksler. De er yderligere beskyttet af brøndringe, som med trædæksler kan beskyttes mod snefald i vinterhalvåret. Hver brønd er i bunden udstyret med en niveaustyret dykpumpe, som, når perkolatniveauet i brønden overstiger et fastlagt værdi, pumper perkolatet til en central samlebrønd. Herfra pumper perkolatet, ligeledes ved hjælp af en niveaustyret dykpumpe, til AFATEKs slaggevandsbassin. Den bortpumpede perkolatmængde fra hver brønd registreres dels ved hjælp af et vandur, som i hver brønd er monteret på afløbssiden, dels elektronisk ved hjælp af et SRO-anlæg (SRO = Styring, Regulering, Overvågning), som opsamler informationer om driftstider for pumperne og aflæsninger af vandurene, som også kan aflæses manuelt i de enkelte brønde. Den styrende PC'er, som er anbragt i AFATEK's hus ved siden af pladsen, kontaktes via en ADSL-forbindelse, og data for drift af pumper mv. er dagligt hjemtaget til DHI.

PC'en kontrollerer, at pumper og vandure aktiveres samtidig, og at vandstanden i samlebrønden ikke overstiger en vis maksimalværdi. Anlægget er udstyret med en SMS-boks, der muliggør registrering og varsling af driftsfejl, f.eks. svigt i strømforsyningen, fejl på PC'en eller uregelmæssig drift af pumper eller vandur. SMS-boksen foretager automatisk opkald til tilsynspersoner i tilfælde af fejl på anlægget.

Perkolatpumpen i hver brønd styrer en mindre slangepumpe, således at der fra PE-rørets udmunding i brønden oppumpes en flowproportional perkolatprøve, som opsamles i en 10 l polyethylenflaske, der udskiftes med passende mellemrum. Brøndene er blevet tilset 2 gange ugentligt af personale fra AFATEK, som har registreret vandstanden i prøveflaskerne og udskiftet disse, hvis de var fulde. Prøveflaskerne er blevet opbevaret i køleskab på stedet, og er med jævne mellemrum blevet transporteret til DHI. Ved ankomsten på DHI er der straks målt der straks pH og ledningsevne på prøverne, som derefter er blevet filtreret gennem et 0,45 µm filter og placeret i kølerum med henblik på udvælgelse af et antal prøver til en efterfølgende mere omfattende kemisk analysering. Gennem længere perioder er der også af AFATEK's personale blevet målt pH på prøverne umiddelbart efter at de var blevet udtaget.

På figurerne 2.6 og 2.7 ses billeder af en perkolatopsamlingsbrønd.



Figur 2.6 Perkolatopsamlingsbrønd med pumper, vandur, kontrolboks og perkolatopsamlingsflaske.



Figur 2.7 Perkolatopsamlingsbrønd med aluminiumsdæksel.



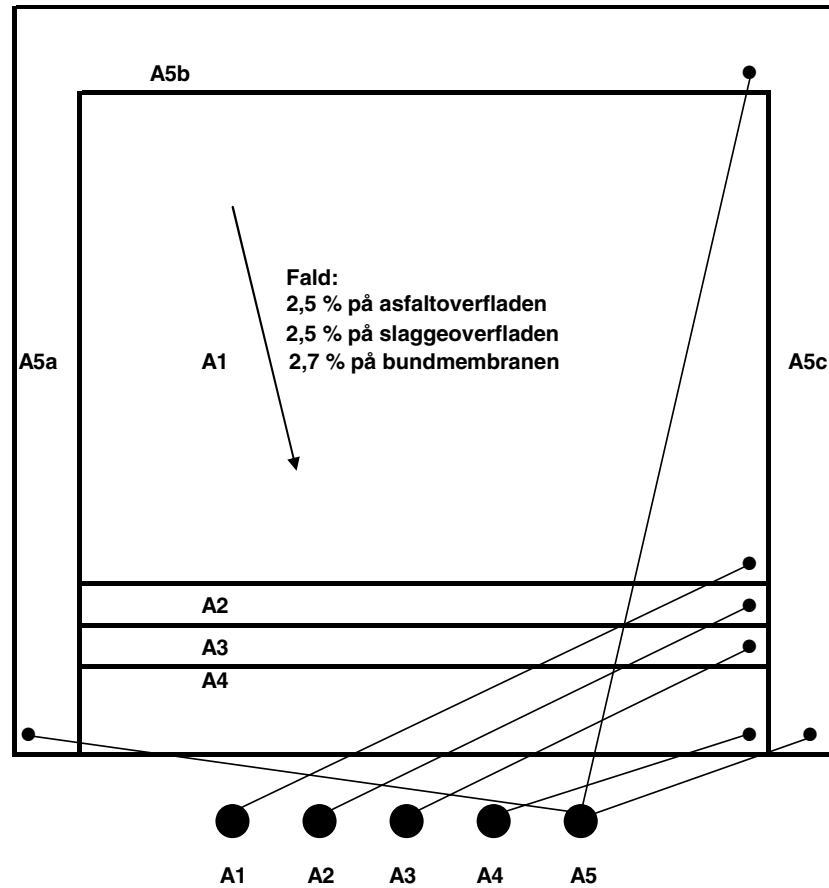
En række af de opsamlede perkolatprøver er blevet udvalgt til analysering for følgende parametre: (pH), ledningsevne (ISO 3696), klorid (EN ISO 10304-1), fluorid (EN ISO 10304-1), sulfat (EN ISO 10304-1), karbonat (EN ISO 9963-2) samt Ca, Mg, Na, K, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Zn (elementanalyser ved ICP-metoder (AES/SMS) og AFS (Hg og Se) og DOC (EN 1484). Prøverne er som nævnt ovenfor blevet filtreret på DHI (gennem et 0,45 µm filter) forud for afsendelse til analysering. Årsagen til, at det besluttedes at filtrere prøverne var, at der i mange af disse observeredes medrevet partikulært materiale fra systemet. Ved filtreringen sikredes det, at kun egentligt opløst materiale blev medtaget ved analyseringen. Ulempen ved filtreringen er, at man så risikerer at frafiltrere komponenter, som måtte være udfældet på grund af ændringer af pH og redox-forhold i løbet af opsamlingsperioden (som kunne være fra uger til måneder).

I tabel 2.4 ses en oversigt over overfladearealerne af de feltafsnit, hvorfra perkolatet i de enkelte perkolatopsamlingsbrønde opsamles. Desuden ses en beregning af mængden af slagge i de forskellige feltafsnit, baseret på de målte tørdensiteter og de beregnede rumfang.

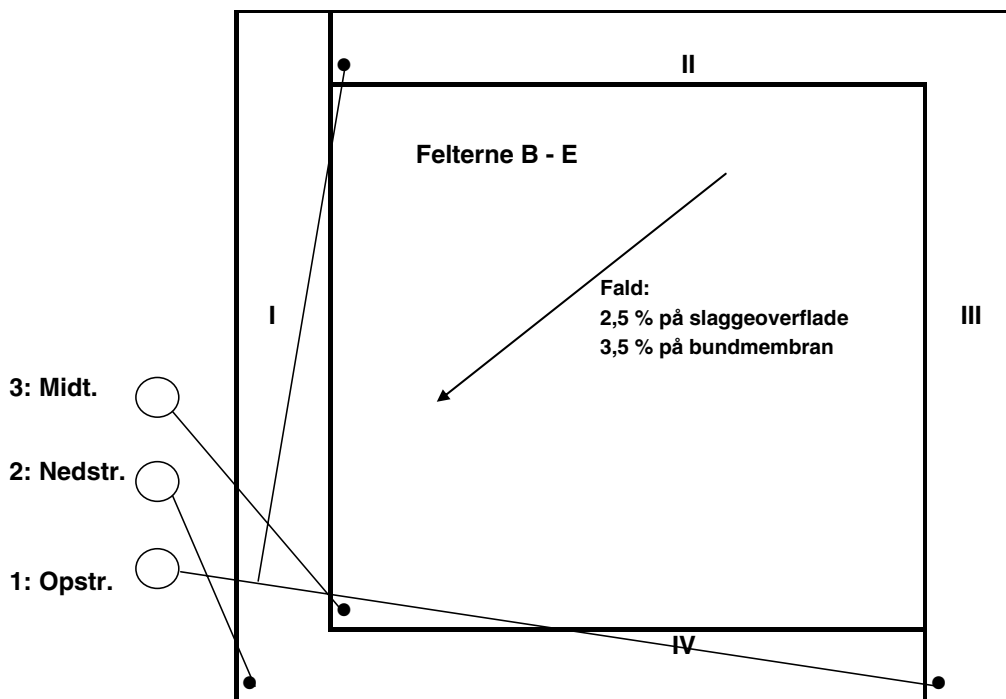
Tabel 2.4 Oversigt over overfladearealer og slaggemængder for de forskellige sektioner af testfelterne, hvorfra der foretages separat opsamling af perkolat.

Perkolat-brønd	Løbenr.	Område	Overflade m²	Slaggemængde tons
A1	P1	A1 (midterfelt)	134,5	133,8
A2	P2	A2 (inderste randfelt, asfalt)	10,87	10,81
A3	P3	A3 (randfelt m. slagge og jord)	10,50	6,61
A4	P4	A4 (yderste randfelt u. slagge)	22,25	0 (jord)
A5	P5	A5a+A5b+A5c	52,32	44,73
B1	P6	B: opstrøms randfelter (II+III)	17,14	14,92
B2	P7	B: nedstrøms randfelter (I+IV)	20,59	18,40
B3	P8	B: midterfelt	60,94	61,47
C1	P9	C: opstrøms randfelter (II+III)	24,47	19,51
C2	P10	C: nedstrøms randfelter (I+IV)	19,70	15,27
C3	P11	C: midterfelt	56,82	50,40
D1	P12	D: opstrøms randfelter (II+III)	22,47	19,14
D2	P13	D: nedstrøms randfelter (I+IV)	24,40	20,97
D3	P14	D: midterfelt	57,10	54,21
E1	P15	E: opstrøms randfelter (II+III)	21,18	18,67
E2	P16	E: nedstrøms randfelter (I+IV)	21,47	18,95
E3	P17	E: midterfelt	55,91	55,38

På figurerne 2.8 og 2.9 ses hvorledes opsamlingen af perkolat fra de forskellige delfelter er fordelt på de forskellige brønde for henholdsvis felt A og felterne B-E.



Figur 2.8 Principskitse af drænsystemerne ved felt A.



Figur 2.9 Principskitse af drænsystemerne ved felterne B - E..



2.3 Registrering af nedbør

I forbindelse med etableringen af perkolatopsamlingsystemet blev der på taget af AFATEKs hus installeret en regnmåler, som via PC'en automatisk registrerer nedbør ved anlægget. Der indsamles dog samtidig nedbørsdata fra DMI's målestation på det nærliggende spildevandsrensningsanlæg. På grund af problemer med korrekt registrering af nedbør, der falder som sne, er det hidtil primært nedbørsdata fra rensningsanlægget, som er blevet anvendt.

2.4 Grundvandsboringer ved felt F

2.4.1 Forundersøgelse

I August 1999 blev der udført fem boringer på arealet. Placeringen af boringerne, boreprofiler og analyseresultater fra det sekundære grundvand i området er gengivet i Bilag 12. Baggrunds niveauerne, som de er fundet ved denne analyse i området omkring felt F, er gengivet i tabel 2.5.

Tabel 2.5 Baggrunds niveauer for kemiske parametre baseret på målinger fra tre boringer på pladsen.

Parameter	Enhed	Baggrunds niveau
pH	-	7.4-7.6
Ledningsevne	mS/m	40-50
Cl	mg/l	14-27
Na	mg/l	6-10
SO ₄	mg/l	22-27
Ca	mg/l	90-110
HCO ₃	mg/l	280-380
NVOC	mg/l	4.2-5.1

2.4.2 Boringer og udtagning af grundvandsprøver

Den 11. december 2002 blev der i området omkring felt F etableret 5 grundvandsboringer. Boringernes placering er vist på figur 2.5, og boreprofilerne er vist i bilag 4. Siden 28. januar 2003 er der 2 – 4 gange om måneden udtaget prøver af grundvandet fra boringerne GV2, GV3, GV4 og GV5. Den ene boring, GV1 (opstrøms), har været tør siden etableringen. Siden den 3. juli 2003 har der været så lidt vand i GV2, at prøvetagning ikke har været mulig. Forud for hver prøvetagning er der foretaget en forpumpning til sikring af, at de udtagne grundvandsprøver er repræsentative for vandet i formationen udenfor filterrøret. I forbindelse med udtagningen af grundvandsprøver er vandspejlsniveauet i de enkelte boringer endvidere blevet pejlet. Udtagningen af grundvandsprøver har været varetaget af AFATEK/DSV i samarbejde med DHI.

Efter udtagningen er der straks målt pH og ledningsevne på grundvandsprøverne, der derefter er blevet opbevaret i køleskab, indtil de blev transporteret til DHI. På DHI er prøverne blevet opbevaret i kølerum. En række af prøverne er blevet udvalgt til analyse og efter filtrering gennem et 0,45 µm filter sendt til Analytica AB til analyse for indhold af klorid (EN ISO 10304-1), fluorid (EN ISO 10304-1), sulfat (EN ISO



10304-1), karbonat (EN ISO 9963-2) samt Ca, Mg, Na, K, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Zn (elementanalyser ved ICP-metoder (AES/SMS) og AFS (Hg og Se) og DOC (EN 1484).



3 **KARAKTERISERING AF SLAGGERNE**

3.1 **Udtagning af slaggeprøver**

Under etableringen af anlæggene blev slaggerne fra bunker på AFATEK's slaggeplads transporteret til de enkelte forsøgsfelter ved hjælp af en gummiged. Fra hver enkelt grabfuld slagge blev der fra forskellige steder udtaget to skovlfulde, som blev placeret i en 200 l plasttromle for hvert forsøgsfelt. Der blev således for hvert af de 6 felter opsamlet en prøve på 100 – 200 kg slagge, repræsentative for de slagge, som var anbragt i de respektive felter. Prøverne bragtes til DHI, hvor de blev forbehandlet som beskrevet i bilag 5. Den 23. juli 2003 er der fra den øvre del af slaggelagene i hvert af felterne C, D, E og F udtaget slaggeprøver på 10 – 20 kg til bestemmelse af retentionskurver. I sommeren 2005 blev der fra plads C yderligere udtaget 4 prøver af slaggelaget til supplerende udvaskningstests (se afsnit 7.3).

I tabel 3.1 ses en oversigt over de slaggeprøver, som blev udtaget i forbindelse med etableringen af pladserne.

Tabel 3.1 Oversigt over slaggeprøver udtaget i forbindelse med etableringen af anlægget.

Forsøgsfelt	DHI's prøve-ID	Slaggeproducent
A	R-169-02	Vestforbrænding
B	R-170-02	Vestforbrænding
C	R-171-02	Vestforbrænding
D	R-166-02	Vejen Kraftvarmeværk
E	R-167-02	Sønderborg Kraftvarmeværk
F	R-172-02	Vestforbrænding

3.2 **Undersøgelse af slaggernes miljømæssige egenskaber**

Slaggeprøverne fra de 6 forsøgsfelter er blevet karakteriseret med hensyn til deres miljømæssige egenskaber efter følgende program:

- Faststofsammensætning
- Tilgængelighed for stofudvaskning (tilgængelighedstest)
- Stofudvaskning som funktion af L/S (kolonne- og batchudvaskningstests)
- Stofudvaskning som funktion af pH

Ved valget af analyseparametre for eluaterne fra udvaskningstestene er det søgt sikret, at både de parametre, som indgår i genanvendelsesbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2000) og i Rådsbeslutningen (CEC, 2003), om procedurer og kriterier for accept af affald på deponier i henhold til EU's deponeringsdirektiv (CEC, 1999), er medtaget. Dog



er der kun analyseret for Mo i eluaterne fra batchtestene og for fluorid i eluaterne fra tilgængelighedstestene og de pH-statistiske udvaskningstests, mens der kun er analyseret for Sb og Se i eluaterne fra tilgængelighedstests, kolonne-tests og pH-statistiske udvaskningstests.

3.2.1 Faststofsammensætning

Prøver formalet til < 0,125 mm er blevet analyseret for totalindhold af en række uorganiske komponenter samt TOC og pH (sidstnævnte efter opslæmning i demineraliseret vand ved L/S = 100 l/kg). Parametrene As, Cd, Co, Cu, Hg, Ni, Pb, Se og Zn er analyseret ved ICP-metoder (AES/SMS/QMS) og AFS (Hg) efter oplukning med HF/HCl/HNO₃. Parametrene Si, Al, Ca, Fe, K, Mg, Mn, Na, P, Ti, Ba, Be, Cr, La, Mo, Nb, S, Sc, Sn, Sr, V, W, Y og Zr er analyseret ved ICP-metoder (AES/SMS/QMS) efter oplukning (smeltning) med lithiumborat. De kemiske analyser er udført af Analytica AB. TOC er bestemt af PREC efter prEN 13137-B. pH-målingen er udført af DHI efter DS 287.

Faststofprøverne (< 0,125 mm) er desuden analyseret for indhold af As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb og Zn efter oplukning med 7 molær HNO₃ ved 1 ato i 30 min (DS 259). Denne metode er anvendt, fordi den er foreskrevet i genanvendelsesbekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 2000). Disse analyser er foretaget af Analytica AB.

3.2.2 Tilgængelighed for stofudvaskning

Til bestemmelse af den maximale mængde af uorganiske komponenter, som totalt kan forventes at ville være tilgængeligt for udvaskning, også på meget langt sigt, er der gennemført en såkaldt tilgængelighedstest. Til formålet valgtes Nordtestmetoden NT ENVIR 002 (Nordtest, 1995). Prøven, som på forhånd var formalet til < 0,125 mm, udvaskes under omrøring to gange ved L/S = 100 l/kg, først ved pH = 7, dernæst ved pH = 4 i 2 x 3 timer (Nordtestmetoden foreskriver 3 timers kontakttid i første trin og 18 timer i andet trin, men det er DHI's erfaring, at man opnår samme resultat under anvendelse af tre timers kontakttid i begge trin). pH fastholdtes under udvaskningen i begge trin ved automatisk feedback-kontrol, som styrer tilsætningen af den nødvendige mængde HNO₃. De to filtrerede eluater sammenblandedes, og blandingen analyseredes for klorid (EN ISO 10304-1), fluorid (EN ISO 10304-1), sulfat (EN ISO 10304-1) samt Ca, Mg, Na, K, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Zn (elementanalyser ved ICP-metoder (AES/SMS) og AFS (Hg og Se)). Endvidere blev eluatblandingen analyseret for indhold af opløst organisk kulstof, DOC (EN 1484). Analyserne blev udført af Analytica AB. Idéen med tilgængelighedstesten er at minimere alle forhindringer for udvaskning fra materialet ved at gøre diffusionsvejen ud af partiklerne kort (lille partikelstørrelse) og ved at gøre den drivende kraft stor og forhindre opløselighedskontrol (stor L/S). Nogle sporelementer, som danner oxyanioner, har maksimal opløselighed ved neutralt pH, mens de fleste andres opløselighed stiger med faldende pH.

3.2.3 Stofudvaskning som funktion af L/S

Kolonnevaskningstests

En kolonneudvaskningstest simulerer i nogen grad den stofudvaskning, som kan forventes at foregå i materialer, som nyttiggøres eller deponeres på en sådan måde, at de udsættes for gennemsivning af vand (f.eks. nedbør). Såfremt resultaterne udtrykkes som eluatkoncentrationer eller akkumuleret stofudvaskning som funktion af væske-



/faststofindholdet (L/S), kan resultaterne dels sammenlignes med resultaterne af andre udvaskningstests (f.eks. batchtests), hvor resultaterne er udtrykt på samme måde, dels kan L/S-skalaen for et givet deponerings- eller nyttiggørelsesscenarie omregnes til en tidsskala, så udvaskningen kan angives som funktion af tiden. Det skal dog bemærkes, at processer med langsom kinetik eller som kan forløbe over længere tid, som f.eks. mineralomdannelse, karbonatisering og oxidation samt biologiske processer, sjældent vil kunne forløbe fuldt ud i en kolonneudvaskningstest, som typisk gennemføres på nogle få uger. Derfor er det interessant som i dette projekt at sammenligne resultater af kolonneudvaskningstests udført i laboratoriet med resultater af udvaskningsforsøg udført i stor skala (forsøgsfelterne), hvor forholdene må forventes i højere grad at svare til de omstændigheder, som gælder ved faktiske anvendelsesprojekter.

I denne sammenhæng er kolonneudvaskningstesten prEN 14405 (nu CEN/TS 14405) anvendt. Den er ikke mindst relevant, fordi dens anvendelse på karakteriseringsniveau er foreskrevet i rådsbeslutningen (CEC, 2003) vedrørende kriterier for accept af affald til deponering i henhold til deponeringsdirektivet (CEC, 1999). Ved denne test anbringes materialet, som skal være < 4 mm (i nogle tilfælde kan en partikelstørrelse på op til 10 mm accepteres) i en lodretstående 30 cm lang plastcylinder med en diameter på 5 eller 10 cm (her er anvendt 10 cm). Cylinderen lukkes med gennemføringer i begge ender, og demineraliseret vand tilledes fra bunden, indtil materialet er mættet. Systemet henstår mættet i et par dage, indtil der er indtrådt ligevægt. Herefter pumpes demineraliseret vand gennem cylinderen med en hastighed på ca. 15 cm/døgn (beregnet for en tom kolonne). Eluatet, som passerer gennem et 45 µm filter, opsamles i 7 fraktioner omtrentligt svarende til L/S = 0-0,1, 0,1-0,2, 0,2-0,5, 0,5-1,0, 2,0-5,0 og 5,0-10,0 l/kg. De opsamlede eluatfraktioner blev analyseret for pH (DS 287), ledningsevne (ISO 3696), klorid (EN ISO 10304-1), sulfat (EN ISO 10304-1) samt Ca, Mg, Na, K, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Zn (elementanalyser ved ICP-metoder (AES/SMS) og AFS (Hg og Se) og DOC (EN 1484). Kolonneudvaskningstestene er udført af DHI. De kemiske analyser af eluaterne er udført af Analytica AB med undtagelse af pH og ledningsevne, som er målt af DHI.

Batchudvaskningstests

En batchudvaskningstest med demineraliseret vand kan også anvendes til at beskrive stofudvaskningen som funktion af L/S (og tiden), men på et langt mindre detaljeringsniveau end kolonnetesten. I det niveaudelte testsystem (Karakterisering, Overensstemmelsestestning og Verifikation som foreskrevet i EU's deponeringsdirektiv 1999/31/EC og Rådsbeslutningen 2003/33/EC) benyttes batchudvaskningstests til overensstemmelsestestning af materialer, som allerede har undergået en grundlæggende karakterisering. Det er en grundregel, at testmetoder, som skal anvendes til overensstemmelsestestning, også skal indgå i den grundlæggende karakterisering. De danske regler vedrørende testning af stofudvaskningen fra materialer/affald til nyttiggørelse eller deponering foreskriver overensstemmelsestestning ved L/S = 2 l/kg med (pr)EN 12457-3, del 1, mens mange andre lande foreskriver overensstemmelsestestning ved L/S = 10 l/kg med EN 12457-2. Grænseværdierne er forskellige i de to tilfælde (højst for L/S = 10 l/kg), men er udtryk for den samme risiko for påvirkning af grundvandet. Den "danske" testmetode må i øvrigt forventes afløst af EN 12457-1, som har en længere kontakttid (24 timer) end EN 12457-3, del 1 (6 timer). Forskellen i resultat mellem de to metoder er dog som regel minimal, men det er ud fra et praktisk, laboratoriemæssigt synspunkt mere hensigtsmæssigt at have en test med en varighed på 24 timer end en, der tager 6 timer.



I denne sammenhæng er det valgt at anvende EN 12457-3, del 1, hvor materiale nedknust til < 4 mm som nævnt udvaskes i 6 timer ved L/S = 2 l/kg med demineraliseret vand. Agitationen sker ved, at den cylinderformede, lukkede plastflaske, hvori udvaskningen finder sted, bringes til at rotere om sin tværsakse med en hastighed på 8-10 rpm. Ved kontaktperiodens afslutning frafiltreres eluatet (gennem et 0,45 µm filter), hvorefter det sendes til analysering (for nogle parametres vedkommende efter konservering). Eluaterne fra batchtestene blev analyseret for pH (DS 287), ledningsevne (ISO 3696), klorid (EN ISO 10304-1), sulfat (EN ISO 10304-1) samt Ca, Mg, Na, K, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Zn (elementanalyser ved ICP-metoder (AES/SMS) og AFS (Hg) og DOC (EN 1484). De kemiske analyser af eluaterne er udført af Analytica AB med undtagelse af pH og ledningsevne, som er målt af DHI.

3.2.4 Stofudvaskning som funktion af pH

Et vigtigt led i karakteriseringen af et restprodukt er kendskab til, hvorledes ændringer i pH påvirker dets udvaskningsegenskaber. En beskrivelse af stofudvaskningen af relevante komponenter som funktion af pH kan udgøre en del af grundlaget for en vurdering af forureningsrisikoen på længere sigt ved nyttiggørelse eller deponering af restprodukter. Resultater af udvaskningstests udført ved en række forskellige pH-værdier på samme materiale kan også anvendes som input til hydrogeokemiske ligevægtsmodeller, som kan benyttes til beregning af, hvilke mineraler, der må antages at kontrollere udvaskningen af forskellige uorganiske komponenter.

I denne sammenhæng er det valgt at anvende en såkaldt pH-statisk udvaskningstest, hvor udvaskningen af et materiale bestemmes ved forskellige pH-værdier i intervallet pH = 4 – pH = 12 ved L/S = ca. 10 l/kg. Som udgangspunkt er anvendt den testmetode, prCEN/TS 14997, som er under udvikling til en egentlig standard i CEN/TC 292. Den er dog modificeret på et par punkter: For det første er udvaskningen kun bestemt ved 5 forskellige pH-værdier (og ikke mindst 8, som det kræves i den gældende version af udkastet til standard). Da slaggernes naturlige pH ved kontakt med vand ligger mellem 9,5 og 11, er det valgt at lade slaggernes egen-pH være den højeste værdi i stedet for pH = 12, som er foreskrevet i standardudkastet. Dette er rimeligt, da det er højst usandsynligt, at slagterne efter nyttiggørelse eller deponering vil blive udsat for påvirkninger, som vil få pH til at stige. For det andet er slagterne formålet til < 0,125 mm i stedet for blot til < 1 mm, som standardudkastet foreskriver. Dette gør det lettere at opnå den tilstræbte ligevægstilstand indenfor den anvendte kontakttid på 48 timer. For det tredje er der anvendt en lidt større testportion (80 g) end den foreskrevne på op til 60 g.

Som et ”biprodukt” får man ved den pH-statistiske test også fastlagt alkaliniteten af det undersøgte materiale.

Ved testen anbringes ca. 80 g formålet slaggeprøve i en lukket plastbeholder sammen med ca. 800 ml demineraliseret vand. Låget i beholderen er indrettet med en tæt gennemføring af en mekanisk omrører, en pH-elektrode og en slange til dosering af syre eller base. Omrøringen sættes i gang, og ved hjælp af pH-målingen og en computerstyret feedback-kontrol doseres HNO₃, således at den forudvalgte pH-værdi fastholdes gennem de 48 timer, testen tager. Herefter frafiltreres eluatet til analysering. I dette tilfælde udførtes testen dels ved slaggernes egen-pH, dels ved pH-værdierne (ca.) 9, 8, 7 og 4. De filtrerede eluater analyseredes for klorid (EN ISO 10304-1), fluorid (EN ISO 10304-1), sulfat (EN ISO 10304-1) samt Ca, Mg, Na, K, Si, Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, Mn, Ni, Pb, Sb, Se, Zn (elementanalyser ved ICP-metoder (AES/SMS) og AFS (Hg



og Se) og DOC (EN 1484). De kemiske analyser af eluaterne blev udført af Analytica AB.

3.3 *Undersøgelse af slaggenes geotekniske og fysiske egenskaber*

I forbindelse med indbygningen af slagterne i forsøgsfelterne, blev der foretaget en række bestemmelser af deres geotekniske egenskaber, herunder tørdensiteten (i laboratorier og efter indbygningen), det optimale vandindhold og det faktiske vandindhold efter indbygningen og kompakteringsgraden efter indbygningen. Det optimale vandindhold og den tilhørende optimale tørdensitet blev bestemt i laboratoriet ved en vibrationsstest (ikke en proctortest). På de samme prøver er der foretaget bestemmelse af kornstørrelsesfordelingen. Alle de ovennævnte bestemmelser blev foretaget af PC-Laboratoriet.

På prøverne udtaget fra de øvre dele af felterne C, D, E og F i juli 2003 er der endvidere foretaget bestemmelse af retentionskurver, dvs. bestemmelse af vandmætningsgraden som funktion af porevandstrykket. Disse bestemmelser er foretaget af Department of Soil, Water and Climate ved University of Minnesota i St. Paul, Minnesota, USA.



4 RESULTATER AF SLAGGEKARAKTERISERINGEN

4.1 Generelt

Alle resultaterne af laboratorieundersøgelserne af slaggeerne er samlet i bilag 6. I det følgende præsenteres og diskuteres nogle af hovedresultaterne heraf. En undersøgelse foretaget ved hjælp af DHI/C-RES-databasen og baseret på resultater af udvaskningstests på 190 slaggeprøver fra 9 danske affaldsforbrændingsanlæg har vist, at hovedproblemerne med overholdelse af kravene til slagge, som ønskes nyttiggjort, er knyttet til komponenterne klorid, sulfat, natrium, Cr og Cu. Undersøgelsen viste, at for disse komponenter blev kriterierne for udvaskning for kategorierne 1 og 2 i Miljøstyrelsens bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord overskredet i mere end halvdelen af tilfældene (de midlertidigt forhøjede grænseværdier for klorid, sulfat og natrium blev dog kun sjældent overskredet). Også udvaskningskriterierne for kategori 3 i bekendtgørelsen overskrides hyppigt, især for Cu. I diskussionen af resultaterne vil der derfor især blive fokuseret på disse komponenter. Herudover vil der primært blive fokuseret på de komponenter, som er regulerede i henhold til ovennævnte bekendtgørelse og EU's rådsbeslutning om modtagelse af affald på deponeringsenheder.

4.2 Faststofsammensætning

I tabel 4.1 ses slaggenes totalindhold af en række uorganiske elementer og TOC. Yderligere resultater, herunder en række af hovedelementerne angivet som oxider, findes i bilag 6. Af tabel 4.1 fremgår det, at slaggeerne fra Vestforbrænding (felterne A, B, C og F) har et højere indhold af Ca (og CaO) end slaggeerne fra især Vejen (felt D), men også slaggeerne fra Sønderborg (felt E). Det fremgår desuden, at slaggeerne fra Vejen synes at have et noget højere indhold af Cr, Mo og Ni end de øvrige slagge. Indholdet af Cu og Pb er specielt højt i slaggeerne fra Vestforbrænding anbragt i felt F (slaggeerne fra Vestforbrænding i de forskellige felter er ikke nødvendigvis produceret på samme tid). Indholdet af klorid (estimeret på grundlag af tilgængelighedstestene) er størst for slaggeerne fra Sønderborg, mindre for slaggeerne fra Vejen og mindst for slaggeerne fra Vestforbrænding. Overordnet må alle slaggeerne dog siges at være forholdsvis ens med hensyn til kemisk sammensætning (variationen er generelt mindre end en faktor 1,5 og overstiger ikke en faktor 3). De lave værdier for TOC tyder på god udbrænding for alle slaggeerne.

I tabel 4.2 ses slaggenes indhold af de sporelementer, for hvilke der er udvaskningskriterier i genanvendelsesbekendtgørelsen, bestemt efter partiel oplukning med salpetersyre (DS 259). Denne metode kan ikke destruere silikater, og sporelementer, som er bundet i eller knyttet til silikatmatricen, kan derfor ikke forventes medtaget i fuldt omfang. Som det fremgår af tabel 4.3, der viser forholdet mellem indholdene af sporelementer bestemt efter henholdsvis partiel oplukning og totaloplukning, synes analyseringen efter partiel oplukning kun at medtage mellem 20 og 98 % af totalindholdet i slaggeerne. Resultatet på 108 % for Cd viser dog, at bestemmelserne er behæftet med en betydelig usikkerhed. Det fremgår endvidere, at den relative bestemmelse efter partiel oplukning varierer betydeligt både med slaggematricen og med sporelementet.



Tabel 4.1 Totalindhold af en række hovedkomponenter og sporelementer i slaggerne.

Komponent	Enhed	Slagger fra forsøgsfelter					
		A Vestforbr.	B Vestforbr.	C Vestforbr.	D Vejen	E Sønderborg	F Vestforbr.
Si	g/kg	194	199	198	239	201	192
Ca	g/kg	109	119	113	80	92	115
Fe	g/kg	89	94	94	85	108	100
Al	g/kg	46	49	46	44	54	45
Na	g/kg	25	24	25	25	28	23
Mg	g/kg	10,9	11,5	11,0	10,4	11,2	10,9
K	g/kg	9,1	9,8	9,5	11,4	10,5	9,4
Ti	g/kg	6,2	6,7	6,7	5,8	7,0	6,4
P	g/kg	7,5	8,5	7,1	3,3	3,7	9,1
S	g/kg	3,7	3,9	3,9	3,2	3,8	4,2
Mn	g/kg	2,8	1,7	1,3	1,3	1,9	1,1
Zn	g/kg	2,9	3,1	2,7	3,3	3,4	3,3
Cu	g/kg	3,4	2,5	2,8	2,3	2,5	4,3
Cl*	g/kg	0,90	0,97	1,0	1,6	2,5	0,93
As	mg/kg	41	46	46	52	46	37
Ba	mg/kg	1300	1400	1400	1600	1400	1300
Cd	mg/kg	3,1	2,5	3,4	4,5	3,3	3,8
Cr	mg/kg	470	480	490	730	560	540
Hg	mg/kg	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1	< 0,1
Mo	mg/kg	9,6	10,9	12	23	17	12
Ni	mg/kg	160	110	140	350	130	180
Pb	mg/kg	1100	980	1050	860	960	1500
Se	mg/kg	0,64	< 0,5	0,61	1,0	0,68	< 0,5
Sn	mg/kg	140	180	190	150	160	140
TOC	g/kg	7	8	7	7	7	7

*) Indholdet af klorid er estimeret på grundlag af resultaterne af tilgængelighedstesten.

Tabel 4.2 Indhold af sporelementer i slaggerne bestemt efter partiel oplukning i henhold til DS 259.

Komponent	Enhed	Slagger fra forsøgsfelter					
		A Vestforbr.	B Vestforbr.	C Vestforbr.	D Vejen	E Sønderborg	F Vestforbr.
As	mg/kg	15	18	15	22	21	17
Cd	mg/kg	2,5	2,2	2,3	2,9	2,9	4,1
Cr	mg/kg	120	102	110	97	120	108
Cu	mg/kg	2800	2400	2500	2100	2400	3900
Ni	mg/kg	105	89	98	140	95	110
Pb	mg/kg	920	700	770	610	890	1100
Zn	mg/kg	2400	2600	2000	2200	2900	2600



Tabel 4.3 Forholdet mellem indholdet af sporelementer bestemt efter henholdsvis partiel oplukning i henhold til DS 259 og efter totaloplukning med HF/HCl/HNO₃.

Komponent	Enhed	Slagger fra forsøgsfelter					
		A Vestforbr.	B Vestforbr.	C Vestforbr.	D Vejen	E Sønderborg	F Vestforbr.
As	%	36	38	33	42	46	45
Cd	%	82	86	67	66	90	108
Cr	%	26	21	23	13	20	20
Cu	%	83	96	89	89	98	91
Ni	%	67	80	68	42	74	62
Pb	%	82	72	73	70	92	78
Zn	%	81	83	75	67	86	79

4.3 Tilgængelighed for udvaskning

I tabel 4.4 ses resultaterne af tilgængelighedstestene udført på slaggerne fra de 6 forsøgsfelter. Yderligere resultater findes i bilag 6. Ligesom for totalindholdet er variationen mellem de enkelte slagger begrænset, og den overstiger kun i få tilfælde en faktor 3. Tilgængeligheden kan betragtes som et slags mål for de maksimalt udvaskelige stofmængder over meget lang tid.

Tabel 4.4 Potentielt udvaskelige mængder af uorganiske komponenter og DOC bestemt ved tilgængelighedstest.

Komponent	Enhed	Slagger fra forsøgsfelter					
		A Vestforbr.	B Vestforbr.	C Vestforbr.	D Vejen	E Sønderborg	F Vestforbr.
Klorid	mg/kg	960	970	1000	1600	2500	930
Fluorid	mg/kg	23	23	21	77	33	< 21
Sulfat	mg/kg	9400	8000	7100	6300	9600	8100
Ca	mg/kg	43000	45000	44000	29000	33000	44000
Na	mg/kg	2500	2500	2500	2200	3500	2500
K	mg/kg	1300	1200	1200	1000	1900	1200
As	mg/kg	< 0,21	2,5	3,1	1,4	< 0,2	< 0,21
Ba	mg/kg	210	230	230	290	220	210
Cd	mg/kg	1,8	1,2	1,1	1,6	1,6	3,1
Cr	mg/kg	2,7	1,7	2,3	4,7	3,5	2,9
Cu	mg/kg	620	490	420	550	430	790
Hg	mg/kg	0,09	0,05	0,04	0,10	0,05	0,05
Mo	mg/kg						
Ni	mg/kg	13	10	10	15	6,5	15
Pb	mg/kg	96	45	100	200	200	210
Sb	mg/kg	2,5	2,9	2,7	3,7	3,7	2,9
Se	mg/kg	0,041	0,043	0,033	0,055	0,078	0,039
Zn	mg/kg	1100	1200	940	1100	1300	1300
DOC	mg/kg	2900	1900	1300	4900	2700	1600



4.4 Udvaskning som funktion af L/S

Resultaterne af kolonne- og batchudvaskningstestene er vist i bilag 6. En del af resultaterne af kolonnetestene er yderligere præsenteret i tabel 4.5 som udvaskede stofmængder ved L/S = ca. 10 l/kg.

Resultaterne af batchudvaskningstestene (L/S = 2 l/kg) er vist i tabel 4.6 som udvaskede stofmængder sammen med restproduktbekendtgørelsens grænseværdier for stofudvaskning for kategorierne 1+2 og 3 omregnet til udvaskede stofmængder. Resultater vist med **fed** skrift i tabel 4.6 overskrider kriterierne for kategori 1 og 2 (klorid, sulfat og natrium overskrider dog ikke de midlertidigt forhøjede kriterier gældende for forbrændingsslagge). Det ses, at det netop er for klorid, sulfat, natrium, Cr og Cu, at der forekommer overskridelser af grænseværdierne for kategori 1 og 2, hvilket svarer godt til det generelle billede for slagger fra danske affaldsforbrændingsanlæg (afsnit 4.1). Alle slaggerne overholder kriterierne for kategori 3.

En sammenligning mellem resultaterne i tabel 4.4 (tilgængelighedstests), tabel 4.5 (kolonneforsøg ved L/S = 10 l/kg, akkumuleret) og tabel 4.6 (batchudvaskningstests ved L/S = 2 l/kg) viser, at resultaterne af kolonnetesten som forventet altid er lavere end resultatet af tilgængelighedstesten, mens resultatet af batchtesten ved L/S = 2 l/kg i de fleste (men langt fra alle) tilfælde er mindre end eller (for letudvaskelige komponenter) af samme størrelse som resultatet af kolonnetesten ved L/S = ca. 10 l/kg.

Tabel 4.5 Resultater af kolonneudvaskningstests udtrykt som akkumulerede udvaskede stofmængder ved L/S = ca. 10 l/kg.

Komponent	Enheden	Slagger fra forsøgsfelter					
		A Vestforbr.	B Vestforbr.	C Vestforbr.	D Vejen	E Sønderborg	F Vestforbr.
Klorid	mg/kg	800	760	750	980	1800	690
Fluorid	mg/kg						
Sulfat	mg/kg	2900	2500	2700	2200	2200	1700
Ca	mg/kg	850	740	770	950	610	630
Na	mg/kg	1200	1100	1200	880	2000	1100
K	mg/kg	330	330	300	430	800	320
As	mg/kg	0,015	< 0,02	0,013	0,017	< 0,02	0,014
Ba	mg/kg	0,23	0,23	0,25	0,45	0,13	0,24
Cd	mg/kg	< 0,0011	< 0,0011	< 0,0011	< 0,001	< 0,001	< 0,0011
Cr	mg/kg	0,024	0,033	0,024	0,010	0,009	0,047
Cu	mg/kg	1,2	1,5	1,1	0,2	0,4	1,7
Hg	mg/kg	< 0,0003	< 0,0003	< 0,0003	< 0,00021	< 0,0002	< 0,0003
Mo	mg/kg						
Ni	mg/kg	0,015	0,018	0,018	< 0,006	0,012	0,016
Pb	mg/kg	< 0,003	0,0034	0,0053	< 0,0031	0,0032	0,0035
Sb	mg/kg	0,22	0,22	0,21	0,36	0,30	0,20
Se	mg/kg	0,0099	0,0088	0,0093	0,0114	0,026	0,0084
Zn	mg/kg	< 0,02	0,029	0,033	< 0,03	0,069	0,046
DOC	mg/kg	104	110	110	59	150	108
Akkum. L/S	l/kg	11,23	10,59	10,58	9,95	10,15	10,90

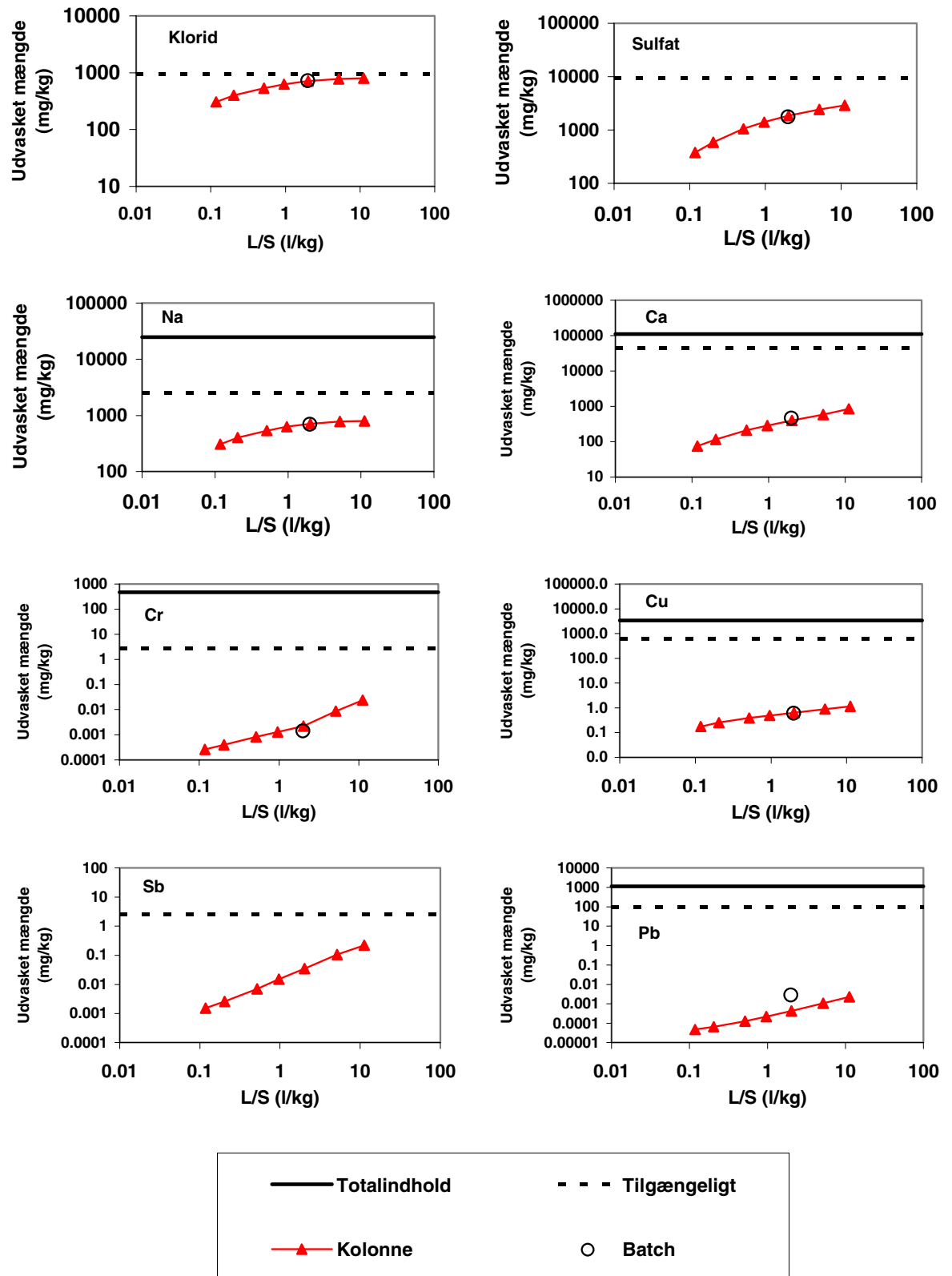


Tabel 4.6 Resultater af batchudvaskningstests (EN 12457-3, del 1) udført ved L/S = 2 l/kg. Tallene angiver pH og ledningsevne samt udvaskede stofmængder. Desuden ses udvaskningskriterier for affaldsforbrændingsslagger af kategori 1+2 og kategori 3 i henhold til Miljøstyrelsens bekendtgørelse af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsformål. For klorid, sulfat og natrium ses både de generelle og de midlertidigt forhøjede kriterier for slagger.

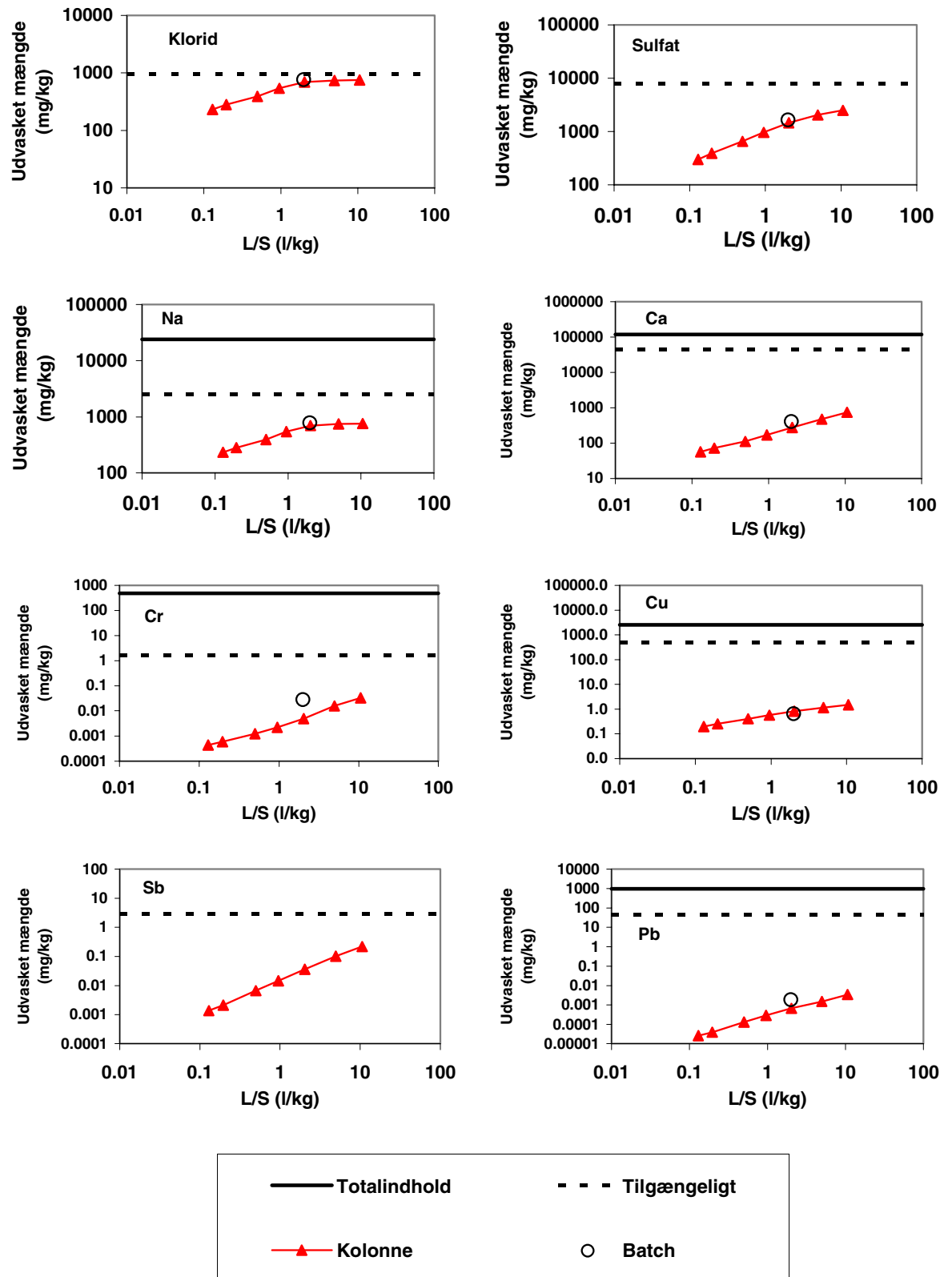
Parameter	Enhed	Slagger fra forsøgsfelter						Kriterier for nyttiggørelse	
		A VF	B VF	C VF	D Vejen	E Søndrbg.	F VF	Kategori 1+2	Kategori 3
pH	-	9.0	10.1	9.7	9.8	10.2	10.2		
Ledn.evne	mS/m	280	290	290	360	470	270		
Klorid	mg/kg	720	760	680	1180	1840	700	300/3000	6000
Sulfat	mg/kg	1760	1640	1840	1660	1580	1500	500/4000	8000
Ca	mg/kg	460	400	500	540	300	340	-	-
Na	mg/kg	700	780	680	880	1520	760	200/2000	3000
K	mg/kg	134	140	118	300	480	138		
As	mg/kg	< 0.024	< 0.024	< 0.02	< 0.03	< 0.0042	< 0.02	0.016	0.100
Ba	mg/kg	0.094	0.072	0.096	0.112	0.06	0.088	0.6	8
Cd	mg/kg	0.0004	0.00038	0.00038	0.00072	0.00094	0.00036	0.004	0.08
Co	mg/kg	0.00084	0.001	0.00082	< 0.00005	0.00014	0.0007		
Cr	mg/kg	0.0014	0.028	0.014	0.0074	0.012	0.044	0.02	1
Cu	mg/kg	0.60	0.64	0.54	0.104	0.64	0.70	0.09	4
Hg	mg/kg	< 0.00004	0.00008	0.000094	< 0.00004	< 0.00002	0.000088		
Mo	mg/kg	0.22	0.22	0.194	0.42	0.56	0.22		
Ni	mg/kg	0.008	0.0102	0.0102	0.0014	0.0046	0.0078	0.02	0.14
Pb	mg/kg	0.0028	0.0018	0.0010	0.0018	0.0016	0.0008	0.02	0.2
Sb	mg/kg								
Se	mg/kg								
Zn	mg/kg	0.0118	0.0106	0.0074	0.008	0.0114	0.0074	0.2	3
DOC	mg/kg	36	36	34	12.6	94	38		

På figurerne 4.1 til 4.6 er der for udvalgte komponenter (klorid, sulfat, Na, Ca, Cr, Cu, Sb og Pb) foretaget en afbildning af bestemmelserne af faststofindhold, tilgængeligt indhold og akkumuleret udvasket indhold som funktion af L/S (kolonne- og batchudvaskningstests) for slaggerne fra hvert af de 6 forsøgsfelter.

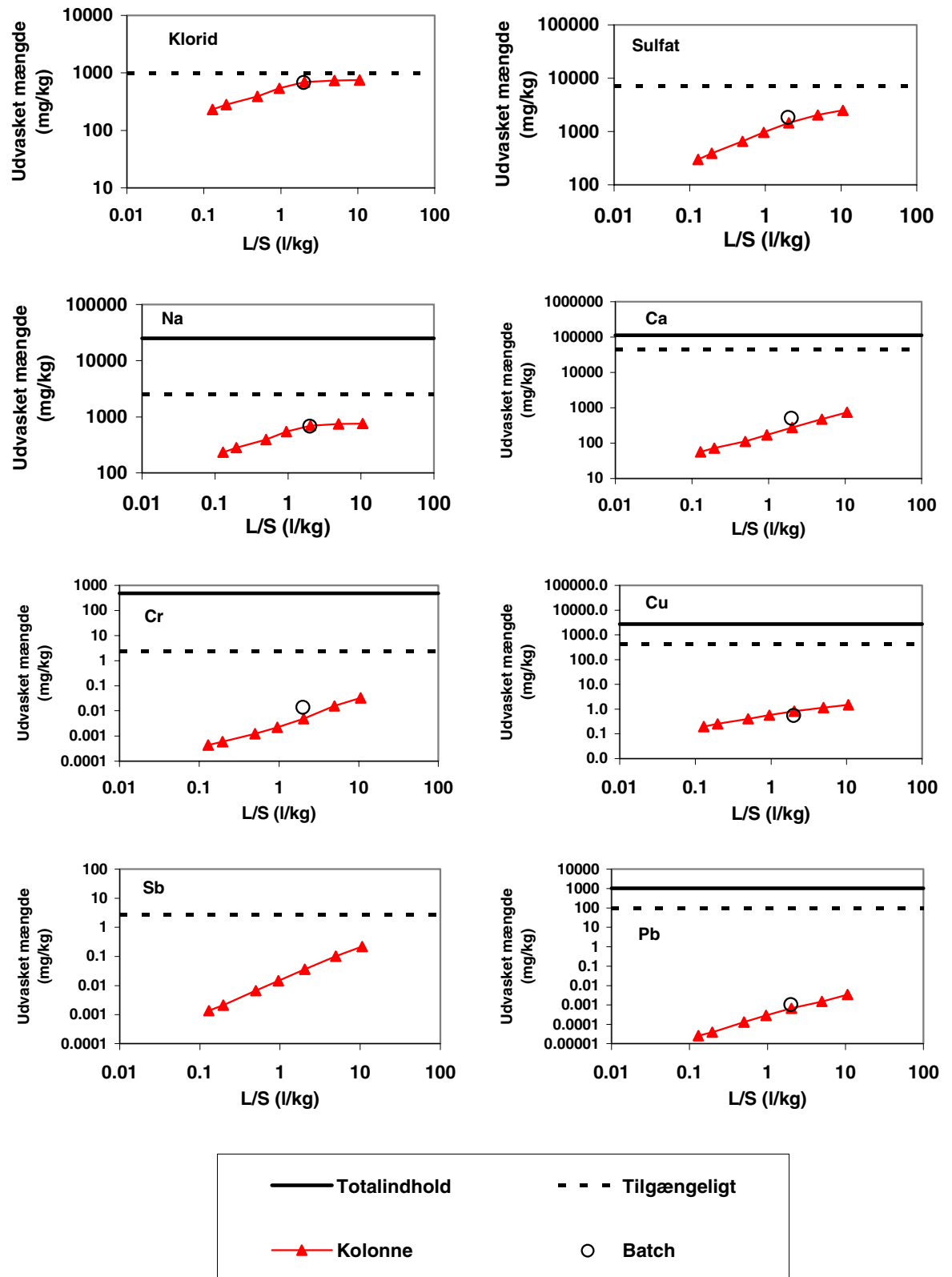
Af figurerne fremgår det, at der for disse komponenter generelt er ganske god overensstemmelse mellem resultater bestemt ved kolonne- og batchudvaskningstests. Figurerne illustrerer endvidere, hvorledes man der for nogle komponenters vedkommende, f.eks. klorid og Sb, sker en betydelig udvaskning af det totale eller det tilgængelige indhold af disse, mens det for andre komponenter, f.eks. Pb, kun kan forventes, at der udvaskes en meget begrænset del af totalindholdet og den tilgængelige mængde.



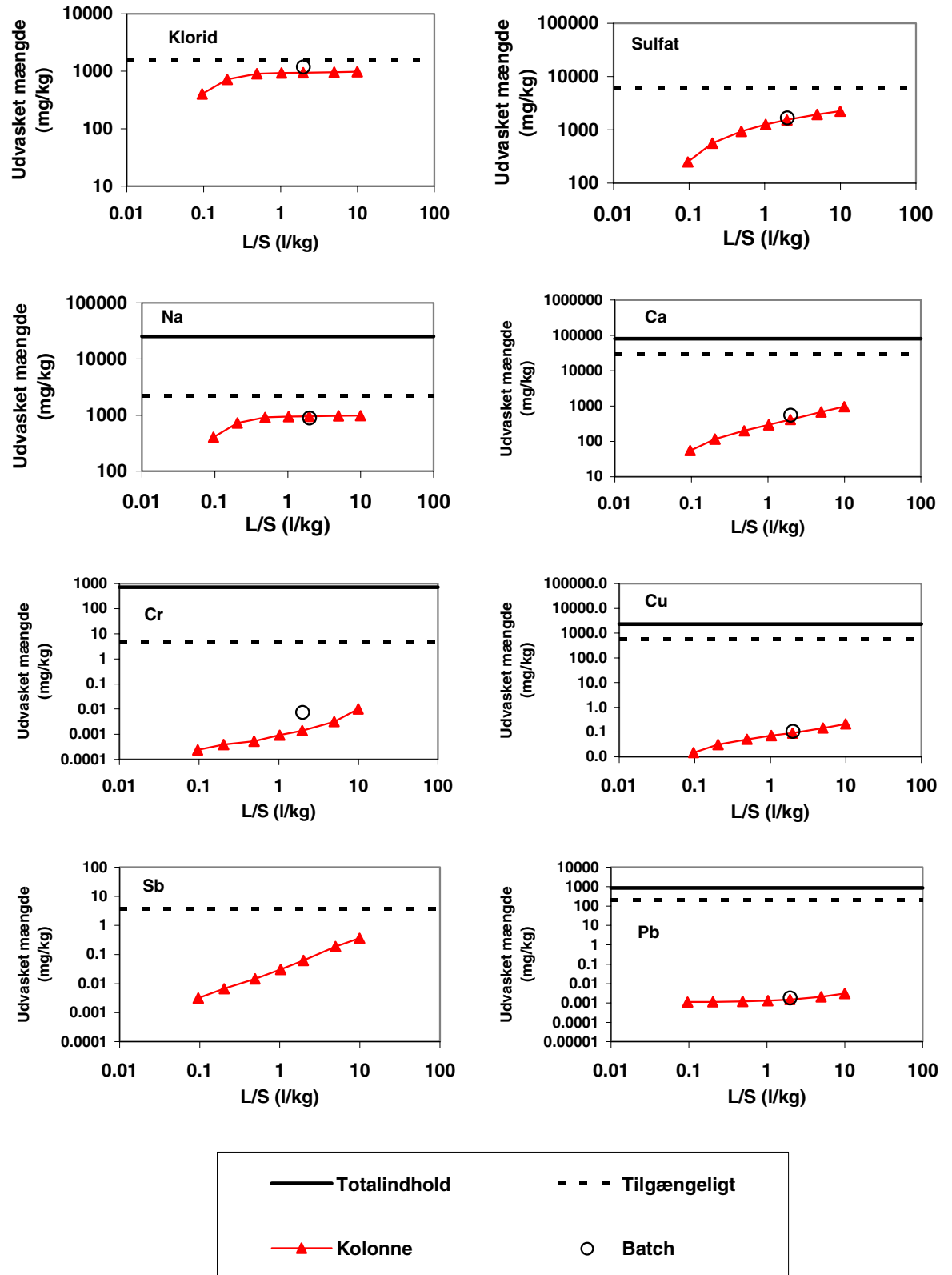
Figur 4.1 Sammenligning af totalindhold og tilgængeligt indhold med resultater af kolonne- og batchudvaskningstests for slagge fra Vestforbrænding placeret i forsøgsfelt A.



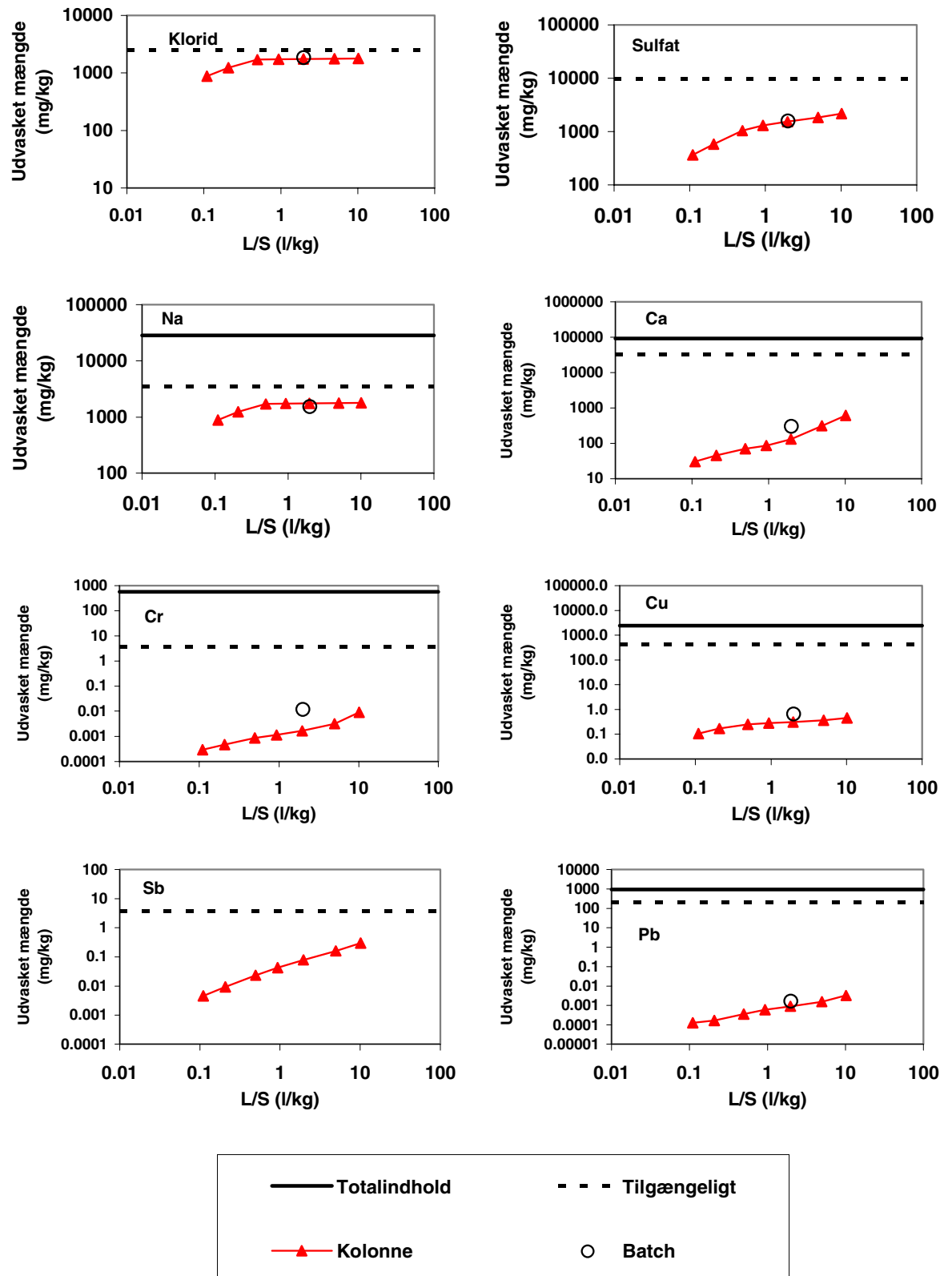
Figur 4.2 Sammenligning af totalindhold og tilgængeligt indhold med resultater af kolonne- og batchudvaskningstests for slagge fra Vestforbrænding placeret i forsøgsfelt B.



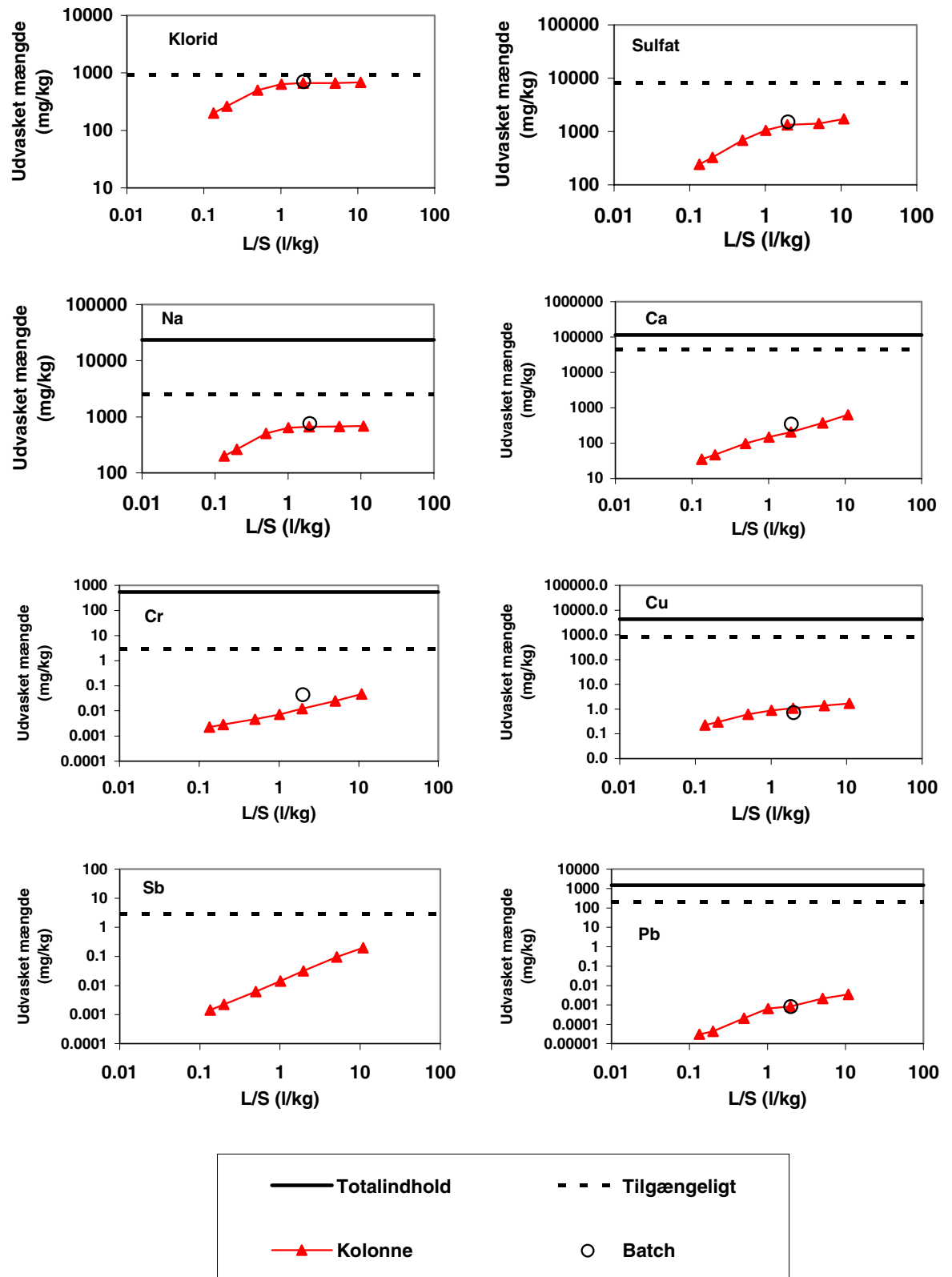
Figur 4.3 Sammenligning af totalindhold og tilgængeligt indhold med resultater af kolonne- og batchudvaskningstests for slagge fra Vestforbrænding placeret i forsøgsfelt C.



Figur 4.4 Sammenligning af totalindhold og tilgængeligt indhold med resultater af kolonne- og batchudvaskningstests for slagge fra Vejen Kraftvarmeværk placeret i forsøgsfelt D.



Figur 4.5 Sammenligning af totalindhold og tilgængeligt indhold med resultater af kolonne- og batchudvaskningstests for slagge fra Sønderborg Kraftvarmeværk placeret i forsøgsfelt E.

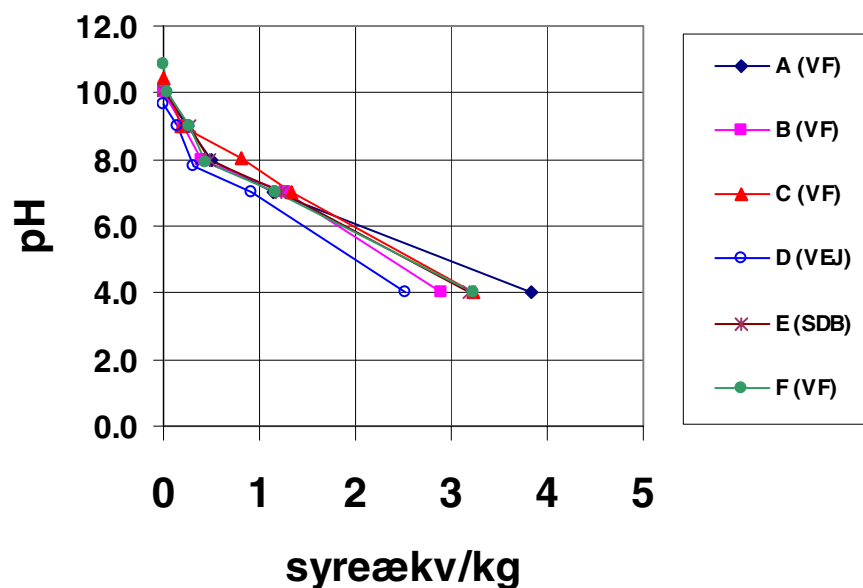


Figur 4.6 Sammenligning af totalindhold og tilgængeligt indhold med resultater af kolonne- og batchudvaskningstests for slagge fra Vestforbrænding placeret i forsøgsfelt F.



4.5 Udvaskning som funktion af pH

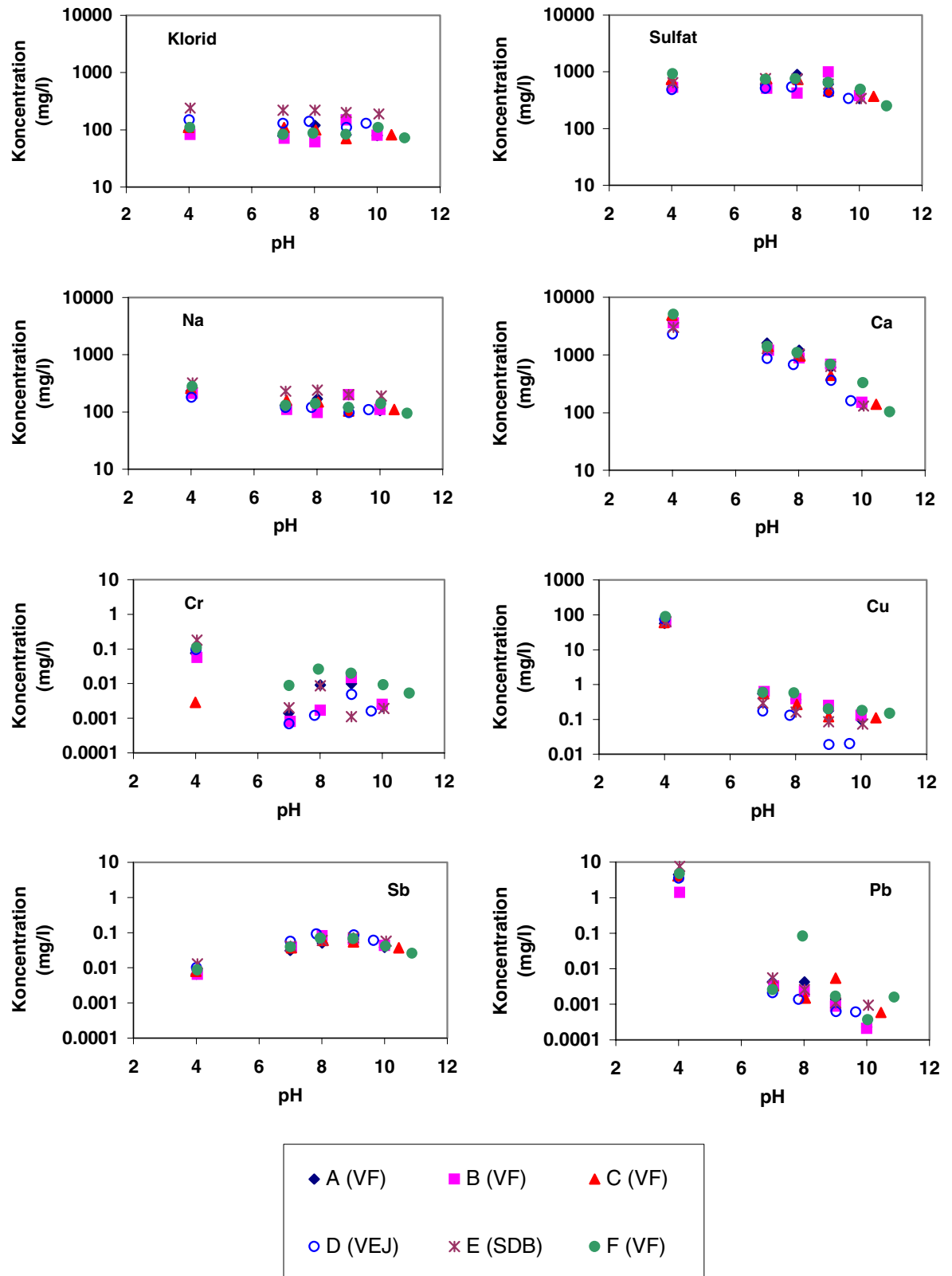
Resultaterne af de pH-statiske udvaskningstests er vist i detaljer i bilag 6. I figur 4.7 er slaggernes alkalinitet, dvs. modstandsdygtighed mod forsuring, beskrevet i form af syretitreringskurver. I figur 4.8 er resultaterne for nogle udvalgte komponenter (klorid, sulfat, Na, Ca, Cr, Cu, Sb og Pb) vist som koncentrationer i eluaterne som funktion af pH ved $L/S = 10$ l/kg for slagterne fra alle 6 forsøgspalter. I figur 4.9 ses resultater for yderligere 8 komponenter (Al, Si, As, Ba, Cd, Ni, Se og Zn) vist på samme form.



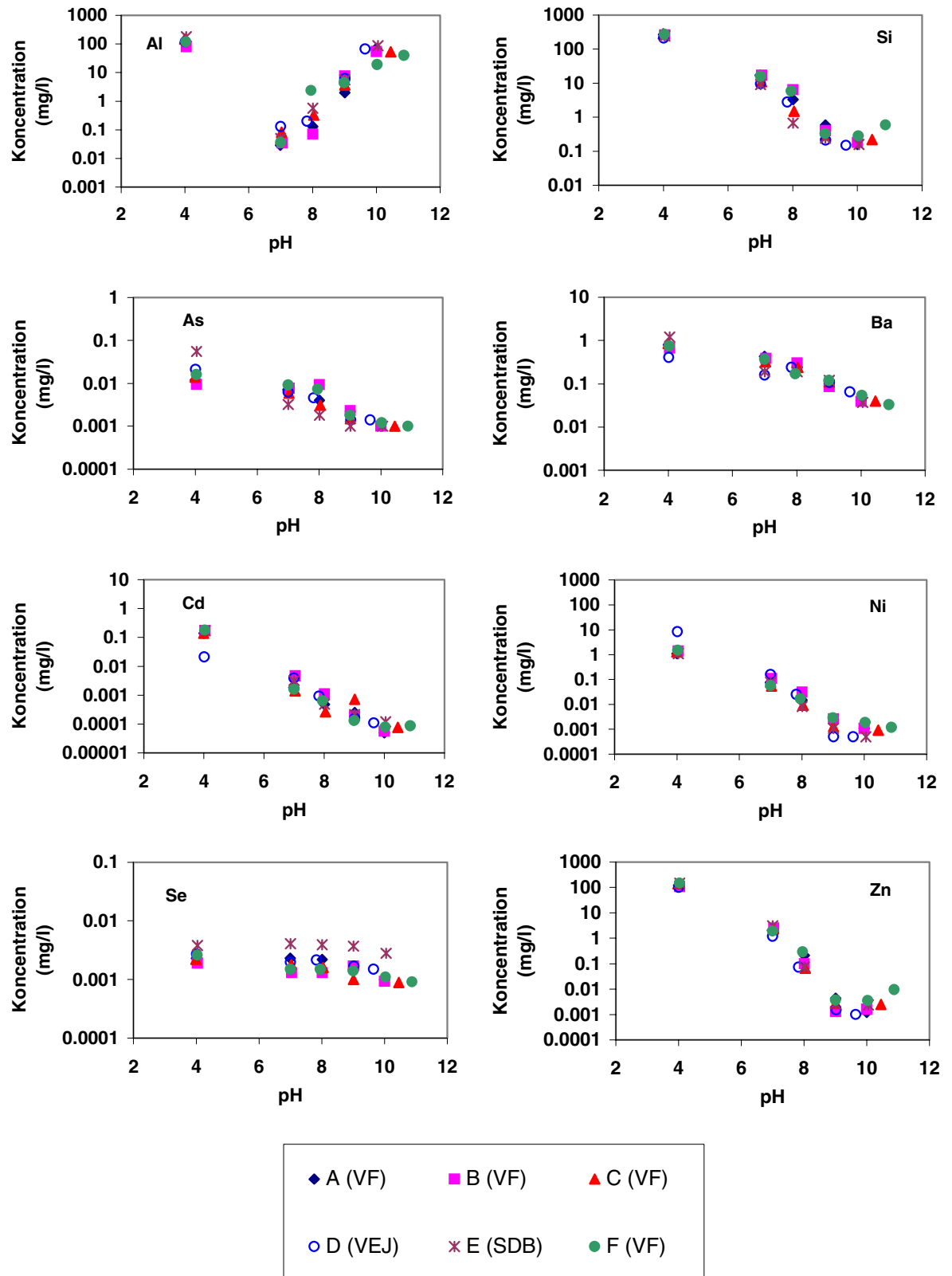
Figur 4.7 Syretitreringskurver for slagterne fra de 6 forsøgspalter.

Som det fremgår af figur 4.7 har titreringskurverne for de 6 slagter nogenlunde samme udseende, og det vil kræve ca. 0,5 syreækvivalenter at bringe slagterne til et pH på ca. 8 – mindst for slaggen fra Vejen kraftvarmeværk i felt D (0,3 ækv/kg) og mest for slaggen fra Vestforbrænding i felt C (0,8 ækv/kg).

Af figur 4.8 ses det, at koncentrationerne af klorid og Na er uafhængige af pH, hvilket stort set også gælder for sulfat i det undersøgte pH-interval. I modsætning hertil falder koncentrationen af Ca, Cu og Pb med stigende pH i det undersøgte interval. For Pb kan man ane den begyndende stigning i koncentrationen ved højere pH-værdier, som skyldes bly amfotere egenskaber. For kroms vedkommende er tendensen mere uklar, dog stiger koncentrationen for de fleste slaggers vedkommende ved den laveste pH-værdi ($pH = 4$). Den store spredning skyldes sandsynligvis dels følsomheden overfor ændringer i redox-potentialet, dels at de målte koncentrationer er meget lave, og den del af målingerne ligger forholdsvis tæt ved detektionsgrænsen. Antimon (Sb) er medtaget, fordi der ikke foreligger så mange udvaskningsresultater for Sb i affaldsforbrændingslagger, og fordi Sb en af de komponenter, som er reguleret i EU's rådsbeslutning om kriterier for modtagelse af affald til deponering, og som derfor også vil være reguleret i den



Figur 4.8 Resultater af pH-statisk udvaskningstest. Figurene viser koncentrationer i eluaterne som funktion af pH ved L/S = 10 l/kg for slaggerne fra alle 6 forsøgsfelter.



Figur 4.9 Resultater af pH-statisk udvaskningstest. Figurene viser koncentrationer i eluaterne som funktion af pH ved $L/S = 10$ l/kg for slaggerne fra alle 6 forsøgsfelter.



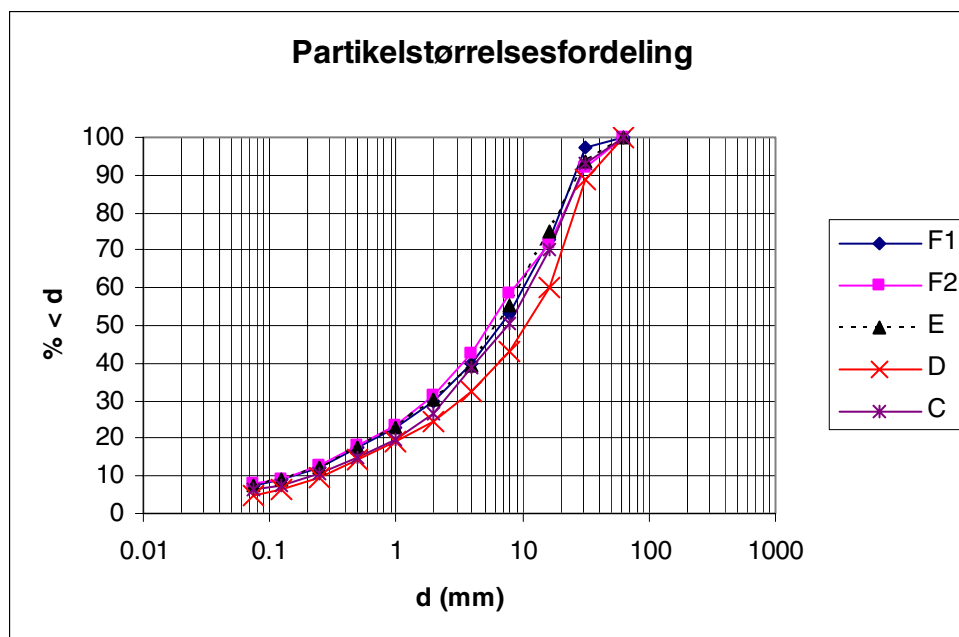
fremtidige danske implementering af rådsbeslutningen. Det ses, at Sb, som må formodes at være til stede på oxyanion-form, udviser den højeste koncentration i pH-området 8 – 9, og aftager for både højere og lavere pH-værdier. Ved en bedømmelse af udvaskningsforholdene på længere sigt er en kurveform som den, der udvises af Sb, naturligvis gunstig, idet man kan påregne, at udvaskningen og koncentrationsniveauet aftager, hvis og når pH med tiden falder til et lavere niveau end de nuværende ca. 7,5 – 9,5. For andre komponenter som f.eks. Pb og Cu må man under tilsvarende omstændigheder (alt andet lige) regne med en stigning i koncentrationsniveauet med aftagende pH.

For stort set alle komponenterne i figur 4.8 gælder det, at deres opløselighed/udvaskelighed øges med faldende pH ved pH-værdier under ca. 10 (for Al dog først ved pH-værdier under 7 – 8).

Der er i øvrigt generelt en særdeles god overensstemmelse mellem de enkelte slaggers opførsel som funktion pH.

4.6 Fysiske og geokemiske egenskaber

I figur 4.8 ses resultaterne af sigteundersøgelsen af slagger fra 4 af de 6 forsøgsceller i form af partikelstørrelsesfordelingskurver.



Figur 4.10 Partikelstørrelsesfordelingskurver for slagger fra anlæggene C (VF), D (Vejen), E (Sønderborg) og F (VF).

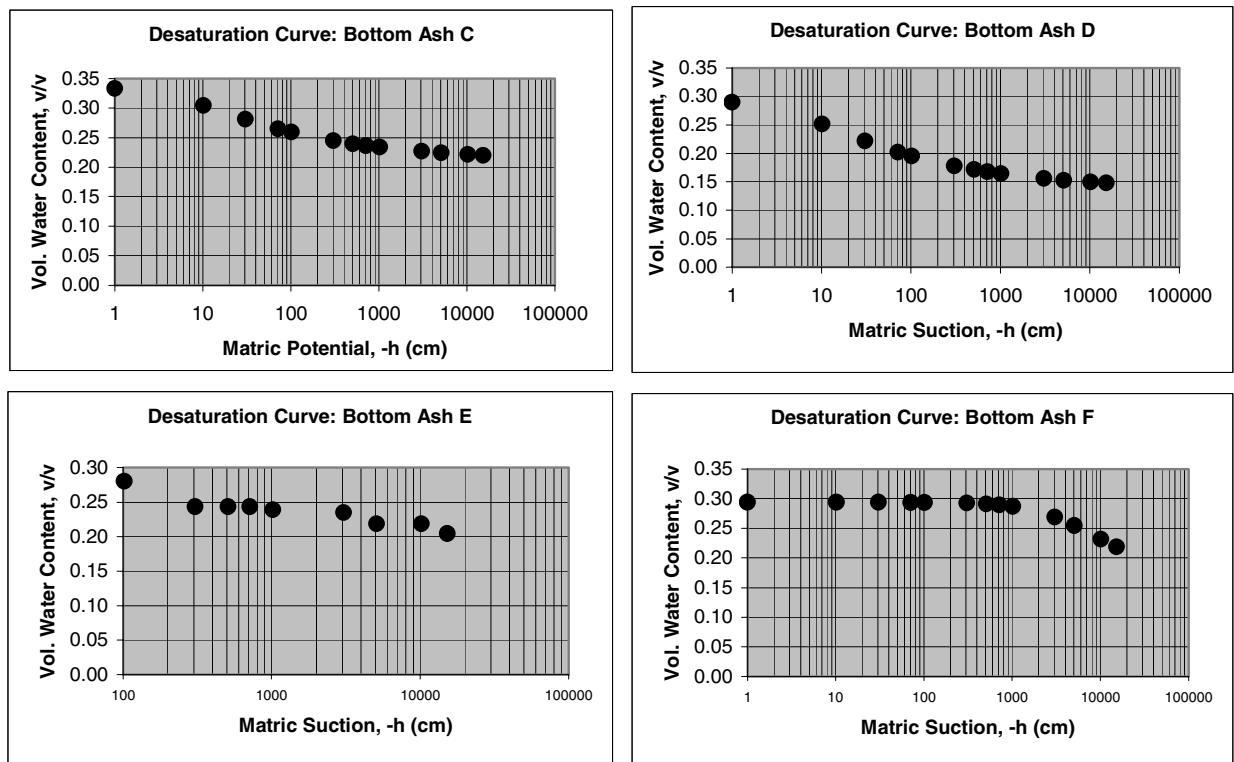


I tabel 4.7 ses resultaterne af en række geotekniske målinger udført på prøver af de kompakterede slaggelag på forsøgspelterne C, D, E og F.

I figur 4.8 ses retentionskurverne, som er bestemt for slagger fra forsøgspelterne C, D, E og F.

Tabel 4.7 Bestemmelser af geotekniske data for slagger udlagt og kompakteret i forsøgspelterne C, D, E og F.

Forsøgspelt	Lab	Lab	Felt	Felt	Felt	Felt	Felt/lab	Felt
	Tørdensitet ved optimalt vandindhold	Optimalt vandindhold, W_{opt}	Lag $\emptyset = \text{øvre}$ $n = \text{nedre}$	Vandindhold	Tørdensitet	Kompakteringsgrad	Gennemsnitlig kompaktering og densitet	Dato for måling
	t/m ³	%		%	t/m ³	%	% / t/m ³	
C	1.76		n	20	1.53	86.93		
C	1.76		u	19.5	1.58	89.8		02-10-2002
C	1.76	19.6	n	21.1	1.57	89.2	86.70	1.
C	1.76		ø	21.4	1.47	83.5	1.526	kompaktering
C	1.76		n	22.4	1.48	84.1		
C	1.76		n	16.4	1.72	97.73		
C	1.76		n	18.1	1.68	95.5		09-10-2002
C	1.76	19.6	n	17.9	1.72	97.7	100.0	2.
C	1.76		ø	18	1.85	105.1	1.76	kompaktering
C	1.76		ø	18.3	1.83	104.0		
D	1.88		n	12.1	1.67	88.83		
D	1.88		n	13.7	1.73	92.0		20-09-2002
D	1.88	14.2	ø	13.1	1.82	96.8	91.60	1.
D	1.88		ø	12.9	1.7	90.4	1.722	kompaktering
D	1.88		ø	13.6	1.69	89.9		
D	1.88		n	10.5	1.74	92.55		
D	1.88		n	11.6	1.67	88.8		09-10-2002
D	1.88	14.2	n	10.5	1.79	95.2	93.51	2.
D	1.88		ø	11.0	1.85	98.4	1.758	kompaktering
D	1.88		n	11.5	1.74	92.6		
E	1.8		n	12.9	1.83	101.67		
E	1.8		ø	16.4	1.93	107.2		20-09-2002
E	1.8	15.7	n	16.0	1.73	96.1	102.67	1.
E	1.8		ø	14.9	1.92	106.7	1.848	kompaktering
E	1.8		ø	16.0	1.83	101.7		
F	1.78		n	20.7	1.77	99.44		
F	1.78		n	23.2	1.74	97.8		20-09-2002
F	1.78	19.2	n	22.1	1.96	110.1	101.1	1.
F	1.78		n	21.7	1.79	100.6	1.8	kompaktering
F	1.78		n	22.5	1.74	97.8		
F	1.8		ø	23.0	1.96	108.89		
F	1.8		ø	22.8	1.94	107.8		09-10-2002
F	1.8	19.1	ø	22.2	2.12	117.8	110.4	1.
F	1.8		ø	21.8	1.99	110.6	1.988	kompaktering
F	1.8		ø	21.7	1.93	107.2		



Figur 4.9 Retentionskurver (vandmætning som funktion af porevandstrykket) for slagger fra forsøgsfelterne C, D, E og F..

Retentionskurverne blev bestemt med henblik på en modellering af gennemstrømningen af nedbør og udvaskning og transport af forureningskomponenter fra felt F til sammenligning med de observerede værdier i grundvandet. Da forureningsfanen ikke blev observeret i grundvandet og modelberegningerne derfor ikke blev gennemført, er retentionskurverne ikke blevet anvendt i projektet. De vil imidlertid kunne anvendes i andre sammenhænge, hvor der forekommer umættet strømning i slagger fra affaldsforbrænding.



5 VANDBALANCER OG PERKOLATKVALITET

5.1 Opsamlede perkolatmængder

I bilag 7 ses en række tabeller med de akkumulerede opsamlede perkolatmængder fra hver af de 17 opsamlingsbrønde som funktion af tiden siden forsøgets start og indtil slutningen af oktober 2005. De akkumulerede perkolatmængder er i de første to tabeller i bilaget beskrevet som opsamlet volumen (i m³). I de næste to tabeller er tallene ved hjælp af slaggemængderne i hver opsamlingsenhed omregnet til akkumuleret gennemsnitligt L/S (væske/faststof-forhold, i l/kg eller m³/ton). De akkumulerede L/S-værdier for de enkelte pladsafsnit ligger mellem 0,1 og 7,8 l/kg.

5.2 Vandbalancer for felterne

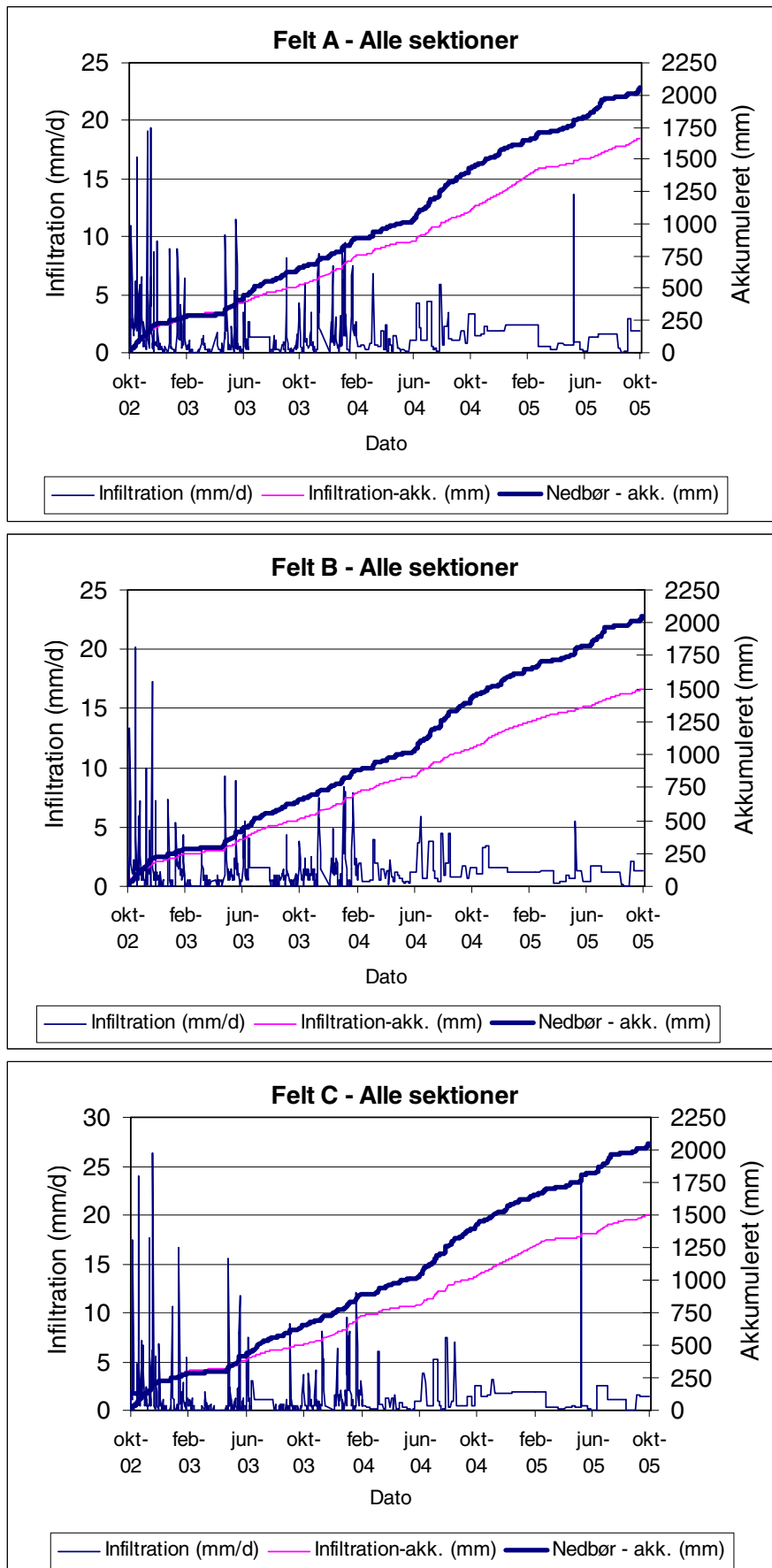
I figur 5.1a-b er optegnet infiltrationen opgjort som mm/dag, dvs. som det opsamlede volumen divideret med overfladearealet, den akkumulerede infiltration og den akkumulerede nedbør for alle fem pladser. Fra februar 2004 er benyttet ugentlige aflæsninger af vandure på hver af pladserne til optegningen af infiltrationen. Derfor ser man, at kurverne for infiltrationen efter dette tidspunkt bliver mere udjævnede.

Kurverne for den akkumulerede nedbør og den akkumulerede infiltration (opsamlet perkolat) viser hvorledes disse hen over det første vinterhalvår ligger tæt sammen svarende til, at fordampningen er beskeden. Efter det første hele år er den procentvise fordeling mellem opsamlet perkolat og registreret nedbør ca. den samme som ved afslutningen af forløbet.

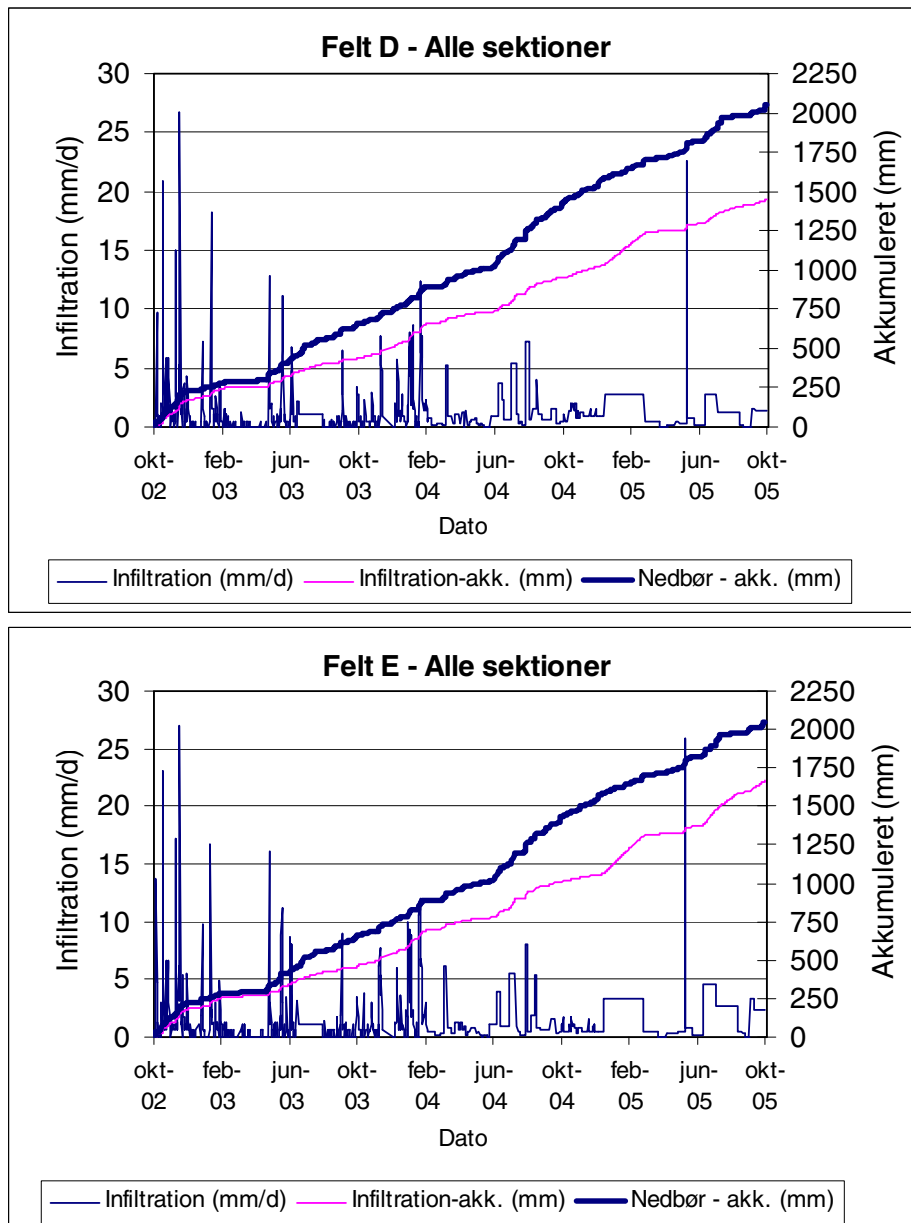
Man bemærker endvidere, at den akkumulerede infiltration for de fem pladser målt i mm ligger inden for ca. 10 %'s afvigelse. Der er altså ikke den store variation i fordampningen på trods af de forskellige overfladebelægninger. Det er generelt værd at bemærke, at den infiltrerede vandmængde mindst udgør 70 % af den samlede nedbør. Dette høje tal skyldes formentlig, at de nedstrøms membraner er trukket over terræn, og at der således ikke tillades nogen transport ud over den nedstrøms kant af pladserne.

Tabel 5.1-5.5 beskriver den akkumulerede opsamling af infiltreret vand under hvert af feltafsnittene for hvert af de fem felter med perkolatsamling fra starten af projektet i september 2002 og indtil slutningen af oktober 2005. Den opsamlede perkolat/infiltrationsmængde for hvert delfelt opgøres som procentdel af den totale opsamlede perkolatmængde for hele pladsen og som en procentdel af den akkumulerede bruttonedbør for den samme periode (opgjort som bruttonedbør x pladsareal).

For Felt A ser man, at i alt 92 % af det totale perkolatflow opsamles i randsektioner, som ligger umiddelbart op ad den ydre membran. 57 % af perkolatet opsamles i det nederste randfelt A4, mens kun 2 % opsamles i det umiddelbart opstrøms beliggende felt A3, som også ligger uden for asfalten (se figur 2.1). I midtersektionen under asfalten opsamles ca. 4 % af det samlede perkolatflow. Disse tal antyder, at der foregår en betydelig horisontal transport i feltet. Denne horisontale transport foregår naturligt, formentlig i høj grad oven på asfalten, hvilket fører størstedelen af vandet til sektionerne ned-



Figur 5.1a Vandbalancer for felt A-C for perioden 25/9-2002 til 28/10-2005.



Figur 5.1b Vandbalancer for felt D-E for perioden 25/9-2002 til 28/10-2005.

strøms for asfalten. At kun 2 % af perkolatflowet opsamles i sektionen umiddelbart nedstrøms for asfalten (A3), kunne tyde på, at det nedtrængende vand løber af på den skrå overflade af slaggen mellem A3 og A4 (se figur 2.1).

Vandbalancen for felt A ligner generelt de periodevise vandbalancer, der har været præsenteret i statusrapporter hen over projektperioden. Der er dog en enkelt markant afvigelse i forhold til de tidligere vandbalancer. Den første nedstrøms randsektion under asfaltdækket i felt A havde indtil juli 2005 kun produceret ca. en andel på 0,5 % af det samlede perkolatmængde. Per oktober 2005 er denne andel øget til 2,5 %! I bilag 7 kan man se, at A2 i perioden fra september 2002 til juli 2005 kun har nået en akkumuleret L/S-værdi på 0,2 l/kg, mens denne fra juli 2005 til oktober 2005 stiger til en akkumuleret værdi på 0,9 l/kg. Der er ikke tale om fejlvisning på vandmålingen, idet der i samme periode er opsamlet 6 perkolatprøver mod kun 2 i det forudgående ca. tre-årige forløb.



Tabel 5.1 Vandbalance for Felt A (asfaltdække over VF-slagge) for perioden 25/9 2002–28/10 2005).

Sektion af bundmembran	Del af overflade %	Del af perkolat %	Del af akk. nedbør %	Akk. L/S per okt. 05 l/kg
A1 – midtersektion	52	3,7	3,0	0,11
A2 – randsektion under asfalt (slagge)	4,2	2,5	2,0	0,89
A3 – randsektion nedstrøms asfalt (slagge + jord)	4,0	2,0	1,6	1,4
A4 – randsektion nedstrøms asfalt (jord)	8,6	57	46	-
A5 - øvrige tre randsektioner	31	35	29	3,0
A – alle sektioner	100	100	82	2,0

Tabel 5.2 Vandbalance for Felt B (SF-sten over VF-slagge) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005).

Sektion af bundmembran	Del af overflade %	Del af perkolat %	Del af akk. nedbør %	Akk. L/S per okt. 05 l/kg
B1 - opstrøms randsektioner	17	22	16	2,2
B2 - nedstrøms randsektioner	21	69	50	5,5
B3 – midtersektion	62	9,4	6,8	0,23
B – alle sektioner	100	100	73	1,6

Tabel 5.3 Vandbalance for Felt C (perlegrus over VF-slagge) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005).

Sektion af bundmembran	Del af overflade %	Del af perkolat %	Del af akk. nedbør %	Akk. L/S per okt. 05 l/kg
C1 - opstrøms randsektioner	24	15	11	1,2
C2 - nedstrøms randsektioner	20	78	57	7,8
C3 – midtersektion	56	6,8	5,0	0,20
C - alle sektioner	100	100	73	1,8

Tabel 5.4 Vandbalance for Felt D (perlegrus over Vejen-slagge) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005).

Sektion af bundmembran	Del af overflade %	Del af perkolat %	Del af akk. nedbør %	Akk. L/S per okt. 05 l/kg
D1 - opstrøms randsektioner	22	24	17	1,9
D2 - nedstrøms randsektioner	23	51	36	3,7
D3 – midtersektion	55	25	18	0,69
D - alle sektioner	100	100	71	1,6

Tabel 5.5 Vandbalance for Felt E (perlegrus over Sønderborg-slagge) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005).

Sektion af bundmembran	Del af overflade %	Del af perkolat %	Del af akk. nedbør %	Akk. L/S per okt. 05 l/kg
E1 - opstrøms randsektioner	21	25	20	2,2
E2 - nedstrøms randsektioner	22	58	47	5,0
E3 – midtersektion	57	18	14	0,52
E – alle sektioner	100	100	81	1,8



Ud fra bilag 8 ser man, at de opsamlede vandprøver har stabilt høje tal for ledningsevnen, så det ser ikke ud til at skyldes indsyvning pga. utætheder i rørføringer. Den forøgede perkolatopsamling under A2 skyldes muligvis revnedannelse i asfalten omkring A2. Ved inspektion af plads A den 23 februar 2006 blev der konstateret revner i asfalten i dette område (se billeder i bilag 17). Der er ikke udtaget perkolatprøver til kemisk analyse siden juli 2005, så den ændrede gennemstrømning på plads A får ingen indflydelse på de konklusioner, som kan drages for denne plads.

For Felt B, hvor der er anvendt samme VF-slagge som under Felt A, men hvor den skrå adskillelse mellem råjord og slagge på den nedstrøms rand ikke optræder, ses at 69 % af det samlede perkolatflow opsamles i de nedre randsektioner og 22 % i de øvre randsektioner, mens kun ca. 10 % opsamles i midtersektionen. De opstrøms randsektioner opsamler en lidt større del af perkolatstrømmen end de ca. 17 % af overfladen, som de dækker. Forholdet mellem midtersektionen og den nedre randsektion viser, at der også på denne plads foregår en betydelig horisontal transport; formentlig oven på den skrå slaggeoverflade og ved kraftige regnskyl oven på SF-stenene.

For Felt C-E ses samme billede med en betydeligt større andel opsamlet i de nedre randsektioner, end procentdelen af overfladearealet umiddelbart 'berettiger' til. På disse pladser er det ikke sandsynligt, at der foregår nogen væsentlig overfladisk afstrømning, så den horisontale transport foregår oven på slaggeoverfladen, i slaggen eller hen over adskillelserne i bundmembranen. Det sidste kan dog ikke umiddelbart anses for sandsynligt, da adskillelserne mellem sektionerne er lige så høje som drænsandslaget, og der bliver afledt vand fra det laveste punkt til perkolat-opsamlingen. Derfor foregår strømmingen formentlig oven på slaggeoverfladen og i slaggerne selv.

Sammenligner man de tre felter C-E, som er identisk opbygget, men med anvendelse af tre forskellige slaggetyper, ser man, at der er visse forskelle i fordelingen af perkolatopsamlingen under de tre forskellige pladsafsnit for hvert felt. Vestforbrændings-slaggen opsamler 78 % i de nedstrøms randsektioner mod hhv. 51 og 58 % for Vejen og Sønderborg slaggerne. Samtidig opsamles der kun 7 % under midtersektionen for Vestforbrændings-slaggen, hvor tallene ligger på 25 og 18 % for de to andre slaggetyper. Det kunne altså se ud som om der sker en større horisontal (og mindre vertikal) transport gennem/over Vestforbrændingsslaggen end de to øvrige slagger.

Generelt antyder fordelingen af det opsamlede perkolat mellem de forskellige pladsafsnit en betydelig horisontal transport af vandet, formentlig grundet hældningen af slaggeoverfladen, asfaltoverfladen og i mindre grad SF-sten. Man kan få et indtryk af tætheden af/revnerne mellem SF-stenene fra fotos fra inspektionen den 23. februar 2006 i bilag 17.

Man ser endvidere generelt, at der i de opstrøms felter opsamles en perkolatmængde, som tilnærmelsesvis modsvarer felternes andel af det samlede pladsareal, mens der for midterfelterne opsamles væsentligt mindre end den arealmæssige andel. Dette skyldes formentlig, at hældningen på slaggeoverfladen i de opstrøms felter ikke overholder den hældning, som findes inden for midterfeltet, dvs. at det infiltrerende vand i de opstrøms felter i højere grad vil være disponeret for at trænge direkte ned gennem slaggelaget. Ved inspektion af pladserne udført 23. februar 2006 kunne dette fænomen hverken bekræftes eller afvises, men det betragtes som den mest sandsynlige forklaring til afvigelsen. Tendensen til, at hældningen i disse randfelter i højere grad skulle være ud mod af-



grænsningen af pladsen, kunne i givet fald skyldes, at den omkringliggende jord efterfølgende har sat sig.

5.2.1 **Reduktionsfaktorer for infiltration**

I tabel 5.6-5.10 er vandbalancen for de fem felter opgjort i mm, dvs. beregnet direkte i forhold til overfladearealet af det pågældende felt. Første kolonne viser infiltrationen i pågældende delfelt i mm, dvs. den samlede mængde perkolat (i m³) divideret med arealet (i m²) af det pågældende område (ved overfladen). I anden kolonne er perkolatmængden i mm divideret med den samlede nedbør (bruttonedbøren) på pladsen også opgjort i mm (2051 mm). Anden kolonne angiver altså den reduktion af den jævnt fordelte bruttonedbør, som den pågældende overflade, bestående af asfalt/sf-sten/ærtsten og slagge+drænsand, giver. I tredje kolonne er perkolatmængden i mm divideret med den gennemsnitlige nettoinfiltration (perkolatmængde) for hele pladsen opgivet i mm. Tredje kolonne angiver altså den reduktion i den jævnt fordelte nettonedbør, som den pågældende overflade, bestående af asfalt/sf-sten/ærtsten og slagge+drænsand, giver. Fjerde kolonne giver (som tabel 5.1-5.5) den opsamlede perkolatmængde som procentdel af den samlede bruttonedbør på hele pladsen.

Af tabellerne kan man for eksempel se, at det opsamlede perkolat under midtersektionen i felt A udgør 5,1 % af den bruttonedbør, som er faldet på midtersektionens overfladeareal. Dette betyder dog ikke, at det opsamlede perkolat i midterfeltet lige præcis kommer fra nedbør, der falder på midtersektionen. Dette kan være influeret af randfænomener, idet tilstrømning fra de opstrøms felter til midterfeltet kan forøge den opsamlede perkolatmængde, mens udstrømning fra midterfeltet til nedstrøms felter kan formindske den registrerede perkolatmængde.

Man bemærker, at randsektion A2 opsamler 43 % af den nedbør, som falder på dens overfladeareal, selvom den har samme overfladedække som midterfeltet. For A2 er der altså tale om en betydelig tilstrømning opstrøms fra. Det samme gælder for A3, som på trods af at feltet ligger nedstrøms asfaltkanten, ikke modtager en større andel af nedbøren end A2. Dette kan skyldes, at den skrå skilleflade mellem jord og slagge leder en stor del af vandet til sektion A4, som modtager en meget stor del af den samlede vandmængde (næsten 5 gange mere, end den nedbørsmængde, som falder på overfladen af dette areal). Disse observationer stemmer med observationerne gjort omkring tabel 5.1-5.5.

Ved sammenligning af procentsatserne for de forskellige midterfelter ser man, at der under C3 kun opsamles 8,8 % af bruttonedbøren, mens der under B3 opsamles 11 %. SF-sten er altså tilsyneladende ikke mere vandstandsende end ærtsten, hvilket også ses af forholdet mellem nettonedbør og bruttonedbør for de to pladser, som i begge tilfælde er 73 %. Man bemærker samtidig, at procentsatsen for infiltration til midterfeltet i C ikke er væsentligt højere end til midterfeltet under asfalten, hvilket må betyde, at infiltrationen til felterne i høj grad er styret af, at en stor del af vandet løber af på den hældende slaggeoverflade.



Tabel 5.6 Vandbalance for Felt A (asfaltdække over VF-slagge) for perioden 25/9 2002–28/10 2005) opgjort i mm.

Sektion af bundmembran	Perkolatmængde			
	mm	% af brut-tonedbør	% af gennemsnitlig nettoinfiltration	% af nedbør
A1 – midtersektion	105	5,1	6,3	
A2 – randsektion under asfalt (slagge)	885	43	53	
A3 – randsektion nedstrøms asfalt (slagge + jord)	715	35	43	
A4 – randsektion nedstrøms asfalt (jord)	9741	474	584	
A5 - øvrige tre randsektioner	2594	126	155	
A – alle sektioner				82

Tabel 5.7 Vandbalance for Felt B (SF-sten over VF-slagge)) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005) opgjort i mm.

Sektion af bundmembran	Perkolatmængde			
	mm	% af brut-tonedbør	% af gennemsnitlig nettoinfiltration	% af nedbør
B1 - opstrøms randsektioner	1879	92	125	
B2 - nedstrøms randsektioner	4935	240	329	
B3 – midtersektion	227	11	15	
B – alle sektioner				73

Tabel 5.8 Vandbalance for Felt C (perlegrus over VF-slagge) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005) opgjort i mm.

Sektion af bundmembran	Perkolatmængde			
	mm	% af brut-tonedbør	% af gennemsnitlig nettoinfiltration	% af nedbør
C1 - opstrøms randsektioner	957	47	63	
C2 - nedstrøms randsektioner	5999	292	399	
C3 – midtersektion	181	8,8	12,1	
C - alle sektioner				73

Tabel 5.9 Vandbalance for Felt D (perlegrus over Vejen-slagge)) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005) opgjort i mm.

Sektion af bundmembran	Perkolatmængde			
	mm	% af brut-tonedbør	% af gennemsnitlig nettoinfiltration	% af nedbør
D1 - opstrøms randsektioner	1675	82	115	
D2 - nedstrøms randsektioner	3151	152	218	
D3 – midtersektion	654	32	45	
D - alle sektioner				71

Tabel 5.10 Vandbalance for Felt E (perlegrus over Sønderborg-slagge) for perioden 25/9 2002 – 28/10 2005) opgjort i mm.

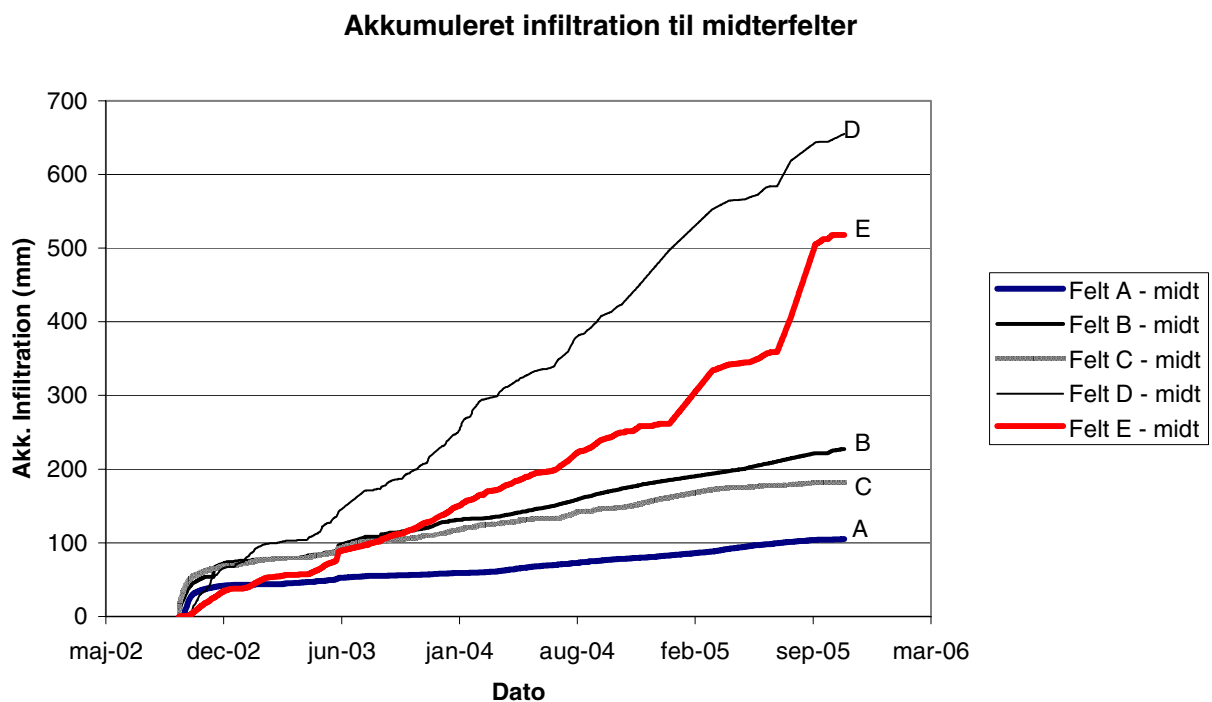
Sektion af bundmembran	Perkolatmængde			
	mm	% af brut-tonedbør	% af gennemsnitlig nettoinfiltration	% af nedbør
E1 - opstrøms randsektioner	1861	91	111	
E2 - nedstrøms randsektioner	4414	215	265	
E3 – midtersektion	517	25	31	
E - alle sektioner				81



Man ser, at procentsatserne for midtersektionerne i felt D og E er betydeligt højere end for felt C, svarende til at den vertikale hydrauliske ledningsevne af slaggerne i D og E er højere end af slaggerne i felt C (som også konstateret tidligere).

5.2.2 Nærmere undersøgelse af udvaskningsmønstre

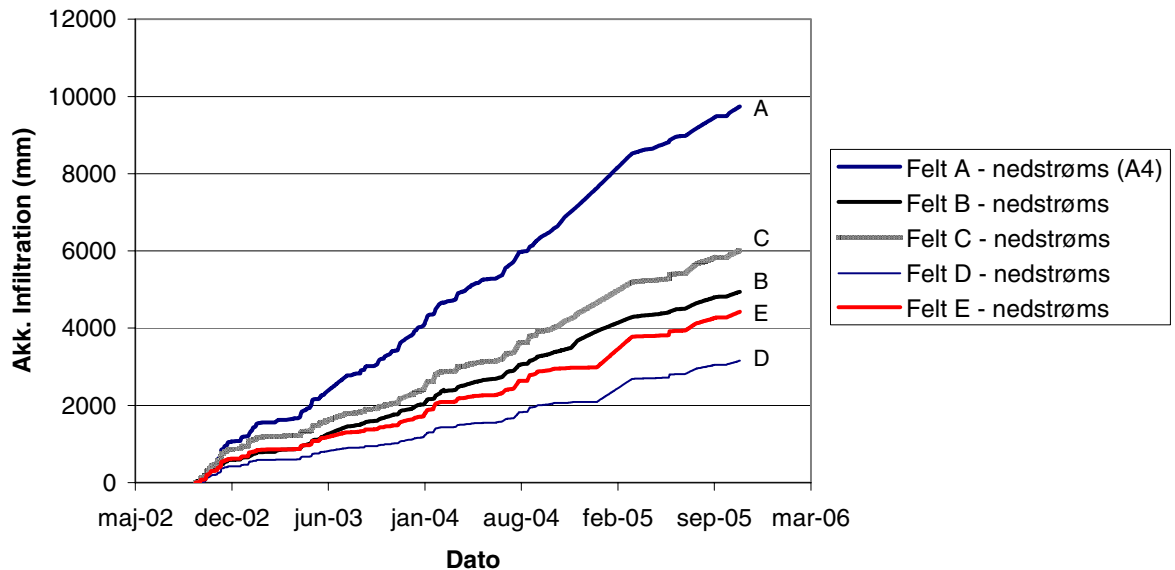
I figur 5.2 er foretaget en afbildning af den akkumulerede infiltration (opgjort i mm) for midterfeltet for hver af de fem pladser med perkolatopsamling. I overensstemmelse med oplysningerne i tabel 5.1 ser man ud fra plottet en betydeligt større perkolatopsamling under plads D (Vejen-slagge) og E (Sønderborg-slagge) end under plads C, som er Vestforbrændings-slagge under samme forhold. Den akkumulerede infiltration for Vejen-slaggen er 650 mm og for Sønderborg-slaggen 520 mm, mens den for Vestforbrændings-slaggen kun er 175 mm. Dette underbygger hypotesen om, at den vertikale hydrauliske ledningsevne for Vestforbrændings-slaggen er væsentligt lavere end for de to andre slaggetyper. Man ser ligeledes, at belægningen med SF-sten ikke reducerer infiltrationen gennem midterfeltet i forhold til situationen uden belægning, mens asfaltbelægningen væsentligt reducerer infiltrationen gennem midterfeltet.



Figur 5.2 Akkumuleret infiltration (opgjort i mm) til hvert af de fem midterfelter i pladserne med perkolatopsamling som funktion af tiden.

Figur 5.3 viser samme plot for de nedstrøms felter for hver af pladserne. For Felt A er afbildet A4, som er den nedstrøms del uden overliggende slagge. Man ser som forventeligt, at rækkefølgen for de enkelte pladser er byttet om i forhold til midterfelterne, dvs. at de pladser, der har lavest infiltration i midterfelterne, har højest infiltration i de nedstrøms felter. Specielt bemærker man, at infiltrationen gennem A4 opgjort per areal er væsentligt større end for de andre felter.

Akkumuleret infiltration til nedstrøms felter

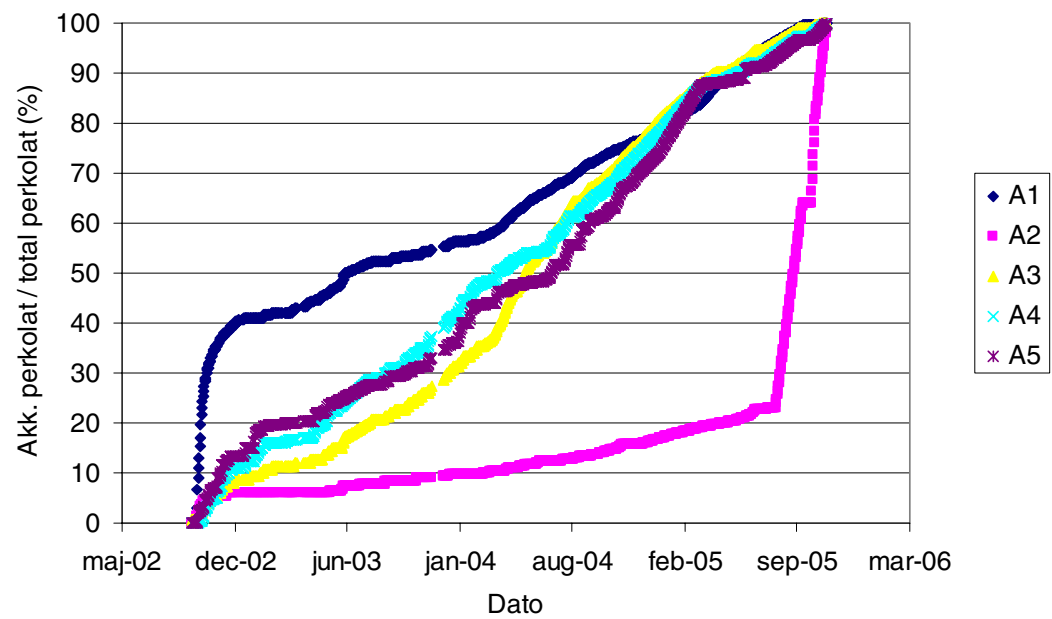


Figur 5.3 Akkumuleret infiltration (opgjort i mm) til hver af de fem nedstrøms i pladser med perkolatopsamling som funktion af tiden. For plads A er afbildet felt A4.

Det vil være forventeligt, at udvaskningen fra de felter, der har den mindste forskel mellem midterfeltet og de nedstrøms felter, vil være mere ensformig end for f.eks. felt A, hvor der er stor forskel. Man vil således forvente at kildestyrken på kort sigt er højere fra de felter, som har den mest ensformige udstrømning, da hele pladsen vil deltage i udvaskningen fra starten. Specielt vil man forvente, at kildestyrken fra felt A er væsentligt reduceret i forhold til de øvrige pladser. Til gengæld vil man kunne forvente en mere langstrakt udvaskning fra pladserne med ujævn afstrømning, da man ikke vil have udvasket hele den potentielle mængde lige så tidligt fra disse pladser som fra de øvrige.

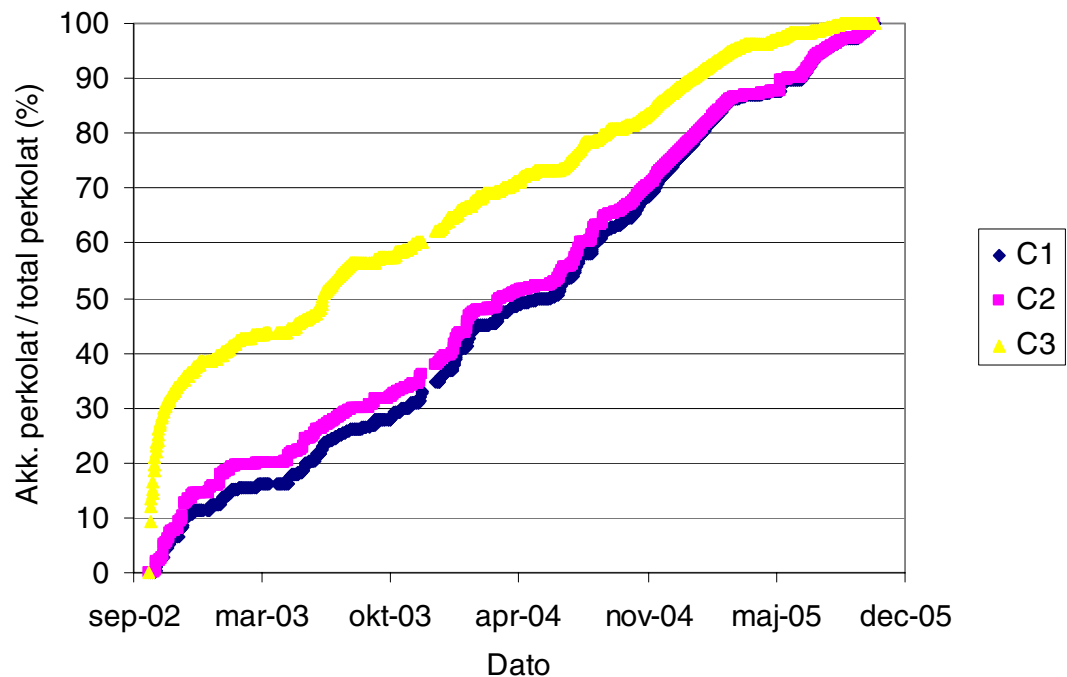
5.2.3 Tidsvariation i perkolatproduktion

I figur 5.4 er vist den akkumulerede opsamlede perkolatmængde for delpladserne i felt A som procentdel af den samlede perkolatmængde for den pågældende delplads over forsøgsperioden. Figuren viser den kraftige stigning i perkolatopsamlingen i felt A2 mod slutningen af forsøget og den initiale udvaskning fra især midterfeltet (det sidste skyldes formentlig afdræning af vand tilsat under indbygningen). Endvidere bemærker man, at felt A3 i perioden fra starten til midten af 2004 har en større hældning end ellers og en større hældning end de øvrige felter i samme periode. Efterfølgende flader kurven ud igen. De indsamlede data for felt A er gennemgået, men der er ikke konstateret fejl i disse og den periodevist høje stigning for A3 må tilskrives de generelle forsøgsomstændigheder. Den kraftige stigning i A2 mod slutningen skyldes som tidligere bemærket formentlig revner i asfalten.



Figur 5.4 Akkumuleret perkolatmængde som procentdel af samlet perkolatmængde i forsøgsperioden for delfelterne på plads A.

I Figur 5.5 er samme plot foretaget for delfelterne på plads C.



Figur 5.5 Akkumuleret perkolatmængde som procentdel af samlet perkolatmængde i forsøgsperioden for delfelterne på plads C.



Plottet for plads C viser den betydelige perkolatsamling under specielt midterfeltet ved opstarten og ellers rimeligt jævne kurver med rimeligt ens hældninger.

5.3 Perkolatkvalitet

I bilag 8 ses for hvert af pladsafsnittene A, B, C, D og E en liste over opsamlede perkolatprøver, som angiver opsamlingsstidspunkt samt pH og ledningsevne for prøverne, som de er målt ved registrering af disse i laboratoriet.

5.3.1 pH og ledningsevne i perkolatprøver

I bilag 10 er foretaget optegning af pH som funktion af tidspunktet for målingen og som funktion af L/S for feltafsnittet på tidspunktet for målingen.

For VF-slagge (felterne A, B og C) er der ingen tydelig udvikling i pH med L/S for de enkelte delpladser. Generelt ligger pH for perkolatet fra VF-slaggen mellem 7 og 9 ved målingerne foretaget på prøver hjemtaget til laboratoriet.

For Vejen-slaggen (felt D) ser man en tydelig stigning i pH med L/S for midterfeltet (D3). Set over alle tre pladsafsnit er der også en tendens til stigning i pH med L/S.

For Sønderborg-slaggen (felt E) er der for midterfeltet (E3) og det opstrøms felt (E1) en stigning i pH med L/S, som for det opstrøms felt flader ud på et niveau omkring pH 9,5-10.

I bilag 11 er ledningsevnen optegnet som funktion af tiden og som funktion af L/S for alle fem pladser. Generelt viser plottene af ledningsevne som funktion af L/S, at ledningsevnen aftager med stigende L/S, svarende til en formindskelse af udvaskningen af ledende stoffer (primært salte) fra slaggen.

5.3.2 Kemiske analyser af perkolat

Resultaterne af de kemiske analyser af det opsamlede perkolat er vist i bilag 12. I sidste del af bilag 12 er koncentrationerne af de analyserede komponenter i perkolaterne afbildet som funktion af L/S for hvert af felterne (Cd og Hg er ikke vist, fordi størstedelen af analyseresultaterne for disse komponenter ligger under detektionsgrænsen). Graferne viser samtidig de tilsvarende resultater af kolonneforsøgene udført i laboratoriet på slagger fra de enkelte pladser.

I bilag 15 er udvaskningen fra de enkelte delfelter vist som den akkumulerede udvaskede stofmængde som funktion af L/S. Da der ikke er foretaget analyser af prøver, som repræsenterer hele den opsamlede perkolatmængde for felterne (analyserne er foretaget på udvalgte prøver ved forskellige L/S-værdier eller L/S-intervaller), har det været nødvendigt at foretage interpolationer af analyseresultaterne mellem de L/S-fraktioner, for hvilke der foreligger resultater, for at muliggøre beregning af den akkumulerede udvaskning. Den dobbeltlogaritmiske afbildning af den akkumulerede stofudvaskning som funktion af L/S eliminerer og akkumulerer mere eller mindre tilfældige udsving i analyseresultaterne ved de individuelle prøver og udgør et godt grundlag for en vurdering af udvaskningsforløbet som funktion af L/S eller tiden og for en sammenligning mellem udvaskningsforløbet fra forsøgsfelter og fra kolonneforsøgene, som også er vist på figurerne i bilag 15. På figurerne er resultater mindre end detektionsgrænsen (DTL) i mange



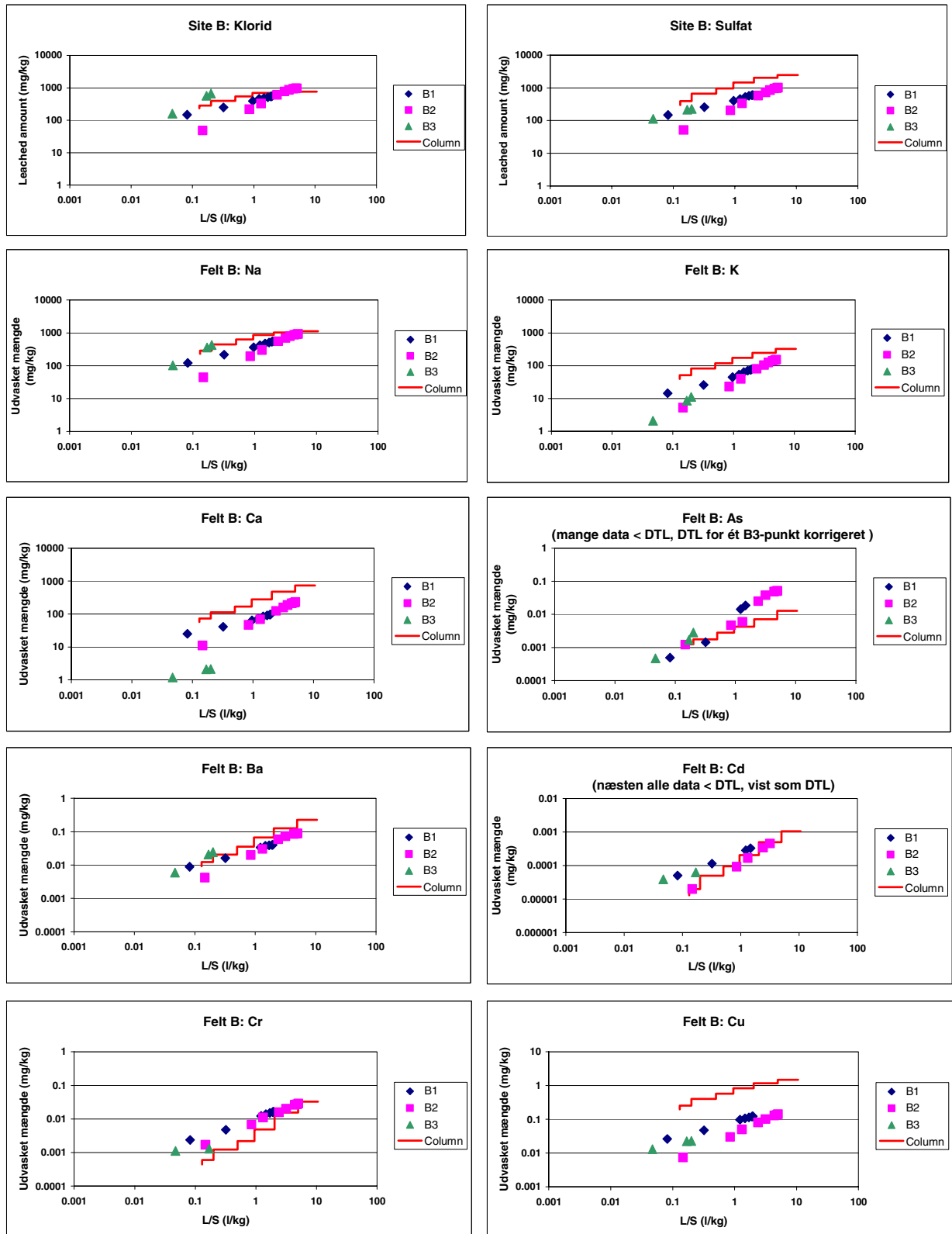
tilfælde medtaget, når de ikke påvirker kurveforløbet væsentligt. I de tilfælde, hvor mange eller de fleste af resultaterne ligger under DTL og disse er brugt i afbildningen med værdien DTL, er dette angivet på figuren.

Som et eksempel på denne form for afbildning ses i figurerne 5.6a og 5.6b de akkumulerede udvaskede mængder af en række komponenter som funktion af L/S for perkolat fra felt B (slagge fra Vestforbrænding) og for kolonneforsøget fra karakteriseringen af denne slagge. For de fleste af parametrene ses en ganske god overensstemmelse mellem udvaskningsforløbet ved feltundersøgelsen og ved kolonneforsøgene udført i laboratoriet, specielt når hovedvægten ved feltresultaterne lægges på resultaterne fra midterfeltet (her B3), som for felt B i mange tilfælde udgør starten på en kurve (lave L/S-værdier), som fortsættes af kolonneresultaterne (højere L/S-værdier). Det må antages, at det beskrevne udvaskningsforløb for randfelterne ikke nødvendigvis er korrekt som følge af randeffekter mv. (se afsnit 5.4).

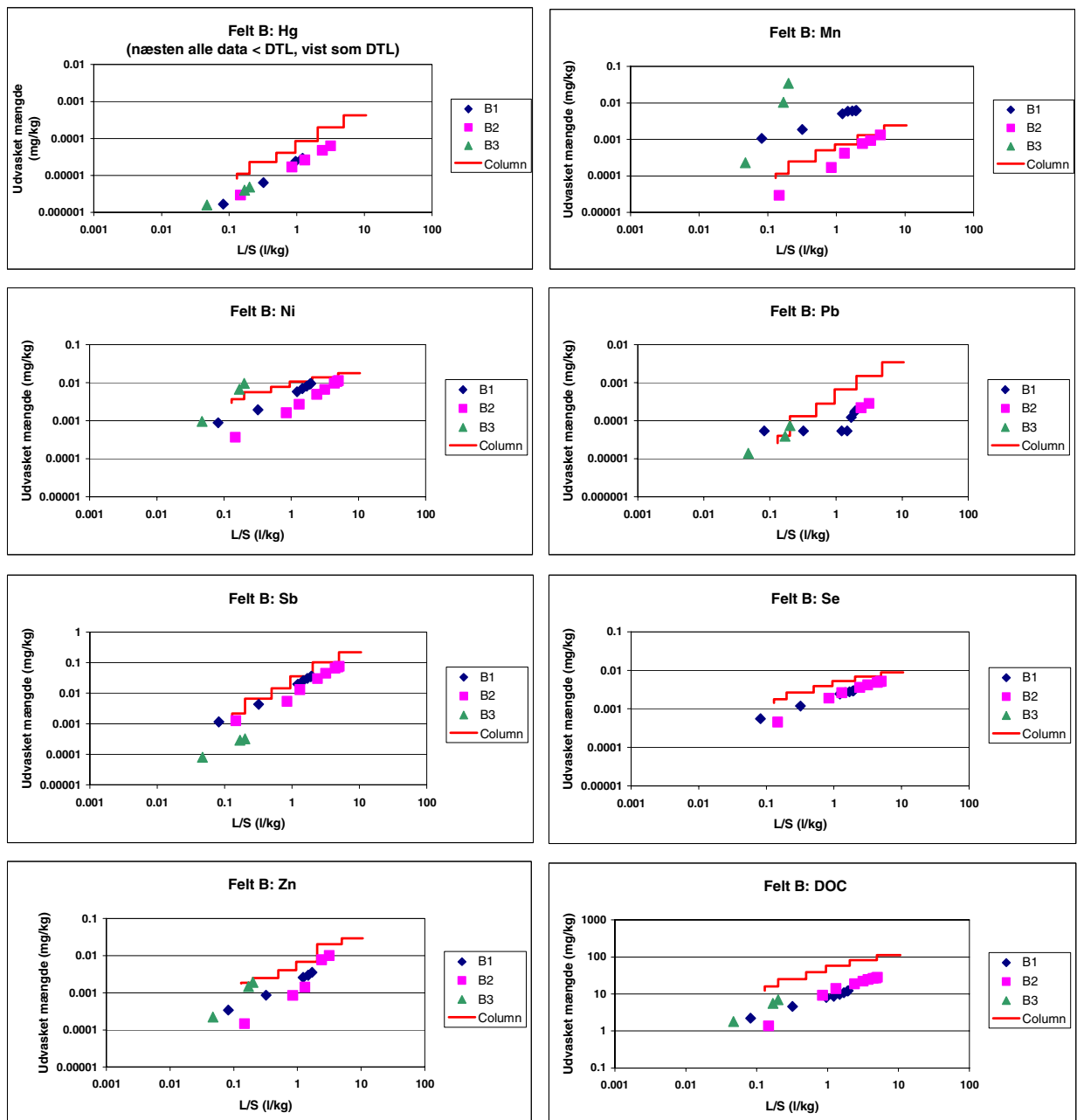
I sidste del af bilag 15 er de akkumulerede udvaskede stofmængder (angivet som mg stof/kg tør slagge) fra hver sektion af hver af pladserne A, B, C, D og E pr. 6. juli 2005 afbildet som funktion af L/S for klorid, sulfat, Ca, Na, K, Cr, Cu og Sb. Figurerne, som i modsætning til de øvrige afbildninger ikke er logaritmiske, indeholder også de akkumulerede udvaskningskurver fra kolonneforsøgene for hvert felt og hver parameter. Fra afsnit 4.4 vides det, at den sidste del af disse udvaskningskurver, i hvert fald for klorids vedkommende, ligger meget tæt ved den mængde, som totalt er tilgængelig for udvaskning. En nærmere analyse af udvaskningsmønsteret for felt C viser, at der fra det nedstrøms randfelt (C2) er opsamlet mere end 3 gange så meget klorid, som der faktisk skulle findes tilgængeligt for udvaskning i slaggemassen i dette felt. Et lignende mønster ses for Na, hvis udvaskning også primært er tilgængelighedskontrolleret. På afbildningerne af kloridkoncentrationerne i perkolaterne som funktion af L/S i bilag 12, kan man se nogle "skvulp" for sektion C2, og hvis man undersøger koncentrationsniveauet i perkolatet fra midterfeltet, C3, på samme tidspunkter, vil man se forholdsvis høje koncentrationer. Dette tyder på, at der på nogle tidspunkter er sket et overløb eller blot en lateral transport af perkolat dannet i midterfeltet til det nedstrøms randfelt i plads C. Noget tilsvarende kan ikke umiddelbart konstateres i de øvrige felter (B, D og E).

Det må endvidere antages, at risikoen for påvirkning af pH og redox-potentiale under udvaskningen er større for randfelterne end for de mere "beskyttede" midterfelter. Og det er ikke mindst for de parametre, som er pH-følsomme (f.eks. Pb) og redox-følsomme (f.eks. Cr og Mn), der ses afvigelser, som er konsistente med karbonatisering (fald i pH) og oxidation under udvaskningen eller i perkolatsamlingsystemet. pH-følsomheden for de enkelte parametre fremgår bl.a. af karakteriseringsresultaterne (de pH-statiske udvaskningstests) i afsnit 4.5.

For nogle parametre (for felt C f.eks. As, Cd og Hg) ligger de fleste målinger under detektionsgrænsen, og det kan derfor kun konstateres, at der er konsistens mellem resultaterne fra feltforsøgene og resultaterne fra kolonneforsøgene, som også generelt ligger under detektionsgrænsen.

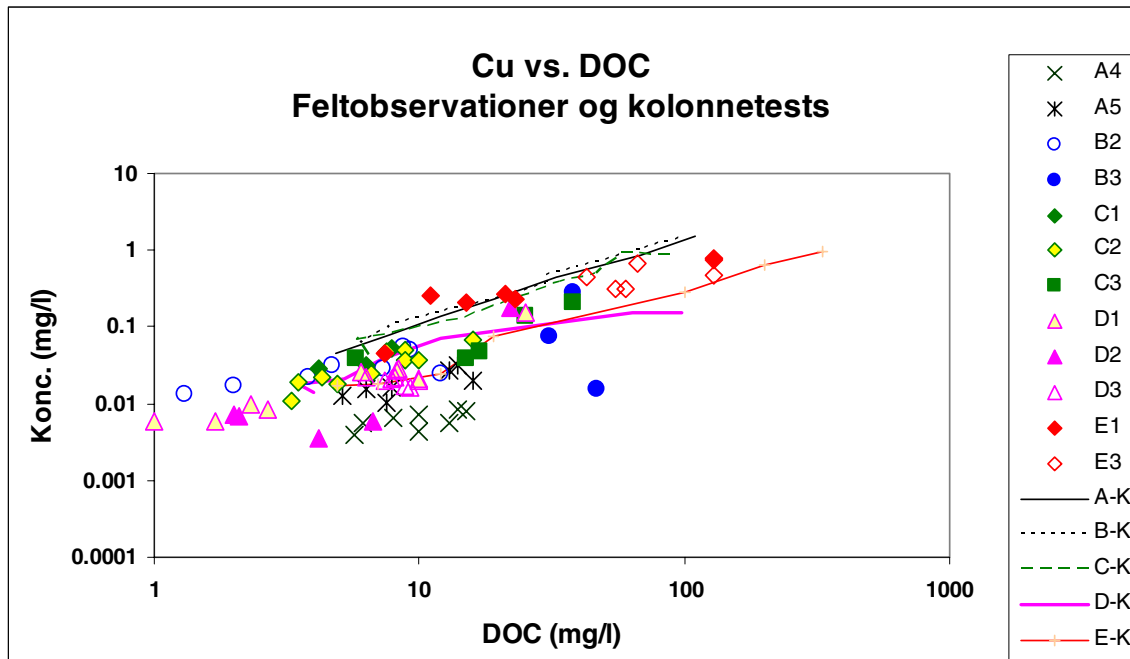


Figur 5.6a Akkumuleret stofudvaskning som funktion af L/S bestemt for felt B og for kolonneforsøg med samme slagge (fra Vestforbrænding).



Figur 5.6b Akkumuleret stofudvaskning som funktion af L/S bestemt for felt B og for kolonneforsøg med samme slagge (fra Vestforbrænding).

For Cu ses der i figur 5.6a at være stor uoverensstemmelse mellem resultaterne ved henholdsvis kolonneforsøgene og feltforsøget, hvor kolonneresultaterne er langt højere end feltresultaterne. Det samme ses i figur 5.6b at være tilfældet for opløst organisk stof, DOC. Den velkendte sammenhæng mellem koncentrationen af DOC og udvaskningen af Cu bekræftes i figur 5.7, som viser kobberkoncentrationerne i (næsten) alle perkolatprøver og alle eluater fra kolonneforsøgene som funktion af DOC i de samme prøver. Sammenhængen er dog ikke nødvendigvis helt entydig, da såvel pH som tilgængelighed/stoffjernelse påvirker koncentrationerne af såvel DOC som Cu.



Figur 5.7 Kobberkoncentrationen i perkolatprøver fra forsøgspelterne og eluater fra kolonnetests (mærket A-K til E-K) som funktion af DOC.

Af figur 5.7 fremgår det, at udvaskningen af Cu stiger med stigende udvaskning af DOC. Den betydelige forskel i udvaskning af DOC og dermed af Cu mellem kolonneforsøg og feltforsøg, som kan konstateres for næsten alle forsøgspelter (figurerne 5.6a og 5.6b og bilag 15), skyldes formentlig blandt andet, at slaggenes indhold af udvaskeligt organisk stof fortsat reduceres efter indbygningen i forsøgspelterne, mens dette i mindre grad er tilfældet i de slaggeprøver, som blev udtaget under etableringen af pelterne og efterfølgende underkastet kolonneudvaskningstests. Det skal i øvrigt bemærkes, at mens perkolaterne fra pelterne generelt er/var ufarvede, er perkolatet fra midterfeltet (E3) ved plads E (slagge fra Sønderborg) meget mørkt, formentlig som følge af et højt indhold af organisk stof (humussstoffer). Det er samtidig i perkolatet fra Sønderborg-slaggen, at de højeste DOC-koncentrationer er målt (se figur 5.7). For såvel DOC som Cu må det således konstateres, at der generelt ikke synes at være nogen god overensstemmelse mellem resultater målt på forholdsvis ny slagge (som dog har været lagret normalt) ved laborietests og den egentlige udvaskning og emission af disse komponenter efter anbringelse i en vej eller plads. Se også resultater og vurdering af kolonne-tests udført på opgravede slagge fra felt C (afsnit 7).

En samlet vurdering af sammenhængen mellem resultaterne laborie- og feltforsøg foretages i afsnit 7.

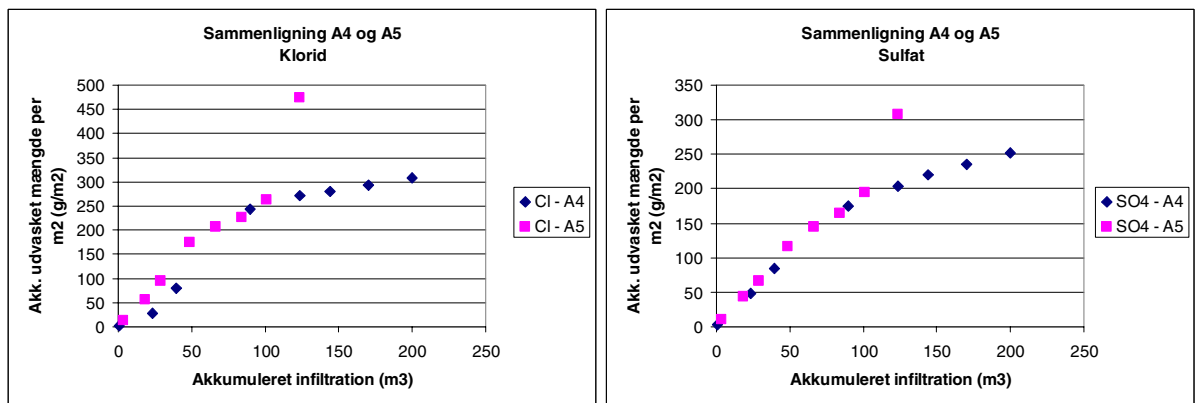
5.4 Analyse af uensformighed i udvaskningen

Analysen af strømningsmønstret ved de forskellige pladser viste, at der foregår en væsentlig horisontal vandbevægelse under pladserne. For at undersøge den indflydelse, som dette kan have på udvaskningen af salte og sporelementer fra pladserne, foretages en nærmere analyse af udvaskningen fra de enkelte pladser.

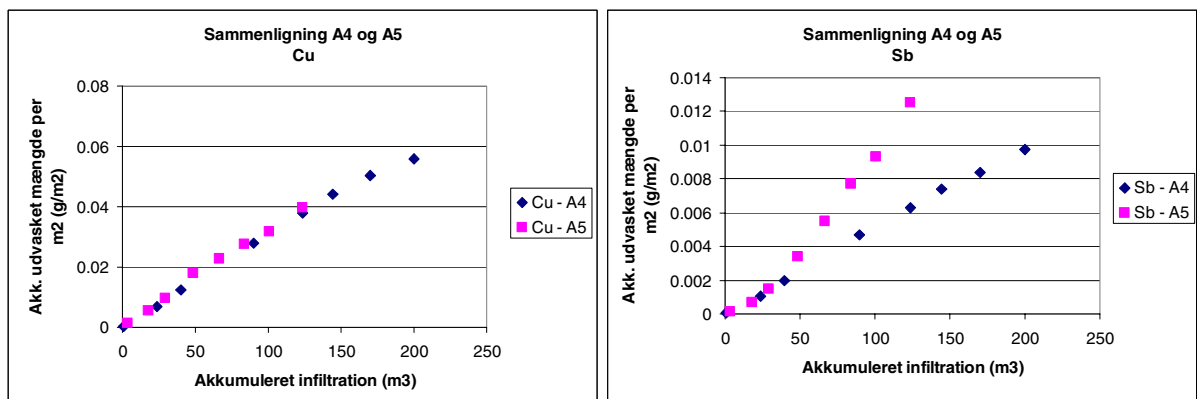


Der foretages først en analyse af udvaskningen fra felt A4. Som det ses på Figur 2.1, er der ingen slagge inden for afgrænsningen af A4, så en eventuel udvaskning af stoffer i A4 vil stamme fra slagge i andre områder. Størrelsen af udvaskningen i A4 vil kunne give en fornemmelse af hvor stor en mængde slagge, den mængde vand, der opsamles i A4, har været i kontakt med. I første omgang sammenlignes udvaskningen fra felt A4 med udvaskningen fra randfelterne A5. Sammenligningen foretages ved at plote den akkumulerede udvaskning per m^2 overflade for feltet. Sammenligningen foretages i figur 5.8a for de konservative stoffer klorid og sulfat og i figur 5.8b for Cu og Sb.

Det ses af figur 5.8a og 5.8b, at udvaskningen per m^2 overflade for saltene klorid og sulfat (og øvrige salte) er stort set den samme for de to felter (på nær for den sidst analyserede prøve). Det samme gælder for Cu, mens udvaskningen af Sb er højere for A5 end for A4. Dette kunne skyldes, at Sb i højere grad tilbageholdes i jorden i felt A4. Det vand som opfanges i A4 er altså tilsyneladende i lige så høj grad som det vand der opsamles i A5 i kontakt med slaggen.



Figur 5.8a Sammenligning af akkumuleret udvaskning per m^2 overfladeareal (g/m^2) som funktion af den akkumulerede infiltration (m^3) for felt A4 (nederste nedstrøms randfelt) og A5 (øvrige randfelter) for klorid og sulfat.



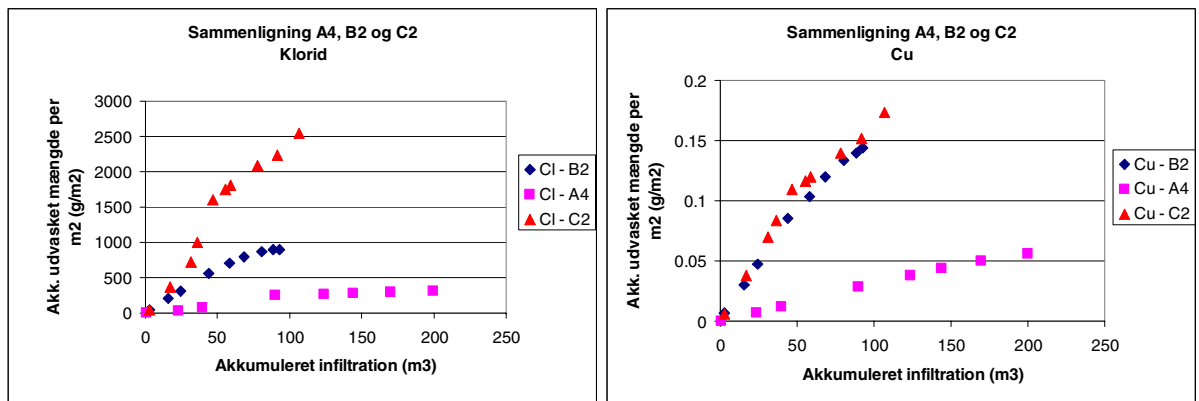
Figur 5.8b Sammenligning af akkumuleret udvaskning per m^2 overfladeareal (g/m^2) som funktion af den akkumulerede infiltration (m^3) for felt A4 (nederste nedstrøms randfelt) og A5 (øvrige randfelter) for Cu og Sb.

Ud fra plottene af den akkumulerede udvaskning som funktion af L/S i bilag 15 ses, at udvaskningen fra felt A5 er lav sammenlignet med udvaskningen fra de øvrige felter med Vestforbrændings slagge (for samme L/S-værdier). Da A4 og A5 har sammenfaldende og tilsyneladende lave udvaskninger kan det med rimelighed konkluderes, at ho-



vedparten af det infiltrerende vand til både felt A4 og A5 kommer fra regnvand, som transporteres over den nedstrøms asfaltkant og kun kommer i berøring med slaggen i den skrå flade mellem jord og slagge.

Dette fænomen illustreres yderligere ved sammenligning af udvaskningen fra felt A4 med udvaskningen fra det nedstrøms randfelt i felt B og felt C vist i figur 5.9 for Cl og Cu, hvor man ser, at udvaskningen fra de nedstrøms randfelter i felt B og C er betydeligt større end fra felt A4 (og dermed A5), hvilket viser, at A4 og A5 er randfelter med begrænsede udvaskninger.



Figur 5.9 Sammenligning af akkumuleret udvaskning per m² overfladeareal (g/m²) som funktion af den akkumulerede infiltration (m³) for felt A4 (nederste nedstrøms randfelt for A), B2 (nedstrøms randfelt for B) og C2 (nedstrøms randfelt for C) for klorid og Cu.

5.5 Vurdering af kildeled

5.5.1 Sammenligning af forsøgsfelter

For at kunne vurdere effekten af de forskellige strømningmønstre omkring Vestforbrændingsslaggen inden for felterne A, B og C og for at kunne sammenligne udvaskningen på tværs af de forskellige slagger er der i tabel 5.11 vist en sammenligning af den samlede udvaskning af fire komponenter (Cl⁻, SO₄²⁻, Cr og Cu) for de fem felter. En tilsvarende tabel omfattende alle de målte parametre er vist i bilag 18. Værdierne i tabel 5.11 og bilag 18 er estimeret ved at benytte de målte værdier for perkolatet frem til sidste analyserunde 6/7 2005. De målte koncentrationer ganges sammen med det L/S-spænd (eller spænd i perkolatmængde), som prøven dækker, og der akkumuleres op til det aktuelle L/S per 6/7-2005. For L/S-intervaller, hvor der ikke findes analyser af perkolatet, interpoleres mellem de to nærmeste analyser på hver side af L/S-intervallet. De akkumulerede udvaskninger for delfelterne ganges med massen af slaggen i det enkelte felt, hvilket giver en udvaskning målt i mg, g eller kg. Disse mængder summeres til én udvaskningsmængde for hvert af de fem felter, som efterfølgende divideres med overfladearealet for den pågældende plads. De fremkomne estimater er således behæftet med nogen usikkerhed som følge af de manglende analyseværdier for nogle af L/S-intervallerne.

Ved sammenligning af værdierne for felt A og felt C ser man, at asfaltdækket reducerer udvaskningen til ca. 50 % i forhold til udvaskningen fra ikke tildækket slagge. Dette skyldes, at en større del af vandet løber af på overfladen og således kun kommer i kon-



takt med en begrænset del af slaggen. At der ikke er større forskel skyldes formentlig, at der også i felt C foregår en betydelig horisontal transport oven på slaggelaget, som også kun tillader vandet at komme i kontakt med en begrænset del af slaggen, der dog er større end for felt A. For sporelementerne har felt B en udvaskning, der ligner felt C, mens den for saltene ligger ca. midt imellem felt A og C.

Tabel 5.11 Sammenligning af akkumulerede udvaskninger over forsøgsforløbet for de forskellige felter for fire stoffer.

Komponent	Enhed	Felt A	Felt B	Felt C	Felt D	Felt E
Total infiltration	mm	1650	1500	1500	1450	1650
Klorid	kg/m ²	0,41	0,68	0,81	0,76	1,8
Sulfat	kg/m ²	0,19	0,42	0,72	0,47	0,74
Cr	mg/m ²	2,1	8,7	7,6	14	23
Cu	mg/m ²	25	59	53	12	180

5.5.2 Sammenligning med værdier fundet ved udvaskningstests

Hvis man betragter tallene for udvaskning ved kolonnetests (til ca. L/S = 10 l/kg) udført på slaggen fra de forskellige pladser (tabel 4.5), ser man, at udvaskningen af klorid fra Sønderborg (Felt E) er højere end fra de øvrige felter, mens udvaskningen af Cr og Cu er højere fra Vestforbrændingslaggen end fra de øvrige.

For batchudvaskningstesten i tabel 4.6 ser man, som ved kolonnetesten, at udvaskningen af klorid fra Sønderborg (felt E) er højere end for de øvrige slagge, mens tallene for Cu viser, at Vejen (felt D) har lavere udvaskning end de øvrige, som i dette tilfælde ligger på samme niveau. For Cr er variationen for Vestforbrændingslaggen stor, men man ser at udvaskningen fra felt D er lavere end for de øvrige.

Generelt er udvaskningen af sulfat rimeligt ens for de tre slaggetyper, dog lidt højere fra Vestforbrændingslaggen.

Tilgængelighedstesten i tabel 4.4 viser også en større udvaskning af klorid fra Sønderborgslaggen end fra de øvrige. For Cr skifter billedet således, at der fra slagge fra Vejen og Sønderborg udvaskes mere end fra slaggen fra Vestforbrænding, og for Cu bliver udvaskningen mere jævn mellem felterne.

Hvis man nu sammenligner de estimerede udvaskninger i tabel 5.11 ser man i overensstemmelse med resultaterne fra udvaskningstestene, at der udvaskes mest klorid fra felt E (sammenlignet med felt C og D). For sulfat er udvaskningen fra felt D lavere end de to øvrige, hvilket primært skyldes lav udvaskning fra randfelterne, mens udvaskningen fra midterfeltet omtrent er den samme som for de to øvrige pladser.

Udvaskningen af Cr fra felt C er lavere end for de to øvrige slagge, hvilket er i modstrid med resultaterne fra kolonnetesten, men i overensstemmelse med tilgængelighedstesten.

For Cu er udvaskningen fra felt E større end fra de to andre felter, hvilket ikke passer i forhold til nogen af testene.



Afviselserne viser dels usikkerheden ved estimeringen af udvaskningen fra feltpladserne og dels variationen i udvaskningen af specielt sporelementerne ved udtagelse af delprøver til testning.

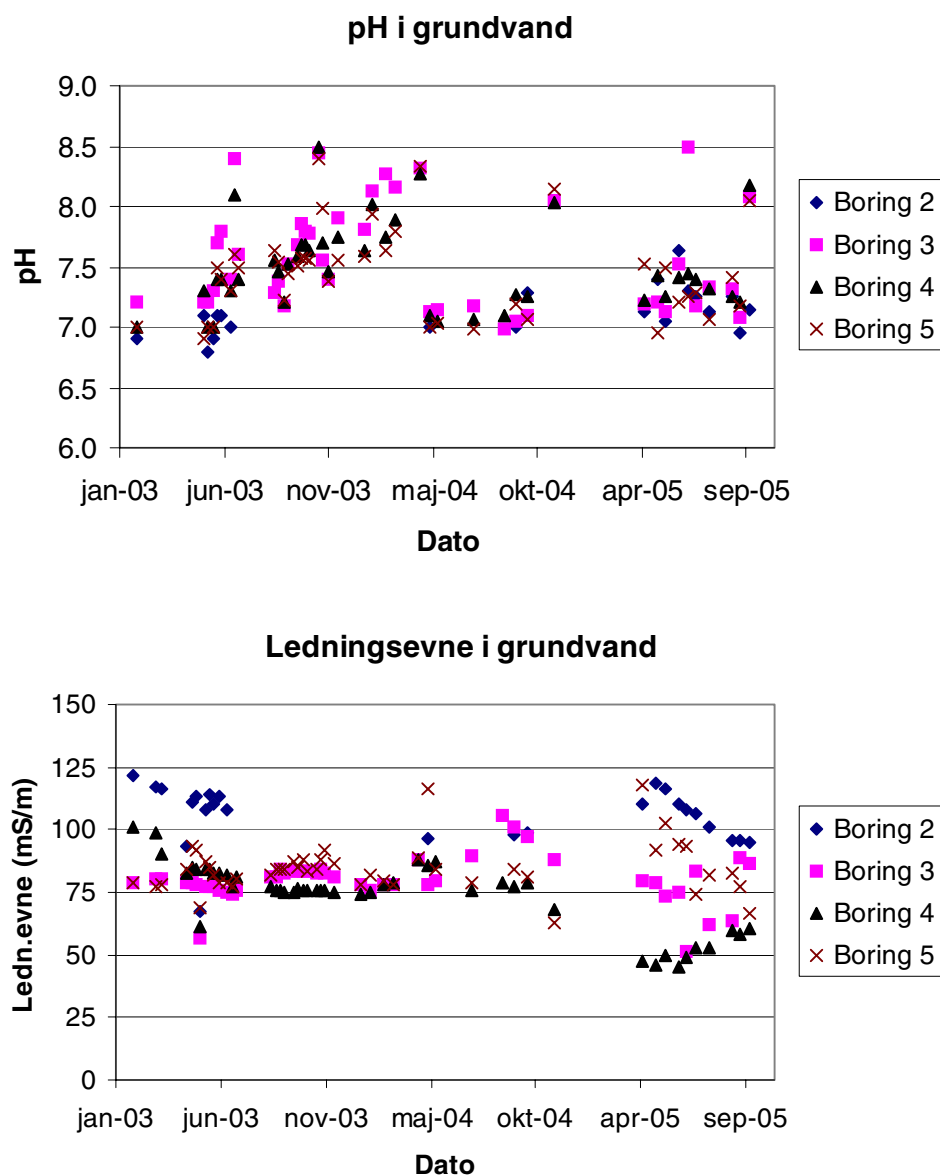
En mere omfattende sammenligning mellem udvaskningsresultaterne fra henholdsvis forsøgspalterne og kolonnetestene udført i laboratoriet er foretaget i afsnit 7.



6 GRUNDVANDSPRØVER

6.1 pH og ledningsevne

pH og ledningsevne i de udtagne grundvandsprøver i borerne omkring plads F kan ses i tabelform i bilag 9 og plottet i figur 6.1. Prøverne er primært udtaget fra borerne GV3, GV4 og GV5 (se figur 2.5), da disse borer permanent tilføres vand nok til prøvetagningen.



Figur 6.1 pH og ledningsevne i grundvand



Figur 6.1 viser ingen tydelig udvikling i hverken pH eller ledningsevne for boringerne nedstrøms pladsen (GV3-GV5). Udførte pejlinger af grundvandsstanden i boringerne GV2-GV5 er gengivet i bilag 14. Ud fra pejlingerne estimeres en gennemsnitlig gradient i det sekundære grundvand under felt F på ca. 8 ‰ i syd-sydvestlig retning. Ud fra boreprofilerne (bilag 4) vurderes det sekundære magasin at udgøres af relativt fint sand med en estimeret hydraulisk ledningsevne på $5 \cdot 10^{-5}$ m/s. Med en effektiv porøsitet på 0,3 giver dette en estimeret transporthastighed, for et ikke sorberende stof på ca. 40 m/år. Afstanden fra den sydlige ende af plads F til de nærmeste boringer nedstrøms pladsen er ca. 4 meter. Man burde således have set et gennembrud af i hvert fald saltene allerede ved starten af prøveopsamlingen, hvilket ville have kunnet aflæses på ledningsevnen i boringerne. Sammenlignet med baggrundsniveauet, som det er angivet i tabel 2.5 er ledningsevnen ca. den dobbelte af baggrundsniveauet, mens pH ikke viser nogen væsentlig afvigelse fra baggrundsniveauet. I forbindelse med etableringen af pladserne i sommeren og efteråret 2002 er der blevet gennemført en gennemgribende omfordeling af de øverste jordmasser på arealet. Dette kan tænkes at have ændret udvaskningen fra de øvre jordlag ift. det niveau, som blev konstateret i august/september 1999. De forhøjede niveauer kan således tænkes at være en konsekvens af denne omfordeling af masser.

Det fraværende gennembrud i grundvandsboringerne skyldes formodentlig større inhomogeniteter i den terrænnære grundvandsstrømning, som har ført eleuatet fra plads F uden om boringerne.

6.2 *Kemiske analyser*

De kemiske analyser af grundvandet udtaget fra boringerne omkring plads F er vist i bilag 13. Som for pH og ledningsevne ses der ikke entydig udvikling i nogen af analyseparametrene. Specielt er der ikke væsentlige forskelle mellem niveauerne i GV2 (opstrøms) og de øvrige boringer. Klorid-koncentrationen i de fire boringer ligger i intervallet 50-80 mg/l, hvilket er mere end en fordobling ift. baggrundsniveauet givet i tabel 2.5. For Na og NVOC ses ligeledes entydigt forhøjede niveauer ift. baggrundsværdierne fra august/september 1999, men disse koncentrationer er ligeledes konstante over tiden, og er således formentlig ikke udtryk for udvaskning fra pladsen.

I forhold til klorid-koncentrationerne i perkolatet fra plads C er niveauerne for klorid i grundvandet i intervallet 5-45 gange lavere, hvilket er en noget større fortynding end estimeret for udstrømningen fra pladsen (ca. en faktor 3). For Na er den tilsvarende fortynding 10-70.

Selv om det i marts 2004 og senest i efteråret 2004 blev foreslået at etablere ekstra boringer omkring forsøgsfelt F, blev det efterfølgende vurderet, at det på det sene tidspunkt i projektet (sommeren 2005), hvor boringerne kunne etableres, næppe ville kunne sikre tilstrækkeligt præcise informationer om bevægelsen af perkolatfanen fra forsøgsfelt F gennem det sekundære grundvandsreservoir. Der er af samme årsag (og på grundlag af målingerne af pH og ledningsevne) ikke gennemført kemiske analyser af de grundvandsprøver, som i 2005 er udtaget fra de eksisterende boringer.



7 SAMMENLIGNING AF STOFUDVASKNING FRA FELTERNE OG I LABORATORIET

7.1 Ledningsevne

I figur 7.1a-b er vist en sammenligning af ledningsevnen, som den er målt i prøverne fra feltafsnittene og i laboratoriet ved kolonnetests på samme materiale, som funktion af L/S. Man ser generelt (om end med nogle afvigelser) en god overensstemmelse mellem værdier målt i laboratorietestene og målinger foretaget på perkolat fra feltpladserne. Det ser altså ud til, at udvaskningen af hovedioner (salte) fra hhv. laboratorietests og feltforsøg ligner hinanden.

7.2 pH

I figur 7.2a-b er vist en sammenligning af pH i prøver fra feltpladserne som funktion af L/S med pH som funktion af L/S målt ved kolonnetests. Som det ses, er der i en del tilfælde betydelige afvigelser mellem de værdier, som er målt henholdsvis ved kolonnetestene og i felten. Som følge af denne afvigelse blev der gennemført to supplerende målinger på lokaliteten:

- I september 2004 blev foretaget en måling af pH i tilløbsrøret i brøndene på feltafsnittet for at undersøge, om pH-afvigelserne kunne forklares ved, at der skete karbonatisering under opsamlingen af prøverne i brøndene. Dette skete på et tidspunkt, hvor der ikke var perkolatflow til brøndene.
- I juni 2005 blev foretaget en måling af pH i tilløbsrøret i brøndene efter 2 dages regn, mens der stadig var perkolatflow til brøndene.

Målingerne af pH ved disse to feltundersøgelser er medtaget i figur 7.2a-b.

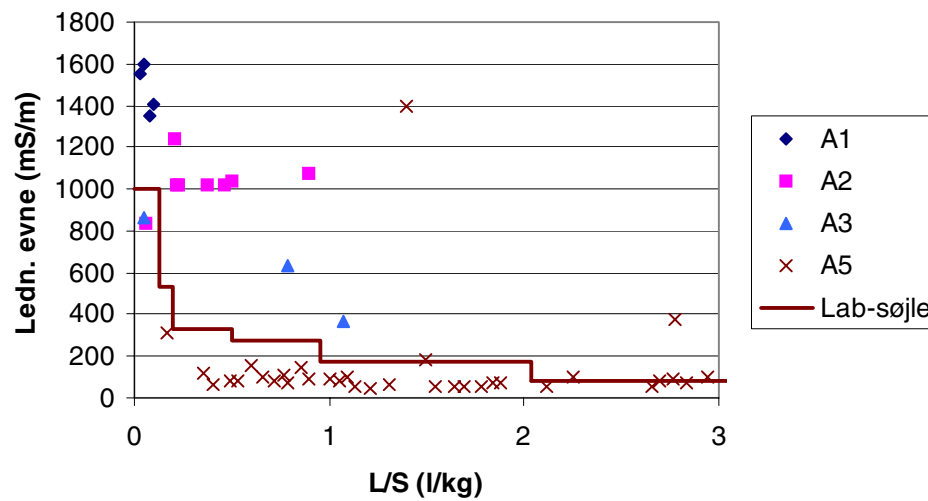
For Vestforbrændingsslaggen (Felt A-C) er pH-værdierne målt ved kolonneforsøgene typisk 2-3 enheder over værdierne målt i prøver fra felten. De direkte målinger i tilløbsrørene ligger typisk med højere pH-værdier, end der er målt på de hjemtagne prøver, men kan ikke forklare hele afvigelsen mellem pH-værdierne i felten og laboratoriet.

For Vejen-slaggen (felt D) spreder pH-værdierne målt på de hjemtagne feltprøver sig mere, men ligger stadig mere end 1 og typisk mere end 2 pH-enheder fra værdierne observeret i laboratorietestene. Målingerne i tilløbsrørene i september 2004 og specielt juni 2005 ligger betydeligt tættere på pH-værdierne observeret i laboratorietestene, og karbonatisering af perkolatet under prøveopsamlingen kan derfor formentlig forklare en væsentlig del af afvigelsen mellem pH-værdierne.

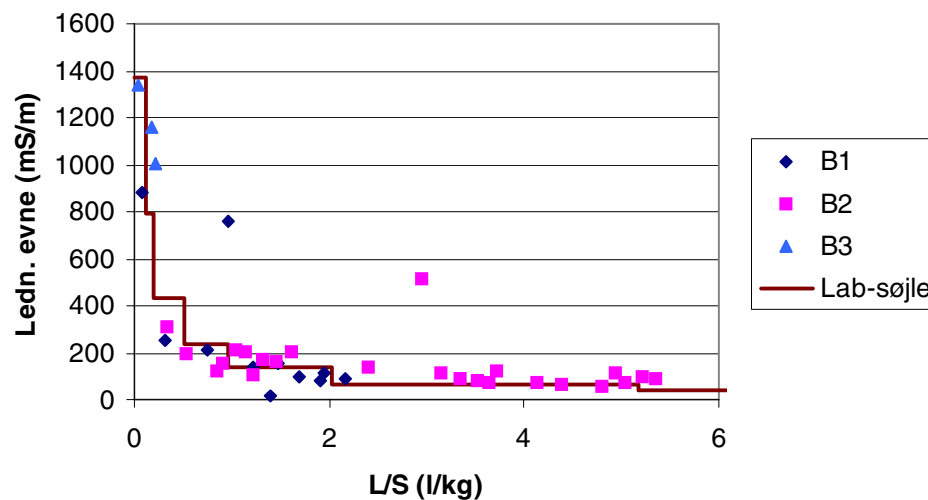
For Sønderborg-slaggen (felt E) ligger pH-målingerne i udgangspunktet omkring pH = 7, hvilket er 3 pH-enheder fra værdierne målt i laboratorietestene. Målingerne fra feltpladsens opstrøms rand og midterfeltet nærmer sig dog værdierne målt i laboratoriet, mens værdierne målt fra den nedstrøms rand forbliver 3-4 pH-enheder under det som er observeret i laboratoriet. For denne plads ligger målingerne i tilløbsrørene tæt på, men dog stadig under, værdierne målt i laboratoriet.



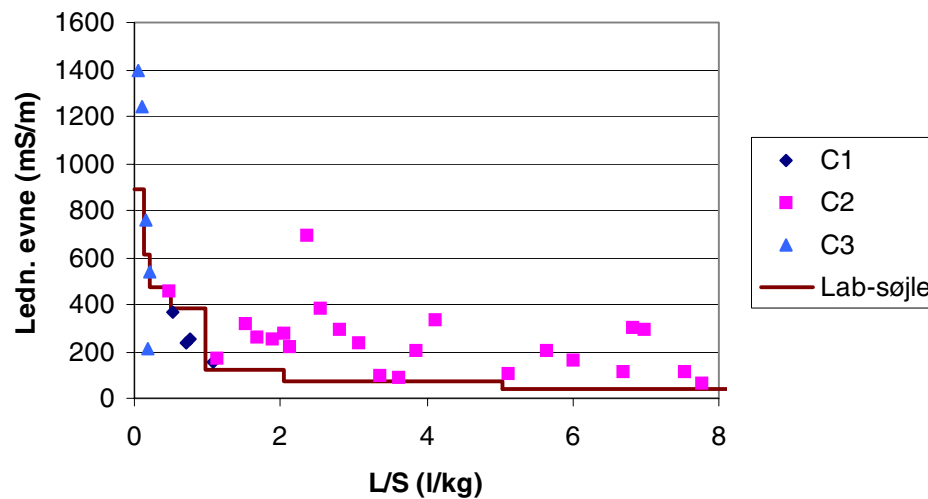
Ledningsevne som funktion af L/S - Felt A



Ledningsevne som funktion af L/S - Felt B



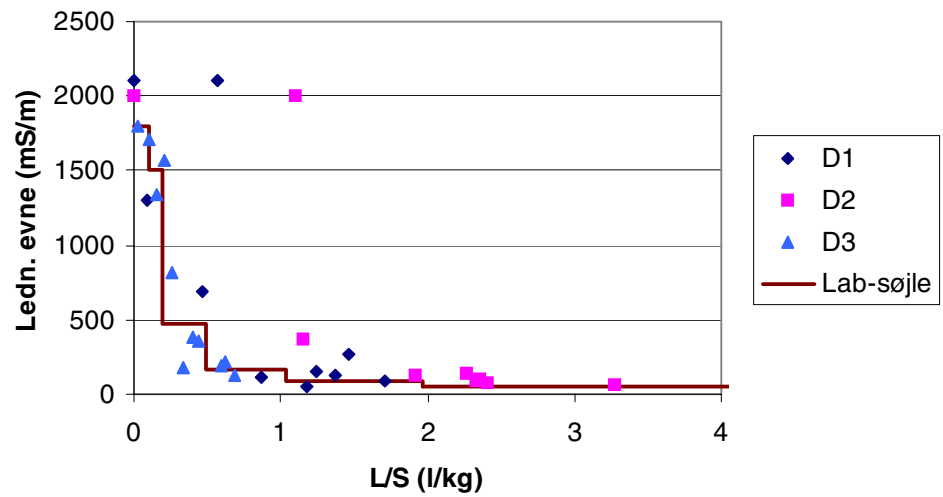
Ledningsevne som funktion af L/S - Felt C



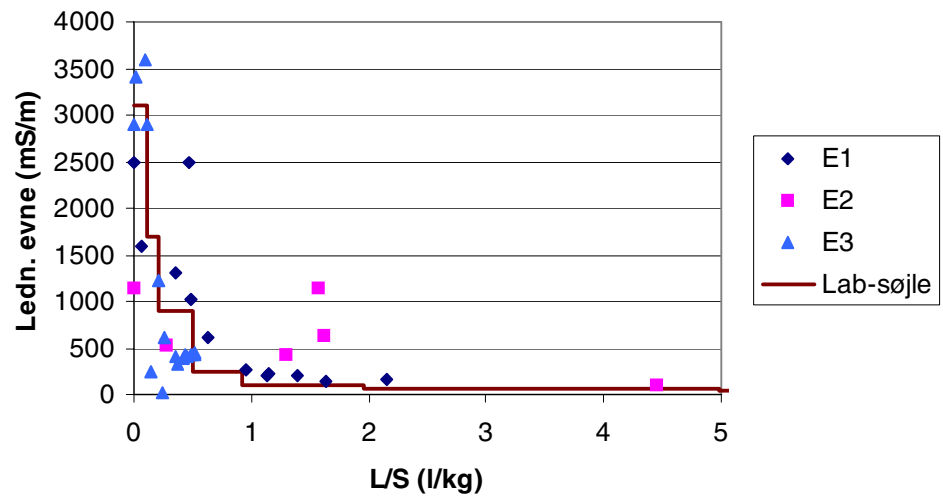
Figur 7.1a Ledningsevner målt i hhv. kolonneforsøg (fuldt optrukket linie) og i perkolat (punkter) fra feltlokaliteten for felt A-C.



Ledningsevne som funktion af L/S - Felt D



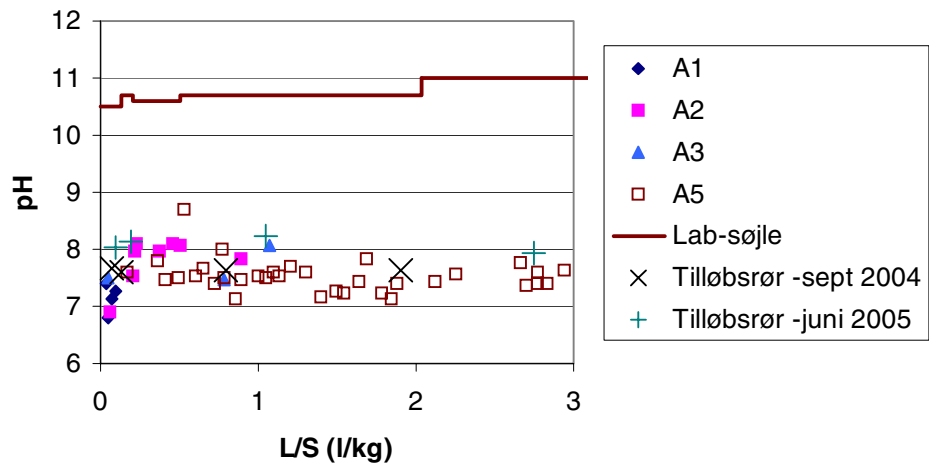
Ledningsevne som funktion af L/S - Felt E



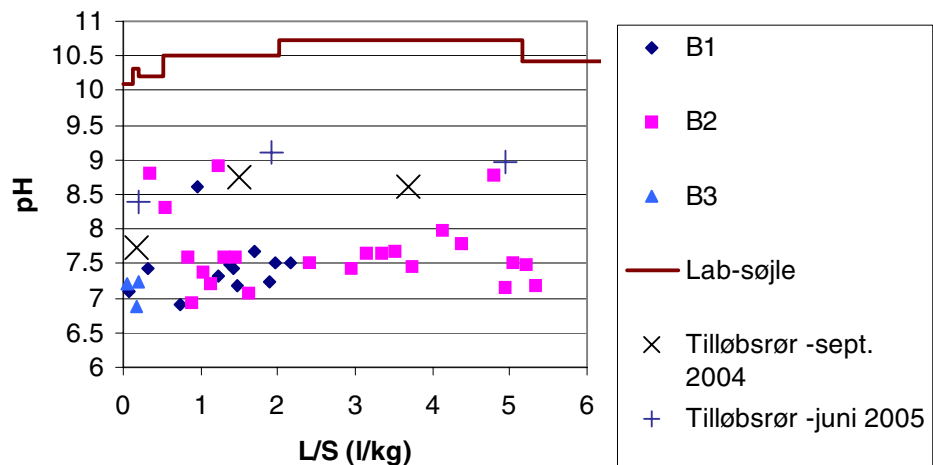
Figur 7.1b Ledningsevner målt i hhv. kolonneforsøg (fuldt optrukket linie) og i perkolat (punkter) fra feltlokaliteten for felt D-E.



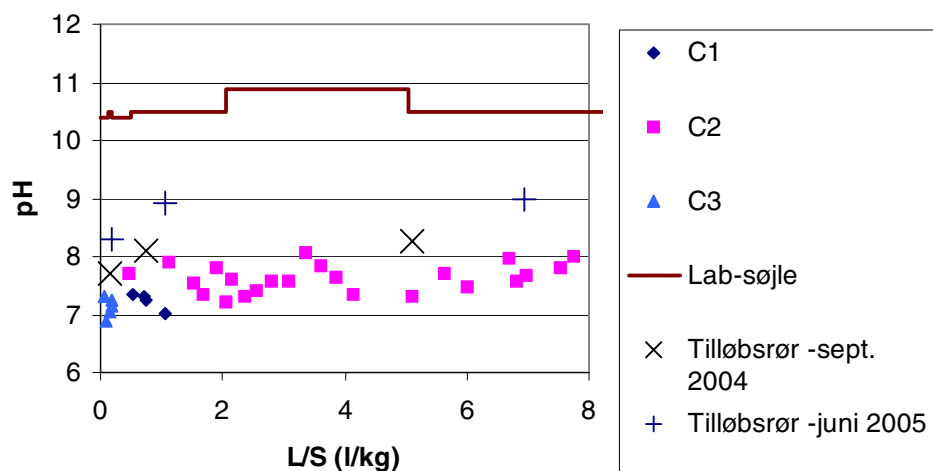
pH som funktion af L/S - Felt A



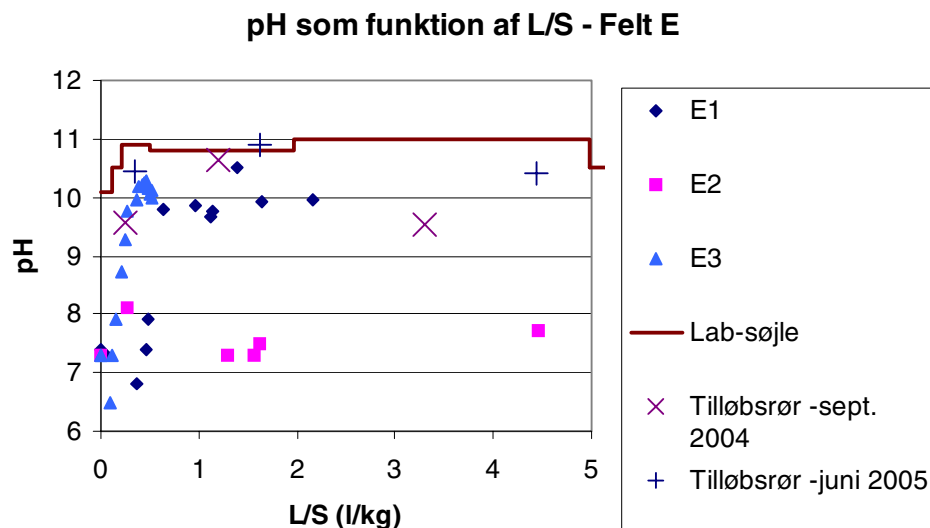
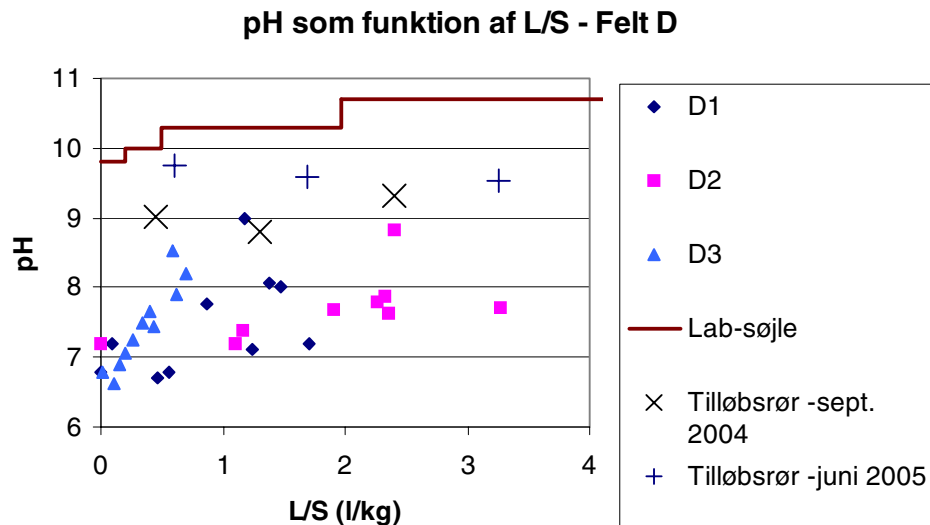
pH som funktion af L/S - Felt B



pH som funktion af L/S - Felt C



Figur 7.2a pH målt i hhv. kolonneforsøg (fuldt optrukket linie) og i perkolat (punkter) fra feltlokaliteten for felt A-C. Endvidere indføjet pH-værdier målt i tilløbsrør d. 29. sept. 2004 (store krydser) og d. 4. juni 2005 (store plustegn).



Figur 7.2b pH målt i hhv. kolonneforsøg (fuldt optrukket linie) og i perkolat (punkter) fra feltlokaliteten for felt D-E. Endvidere indføjet pH-værdier målt i tilløbsrør d. 29. sept. 2004 (store krydser) og d. 4. juni 2005 (store plustegn).

For Vejen- og Sønderborg-slaggerne viser de udførte undersøgelser, at en væsentlig del af afvigelsen mellem felt og laboratorieværdier kan forklares ud fra det faktum, at de udtagne prøver opsamles over periode dage/uger og at der i dette tidsrum pga. luftens indhold af CO₂ kan ske en væsentlig sænkning af pH i perkolatet i prøvebeholderen. Dette kan have en effekt på pH-følsomme specier, som ved ændringer i pH udfælder og derved bundfældes i prøvebeholderen og således ikke i fuldt omfang kommer med i de filtrerede vandprøver. For Sønderborg-slaggen ses der dog at være god overensstemmelse mellem pH bestemt ved de direkte målinger og pH i perkolatet fra midterfeltet.

For VF-slaggen kan afvigelserne som ikke i samme grad forklares ved karbonatisering af det opsamlede perkolat.



7.3 **Supplerende undersøgelse af pH-afvigelse ved udtag af slaggeprøver**

Som følge af de konstaterede afvigelser i pH blev der iværksat en supplerende undersøgelse, hvor der blev udtaget prøver fra den indbyggede slagge på plads C, hvor afvikelsen mellem de observerede pH-værdier er størst. Prøveudtagningen blev foretaget den 2. juni 2005. Der blev udtaget én prøve fra den opstrøms randsektion, én prøve fra midterfeltet og to prøver fra den nedstrøms randsektion, hvor størstedelen af perkolatet blev opsamlet. Alle fire prøver blev udtaget med borehammer og blev opdelt i to intervaller (fra 0-25 cm under top af slaggelag og fra 25 cm – til bund af slagge (ca. 50 cm)).

7.3.1 **Batchtests**

I første omgang blev der foretaget simple batchtests (EN 12457-1) ved L/S = 2 l/kg, hhv. uden forbehandling af de udtagne slaggeprøver og efter knusning af prøverne for at undersøge, om de lave pH-værdier kunne skyldes karbonatisering af slaggeoverfladerne. Resultaterne er vist i nedenstående tabel 7.1.

Tabel 7.1. Resultater for pH og ledningsevne ved L/S = 2 batchtest af prøver udtaget fra indbyggede slagge i felt C, hhv. uden forbehandling og efter knusning.

	Opstrøms felt (C1) 0-25 cm pH / ledn (mS/m)	Midterfelt (C3) 0-25 cm pH / ledn (mS/m)	Nedstrøms felt midt (C2) 25 cm – bund pH / ledn (mS/m)	Nedstrøms felt hjørne (C2) 0-25 cm pH / ledn (mS/m)
Ubehandlet	11,07 / 100	11,20 / 147	11,04 / 137	11,28 / 113
Knust	-	10,10 / 187	10,24 / 170	-

Det ses af tabel 7.1, at pH-værdierne for eluaterne fra batchtestene med de ubehandlede prøver ligger over værdierne for de knuste prøver, og at pH-værdierne for de ubehandlede prøver generelt ligger omkring 11, hvilket ca. er de samme pH-værdier som fundet ved den initielle kolonneudvaskning fra VF-slaggen fra felt C. Derimod ses der ved den indledende karakteriserings-batchtest udført på lufttørret og knust materiale (tabel 4.6) ligesom for den tilsvarende test i tabel 7.1 en væsentligt lavere pH-værdi, nemlig 9.7. Ledningsevnen omkring 100-150 mS/m er ikke overraskende noget mindre end de knap 300 mS/m, der blev fundet ved den tilsvarende batchtest i forbindelse med karakteriseringen af udgangsmaterialet (se tabel 4.6), svarende til, at der er sket en betydelig udvaskning af salte fra slaggerne.

Udvaskningen på fire delprøver fra pladsen viser altså samme pH-værdier som udvaskningen ved den initielle kolonnetest omkring samme L/S-værdi. Dette antyder, at i hvert fald en del af ændringerne i pH mellem de tidligere udførte kolonnetests og de observerede værdier for pladsen sker i forbindelse med opsamlingen af perkolatet og i forbindelse med prøveopsamlingen.

7.3.2 **pH og ledningsevne i kolonnetests**

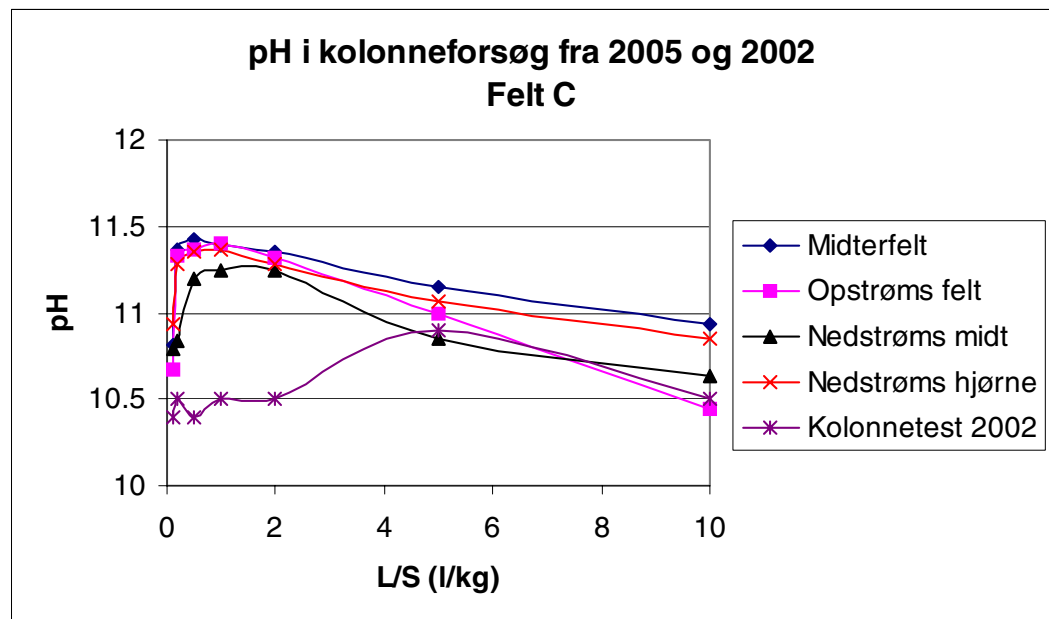
De udtagne prøver blev pakket i fire kolonner (14 cm diameter og fyldhøjde 50 cm) på en sådan måde, at den øverste del af den udtagne slagge blev pakket i den del af kolonnen, som lå tættest på indløbet, mens den nederste del af slaggen blev pakket i den del



af kolonnen, som lå længst væk fra kolonneindløbet, altså svarende til hvordan slaggen havde ligget på pladsen i forhold til infiltrationen.

Der blev udført kolonneudvaskningstests med udtag af 7 eluater (prEN 14405), fra L/S = 0-0,2 til L/S = 5-10 l/kg.

I figur 7.3 er de observerede pH-værdier for eluaterne fra kolonnetesten sammenlignet med pH-værdierne fra kolonnetesten udført på VF-slaggen anvendt på plads C i forbin-



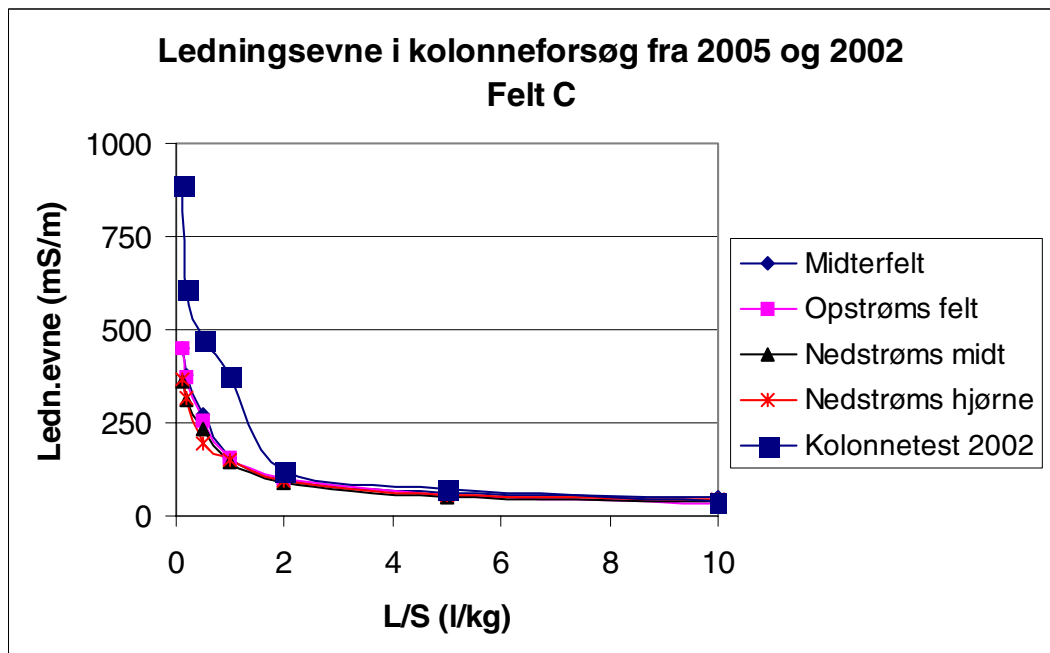
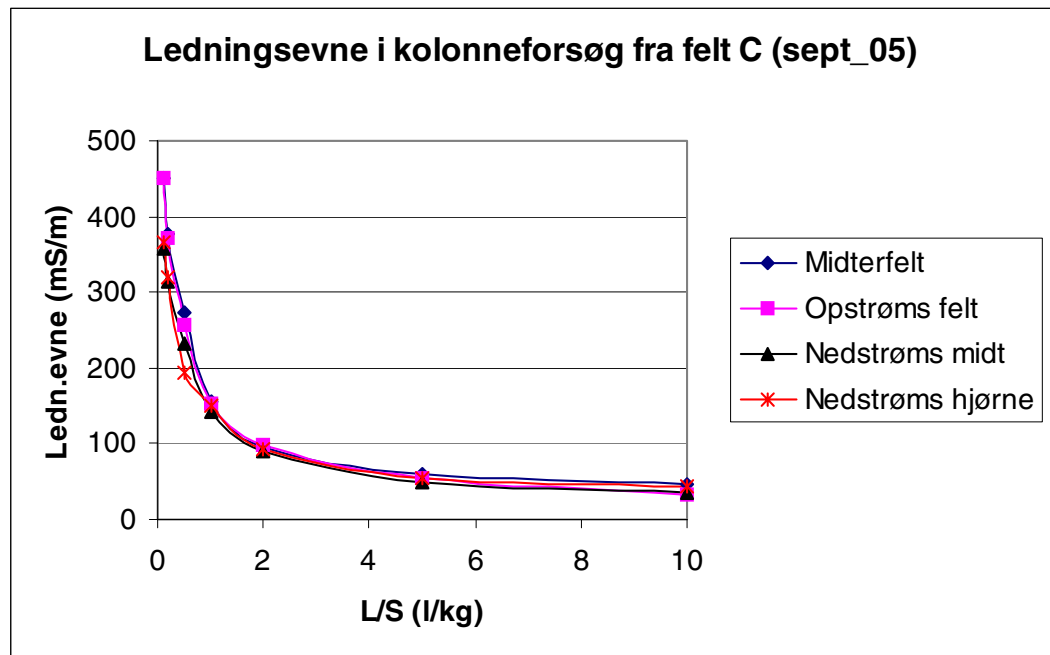
Figur 7.3 Sammenligning af pH i eluater fra kolonnetests udført på udtagne slaggeprøver fra felt C i 2005 og i kolonnetests udført på slagge fra felt C i 2002 (før ilægning).

delse med igangsætningen af forsøget i 2002.

Man ser af figur 7.3, at pH-forløbene for de fire udtagne prøver fra 2005 er næsten sammenfaldende, mens kolonnetesten udført på den oprindelige slagge i 2002 ligger lidt lavere i første del af forsøget. Dette svarer til den effekt, som forbehandling/nedknusning af slaggerne havde ved batchtesten, nemlig en sænkning af pH-niveauet (i hvert fald indtil L/S = 2 l/kg er passeret), sandsynligvis som følge af karbonatisering. En del af forskellen mellem de pH-værdier, som ses i kolonneforsøgene, og de lavere pH-værdier, som er observeret i det opsamlede perkolat, kan skyldes præferentiel transport i kanaler og langs overflader, som derved er blevet karbonatiseret forholdsvis hurtigt. At dette ikke ses i de fire kolonneforsøg fra 2005 må skyldes, at strukturen i slaggemassen ved opgravningen trods alt er blevet tilstrækkeligt forstyrret til at åbne adgang til nye, ikke-karbonatiserede overflader.

I figur 7.4a er ledningsevnen i eluaterne fra kolonnetestene afbildet, og i figur 7.4b er ledningsevnerne i eluaterne sammenlignet med ledningsevnen i eluaterne fra testen udført på den oprindelige slagge i 2002.

Ledningsevnen viser for alle fire slaggeprøver en skarp aftagen frem til L/S = 1 l/kg, hvor slaggen fra det opstrøms felt og fra midterfeltet viser højere startværdier end slaggeprøverne fra de nedstrøms felter, svarende til at slaggen i de nedstrøms felter er mere udva-



Figur 7.4ab Sammenligning af ledningsevne i eluater fra kolonne-tests udført på udtagne slaggeprøver fra felt C i 2005 (øverst) og sammenlignet med ledningsevnen i kolonne-tests udført på slagge fra felt C i 2002 (før ilægning).

sket fra start af testen end slaggen fra opstrøms- og midterfeltet. Forskellen i startledningsevne mellem de nedstrøms felter og de øvrige felter ligger i størrelsesorden 100 mS/m. De estimerede akkumulerede L/S-værdier for de tre felter er per oktober 2005:

Midterfelt: L/S = 0,2 l/kg
Opstrøms felt: L/S = 1,2 l/kg
Nedstrøms felt: L/S = 7,8 l/kg

Hvis man henfører disse L/S-værdier til kolonneudvaskningstesten udført på den oprindelige slagge i 2002 (figur 7.4b) kan man se, at så store forskelle i L/S-værdier ifølge resultaterne fra kolonne-testen i 2002 burde give større forskelle i ledningsevne i eluatet.



Specielt ligger startværdierne for ledningsevnen i de nedstrøms felter højt sammenlignet med værdien for $L/S = 7,8$ l/kg på den oprindelige kolonnetest fra 2002. Værdien for det opstrøms felt passer pænt med værdien for den oprindelige kolonnetest ved $L/S = 1,2$ l/kg, mens værdierne for midterfeltet ligger lavt i forhold til, at den nominelle L/S -værdi ved starten af kolonnetesten i 2005 skulle være ca. 0,2 l/kg.

De relativt høje værdier for ledningsevnen i det nedstrøms felt stemmer overens med, at en stor del af indstrømningen til det nedstrøms felt foregår som horisontal transport, der altså løber igennem et betydeligt længere spor med slagge før det opsamles end man vil estimere i forhold til vertikal transport gennem slaggen. De relativt lave værdier for midterfeltet kan skyldes præferentiel transport inden for det relativt store felt, mens værdierne for de opstrøms felter passer pænt med resultaterne fra den oprindelige kolonnetest. Den gennemsnitlige L/S -værdi for pladsen per oktober 2005 er ca. 1,8 l/kg, hvilket ifølge den oprindelige kolonneudvaskningstest skulle modsvare en ledningsevne på mellem 120 og 380 mS/m, hvilket ikke er langt fra de konstaterede ledningsevneværdier for de fire kolonnetests for første eluat på 360-450 mS/m.

De udtagne prøver afslører altså en rimelig overensstemmelse med de tidligere fremsatte hypoteser om strømningens fordeling i slaggerne. Samtidig giver de relativt homogene resultater især for ledningsevnen et indtryk af, at den eventuelle kanaldannelse sker på mikroniveau og danner et forholdsvis distribueret system, der altså ikke er stærkt lokalt koncentreret.

7.4 Udvasning af salte, DOC og sporelementer

7.4.1 Sammenligning af feltforsøg og de indledende kolonneforsøg

Med udgangspunkt i resultaterne af analyserne af perkolatprøverne fra feltforsøgene og eluaterne fra kolonneforsøgene (se afsnit 4.4, afsnit 5.3.2 og bilagene 6, 11, 12 og 15) er der for hvert af forsøgsfelterne foretaget en delvis subjektiv vurdering af sammenligneligheden af udvaskningsforløbet for henholdsvis laboratoriekolonner og forsøgsfelter. Der er lagt speciel vægt på graferne i bilag 15 (og figur 5.2a og 5.2b). Endvidere er der lagt speciel vægt på de data, som stammer fra midterfelterne, da disse antages at være mindst påvirkede af den konkrete udformning af forsøgsfelterne.

Vurderingen er vist i tabel 7.2. Følgende vurderingsbetegnelser er anvendt:

God: God overensstemmelse mellem kolonne- og feltforsøg.

(God): Tilsyneladende god overensstemmelse, men begrænset overlap mellem L/S -værdier for kolonnetest og perkolat fra midterfelt.

Kons: Konsistens mellem kolonne- og feltforsøg, for eksempel fordi de fleste resultater fra begge ligger under detektionsgrænsen.

Over: Større udvasning fundet ved kolonnetest end ved feltforsøg.

Under: Mindre udvasning fundet ved kolonnetest end ved feltforsøg.



Af tabel 7.2 fremgår det, at der i alle eller de fleste tilfælde synes at være god overensstemmelse mellem resultaterne opnået i henholdsvis kolonne- og feltforsøg, vurderet på grundlag af akkumuleret udvaskning som funktion af L/S, for følgende komponenter:

Tabel 7.2 Vurdering af overensstemmelsen mellem de observerede udvaskningsforløb i henholdsvis kolonneudvaskningsforsøg og feltundersøgelser (pilotanlæg ved Ydernæs).

Parameter	Felt A	Felt B	Felt C	Felt D	Felt E	Kommentar
Klorid	God*	God	God	God	God	
Sulfat	God*	(Over)	God	Over	God	
Natrium	(God)*	God	God	Over	God	
Kalium	God*	(Over)	(Over)	Over	God	
Calcium	(God)*	Over	God	Over	God	
As	Kons	Kons	Kons	Kons	Kons	Næsten alle værdier under detektionsgrænsen
Ba	God	God	God	God	Under	
Cd	Kons	Kons	Kons	Kons	Kons	Næsten alle værdier under detektionsgrænsen
Cr	God	(God)	Under	Under	God	Redox-følsom, konsistent med oxidation i C og D
Cu	Over	Over	Over	Over	(God)	Følsom overfor DOC og pH (direkte eller indirekte)
Hg	Kons	Kons	Kons	Kons	Kons	Næsten alle værdier under detektionsgrænsen
Mn	(God)	Under	Under	Over	Under	Redox-følsom
Ni	God	God	God	God	(Under)	
Pb	God	(God)	(God)	Over	Over	pH-følsom, konsistent med fald i pH i D og E
Sb	Over	Over	(God)	Over	God	Svagt pH-følsom
Se	Over	Over	God	(God)	(God)	
Zn	Under	God	God	G/Over	God	pH-følsom
DOC	(God)	Over	Over	Over	Over	pH-følsom, eventuel nedbrydning i forsøgsfelter

*: Randfeltet A5 viser konsistent lavere udvaskning end midterfeltet A3 pga. strømningsforholdene.

Klorid, sulfat (undtagen D, som overvurderes), **natrium** (undtagen D, som overvurderes), **Ba** (undtagen E, som undervurderes), **Ni** (undtagen E, som undervurderes)

Følgende komponenter giver konsistente resultater, dvs. de fleste værdier ligger både ved kolonneforsøg og feltforsøg under detektionsgrænsen:

As, Cd og Hg

Udvaskningen af følgende komponenter overvurderes ved kolonneforsøgene i forhold til feltforsøgene i mere end ét tilfælde:

K, Ca, Cu, Pb, Sb, Se og DOC

Udvaskningen af følgende komponenter undervurderes ved kolonneforsøgene i forhold til feltforsøgene i mere end ét tilfælde:

Cr og Mn (sidstnævnte kan både over- og undervurderes)

Zn (meget pH-følsom) kan både over- og undervurderes, men giver i tre tilfælde udmærket overensstemmelse mellem udvaskning fra kolonne- og feltforsøg.



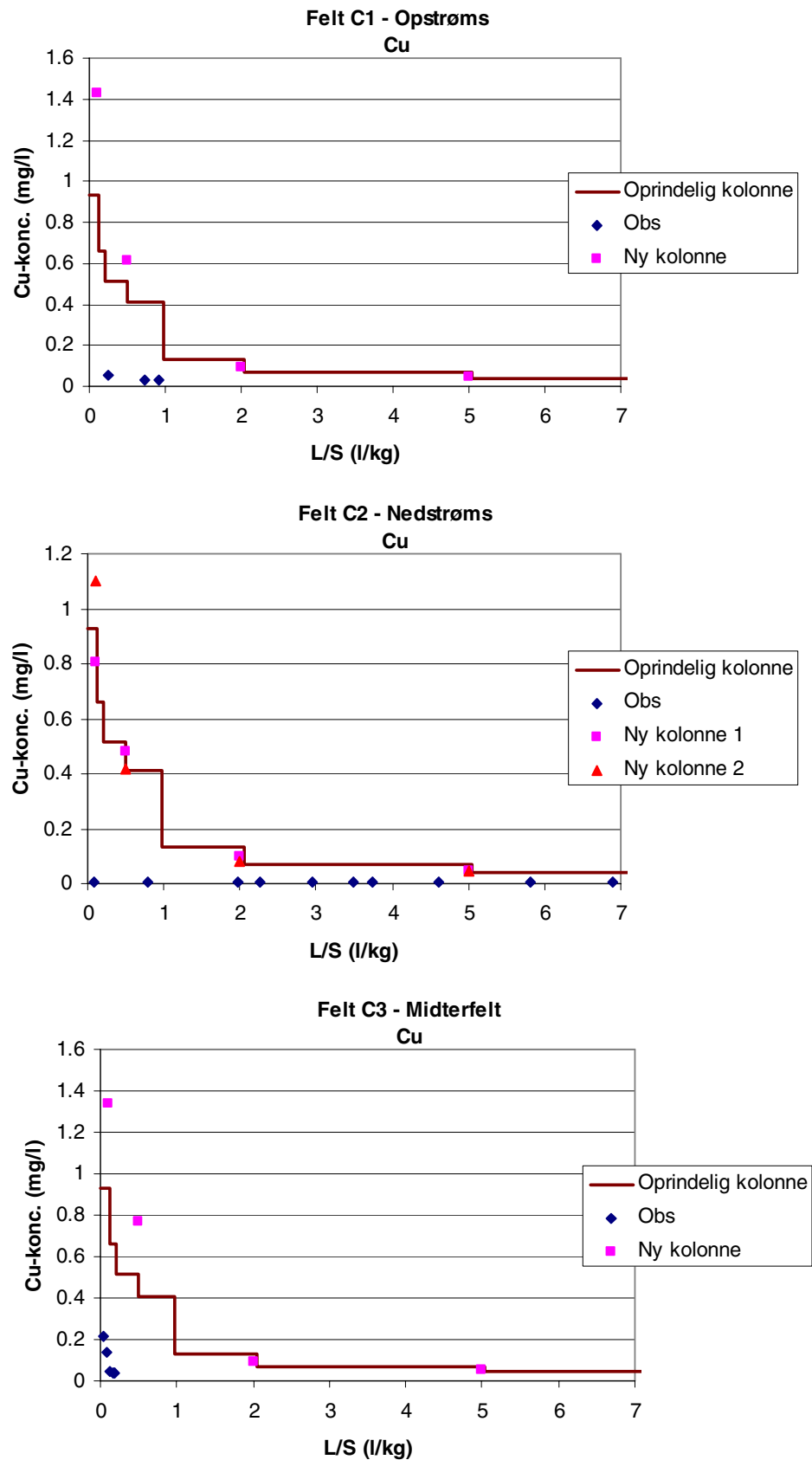
7.4.2 **Sammenligning med nye kolonnetests**

Tabel 7.2 og afbildningerne i bilag 12 og bilag 15 viser, at der for flere af de reaktive stoffer er en relativt dårlig overensstemmelse mellem udvaskningen observeret ved feltforsøget og i den oprindelige kolonnetest udført på slagterne ved etableringen af pladserne. Analysen af strømningsmønstrene på pladserne viser, at der sker en præferentiel strømning i toppen af det skrånende slaggelag under midterfelterne og at denne præferentielle strømning giver anledning til nogle afvigelser for de konservative stoffer. For sporelementerne ser dette strømningsfænomen dog ikke ud til at have meget stor indflydelse, da udvaskningen af disse i mindre grad er tilgængelighedsstyret. De reaktive komponenter er især følsomme overfor en eller flere af følgende faktorer: pH, redox-potentiale og DOC-koncentration. Det antages, at pH i slagterne eller på overfladerne af disse i det væsentligste styres af CO₂ (karbonatisering) og dermed af tilgangen af atmosfærisk luft og frisk vand mættet med CO₂. Det er også sandsynligt, at redox-potentialet i nogen grad er styret af tilgangen af atmosfærisk luft og iltindholdet heri; komponenter, som fra starten forventes af findes på reduceret form (f.eks. Cr(III)), vil ved kontakt med ilten kunne oxideres (for kroms vedkommende til den mere opløselige C(VI)).

Analyserne af pH i perkolatet under pladserne og i kolonnetestene har vist væsentlige afvigelser, hvilket må antages at være en stor del af forklaringen på de konstaterede forskelle mellem udvaskningen af nogle af komponenterne i de oprindelige kolonnetests og fra forsøgsfelterne. I det følgende foretages en sammenligning af de observerede koncentrationer i de oprindelige kolonnetests, i perkolatet fra plads C og i de nye kolonnetests for Cr og Cu, for hvilke overensstemmelsen mellem oprindelige kolonneresultater og perkolat er relativt dårlig for plads C, og hvor de fleste analyseresultater ligger over detektionsgrænsen. De nye kolonnetest plottes med L/S = 0 som udgangspunkt selvom de på testtidspunktet har deltaget i udvaskningen på pladsen. Plottene for alle tre komponenter findes i bilag 17, mens plottene for Cu også er vist i figur 7.5.

For Cr ligger værdierne fra de nye kolonnetest nærmere de observerede koncentrationer end værdierne fra den oprindelige kolonnetest, specielt opnås for de lave L/S-fraktioner koncentrationer, som er lige så høje som de observerede værdier. Dette kunne antyde, at afvigelsen for Cr snarere ligger på den oprindelige kolonnetest end på observationerne fra pladsen. For de øvrige pladser er der samme tendens til at de oprindelige kolonnetests viser konstant lave koncentrationer, mens de observerede perkolatkoncentrationer viser tydelige toppe i starten af forløbet. En del af forklaringen på dette kunne være, at der på grund af pladsernes indretning sker en oxidation af Cr(III) i slaggen, som ikke ville finde sted under "normale" forhold. Denne forklaring understøttes af, at kromkoncentrationerne i perkolaterne fra plads A, hvor slaggen på grund af overdækningen er mindre eksponeret for atmosfærisk luft end på de øvrige felter, ligger lavere og passer bedre med de oprindelige kolonneforsøg end kromkoncentrationerne i perkolaterne fra de øvrige pladser (se f.eks. Bilagsdelen side 143 og bilag 15).

For Cu er udvaskningen fra de tre pladser med Vestforbrændingsslaggen (A, B og C) betydeligt lavere end fundet ved de oprindelige kolonnetests. For Vejenslaggen er overensstemmelsen lidt bedre, mens den er god for Sønderborgslaggen. Da der er en mindre afvigelse mellem pH observeret ved den oprindelige kolonnetest og feltværdierne for de to sidste slagge end for Vestforbrændingsslaggen virker det sandsynligt, at uoverensstemmelserne for Cu helt eller delvis kan skyldes afvigelserne i pH mellem felt og laboratorium (dette skal dog ses i sammenhæng med kobbers tendens til at blive mobiliseret af DOC og DOC's tendens til at stige med stigende pH). Resultaterne fra de nye kolonnetests på prøverne fra felt C bekræfter dette, idet de viser højere koncentrationer



Figur 7.5 Sammenligning af eluatkoncentrationer af Cu fra oprindelige kolonnetests (2002), observerede perkolatkoncentrationer af Cu fra felt C og eluatekoncentrationerne fra kolonnetestene udført på materiale opgravet fra felt C i juni 2005.



end de oprindelige kolonnetests svarende til, at pH-værdierne ved de nye kolonnetests ligger lidt over værdierne fra den oprindelige kolonnetest. Dette stemmer med de stigende koncentrationer af Cu som findes ved stigende pH-værdier over ca. 10 i de pH-statiske udvaskningstests i figur 4.8.



8 ANBEFALINGER I FORHOLD TIL BEKENDTGØRELSEN

8.1 Baggrund for bekendtgørelsens værdier

I Miljøprojekt nr. 467, 1999 gives eksempler på modelberegning af fortyndingen af perkolat 30 meter nedstrøms fra anlægsarbejder af forskellige størrelser og udformning. Ud fra de beregnede fortyndinger og de gældende værdier for baggrundskoncentrationer og grundvandskvalitetskrav kan der efterfølgende beregnes maksimalt tilladelige perkolatkoncentrationer fra restproduktet. Disse beregninger generaliseres i følgegruppenotatet dateret 10. oktober 1997 til en enkelt 'case', der regnes fælles for de fire typer af anvendelser, som tillades for kategori 3, dvs. veje, stier, ledningsgrave (og fundamenter/gulve). Det er fremgangsmåden i dette notat, som med små afvigelser ligger til grund for fastsættelsen af udvaskningskriterierne for kategori 3 i Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

Fremgangsmåden forklares kort:

Kategori 1-grænsen for eluatkoncentrationen fra en udvaskningstest udført ved $L/S = 2$ l/kg fastsættes som udgangspunkt ud fra eksisterende eller foreslåede grundvandskrav. Såfremt disse grundvandskrav er skrappe end den udvaskning, som på daværende tidspunkt var set fra uforurenede jord, fastsættes kategori 1-grænsen ud fra kendskabet til udvaskningen fra uforurenede jord for at sikre, at denne uforurenede jord kan anvendes uden begrænsninger.

For beregningen af Kategori 3-grænsen anvendes derefter følgende beregningsformel:

$$C_{kat3} = \frac{C_{kat1} \cdot Q_{tot} - C_{bag} \cdot Q_{bag}}{Q_{kat3}} \quad (8.1)$$

- hvor
- C_{kat3} er den højeste tilladte værdi for eluatkoncentrationen ved $L/S = 2$ for kategori 3
 - C_{kat1} er den højeste tilladte værdi for eluatkoncentrationen ved $L/S = 2$ for kategori 1
 - C_{bag} er baggrundskoncentrationen for den pågældende komponent
 - Q_{bag} er grundvandsstrømmen opstrøms for anlægget
 - Q_{kat3} er indstrømningen fra anlægsarbejdet med restproduktet.
 - Q_{tot} er den totale grundvandsstrømning ($Q_{bag} + Q_{kat3}$)

Baggrundskoncentrationen for komponenten beregnes som udgangspunkt som 90 % fraktilen for GRUMO-overvågning af grundvandet i Danmark. For nogle af komponenterne vil 90 %-fraktilen overskride kategori 1 værdien, og for disse anvendes typisk medianen.

Grundvandsstrømningen under/opstrøms anlægsarbejdet beregnes ud fra en given Darcy-hastighed på 20 m/år, en bredde af området på 10 meter og en opblandingsdybde på 1 meter, dvs. $Q_{bag} = 200 \text{ m}^3/\text{år}$.



Indstrømningen fra anlægsarbejdet med restproduktet beregnes med udgangspunkt i en nettonedbør på 400 mm/år og et areal af anlægsarbejdet på 10 x 10 m². Her regnes så med en nedsvivningsreduktion som følge af overfladebelægningen til 20 % af nettonedbøren, dvs. $Q_{\text{kat3}} = 0,4 \text{ m/år} \times 0,2 \times 100 \text{ m}^2 = 8 \text{ m}^3/\text{år}$. En reduktion af nettonedbøren til 20 % som følge af overfladebelægning svarer nogenlunde til en reduktion til 10 % af bruttonedbøren, som forudsat for veje i bekendtgørelsen.

Ud fra de forudsætninger om baggrundskoncentrationer og grundvandskriterier, som er opgivet i følgegruppenotatet, er der foretaget en beregning af de resulterende grænseværdier ud fra forudsætningerne i Miljøprojekt 467 (1999) og en beregning af samme i henhold til følgegruppenotatet (Miljøstyrelsen, 1997) på baggrund af formel 8.1. De resulterende grænseværdier for koncentrationen i eluatet fra en L/S = 2 l/kg-udvaskningstest er gengivet i tabel 8.1 og sammenlignet med værdierne fra bekendtgørelsen.

Tabel 8.1 Beregnede grænseværdier ud fra Miljøprojekt 467, 1999 og ud fra følgegruppenotatet fra 1997 samt de endelige værdier i bekendtgørelsen.

Stof	Enhed	Forudsætninger for beregning			Værdi MST-467	Beregnet i notat 1997	Bekendtgørelsens værdier	
		C _{bag}	C _{grv}	C _{kat1+2}	C _{kat3}	C _{kat3}	C _{kat1+2}	C _{kat3}
Klorid	mg/l	25 ^(me)	150	150	3900	3275	150	3000
Sulfat	mg/l	96 ⁽⁹⁰⁾	250	250	4870	4100	250	4000
Natrium	mg/l	25 ^(me)	100	100	2350	1975	100	1500
Arsen	µg/l	5.6 ⁽⁹⁰⁾	8	8	80	68	8	50
Barium	µg/l	130 ⁽⁹⁰⁾	300	300	5400	4550	300	4000
Bly	µg/l	6 ⁽⁹⁰⁾	1	10	0*	110	10	100
Cadmium	µg/l	0.3 ⁽⁹⁰⁾	0.5	2	6.5	44.5	10	40
Krom total	µg/l	3 ⁽⁹⁰⁾	25	25	685	575	10	500
Kobber	µg/l	4.1 ⁽⁹⁰⁾	100	100	2977	2497	45	2000
Kviksølv	µg/l	0.07 ⁽⁹⁸⁾	0.1	0.1	1	0.85	0.1	1
Mangan	µg/l	0.11 ^(me)	50	150	1546	3897	150	1000
Nikkel	µg/l	7.4 ⁽⁹⁰⁾	10	10	88	75	10	70
Zink	µg/l	11 ^(me)	100	100	2770	2325	100	1500

⁽⁹⁰⁾: Baggrundsværdi beregnet som 90 % fraktilen for GRUMO overvågning

⁽⁹⁸⁾: Baggrundsværdi beregnet som 98 % fraktilen for GRUMO overvågning

^(me): Baggrundsværdi beregnet som medianen for GRUMO overvågning

*: På grund af forudsætningerne fås ved beregningen en negativ grænseværdi, som så sættes til 0.

Bemærk, at værdierne for kategori 3 stort set for alle komponenter lægger sig tæt på værdierne beregnet i følgegruppenotatet, og at værdierne i notatet ligger rimeligt tæt på værdierne i Miljøprojektet. Undtagelserne er bly, hvor beregningerne på baggrund af Miljøprojekt 467 giver en negativ grænseværdi og mangan, hvor det umiddelbart ser ud som om der er sket en regnefejl i følgegruppenotatet.

For krom og kobber ligger kategori 1+2 - grænsen i bekendtgørelsen lavere end foreslået i følgegruppenotatet, mens den ligger højere for cadmium.



8.2 Vurdering af anvendelse af konstant kilde i restproduktbekendtgørelsen

I forudsætningerne for modelberegningerne og beregningerne i følgegruppenotatet bag restproduktbekendtgørelsen opereres med en konstant kildestyrke, som udmønter sig i krav til den maksimalt tilladte koncentration i eluatet fra en et-trins batchtest med akkumuleret $L/S = 2$ l/kg. Beregningerne viser, at de maksimale koncentrationer i punktet 30 meter nedstrøms for anlægget, som man interesserer sig for, opnås inden for en periode på 5-10 år. Da den konstante kildestyrke omsættes til et krav til eluatkoncentrationen i en batchtest ved $L/S = 2$ l/kg, er det rimeligt at se den tid, som det under de givne forudsætninger tager at nå til $L/S = 2$ l/kg for kilden, i forhold til denne 5-10 års periode. Dette er gjort nedenstående i tabel 8.2.

Tabel 8.2 Beregning af tid til opnåelse af $L/S = 2$ l/kg under forudsatte højder og antagne procentdele af infiltration. Til grund for beregningen ligger en nedbør på 350 mm/år og en slaggedensitet på 1,6 kg/l samt procentdele for infiltration gennem anlæg gengivet i tabel 6.1 i Miljøprojekt 467, 1999.

Anlægstype	Anvendeshøjde ifølge bek.	% nedbør gennem anlæg	Tid til $L/S = 2$ l/kg
	Meter	%	år
Veje	1	10	91
Stier	0,3	50	5,5
Pladser	1	10	91
Ramper	4	25*	146
Støjvolde	5	100	45

* Værdi anslået ud fra oplysninger i bekendtgørelsen omkring overfladehældning af ramper

Som det ses af tabel 8.2 tager det mellem 5 og 150 år at opnå $L/S = 2$ l/kg for anlægget under disse forudsætninger. Set i forhold til en transporttid på 5-10 år er det således ikke urimeligt konservativt at fastholde en konstant koncentration fra kilden.

8.3 Sammenlignende modelberegninger

I modelberegningerne i Miljøprojekt 467 og i beregningerne præsenteret i følgegruppenotatet, som tydeligvis danner grundlaget for grænseværdifastsættelsen i bekendtgørelsen, er der ikke regnet med varierende kildestyrke eller med sorption af sporelementerne. Der gennemføres her supplerende modelberegninger til belysning af indflydelsen af inddragelse af disse parametre i vurderingen. Beregningerne udføres for to konservative stoffer klorid og sulfat og for to sporelementer krom og kobber.

Da sigtet med modelberegningerne er at vurdere effekten af inddragelsen af varierende kildestyrke og sorption på beregningsresultaterne, er der i udgangspunktet ikke fokuseret på, at forudsætningerne for beregningerne og dermed også resultaterne af beregningerne skal være præcis de samme som i modelberegningerne i Miljøprojekt 467. Derfor opstilles en 2-dimensional model, som er mere simpel end den, der er anvendt i modelberegningerne i Miljøprojekt 467. Modellen er dog fuldt ud i stand til at gengive effekten af inddragelsen af varierende kildestyrke og sorption.



8.3.1 Modelopstilling og forudsætninger

I baggrundsrapporten for bekendtgørelsen (Miljøstyrelsen, 1999) er der opstillet en 3D-strømnings- og transportmodel, som benyttes til at udføres beregninger, der efterfølgende danner grundlag for fastsættelse af bekendtgørelsens krav. Her opstilles en strømnings- og transportmodel i to dimensioner (X-Z). Variationen med bredden af det anlæg, hvori restproduktet anvendes, udgår altså af betragtningen, og det antages til ethvert tidspunkt, at anlægget med restproduktet fylder hele bredden af modelområdet (hvilket i øvrigt også er antagelsen i beregningerne i følgegruppenotatet). Denne model kan anvendes, da hovedformålet med modelleringen er at betragte modellens respons på forskellige randbetingelser snarere end at nå frem til egentlige grænseværdier. Til opgaven benyttes modelsystemet Mike SHE og det 50 meter lange og 6 meter dybe modelområde opdeles i 1 meter lange beregningsfelter og i 6 beregningslag. I modellen indføres et anlæg med anvendelse af restprodukter 10 meter fra den opstrøms afgrænsning og med en længde (i x-retningen) på 20 meter. Den resulterende koncentration i et punkt 30 meter nedstrøms for den nedre afgrænsning af anlægget registreres.

Der regnes med en konstant infiltration på 350 mm/år over hele området uden for anlægget og en højde af anlægget på 1 meter svarende til vejscenariet for kategori 3 i bekendtgørelsen. Det antages som i beregningerne i Miljøprojekt 467, at 10 % af netto-nedbøren trænger gennem vejen. For 10 % infiltration tager det ca. 91 år at opnå $L/S = 2$ l/kg for anlægget.

Der opstilles et scenarie, hvor der antages en konstant kildekonzentration, som gjort for bekendtgørelsen, og et scenarie, hvor der anvendes en varierende kildestyrke iht. modellen:

$$C = C_0 \cdot e^{-\kappa \cdot L/S} \quad (8.2)$$

hvor C er koncentrationen for den pågældende L/S -værdi ($\mu\text{g/l}$ eller mg/l)
 C_0 er startkoncentrationen (koncentrationen i eluatet for den mindst mulige L/S -værdi i $\mu\text{g/l}$ eller mg/l)
 L/S er den pågældende akkumulerede L/S -værdi (l/kg)
 κ er en parameter, der beskriver hvor hurtigt koncentrationen i eluatet aftager med L/S (kg/l)

Den samme model for koncentrationen i kilden er anvendt i forbindelse med Miljøstyrelsens arbejde med implementering af grænseværdier for deponering i Danmark.

Ved integration af (8.2) fås et udtryk for den akkumulerede udvaskede mængde E i mg stof per kg materiale (restprodukt):

$$E = \frac{C_0}{\kappa} \cdot [1 - e^{-\kappa \cdot L/S}] \quad (8.3)$$

Værdierne for parameteren κ er for de fire stoffer for sulfat, klorid og kobber estimeret ud fra dataene fra de indledende kolonneforsøg ved kurvetilpasning. For Cr anvendes værdierne fra udvaskningen fra pladsen, da det er konkluderet, at kolonnetestene under-vurderer udvaskningen. De resulterende κ -værdier kan ses i tabel 8.3. K_d -værdierne er de samme som anvendt i forbindelse med Miljøstyrelsens arbejde med implementering af grænseværdier for deponering i Danmark.



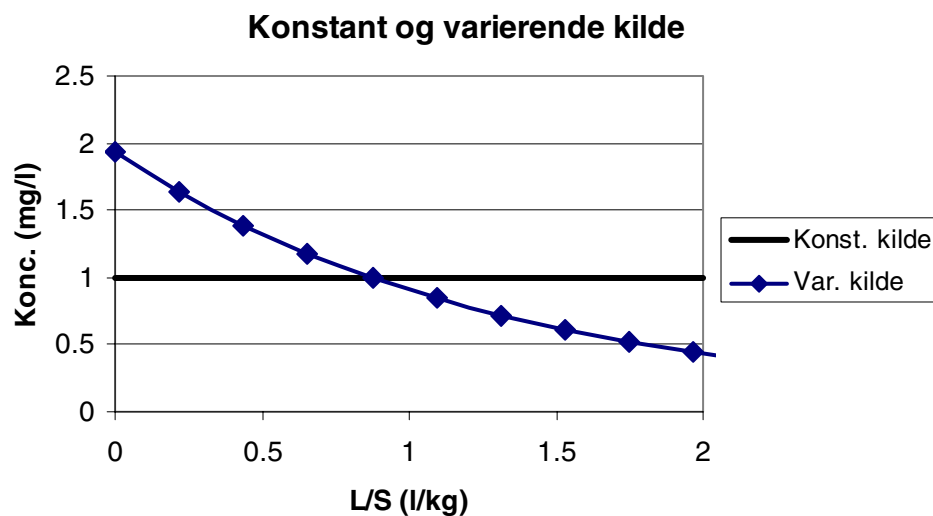
Tabel 8.3 κ -værdier og K_d -værdier anvendt ved modelsimuleringer samt de faktorer som skal ganges på enhedskilden for at få samme forureningsmasse fra kilden

Stof	κ -værdi (kg/l)	K_d -værdi (l/kg)	Faktor på enhedskilde
Sulfat	0,75	0	1.93
Klorid	2,0	0	4.07
Krom	0,18	23	1.19
Kobber	1,0	100	2.31

Ved sammenligning af den konstante og den varierende kildestyrke sørges der for, at de to kildestyrkemodeller påvirker grundvandet med samme forureningsmasse i L/S-intervallet fra 0-2 l/kg. Eksempelvis fås med en nettonedbør på 35 mm/år og en periode på 91 år indtil L/S = 2 l/kg er opnået en påvirkning fra en konstant kilde på 1 mg/l på:

$$\text{Masse fra konstant kilde} = 1 \text{ mg/l} \times 35 \text{ mm/år} \times 1 \text{ m}^2 \times 91 \text{ år} = 3,19 \text{ g}$$

Denne masse skal modsvares af modellen med den varierende kildestyrke op til L/S = 2 l/kg. Herved kan C_0 -værdien i (8.3) bestemmes. De resulterende faktorer, som skal ganges på enhedskilden er vist i tabel 8.3. I figur 8.1 er afbildet hhv. den konstante og den varierende kilde for sulfat for en tænkt enhedskilde på 1 mg/l (bemærk at arealet under kurven er det samme fra L/S = 0 og op til L/S = 2 l/kg).



Figur 8.1 Sammenligning af varierende og konstant kilde med samme masseinput indtil L/S = 2 l/kg (arealet under kurvene indtil L/S = 2 l/kg er ens for de to kurver). Bemærk, at koncentrationerne i starten er væsentligt højere for den varierende kildestyrke.

Beregningerne foretages for scenariet med konstant kildestyrke som i Miljøstyrelsen (1999), for den varierende kildestyrke uden sorption og for den varierende kildestyrke med sorption. Sorption inddrages i beregningerne for at belyse effekten af denne på de resulterende maksimale grundvandskoncentrationer. For sulfat og klorid vil inddragelse af sorption i beregningerne ikke have nogen effekt, da sorptionskoefficienterne for disse to stoffer er sat lig 0. Medtagelse af sorption i beregninger med konstant kildestyrke har kun indflydelse på tidspunktet for opnåelse af den maksimale koncentration og ikke på størrelsen af denne.



8.3.2 Resultater

For alle simuleringer noteres den maksimale koncentration i et punkt 30 meter nedstrøms for anlægget med restproduktet. På baggrund af disse værdier beregnes fortyndingen og ud fra de forudsatte baggrundskoncentrationer og grundvandskriterier beregnes den tilladte koncentration i et elaut fra en $L/S = 2$ l/kg udvaskningstest. De resulterende fortyndinger er vist i tabel 8.4 og de resulterende maksimalt tilladelige eluatkoncentrationer er vist i tabel 8.5.

Tabel 8.4 Resultaterende fortyndingsfaktorer ($C_{\text{maks,kilde}} / C_{\text{max,30 m nedstrøms}}$) for vejscenarie med 10 % infiltration gennem anlæg med anvendelse af restprodukt for hhv. en konstant kilde, en varierende kilde uden sorption inddraget i beregningerne og med sorption inddraget i beregningerne.

Stof	Konst kilde u. sorption	Var. kilde u. sorption	Var. kilde m. sorption
Klorid ($\kappa = 2,0$)	19	20	20
Sulfat ($\kappa = 0,75$)		19	19
Krom ($\kappa = 0,18$)		19	37
Kobber ($\kappa = 1,0$)		19	500

Man ser af tabel 8.4, at fortyndingen af klorid er en lille smule højere end for de øvrige komponenter for simulering med variabel kilde og ingen sorption. Dette skyldes, at klorid har en højere κ -værdi og dermed hurtigere aftagen af koncentrationerne end de øvrige.

Tabel 8.5 Resultaterende grænseværdier opgivet som tilladt eluatkoncentration ved $L/S = 2$ l/kg udvaskningstest for vejscenarie med 10 % infiltration gennem anlæg med anvendelse af restprodukt for hhv. en konstant kilde, en varierende kilde uden sorption inddraget i beregningerne og med sorption inddraget i beregningerne.

Stof	Enhed	Forudsætninger for beregning		Værdi mst 467	Beregn notat	BEK 655 2000	DHI-model		
		C_{bag}	C_{grv}	C_{kat3}	C_{kat3}	C_{kat3}	C_{kat3} konst kilde u. sorption	C_{kat3} var kilde u sorption	C_{kat3} var kilde m sorption
Klorid	mg/l	25	150	3900	3275	3000	2300	630	630
Sulfat	mg/l	96	250	4870	4100	4000	2900	1600	1600
Krom total	$\mu\text{g/l}$	3	25	685	575	500	410	350	690
Kobber	$\mu\text{g/l}$	4.1	100	2977	2497.5	2000	1800	800	20900

Man ser generelt af resultaterne, at modelberegningerne for den tilnærmede model anvendt i nærværende beregninger som udgangspunkt stemmer rimeligt overens med bekendtgørelsens værdier. Man ser ligeledes, at inddragelsen af varierende kildestyrke i henhold til beskrivelsen i afsnit 8.3.1 giver betydelige reduktioner i grænseværdierne. Dette skyldes, at man med den varierende kildestyrke ser gennemslaget af de høje koncentrationer i eluaterne ved de lave L/S -værdier. Reduktionerne er mest betydelige for klorid, sulfat og kobber, som har relativt høje κ -værdier og dermed også relativt høje C_0 -værdier, mens den samme reduktion ikke er nær så betydelig for krom, som har en betydeligt lavere C_0 -værdi. Ved inddragelse af sorption opnås en væsentlig lempelse for kobber, som har en høj K_d -værdi og derfor sorberes kraftigt, mens lempelsen ikke er helt så betragtelig for krom, som har en mindre, men dog betydelig K_d -værdi.



8.4 Vurdering af anvendte infiltrationsværdier i bekendtgørelsen

I dette afsnit vurderes de fundne infiltrationsmængder under forskellige typer overfladetildækning i Ydernæsprojektet med de forudsatte infiltrationsværdier, som ligger til grund for udarbejdelsen af bekendtgørelsen for genanvendelse.

8.4.1 Vej med tæt belægning og afløb

I beregningerne i Miljøprojekt 467 antages en infiltration gennem asfaldækket vej med overfladeafløb på 10 % af nettonedbøren svarende til 35 mm/år.

Værdierne i tabel 5.11 viser, at der under midtersektionen af felt A opsamles ca. 5 % af bruttonedbøren på midtersektionens overfladeareal (105 mm af 2051 mm). For en forsøgsperiode på ca. 3 år modsvarer dette 35 mm/år, hvilket præcis er den forudsatte mængde i Miljøprojekt 467. For den pågældende plads, hvor alt vandet, som falder inden for felt A og som ikke fordamper, opsamles, svarer dette til 6,3 % af nettoinfiltrationen i området (105 mm af 1680 mm). Under normale omstændigheder vil man dog ikke opsamle det vand, som løber over den nedstrøms kant, og det vil derfor være rimeligt at antage, at nettonedbøren er ca. 50 % af bruttonedbøren og følgelig, at der ligesom forudsat i Miljøprojekt 467 vil opsamles ca. 10 % af nettonedbøren under asfaldækket.

Dimensionerne for felt A er rimelige set i forholdet til en vej, og randforholdene ved en vej vil således ofte kunne forventes at være nogenlunde de samme som for felt A.

Man bør være opmærksom på, at de 5 % af bruttonedbøren er registreret for slaggen fra Vestforbrænding, som er den slagge, der udviser den laveste vertikale hydrauliske ledningsevne, og at man derfor vil kunne forvente lidt højere værdier for de øvrige slagger.

8.4.2 Pladser med tæt belægning og afløb

I beregningerne i Miljøprojekt 467 antages en infiltration gennem en asfaldækket vej med overfladeafløb på 10 % af nettonedbøren svarende til 35 mm/år. På grund af pladsens geometri (stor længde i grundvandsstrømningens retning) giver indledende beregninger i Miljøprojekt 467 resultater, der gør, at pladser ikke tages i betragtning til kategori 3-anvendelser.

Samme betragtninger, som gælder for sammenligning med et vejafsnit, gælder for sammenligning med en plads, dvs. at den i Miljøprojekt 467 forudsatte infiltration på 35 mm/år synes at være rimelig for pladser.

8.4.3 Vej med tæt belægning uden afløb

I Miljøprojekt 467 forudsættes det, at 50 % af den nedbør, der falder på vejen, vil gennemstrømme restproduktet ved nedsivning i vejrabatten.

For felt A kan A3 betragtes som skulder- eller rabatpartiet for vejen, da A3 indeholder slagge (den skrå slaggeoverflade), men ikke har noget asfaldække. I dette felt opsamles under 2 % af den samlede nedbør på området. Dette skal ses i forhold til, at 60 – 90 % af den samlede nedbør på felt A må formodes at løbe hen over felt A3 enten i overkanten af slaggelaget eller ud over den nedstrøms asfalkant, men det opsamles altså først i felt A4 og de nedstrøms ender af felt A5. Ser man opsamlingen af perkolat i A3 i forhold til nedbøren på overfladearealet af A3, opsamles dog ca. 35 % af bruttonedbøren.



Vandet opsamlet i A3 har generelt lavere maksimalkoncentrationer end vandet opsamlet under midterfeltet (for de lave L/S-værdier), mens koncentrationerne opretholdes til ca. samme niveauer som under midterfeltet for de højere L/S-niveauer (se koncentrationskurver i Bilag 12). Det vand, som løber til felt A4 nedstrøms, og som til dels kommer fra den skrå slaggeoverflade over felt A3, har en væsentlig mindre udvaskning end de øvrige felter, som diskuteres i Afsnit 5.4.

Hvis man gør skulderbredden større, må man forvente en større opsamling af bagfrakommende vand samt en lodret infiltration modsvarende den, man ser under midterfeltet i felt C (ca. 10 % bruttonedbøren). Hvis man kombinerer nedsivningerne under felterne A1, A2 og A3 fås en værdi på ca. 200 mm over tre år svarende til ca. 70 mm/år. Såfremt skulderbredden bliver større, end den er ved plads A, vil man med rimelighed kunne anvende værdier på op til ca. 100 mm/år eller knap 30 % af nettoinfiltrationen.

Man kunne overveje at inddrage de lidt afvigende udvaskningskurver specielt for de lave L/S-værdier.

Samme værdier kan med rimelighed anvendes for stier med tæt belægning uden afløb og for ramper med tæt belægning uden afløb.

8.4.4 Vej uden tæt belægning

I Miljøprojekt 467 antages det, at 100 % af nettoinfiltrationen svarende til 350 mm/år infiltrerer gennem restproduktet under vejen.

Dette scenarie kan sidestilles med forholdene ved pladserne C, D og E. Midtersektionerne under disse pladser viser maksimalt en opsamling på 45 % af bruttonedbøren, svarende til 654 mm på ca. tre år eller ca. 220 mm/år. Formodentlig bl.a. på grund afvigende hældninger nær membranerne viser de opstrøms randsektioner dog væsentligt højere værdier på op til 1861 mm over tre år. Hvis man ser på nettoinfiltrationen over de opstrøms dele af pladsen kombineret med midterdelen af pladserne fås værdier fra 425 til 925 mm over de tre år svarende til 140 mm/år til 310 mm/år.

Hvis det antages, at vejen anlægges, så hældningerne på slaggeoverfladerne overholdes, virker det rimeligt at lægge hovedvægten på værdierne for midterfelterne og antage en infiltration på ca. 250 mm/år eller ca. 70 % af nettonedbøren.



9 KONKLUSIONER OG ANBEFALINGER

På grundlag af de gennemførte undersøgelser kan der drages en række konklusioner og gives nogle anbefalinger:

Vandbalancer og vandstrømning

Resultaterne for vandbalancerne på de fem pladser er ganske detaljerede og giver mulighed for estimering af vandbalancer for forskellige former for overdækning og af fordelingen af tilstrømningen til de forskellige pladsafsnit. Generelt antyder fordelingen af det opsamlede perkolat mellem de forskellige pladsafsnit en betydelig horisontal transport af vandet, formentlig grundet hældningen af slaggeoverfladen og asfaltoverfladen. Det kan diskuteres, om det var hensigtsmæssigt at have hældning på overfladen af slaggelagene, men det har i hvert fald vist, at der sker en betydelig lateral strømning på overfladen af de komprimerede slagge. Der er mulighed for sammenligning af forskellige former for overdækning (asfalt, SF-sten og ingen overdækning). Randeffekterne kan vurderes, men det skal bemærkes, at de til en vis grad er kunstigt skabte af den lodrette membranafslutning.

Konkret kan der bl.a. drages følgende konklusioner vedrørende vandbalancerne:

- Den akkumulerede infiltration for de fem pladser målt i mm ligger inden for ca. 10 procents afvigelse. Der er altså ikke den store variation i fordampningen på trods af de forskellige overfladebelægninger.
- Generelt antyder fordelingen af det opsamlede perkolat mellem de forskellige pladsafsnit en betydelig horisontal transport af det infiltrerende vand, formentlig grundet hældningen af slaggeoverfladen og asfaltoverfladen.
- Den vertikale hydrauliske ledningsevne af forbrændingsslagge fra Vestforbrænding er væsentligt lavere end for de to andre slaggetyper (fra Vejen og Sønderborg).
- Man ser endvidere generelt, at der i de opstrøms felter opsamles en perkolatmængde som tilnærmelsesvis modsvarer felternes andel af det samlede pladsareal mens der for midterfelterne opsamles væsentligt mindre end den arealmæssige andel. Dette skyldes formentlig, at hældningen på slaggeoverfladen i de opstrøms felter ikke overholder den hældning, som findes inden for midterfeltet, dvs. at det infiltrerende vand i de opstrøms felter i højere grad vil være disponeret for at trænge direkte ned gennem slaggelaget.
- Belægningen med sf-sten reducerer ikke infiltrationen gennem midterfeltet ift. ingen belægning, mens asfaltbelægningen væsentligt reducerer infiltrationen gennem midterfeltet. Den akkumulerede infiltration (i mm) til midterfeltet i Felt A er således kun ca. 50 % af den akkumulerede infiltration til felterne B (SF-sten) og C (perlesten) for samme slaggetype.
- For den asfaltdækkede plads A's midterfelt fås i dette studie ca. en reduktion til 5 % af bruttonedbøren. Dette er i rimelig overensstemmelse med de 10 % af nettonedbø-



ren, som antages forudsat i bekendtgørelsen. Bekendtgørelsens krav skal dog dække veje uanset alder, mens asfalten i dette studie kun har opnået en alder på 3 år.

- Det infiltrerende vand til randfelterne i plads A, A4 og A5, er regnvand, som transporteres over den nedstrøms asfalkant og kun kommer i berøring med slaggen i den skrå flade mellem jord og slagge. Udvaskningen fra de nedstrøms randfelter i B og C er altså væsentligt højere end for felt A4 og A5. For klorid er udvaskningen fra A4 per m² overfladeareal således kun ca. 20 % af udvaskningen fra den nedstrøms rand i felt B (B2).

Stofudvaskning

Vedrørende stofudvaskningen fra slaggerne kan der drages følgende konklusioner:

- For Vestforbrændingsslaggen (felt A, B og C) giver stigende overfladedække fallende udvaskning for saltene. For sulfat udgør den samlede udvaskning per m² overflade for A (asfalt) således ca. 60 % af udvaskningen fra felt B (SF-sten) som igen udgør ca. 55 % af udvaskningen fra felt C (perlesten).
- Udvaskningen fra felt E (slagge fra Sønderborg) er generelt højere end fra de øvrige felter (forskel mellem slaggerne).
- På den ene side tyder pH-forholdene i det opsamlede perkolat på, at der forekommer præferentielt flow i slaggerne. På den anden side giver de relativt homogene resultater for især ledningsevnen dog indtryk af, at den eventuelle kanaldannelse sker på mikroskala og danner et forholdsvis distribueret system, der altså ikke er stærkt lokalt koncentreret.

Det viste sig ikke at være muligt at observere nogen speciel effekt eller specielle ændringer som følge af den forholdsvis fri eksponering af slaggerne under etableringen (dette havde været diskuteret, men opholdstiden i systemet var simpelthen for stor).

Sammenligning af den akkumulerede udvaskning som funktion af L/S for hhv. kolonne-tests udført i forbindelse med opstart af projektet og de observerede udvaskninger fra pladserne har vist følgende:

- Der synes i alle eller de fleste tilfælde at være god overensstemmelse mellem resultaterne opnået i henholdsvis kolonne- og feltforsøg, vurderet på grundlag af akkumuleret udvaskning som funktion af L/S, for følgende komponenter: **Klorid**, **sulfat** (undtagen for plads D, hvor sulfatudvaskningen overvurderes ved kolonneforsøgene), **Na** (undtagen for plads D, hvor udvaskningen igen overvurderes), **Ba** (undtagen for plads E, hvor udvaskningen undervurderes ved kolonneforsøgene), **Ni** (undtagen for plads E, hvor udvaskningen igen undervurderes).
- Følgende komponenter giver konsistente resultater, dvs. de fleste værdier ligger både ved kolonneforsøg og feltforsøg under detektionsgrænsen: **As**, **Cd** og **Hg**.
- Udvaskningen af følgende komponenter overvurderes ved kolonneforsøgene i forhold til feltforsøgene i mere end ét tilfælde: **K**, **Ca**, **Cu**, **Pb**, **Sb**, **Se** og **DOC**.
- Udvaskningen af følgende komponenter undervurderes ved kolonneforsøgene i forhold til feltforsøgene i mere end ét tilfælde: **Cr** og **Mn** (sidstnævnte kan både over-



og undervurderes). For Cr kan resultaterne forklares med oxidation af Cr(III) til Cr(VI) i de ikke-tildækkede felter.

- **Zn** (meget pH-følsom) kan både over- og undervurderes, men giver i tre tilfælde udmærket overensstemmelse mellem udvaskning fra kolonne- og feltforsøg.

Der er for de fleste af felterne konstateret betydelige afvigelser i pH mellem kolonne- og feltforsøg. Disse afvigelser synes fortrinsvis at skyldes forhold omkring pladsernes indretning og præferentielt flow i slagterne. I en række tilfælde er der sandsynligvis også sket et optag af kuldioxid (hvilket fører til en sænkning af pH) i perkolatprøverne under opsamlingen og opbevaringen af disse. Den relative betydning af de mulige årsager bør undersøges nærmere. Sænkningen i pH kan, ligesom ændringer i redox-forholdene, påvirke opløseligheden af nogle af sporelementerne (f.eks. Pb og Zn) og DOC i perkolatet, som filtreres inden analysering (skønnet nødvendigt for at undgå analysering af eventuelle partikler). Der ses eksempelvis også en klar sammenhæng mellem udvaskningen af Cu og koncentrationen af DOC, som igen bl. afhænger af pH. Da perkolatprøverne er opsamlet over længere tid, er det meget vanskeligt og meget kostbart totalt at forhindre kontakten med atmosfærisk luft (opsamling i lukket system under nitrogen eller argon). Fremtidige perkolatprøver bør formentlig udtages over meget korte tidsrum (i forbindelse med regnvejrperioder) for at minimere en eventuel kunstig pH-sænkning.

Perkolattransport i grundvandet

Et af de oprindelige formål med projektet var også at demonstrere påvirkningen af miljøet (i første omgang grundvandet) fra en slaggeplads. Udover kildestyrken kræver dette også en beskrivelse af transport og spredning af det dannede perkolat i grundvandet. Det var hensigten at undersøge dette lokalt ved at følge udbredelsen af perkolatfanen fra plads F i grundvandet via nogle grundvandsboringer omkring pladsen. Denne del af projektet er ikke lykkedes, idet flere af de etablerede boringer tørrede ud i starten af forløbet, og der ikke kan konstateres nogen klar påvirkning af nogen af de øvrige boringer med perkolat. Årsagen er formentlig en kombination af specielle hydrogeologiske forhold og hydrologiske ændringer forårsaget af de store entreprenørmæssige ændringer i landskabet opstrøms for Felt F. De manglende resultater på dette område betyder, at transportdelen ikke bliver demonstreret lokalt. Konsekvenserne heraf er dog begrænsede, da det under alle omstændigheder vil være nødvendigt at gennemføre de afsluttende konsekvensberegninger på et eller flere scenarier, der ligner dem/det, som Miljøstyrelsen brugte ved fastlæggelsen af kriterierne i bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 (med mindre andet aftales med Miljøstyrelsen).

Evaluering af metoder til risikovurdering

Det kan konkluderes, at der er skabt et grundlag for en evaluering og eventuel forbedring af de metoder, som anvendes til estimering af risikoen for påvirkning af omgivelserne, herunder specielt grundvandet, men at dette grundlag varierer mellem de forskellige forureningskomponenter og må vurderes særskilt for hver enkelt komponent. For så vidt angår de komponenter, som indgår i de midlertidige regler for udvaskning (klorid, sulfat, natrium), er grundlaget fuldt ud til stede, mens grundlaget for flere af sporelementerne er svagere.

De opnåede resultater fra kolonneforsøg og fra analyser af opsamlet perkolat er anvendt til at vurdere forskellene mellem anvendelse af konstant kildestyrke, som gjort i baggrundsnotatet for restproduktbekendtgørelsen, og varierende (aftagende) kildestyrke



som udledt fra kolonnetestresultater og indsamlede data for perkolatkoncentrationer som funktion af L/S. Vurderingen viste, at anvendelsen af den konstante kildestyrke i forudsætningsberegningerne for bekendtgørelsen ikke kan betragtes som urimeligt konservativ, da ændringen til varierende kildestyrke faktisk gav højere maksimalkoncentrationer i grundvandet end den konstante kildestyrke. Da man i forbindelse med implementeringen af deponeringsdirektivet og fastsættelse af grænseværdier for udvaskning ved deponering anvender en fremgangsmåde med opstilling af model og gennemførelse af beregninger med varierende kildestyrke og sorption i både umættet og mættet zone, virker det plausibelt at foreslå samme fremgangsmåde ved vurdering af genanvendelse af restprodukter. Beregningerne viser, at dette kan have en betydelig effekt på grænseværdierne. For meget stærkt sorberende komponenter (som f.eks. Cu) vil man kunne forvente lempelse af kriterierne ved en sådan fremgangsmåde, mens man for svagere sorberende komponenter (som f.eks. Sb) må forvente status quo eller skærpelse af kravene og for ikke sorberende komponenter (som f.eks. klorid og sulfat) må man forvente en skærpelse af kravene.

Forslag til tiltag mht. placering, opbygning og indretning af slaggeanvendelsesprojekter

Projektet har givet en række resultater og erfaringer, som vil kunne bidrage til at besvare en del af de spørgsmål, som ligger til grund for gennemførelsen af projektet. Specielt vil den konstaterede betydelige laterale strømning på/i den komprimerede slagge kunne give anledning til forslag til, hvorledes man kan beskytte sig imod og/eller udnytte dette konstruktivt.

Eksempler på forhold, som yderligere kunne ønskes belyst ved hjælp af forsøgsanlægget

Det forslås, at det etablerede forsøgsanlæg på Ydernæs videreføres i et eller andet omfang. Det vil kunne benyttes til med en forholdsvis begrænset ressourcemæssig indsats at undersøge en række forhold af betydning for den fremtidige håndtering af slagge for affaldsforbrænding.

Blandt de forhold, som kunne ønskes yderligere belyst, og som formentlig med fordel ville kunne undersøges ved hjælp af det eksisterende forsøgsanlæg, kan nævnes følgende:

- Strømningen inden for de enkelte segmenter i pladserne.
- Den laterale strømning på/i slaggeoverfladen, herunder de processer, som den er betinget af (bl.a. karbonatisering), mulighederne for at styre/påvirke disse, og bestandigheden af effekten.
- Den reelle betydning af perkolatprøvernes kontakt med atmosfærisk luft under og efter opsamling.
- Den fortsatte udvikling af perkolatkvaliteten med tiden fra midterfelterne, som udviser den bedste overensstemmelse med kolonneforsøgene i laboratorieskala.
- Betydningen af indholdet af opløst organisk kulstof (DOC) i perkolatet og de former, det forekommer på, for udvaskningen af sporelementer, herunder specielt Cu.



De allerede eksisterende data kunne supplerende udnyttes til specieringsberegninger med en hydrogeokemisk ligevægtsmodel til yderligere belysning af årsagerne til de konstaterede forskelle mellem kolonne- og felldata, ligesom de kunne anvendes til estimering af forbedrede udvaskningsforløb/kappa-værdier i forbindelse med beregninger af forslag til nye udvaskningskriterier for nyttiggørelse af slagter under forskellige (ændrede) forudsætninger.



10 *REFERENCER*

CEC (1999): Council Directive 1999/31/EC of 26 April 1999 on the landfill of waste. Official Journal of the European Communities, 16.7.1999, L182/1-19.

CEC (2003): Council Decision 2003/33/EC of 19 December 2002 establishing criteria and procedures for the acceptance of waste at landfills pursuant to Article 16 and Annex II to Directive 1999/31/EC.

DHI (2001): Demonstrationsplads for slaggeanvendelse. Forundersøgelser ved Ydernæs, Næstved. Teknisk notat udarbejdet til I/S Vestforbrænding af DHI, Hørsholm.

DHI (2002): Oplæg vedrørende indretning og drift af demonstrationsplads for slaggeanvendelse. Udarbejdet af DHI den 21. april 2002, Hørsholm.

DHI (2003): Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse. Statusrapport - Oktober 2003. Rapport til DAFONET.

DHI (2004): Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse. Statusrapport - November 2004. Rapport til DAFONET.

DHI (2005): Demonstrationsanlæg for slaggeanvendelse. Statusrapport - Februar 2005. Rapport til DAFONET.

Følgegruppenotat (1997). Mødeindkaldelse til følgegruppemøde i forbindelse med udarbejdelse af bekendtgørelse om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder. Brev fra Miljøstyrelsen til Vestforbrænding, dateret 10. oktober 1997.

Miljøstyrelsen (1999): Restprodukters indvirkning af grund- og indvindingsvand. Miljøprojekt nr. 467.

Miljøstyrelsen (2000): Bekendtgørelse nr. 655 af 27. juni 2000 om genanvendelse af restprodukter og jord til bygge- og anlægsarbejder.

Nordtest (1995): Solid waste, granular inorganic material: Availability test. NT ENVIR 002, Espoo, Finland.

