

## Nedbrytningshastigheten för tätskikt uppbyggda av slam och aska

Karin Wikman, Malin Svensson, Holger Ecke & Magnus Berg



**Nedbrytningshastigheten för tätskikt uppbyggda  
av slam och aska**

**Degradation rate of sludge/fly ash mixture used as  
landfill liner**

Karin Wikman & Magnus Berg  
ÅF-Process AB

Malin Svensson & Holger Ecke  
Luleå tekniska universitet

Q4-230



## **Abstract**

Resultaten från de experimentella studierna tyder på att aska-slam-blandningar mycket väl kan användas som tätskikt utan att nedbrytningen av organiskt material kommer att påverka täckningens funktion negativt. Om tätskiktet initialt har en tillräckligt låg permeabilitet så kommer utlakningen av organiskt material att vara av mindre betydelse. En viss utlakning av det organiska materialet kan ske till en början men denna avstannar efter en relativt kort tid. Materialförlusten efter att utlakningen avstannat är enligt analyserna så pass liten att det inte ger någon påverkan på tätskiktets genomsläpplighet.



## Sammanfattning

En viktig aspekt för att aska och slam ska kunna användas som tätskikt vid sluttäckning av deponier är att man kan visa att nedbrytningen av organiskt material är tillräckligt långsam. Målet med detta projekt har därför varit att klargöra hur länge ett tätskikt av slam och aska kan förväntas vara stabilt och bibehålla sin funktion.

Nedbrytningen av organiskt material för två olika blandningar av slam och aska har studerats med laboratorieförsök. Med hjälp av resultaten från experimenten har nedbrytningshastigheten uppskattats för tätskikt uppbyggda av slam och aska vid olika tätskiktstrukturen (slam-aska-blandning, kompaktering, vattenhalt), klimatiska förhållanden (frysning, torkning) och biologiska processer (tillsats av natriumazid). Nedbrytningens effekt på vattengenomsläpplighet har dessutom kvantifierats.

Organiskt material kan försvinna ur tätskiktet genom 1) initial utlakning av lösligt organiskt material, 2) utlakning av organiskt material som övergått i lösform efter kemiska reaktioner eller 3) gasavgång efter fullständig biologisk nedbrytning. I de experimentella försöken kunde ingen bakteriell aktivitet påvisas i aska-slam-blandningarna och därmed bör det främst vara genom utlakning enligt 1) och 2) som mängden organiskt material minskar. Den utlakade mängden TOC (total organic carbon) mättes för samtliga prover med aska-slam-blandningar i ett flertal försökscykler och jämfördes mot mängden TOC i det fasta materialet initialt.

Resultaten visar att en viss minskning av organiskt material genom utlakning kan ske till en början men sedan stabiliseras TOC-halten i det fasta materialet. I förhållande till den totala materialvikten lakades ungefär lika mycket TOC ut vid 80 % askhalt som vid 20 % askhalt. Detta betyder dock att det var en större utlakning av initial mängd TOC vid en hög askhalt eftersom denna blandning innehöll mindre organiskt material från början.

Generella slutsatser om vilket förhållande mellan aska och slam (aska/slam-kvot) som är mest lämpligt att använda i ett tätskikt ur nedbrytningssynpunkt går ej att dra från de experimentella försöken. Resultaten tyder på att om ett tätskiktsmaterial har en tillräckligt låg genomsläpplighet ( $<1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ) kommer utlakningen av TOC vara av mindre betydelse. Den hydrauliska konduktiviteten i försöken var oberoende av förändringar i halt TOC, d v s trots att det organiska materialet i ett tätskikt minskar något p g a kemisk nedbrytning och utlakning så förväntas det inte öka tätskiktets genomsläpplighet. Genomsläppligheten minskade istället med tiden och påverkades främst av kompakteringsgraden. Det är därför viktigt att se till att tätskiktet packas ordentligt samt att askan och slammet blandas väl till en homogen blandning. Torkning av materialet medförde att den hydrauliska konduktiviteten ökade, varvid uttorkning av ett tätskikt bör undvikas för att bibehålla en tillräckligt låg permeabilitet. Frysning i cykler visade i försöken ingen effekt på genomsläppligheten.

Utgående från resultat från försökskolonner med en initial hydraulisk konduktivitet på  $<1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  visar beräkningar att TOC-utlakningen avstannade efter motsvarande maximalt ca 38 år (NSR-Öresundskraft) respektive 14 år (Bromma-Mälarenergi). Kombinationen av minskad perkolation och mer fastlagd TOC gör att utlakningen av organiskt material förväntas bli mycket liten för tiden efter detta.

Utifrån förstudien i projektet rekommenderas att man på deponin Filborna i Helsingborg byter ut leran mot aska/slam i tätskiktet på en försöksyta. Vid sådana storskaliga försök är det lämpligt att kontrollera förändringarna av materialet för att verifiera resultaten från laboratorieförsöken.



## Summary

In order to be able to use mixtures of ash and sludge as landfill liner an important aspect is to demonstrate that the degradation of organic matter is slow enough. Therefore, the goal of this project has been to find out for how long a landfill liner material of sludge and ash will be stable and keep its function.

The degradation of organic material in two different mixtures of sludge and ash has been studied in laboratory experiments. The rate of degradation was then estimated for barriers of sludge and ash, taking into account construction techniques (mixture, compaction, water content), climate conditions (freezing, drying) and biological processes ( $\text{NaN}_3$  additive). The effect of the degradation on the permeability has also been quantified.

Organic material may disappear for the landfill liner material through 1) initial leaching of soluble organic material, 2) leaching of organic material after chemical reactions or 3) evaporation during biological degradation. Bacterial activity was not found in the sludge/ash mixtures during the experiments. Therefore, the organic material is probably reduced mainly through leaching according to 1) and 2). The leached amount of TOC (total organic carbon) was measured for all samples of sludge/ash in several experimental cycles. The leached amount of TOC was compared to the initial amount of TOC in the material.

The results show a small initial reduction of organic material through leaching but the TOC content in the material is then stabilized. In relation to the total weight of the material the leaching of TOC was similar for the mixtures with 80 % ash and 20 % ash. However, this means that a larger amount of TOC was leached out from the mixtures with a high ash content since the initial amount of organic material was smaller.

General conclusions about which ash-sludge ratio that is suitable for a landfill liner material could not be drawn from the experiments from a degradation point of view. If the initial permeability is low enough ( $<1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ) the results indicate that the leaching of TOC will be of less importance for the function of the barrier layer. The hydraulic conductivity was independent of the change in TOC, i.e. even though the organic material was reduced through chemical degradation and leaching the permeability was not negatively affected. Instead, the permeability was reduced in time and affected mainly by the compaction grade. Therefore, it is important to compact the landfill liner material and to mix the ash and sludge to a homogeneous mixture. Drying of the material increased the hydraulic conductivity: the barrier layer should therefore be kept moist. Freezing through cycles did not affect the permeability.

Calculations on the basis of results from experiments with columns with an initial hydraulic conductivity of  $<1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  show that the leaching of TOC stops after 38 years (NSR-Öresundskraft) and 14 years (Bromma-Mälarenergi). The combination of reduced percolation and more immobilized TOC is expected to lead to very low leaching rates for organic material after this time.

On basis of this study it is recommended to change the landfill liner material at Filborna in Helsingborg from clay to ash/sludge on a test area. During such large-scale tests it is suitable to control changes in the material to verify the results from the experiments.

## Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING .....</b>	<b>1</b>
1.1	BAKGRUND .....	1
1.2	BESKRIVNING AV FORSKNINGSSOMRÅDET .....	1
1.3	FORSKNINGSUPPGIFTEN OCH DESS ROLL INOM FORSKNINGSSOMRÅDET .....	4
1.4	MÅL OCH MÅLGRUPP .....	4
1.5	GENOMFÖRANDE .....	4
<b>2</b>	<b>FÖRSTUDIEN .....</b>	<b>6</b>
2.1	NSRS DEPONI FILBORNA I HELSINGBORG .....	6
2.2	YTA FÖR STORSKALIGA FÖRSÖK MED ASKA/SLAM SOM TÄTSKIKT .....	9
2.3	ALTERNATIVA MATERIAL – AVLOPPSSLAM & FLYGASKA .....	10
2.4	LAGRING AV MATERIALEN .....	12
2.5	BLANDNING, UTLÄGGNING OCH PACKNING .....	13
2.6	MILJÖ- OCH HÄLSOASPEKTER .....	15
2.7	RISKER, KONTROLL OCH UPPFÖLJNING .....	15
2.8	TILLSTÅNDSFRÅGOR .....	17
2.9	KOSTNADSBEDÖMNING .....	17
<b>3</b>	<b>GENOMFÖRANDE AV DE EXPERIMENTELLA FÖRSÖKEN .....</b>	<b>19</b>
<b>4</b>	<b>RESULTAT - DE EXPERIMENTELLA FÖRSÖKEN .....</b>	<b>24</b>
4.1	FÖRUNDESRÖKNINGAR .....	24
4.2	URSPRUNGSMATERIAL .....	24
4.3	FÖRSÖK MED KOLONNPERMEAMETER .....	25
<b>5</b>	<b>DISKUSSION - DE EXPERIMENTELLA FÖRSÖKEN .....</b>	<b>48</b>
<b>6</b>	<b>SLUTSATSER - DE EXPERIMENTELLA FÖRSÖKEN .....</b>	<b>52</b>
<b>7</b>	<b>REKOMMENDATIONER OCH ANVÄNDNING .....</b>	<b>53</b>
<b>8</b>	<b>FÖRSLAG TILL FORTSATT FORSKNINGSPÅRBEDE .....</b>	<b>54</b>
<b>9</b>	<b>LITTERATURREFERENSER .....</b>	<b>55</b>

## Bilagor

<b>A</b>	<b>BESKRIVNING AV FÖRBRÄNNINGSANLÄGGNINGARNA</b>
<b>B</b>	<b>KEMISKA ANALYSER</b>
<b>C</b>	<b>FAKTORER, NIVÅER OCH KOMBINATIONER I REDUCERAT 2<sup>7-1</sup> FAKTORFÖRSÖK SAMT DENSITET</b>
<b>D</b>	<b>HYDRAULISK KONDUKTIVITET, PH, ELEKTRISK KONDUKTIVITET OCH TOC FÖR CYKEL 1-5</b>
<b>E</b>	<b>MASSBALANS FÖR TOC</b>
<b>F</b>	<b>UTÖKAD DISKUSSION KRING DE EXPERIMENTELLA FÖRSÖKEN</b>



# 1 Inledning

## 1.1 Bakgrund

Sverige införlivade i juli 2001 EG-direktivet om deponering av avfall (99/31/EG) i svensk lagstiftning genom förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512). Den nya förordningen innebär att kraven på deponier har skärpts kraftigt. Bland annat måste ett stort antal deponier avslutas och täckas med en s.k. topptätning under de närmaste åren.

Det huvudsakliga skälet att sluttäcka en deponi är att begränsa spridningen av skadliga ämnen från avfallet till omgivningen. Det är därmed viktigt att säkerställa konstruktionens funktion under ett långtidsperspektiv. Sluttäckningen ska enligt den nya förordningen (SFS 2001:512) vara så konstruerad att mängden lakvatten som passerar genom täckningen inte överskrider eller kan antas komma att överskrida 5 liter per kvadratmeter och år för deponier för farligt avfall och 50 liter per kvadratmeter och år för deponier för icke-farligt avfall.

På de deponier där arbetet med sluttäckning har påbörjats används idag ofta leror eller bentonitmattor som tätskikt. Dessa material har emellertid vissa nackdelar. Bentonitmattor är känsliga för differentiella sättningar och deformationer i sluttningar där de kan veckas, glida isär och i extrema fall brista. Leror är dels svåra att arbeta med, dels en bristvara på många platser. Alla leror lämpar sig inte heller för tätskikt vid avfallsupplag.

Restprodukter i form av förbränningsaska och avloppslam är exempel på alternativa material som har visat sig ha potential att kunna ersätta traditionella material i tätskiktskonstruktioner. Dessa material kan ge större säkerhet mot differentiella sättningar genom att de dels kan anbringas i tjockare skikt och dels kan ha en viss självläkande förmåga genom omlagring av material. Genom att återvinna och nyttiggöra restprodukter minskas dessutom åtgången av råvaror och resurser för sluttäckning av deponier. En förutsättning för att kunna använda slam och aska som tätskikt är dock att man säkerställer en tillräcklig stabilitet under lång tid samt att ett antal olika provtyper snabbt kommer till stånd.

## 1.2 Beskrivning av forskningsområdet

Flera deponiägare har testat att använda blandningar av slam och aska vid sluttäckning av deponier. Inom Värmeforsk har även ett par projekt drivits för att i pilotskala studera möjligheterna att använda denna typ av alternativa material som tätskikt [4],[5]. Även om det finns lokala förutsättningar som skiljer sig åt mellan olika deponier kan en hel del generella slutsatser dras från projekten vad gäller både praktiska aspekter kring blandningsförfarandet, utläggningen av materialen mm samt konstruktionens prestanda.

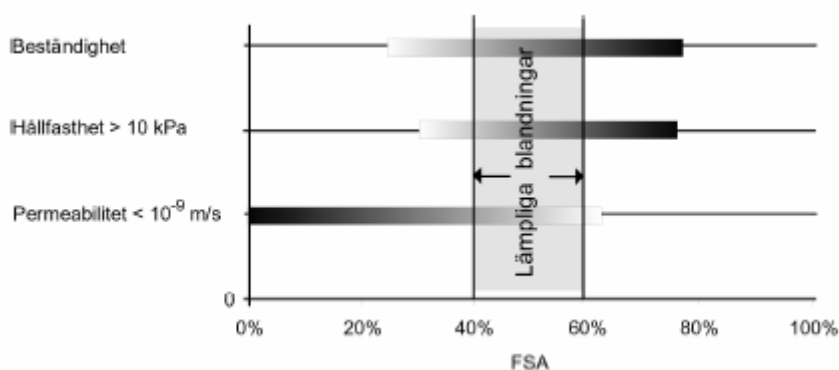
Inom ett parallellt Värmeforskprojekt [5] tillverkades omkring 1500 ton aska/slamblandning som lades ut som tätskikt på deponin Dragmossen utanför Älvkarleby.

Tätskiktet var 0,5-0,6 m tjockt och deponiytan var ca 2400 m<sup>2</sup>. Blandningen bestod av 45-55 % flygaska och 45-55 % rötat avloppsslam (räknat som torr substans). Genomsläpplighet och beständighet för tätskiktet kontrollerades genom att vatten- och gaslysimetrar installerades i tätskiktets konstruktion. Uppföljningen av pilotförsöket pågick under 1 år och projektet avslutades i maj 2005.

I ett annat parallellt Värmeforskningsprojekt [4] pågår för närvarande pilotförsök med slam/aska som tätskikt på tre olika deponier. I skrivande stund har endast utläggning skett på en av deponiytorna (Tekniska Verken i Linköping) och de två andra (SRV och Renova) planeras att täckas under våren/sommaren 2005.

### *Beständighet, hållfasthet och permeabilitet*

Innan pilotförsöken i ett av de ovan nämnda projekten [5] startade undersöktes olika blandningar av aska och slam med avseende på tekniska och miljömässiga parametrar [2]. Utifrån laboratorieförsöken togs ett recept fram för ett lämpligt aska/slam-material som med god marginal uppfyller permeabiliteten  $<10^{-9}$  m s<sup>-1</sup> och därmed har stora förutsättning att uppnå ställda krav på tätskiktets konstruktioner som gäller icke farligt avfallsdeponier, dvs. genomsläpplighet  $< 50$  l (m<sup>2</sup>, år)<sup>-1</sup>. Blandningen bedömes även ha hög skjuvhållfasthet samt hög motståndskraft (beständighet) mot biologisk nedbrytning. I Figur 1 avtar lämpligheten för materialet som tätskikt på deponier mot ljusare ton. En blandning med 40-60 % flygaska (TS) har ansetts som lämplig för att erhålla ett material med tillräckligt hög beständighet och hållfasthet, samt en permeabilitet på  $<10^{-9}$  m s<sup>-1</sup> [2].



Figur 1. Lämplighet ur beständighets-, hållfasthets- och permeabilitetssynpunkt för aska/slam-blandningar med olika inblandningsgrad av flygaska [2].

Figure 1. Suitability of ash/sludge mixtures with different amounts of fly ash according to permeability, long term durability and un-drained shear strength.

Följande generella kriterier för ask-slam-material har föreslagits:

- Andelen flygaska i blandningen bör ligga på mellan 40 och 60 % av TS [2]. Beroende på avloppsslammets TS-halt och släntlutningen kan aska/slam-materialets täthet och skjuvhållfasthet anpassas för att klara de funktionskrav

som ställs på ett tätskikt. Detta sker med mer eller mindre tillsats av flygaska till blandningen.

- Det ingående avloppsslammet skall vara rötat.
- Den optimala TS-halten för det ingående slammet kan variera från fall till fall. I några laboratorieförsök har man visat att TS-halten för slammet bör ligga på ca 30-33 % för att erhålla en tillräckligt hög skjuvhållfasthet [2]. Låga skjuvhållfasthetsvärden kan orsaka stabilitetsproblem vid större släntlutningar efter att drän- och skyddsskikten har installerats. Å andra sidan har man i en annan studie på SRV provat ut en blandning med på gränsen godkänd skjuvhållfasthet och permeabilitet med en TS-halt på ner till 17 % i det ingående slammet [4].
- Flygaskans kornstorleksammansättning bör ligga i sandfraktion eller finare. Grövre fraktion kan ge förhöjd permeabilitet hos aska/slam-materialet [2].
- Flygaskan bör vara så torr som möjligt. Eventuell befuktning av färsk, torr flygaska bör ske så sent som möjligt innan slaminblandningen eftersom vattnet startar härdningsprocessen, vilken avtar med tiden.

Resultaten från pilotförsöken på Dragmossens deponiområde [5] visar att en tätskiktsskonstruktion med ca 0,5 meter aska/slam-material, blandad enligt ovanstående kriterier, släpper igenom < 10 liter vatten per år och m<sup>2</sup>. Detta medför att L/S 1 uppnås efter mer än 30 år och L/S 10 tar mer än 300 år att uppnå. Vidare indikerar pilot- och labförsöken att materialet har en beständighet som motsvarar flera hundra år. I projektet påpekas dock att uppföljningen av försöket måste fortsätta och att det krävs att mer data angående materialets beständighet och täthet samlas in.

Beständigheten för ett tätskikt av slam och aska kommer att bero på nedbrytningen av organiskt material, vilket är huvudkomponenten i slammet. Det finns idag mycket begränsade resultat från tidigare studier kring nedbrytning av organiskt material i närvaro av alkalisk aska. I en nyligen publicerad RVF-rapport [3] rapporteras exempelvis om nedbrytningsexperiment men med den experimentella metod som användes i det projektet kunde ingen biologisk nedbrytning detekteras. Detta visar dock inte att nedbrytningshastigheten är försumbar utan endast att den använda experimentella metoden inte klarade att mäta denna hastighet. Det framgår inte heller av den rapporten vilken den förväntade livslängden egentligen är. På samma sätt kan inte de försök som gjorts inom Värmeforsk [4], [5] parallellt med detta projekt fullständigt klargöra nedbrytningshastigheten för tätskikt av slam/aska.

I projektet "Nedbrytningsmönster för cellulosa i deponier i närvaro av aska" [1] har ÅF och Luleå tekniska universitet tidigare studerat vilka risker och möjligheter som uppstår vid en kombination av askor och cellulosahaltiga material. En av slutsatserna av litteraturstudien inom detta projekt var att nedbrytningen av cellulosa vid höga pH är relativt långsam men att det samtidigt finns mycket lite dokumenterad information om hur långsam den egentligen är. Av studien framgår även att vid höga pH finns risk för utlakning av organiskt material efter spjälkning till organiska syror.

### 1.3 Forskningsuppgiften och dess roll inom forskningsområdet

Kunskapen om nedbrytningshastigheten av organiskt material i närvaro av aska är mycket viktig eftersom argumentet mot användandet av alternativa material för sluttäckning ofta är just att man inte på ett tillfredställande sätt har visat att nedbrytningen är tillräckligt långsam för att garantera funktionen efter t.ex. 500 eller 1000 år. Detta gäller självklart till viss mån även för de material som slam/aska är aktuella att ersätta, lergeomembran eller gummiduk, men detta har diskuterats endast i mindre utsträckning.

Som framgår ovan saknas ett tydligt svar på frågan om hur fort det organiska materialet bryts ned i en tätskiktskonstruktion av slam och aska och därmed hur länge en sluttäckning med dessa material kommer att bibehålla sin funktion. Detta framhålls ofta vid diskussioner med t.ex. myndigheter och att besvara denna frågeställning är det viktigaste målet med det här projektet. För att klargöra hur snabbt (långsamt) det organiska materialet bryts ner vid höga pH (relativt stor andel aska) behövs ytterligare experimentellt arbete.

### 1.4 Mål och målgrupp

Projektet har haft två målsättningar, dels att klargöra hur lång tid ett tätskikt uppbyggt av slam och aska kommer att vara stabilt och dels att genomföra en mindre förstudie för att lägga grunden för storskaliga försök med slam och aska.

Resultaten från projektet ska kunna nyttas av deponiägare som planerar sluttäckning, askproducenter, konsulter som arbetar med olika koncept för sluttäckning samt myndighetspersoner som arbetar med tillståndsärenden.

### 1.5 Genomförande

Projektet har utförts genom följande delmoment:

- Experimentella studier som visar hur fort det organiska materialet bryts ner i olika blandningar av slam och aska.
- Beräkningar av den förväntade åldringen av ett tätskikt baserat på resultaten från det experimentella arbetet.
- Kvantifiering av nedbrytningens effekt på genomsläppligheten (hydraulisk konduktivitet) hos ett tätskikt uppbyggt av slam och aska.
- En mindre förstudie som lägger grunden för storskaliga försök med slam och aska.

Det experimentella arbetet har baserats på två olika askor och två olika slam. Askorna var flygaska från Öresundskraft kraftvärmeverk (Västmalmsverket) i Helsingborg och flygaska från Mälarenergis kraftvärmeverk i Västerås. En kort beskrivning av förbränningsanläggningarna finns i bilaga A. Slammet som blandades med askan från Öresundskraft var rötat avloppsslam från NSR (Nordvästra Skånes Renhållnings AB) i Helsingborg. Askan från Mälarenergi blandades med rötslam från Stockholm Vattens reningsverk i Bromma. Den sistnämnda blandningen är samma som avvänts i ett



parallellt projekt som har studerat dessa frågeställningar [5], men som inte har genomfört experimentella försök med den metod som är framtagen inom detta projekt.

## 2 Förstudien

Förstudien inom projektet har genomförts för att lägga grunden för storskaliga försök med slam och aska. Fokus har legat på förutsättningarna med en blandning av flygaska från Öresundskraft och rötat avloppsslam från NSR (Nordvästra Skånes Renhållningsbolag) som sluttäckningsmaterial på en deponi i Helsingborg.

Målsättningen med förstudien har varit att ge svar på om det är intressant för Öresundskraft och NSR att gå vidare med storskaliga försök för sluttäckning med slam/aska som tätskikt.

### 2.1 NSRs deponi Filborna i Helsingborg

Den aktuella deponin för denna förstudie är Filborna i Helsingborg som ägs av NSR. Avfallsanläggningen har funnits sedan 1951 och hela deponiområdet är på ca 80 hektar. De delar av upplaget, där slutnivå uppnåtts, kommer successivt att sluttäckas enligt kraven för icke-farligt avfall (SFS 2001:512). Detta motsvarar en yta på ca 20-30 ha. Sluttäckningen har påbörjats och man planerar att vara färdig med hela området år 2010.

Deponiområdet som ska sluttäckas består av industri- och hushållsavfall. Lutningarna på deponin varierar från 1:3 till 1:20. Sedan 80-talet har man sugit ut gas från stora delar av området genom brunnar och horisontella ledningar. För att underlätta uttaget av gas packade man inte avfallet så hårt under en tidsperiod, vilket har medfört en hel del sättningar under årens lopp.



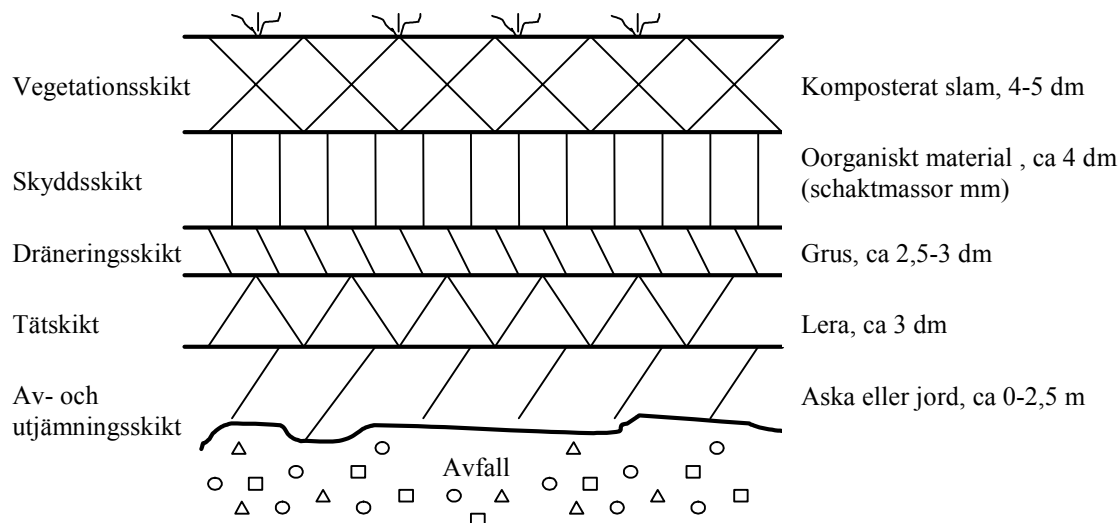
*Figur 2. Område på deponin där sluttäckning är aktuellt.*

*Figure 2. The potential landfill area for covering.*

Figur 2 visar en bild av det område på deponin som ska sluttäckas inom kort. På bilden syns brunnar och en horisontell ledning för uttag av gas.

### **2.1.1 Sluttäckning**

Sluttäckningen på Filborna konstrueras för att reducera mängden infiltrerande nederbördsvatten till maximalt 50 liter/m<sup>2</sup>, år över upplaget. I dagsläget sker sluttäckningen enligt Figur 3. Till av- och utjämningskiktet används kolaska eller lätt förorenad jord, vilket är material som NSR mottager som avfall. Likaså används i första hand avfallsmaterial till skydds- och vegetationsskikten i form av schaktmassor och komposterat slam. Dränerings- och tätskiktet tillverkas dock inte av återvunnet avfallsmaterial utan till dessa skikt köper man in naturgrus respektive lera.



Figur 3. Sluttäckningskonstruktion på NSR i dagsläget med lera som tätskikt.

Figure 3. Today's covering construction at NSR with clay as the barrier layer.

Sluttäckningen enligt ovan fungerar mycket bra och konstruktionen klarar funktionskravet med marginal. Den årliga genomströmningen har beräknats till cirka 10 liter/m<sup>2</sup>, år med hjälp av modelleringsprogrammet HELP. Utläggningen följs upp genom att man kontinuerligt kontrollerar packningsgraden för tätskiktet. Man planerar även att ta vattenprover i ytvattendiket, men detta har inte gjorts ännu.

I anpassningsplanen för Filborna anges att beroende på tillgång på material och lutningsförhållanden kan andra material komma att användas i tätskiktets konstruktion. För de olika skikten finns flera lämpliga konstruktionsmaterial nämnda, men öppningar lämnas även för att kunna använda alternativa material som inte specifikt nämns. Det står dessutom att ett eller flera skikt i praktiken kan komma att utgå eller slås samman inom delar av deponin beroende på topografi, stabilitet i deponerade massor, val av tätskiktets material mm.

### 2.1.2 Lakvatten

Uppsamlade lakvattenmängder från upplaget har de senaste åren uppgått till mellan 100 000 och 300 000 m<sup>3</sup>. År 2004 blev lakvattenmängden 275 000 m<sup>3</sup>. Mängden lakvatten på årsbasis beräknas emellertid att minska bl a tack vare sluttäckningen av deponiytor.

Kvaliteten på lakvattnet avspeglar den samlade effekten av påverkan från deponerat avfall och den utspädning som tillrinnande yt- och grundvatten orsakar. Lakvattnet från Filborna är relativt utspädd jämfört med andra svenska lakvatten. Dominerande ur förorenings synpunkt är kväve (i form av ammonium) och svårnedbrytbart organiskt material.

Lakvattenbehandlingen består idag av dammar på totalt 75 000 m<sup>3</sup>, men behandlingen av insamlat lakvatten håller på att byggas ut. Halterna av de viktigaste föroreningarna (bl a ammonium-kväve, total-kväve, organiskt material) ska därigenom reduceras till en sådan nivå att mottagning i kommunalt reningsverk eller utsläpp till recipient kan accepteras långsiktigt.

## 2.2 Yta för storskaliga försök med aska/slam som tätskikt

Det finns flera områden på deponin Filborna som kan vara lämpliga för storskaliga försök med slam och aska som tätskikt. Den yta som diskuterats i första hand är ca 75 meter lång (sluttande) och upp emot 100 meter bred (se Figur 4). Ytans storlek är således ca 7500 m<sup>2</sup>. Eftersom tillgången på aska och slam inte bedöms bli begränsande skulle det inte vara några problem att ha material för att täcka ett ännu större område men för ett första försök med aska och slam kanske det snarare blir aktuellt att täcka en del av detta område. I så fall minskas områdets bredd.

För att täcka en yta på 7500 m<sup>2</sup> med ett 0,5 m tjockt tätskikt går det åt 3750 m<sup>3</sup> material. Detta motsvarar ca 4500 ton ask-slam-blandning. Om slam/aska-kvoten antas vara 3,2 (våt vikt)<sup>1</sup> betyder detta att går åt ca 3430 ton slam och ca 1070 ton aska. De exakta mängderna av materialen måste dock fås fram genom att göra test med lite olika blandningsförhållanden innan storskaliga utläggningsförsök påbörjas.

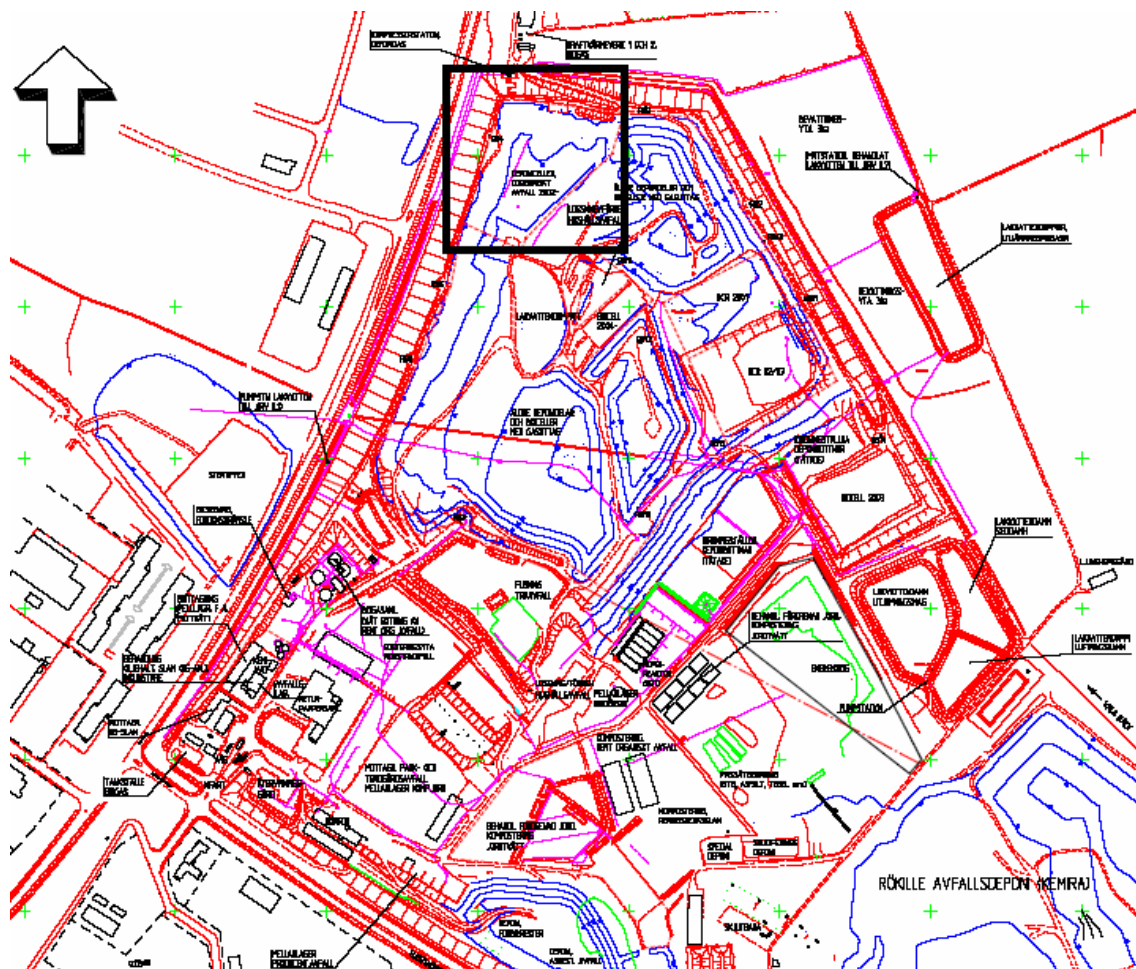
Ytvattnet från det tänkta deponiytan, som är markerad i Figur 4, rinner av mot väster till ett avskärande dike längs släntfront vid befintlig inspektionsväg. Släntens lutning är uppskattningsvis 1:5 på de flesta håll och maximalt 1:3.

För att undvika tillrinning från omgivande ytor kommer området att avgränsas uppåt av en arbetsväg med uppsamlade dike. Tillrinning under diket mot ytan kommer däremot inte helt kunna uteslutas. Om avrinningen genom tätskiktet ska registreras/mätas krävs en avancerad tätning med duk och dräneringsmaterial under det skikt av slam/aska som ska testas. Det krävs även att man utformar ett uppsamlingssystem för yt- respektive lakvatten.

Det beskriva området ska iordningställas för sluttäckning under 2005/2006 och det skulle vara lämpligt att täcka ytan under våren 2006. I huvudsak har oorganiskt industri- och verksamhetsavfall lagts upp i området och man slutade deponera här 2002. Området bedöms som stabilt med liten risk för betydande sättningar.

---

<sup>1</sup> Antagandet bygger på en blandning av 50 % aska (TS) och 50 % slam (TS), där flygaskan antas ha en TS-halt på 80 % och slammet en TS-halt på 25 %. Den våta blandningens densitet antas vara 1,2 ton/m<sup>3</sup>.



Figur 4. Karta över Filborna där det föreslagna området för försök med slam/aska som tätskikt är markerat (innanför svarta fyrkanten).

Figure 4. Map for Filborna. The area for tests with sludge/ash as barrier layer is marked with a black square.

Som tidigare nämnts kan även andra ytor på Filborna vara lämpliga för försök med tätskikt av aska/slam. Vilken yta på deponin som slutgiltigt väljs beror till stor del på när försöken kan genomföras. Blir det inte möjligt att göra detta under våren 2006 måste man troligtvis täcka den tänkta ytan på traditionellt sätt och välja en annan yta för försöken. Vid valet av en alternativ försöksyta är det viktigt att tänka på hur ytan kan följas upp, lutningarna, tillrinningen från omgivande ytor etc. Uppföljning bör även kunna göras under en relativt lång tid efter sluttäckningen.

## 2.3 Alternativa material – avloppsslam & flygaska

### 2.3.1 NSR:s avloppsslam

Det slam som är aktuellt som tätskiktsmaterial är ett rötat avloppsslam från kommunala reningsverk. NSR tar hand om ca 15 000 ton slam per år från 4 olika kommuner. Med

samma antagande som ovan<sup>2</sup> betyder detta att slammet skulle räcka för tätskikt på ca 3,3 hektar/år. Samtidigt skulle det gå åt ca 4700 ton befuktad aska.

Slammet som levereras till NSR har en TS-halt på ca 25 %. I tidigare försök med blandningar av aska och slam till tätskiktsmaterial har man visat att det går att använda både något torrare slam med en TS-halt på 28-37 % [5] och blötare slam med en TS-halt på ner till 17 % [4]. En låg TS-halt kan eventuellt innebära att skjuvhållfastheten för ask-slam-materialet blir lägre så att tätskiktets stabilitet i sluttningar försämras. Därmed är det extra viktigt att beakta deponiytans lutningar vid en sluttäckning med slam/aska på Filborna. Även utläggning vid regnigt väder har visat sig kunna vara problematiskt om slammet är relativt blött från början.

Resultatet från kemiska analyser av slammet från de två största levererande kommunerna (Helsingborg och Ängelholm) ges i bilaga B.



*Figur 5. Lagrat avloppsslam på deponin Filborna i Helsingborg*

*Figure 5. Storage of sewage sludge at the landfill Filborna in Helsingborg.*

### **2.3.2 Öresundskafts flygaska**

Öresundskraft har tidigare till stor del eldat kolpulver, men nu övergår man mer och mer till biobränsle i form av träpulver. Från och med hösten 2006 planerar man enbart elda träpulver. Detta gör att askmängden kommer att minska. År 2004 tog NSR emot ca

<sup>2</sup> Antaget en blandning av 50 % aska (TS) och 50 % slam (TS), där flygaskan antas ha en TS-halt på 80 % och slammet en TS-halt på 25 %. Den våta blandningens densitet antas vara 1,2 ton/m<sup>3</sup>.

9000 ton aska (flyg- och bottenaska) från Öresundskraft. Med enbart bibränsle kommer askmängden att minska till ca 4000 ton flygaska och ca 1500 ton bottenaska.

Konverteringen till bibränsle hos Öresundskraft gör även att det är osäkert om all aska från Öresundskraft kommer att skickas till NSR framöver. Kolaskan skickades uteslutande till NSR men när det gäller bibränsleaskan finns det alternativa avsättningar. NSR har emellertid upplag av gammal aska som de skulle kunna använda för sluttäckningen.

Tidigare la NSR alla askor på en askdeponi men i dagsläget har man avsättning för all aska som levereras till Filborna genom att den bl.a. används som utjämningskikt vid sluttäckningen. För att täcka behovet av aska till olika konstruktioner på deponin gräver man även ut en del gammal aska från askdeponin. Vid försök med aska i tätskiktet är det emellertid viktigt att härdningskapaciteten är bra för att erhålla god beständighet och därmed rekommenderas färsk flygaska.

Flygaskan från Öresundskraft är en blandning av elfilteraska och avsvavlingsprodukten från slangfiltren. Denna aska befuktas till en fukthalt på ca 20 % innan transporten till NSR. Transporten sker med täckta flakbilar.

Om man antar att man kommer ha tillgång till ca 4000 ton färsk flygaska per år (TS = 80 %) skulle detta räcka för ett tätskikt på en yta av ca 2,8 hektar/år. Till tätskiktsmaterialet skulle det även gå åt ca 12 000 ton avloppsslam. Med dessa blandningsförhållanden skulle man genom att tillverka tätskiktsmaterial således få avsättning för all flygaska och större delen av avloppsslammet som levereras till Filborna. Tätskiktsmaterialet skulle under de närmaste fem åren räcka för att täcka ca hälften av den yta på omkring 30 hektar som beräknas att sluttäckas till år 2010.

Resultatet från kemiska analyser av flygaskan vid kol- respektive bibränsleförbränning ges i bilaga B. Den aska som användes till laborieförsöken inom detta projekt härstammade från förbränning av ca 1/3 kol och 2/3 bibränsle, vilket ger en flygaska som består av omkring hälften kolaska och hälften träaska.

## 2.4 Lagring av materialen

I anpassningsplanen för Filborna anges att sluttäckningsmassorna kan behöva lagras upp i anslutning till arbetsytorna så att arbetet med sluttäckningen ska kunna utföras kampanjvis. Mellanlagrens plats inom upplaget uppges kunna variera beroende på tillgänglighet, typ av massor, tidpunkt för utnyttjande av massorna etc.

I dagsläget komposteras slammet på Filborna tillsammans med trädgårdsavfall. Det finns dock möjlighet att istället lagra en del slam på deponiområdet om man vill samla ihop större mängder för ett sluttäckningsprojekt.

I tidigare projekt har man haft en del problem med lagring av torr flygaska [3]. NSR bedömer dock inte att det kommer vara några problem att lagra den torra flygaskan under en period innan den används för sluttäckningen. Eftersom flygaskan dammar en



del då den torkar på ytan täcker NSR ofta över askan med jord när den läggs upp på deponiområdet.

## 2.5 Blandning, utläggning och packning

### 2.5.1 Förslag på täckningskonstruktion med slam/aska som tätskikt

Vid utläggning av alternativa tätskiktsmaterial såsom slam och aska är det viktigt att tänka på hur de under- och överliggande skikten utformas. Vid användandet av en slam-ask-blandning som tätskikt bör omgivande skikt ha hög vattenhållande kapacitet för att skydda tätskiktet från uttorkning. Dränerings- och skyddsskikten som överlagrar tätskiktet bör ha en funktion att ta bort överflödigt vatten och att samtidigt bibehålla en fuktig miljö som skyddar mot syrenedträngning till tätskiktet. Ask-slam-material skulle, förutom till tätskikt, även kunna användas som oxidationsskikt och enbart flygaska som avjämningskikt [2].

För ett tätskikt av aska/slam har det visat sig vara lämpligt att använda en blandning av ca 40-60 % (TS) slam respektive aska [4],[5]. Vid lägre askhalter blir materialet mer svårhanterligt att lägga ut och arbeta med och vid högre askhalter riskerar man att få en för dålig täthet. För att uppnå optimala egenskaper som hållfasthet, genomsläpplighet etc. bör tester i laboratorium göras för olika blandningsförhållanden av de material som är aktuella i varje enskilt fall. Vad gäller beständigheten så har de aktuella materialen för Filborna undersökts inom detta projekt genom laboratorieförsök. Resultaten tyder på att om aska/slam-materialet är homogent och väl packat så kommer inte tätskiktets funktion inte att försämrats pga nedbrytning. I kapitel 4 och 5 diskuteras resultaten närmare.

Den tjocklek på tätskiktet av slam/aska som bedöms lämplig utifrån tidigare studier [4],[5] är cirka 0,5 meter, vilket således är något tjockare än det tätskikt av lera som idag läggs ut på Filborna. Av tekniska skäl rekommenderas inte ett tätskikt av slam/aska på över 0,6 meter och med hänsyn till utläggningstekniska aspekter bör inte skiktjockleken understiga 0,4 meter [5].

### 2.5.2 Blandning

Blandningsförfarandet av slam och aska kan vara problematiskt p.g.a. slammets kletiga konsistens [5]. Beroende på de ingående materialens kvalitet måste blandningstiden och blandningsförfarandet trimmas in för varje enskilt fall. En för lång blandningstid kan medföra att ask-slam-materialet blir kletigt och fastnar i utrustningen. Å andra sidan kan för kort blandningstid resultera i en inhomogen blandning med slamklumpar täckta av aska.

Ett flertal entreprenörer har erfarenhet från blandningsförsök med aska och slam, bl a de som tidigare har anlitas vid pilotförsök på Dragmossen i Älvkarleby och Tekniska Verken i Linköping [4],[5]. Blandningsutrustningen på Tekniska Verken i Linköping fungerade väl efter att den successivt modifierats och anpassats för ändamålet.

Blandaren består i denna utrustning av ett modifierat asfaltsverk med inmatning av slam via en stjärnsikt och inmatning av aska i inmatningsfickor med separat våg. Vägning av slammet sker med våg i ett transportband. Genom att använda denna typ av kontinuerlig blandningsutrustning med vågar blir det möjligt att erhålla en relativt konstant aska-slam-kvot i blandningen.

På Dragmossen i Älvkarleby användes en annan typ av utrustning och efter en del intrimning lyckades man till slut få en bra blandning genom att först förblanda materialen med en skopblandare och sedan blanda färdigt materialen med en tvångsblandare (Figur 6 och Figur 7). På detta sätt kunde ca 90 ton aska/slam-blandning tillverkas i timmen. Med antagandet att 4500 ton material behövs för försöken på Filborna skulle denna metod därmed kräva totalt ca 50 timmar för blandningsförfarandet.



Figur 6. Förblandning av flygaska och avloppsslam med skopblandare [5].

Figure 6. Pre-mixing of fly ash and sewage sludge [5].



Figur 7. Matning av förblandat material (vänster bild.) och färdig blandning från skruvblandaren (höger bild) [5].

Figure 7. Feeding of pre-mixed material (left) and produced mixture (right) [5].

### **2.5.3 Utläggning och packning**

Utläggning av ask-slam-material som tätskikt görs lämpligen med en grävmaskin. Eftersom en ask-slam-blandning inte har så hög initial hållfasthet klarar den emellertid inte att bära så stora laster. Det kan därför vara lämpligt att lägga ut tätskiktet och det ovanpåliggande dräneringsskiktet, packa med skopan och sedan backa ut med grävmaskinen från området. När hela området täckts med tät- och dräneringsskikt går det sedan bra att lägga på skyddsskiktet och därefter växtetableringsskiktet [5].

I försöken på Tekniska Verken i Linköping [4] hade emellertid aska-slam-materialet en relativt hög initial hållfasthet, vilket gjorde att grävmaskinen direkt kunde köra på det utlagda tätskiktet (förutsatt att det inte var regnigt väder). Packningen av tätskiktet gjordes i detta fall dels med skopa, dels genom att den bandgående grävmaskinen körde på materialet. När hela täckningskonstruktionen var färdig packade man även det översta skiktet med en vält.

Beroende på materialets konsistens vid utläggningen på Filborna väljs någon av ovanstående metoder för utläggning och packning.

## **2.6 Miljö- och hälsoaspekter**

Vid tillverkning av ask-slam-materialet avgår ammoniak ( $\text{NH}_3$ ) som kan ge en besvärande lukt i närområdet. Detta är särskilt ett problem vid regnigt väder [5]. För att minimera luktproblemen bör dräneringsskiktet läggas på så snabbt som möjligt efter utläggningen av aska-slam-materialet. Utläggningen bör även undvikas på sommaren då luktproblemen kan vara större p.g.a. varmare väder. Förslagsvis görs sluttäckningen tidigt på våren då tillgången på flygaska från vintersäsongen är stor samtidigt som nederbördsmängden ofta är liten. Det skulle eventuellt även vara möjligt att använda en utrustning för avskiljning av ammoniak under blandningsförloppet. Förutsättningarna för detta har man tittat närmare på i en parallell studie [4].

En annan arbetsmiljöaspekt är damning från flygaskan, vilket speciellt ska beaktas om flygaskan är torr. Detta har dock i tidigare pilotförsök bedöms som ett mindre problem [5]. Flygaskan som levereras till Filborna är dessutom befuktad och har en vattenhalt på ca 20 vikt-%.

## **2.7 Risker, kontroll och uppföljning**

### **2.7.1 Kontroll vid utläggning**

Vid sluttäckningen är det viktigt att utläggningen dokumenteras och att fotografier tas under arbetets gång. Av dokumentationen bör framgå väderförhållanden, provtagningar, avvikelser från ursprunglig plan mm. Provtagning av aska-slam-materialet bör ske vid ett flertal tillfällen för att kunna säkerställa en jämn kvalitet och acceptabla TS-halter. En plan för provtagning och dokumentation bör tas fram i samband med detaljplaneringen av sluttäckningen.

### **2.7.2 Riskfaktorer**

För varje enskild deponi måste en detaljplan tas fram där olika risker beaktas, beroende på lokala förutsättningar, för att kunna använda alternativa material som tätskikt. Viktiga riskfaktorer som kan påverka sluttäckningskonstruktionen är bl a differentiella sättningar, rotpenetrering, uttorkning och frostpåverkan.

Precis som för all annan mark kommer sluttäckningen att påverkas av väder och vind. Beroende på var en deponi är belägen kommer effekterna av nederbörd, temperatur, vind och vegetation att variera. Täckningskonstruktionen kan därmed utformas på lite olika sätt från fall till fall. Viktigt att beakta är dock alltid att skikten ovanpå tätskiktet är utformade så att tätskiktet inte kommer att påverkas av frost, uttorkning mm. Dräneringsskiktet måste bland annat vara kapillärbrytande så att inte vatten kan stiga in i skydds- och vegetationsskiktet och orsaka uttorkning. Skydds- och vegetationsskiktet ska ha en vattenhållande förmåga så att växtligheten klarar säsongsvariationer i nederbörd utan att behöva utveckla rötter som når dränerings- och tätskiktet. På Filborna fungerar skikten på tätskiktet idag bra och det bedöms inte bli nödvändigt att ändra konstruktionen för dessa skikt om tätskiktet av lera byts ut mot aska och slam.

Differentiella sättningar uppkommer i en deponi dels genom att avfallet trycks samman av sin egen vikt, dels genom att en del av avfallet bryts ned. Nedbrytning sker av det organiska materialet och därmed främst i deponier med hushållsavfall. Vid en sluttäckning har merparten av sättningarna redan inträffat men eftersom avfallsets sammansättning varierar och avfallsupplagets mäktighet inte är lika över dess yta kan differentialsättningar uppstå även i avslutade deponier. För att undvika att tätskiktets funktion påverkas av differentiella sättningar är det nödvändigt att tätskiktet inte görs för tunt. Ett tätskikt av slam/aska bedöms lämpligen vara omkring 0,4-0,6 meter tjockt. Ett tjockare tätskikt kan medföra stabilitetsproblem vid utläggningen, speciellt i sluttningar.

### **2.7.3 Uppföljning av tätskiktets funktion**

#### *Permeabilitet*

Vid täckningen bör det förberedas så att ytan kan följas upp under en relativt lång tid. Den viktigaste parametern att kontrollera och säkerställa för en bibehållen funktion är tätskiktets permeabilitet. Förslagsvis installeras utrustning i samband med utläggningen av tätskiktet för mätning av genomsläppligheten. Även sättningmätningar är relevant. Vad gäller beständigheten mot nedbrytning är det svårt att följa upp detta i fält. Det har tidigare gjorts försök med gaslysimetrar för att mäta eventuell gasbildning från biologisk nedbrytning, men det tycks vara svårt att genomföra denna typ av uppföljning [5]. Resultaten från laboratorieförsöken inom detta projekt tyder på att så länge genomsläppligheten är tillräckligt låg så kommer inte halten organiskt material i tätskiktet inte förändras nämnvärt (se avsnitt 4 och 5). Det är därmed permeabiliteten som är viktigast att följa upp långsiktigt.

För mätning av genomsläppligheten kan man använda sig av lysimetrar för uppsamling av lakvatten. Lysimetrar är lämpligt att installera under varje skikt i täckskiktetskonstruktionen. I efterhand kan man då följa upp hur mycket vatten som passerat genom varje skikt samt analysera om vattnets metallhalt samt innehåll av organiskt material. Kravet på en deponi med icke-farligt avfall är att mängden vatten som tränger igenom tätskiktet är  $< 50$  liter/m<sup>2</sup>,år. Ett problem vid uppföljning med lysimetrar är emellertid att vattnet som fås ut kan härstamma från de ingående materialen. Vatten från aska/slam-blandningen pressas ut i samband med att täckskiktet konstrueras och packas. Ett förslag är att man på Filborna installerar lysimetrar även på en yta med traditionell täckning som referens.

För att följa upp aska/slam-skiktets permeabilitet på en försöksyta kan ett alternativ till lysimetrar vara att försöka mäta hela avrinningen genom tätskiktet. För detta krävs dock en avancerad tätning med duk och dräneringsmaterial under tätskiktet. Det krävs även att man utformar ett uppsamlingssystem för yt- respektive lakvatten. Detta är mer komplicerat och troligtvis inte aktuellt på Filbornas försöksyta.

### *Differentiella sättningar*

För att mäta sättningar på en yta kan man installera sättningsslagar på olika nivåer i täckskiktet. Ett alternativ till slangställningsmätare är sättningsspeglar som på motsvarande sätt kan installeras i samband med sluttäckningen. För att följa upp sättningarna för hela konstruktionen, och inte varje skikt, är det enklare att istället väga in deponiytan.

## **2.8 Tillståndsfrågor**

I förordningen om deponering av avfall (SFS 2001:512) anges att verksamhetsutövare senast den 1 juli 2002 ska lämna in en plan för anpassning eller avslutning av deponin, om deponin omfattas av gällande tillstånd den 16 juli 2001 eller inte har avslutats före den 16 juli 2001. Av anpassningsplanen ska enligt §38 framgå vilka åtgärder som behöver vidtas för att så snart som möjligt och senast vid utgången av år 2008 följa bestämmelserna i 7, 8, 1, 14-17 och 19-37 §§ och i föreskrifter som meddelats med stöd av förordningen.

NSR skickade in sin anpassningsplan för Filborna till Länsstyrelsen i Skåne län före den 1 juli 2002. Planen har ännu ej blivit formellt godkänd men man har fått klartecken från Länsstyrelsen att påbörja sluttäckningen enligt planen för den första etappen.

I anpassningsplanen för Filborna har man angivit att alternativa material kan komma att användas för tätskiktet. För att göra försök med aska/slam som tätskikt måste NSR dock skicka in en separat ansökan till Länsstyrelsen. Detta planeras att göras under 2005.

## **2.9 Kostnadsbedömning**

NSR har kalkylerat med sluttäckningen i dagsläget kostar ca 200 kr/m<sup>2</sup>. Detta inkluderar både material-, transport- och arbetskostnaderna. För flera av skikten är

material- och transportkostnaden noll eftersom man använder avfallsmaterial från deponin. De material som man köper in och betalar för är leran till tätskiktet (ca 40 kr/ton inkl. transport) samt naturgruset till dräneringsskiktet (ca 50 kr/ton inkl. transport). Kostnaderna för dessa material är i princip enbart för transporten till deponin, vilket är en sträcka på ca 2 mil.

Om leran i tätskiktet skulle bytas ut mot aska/slam som ändå transporteras till och läggs upp på deponin skulle kostnaden således reduceras med ca 40 kr/ton. En kubikmeter lera räcker till en yta av ca 1,6 m<sup>2</sup> om tätskiktet är 30 cm tjockt. Detta betyder att kostnadsminskningen för sluttäckningen skulle bli ca 25 kr/m<sup>2</sup>. Täcker man 3 hektar/år på detta sätt får man då en årlig besparing på ca 750 000 kr.

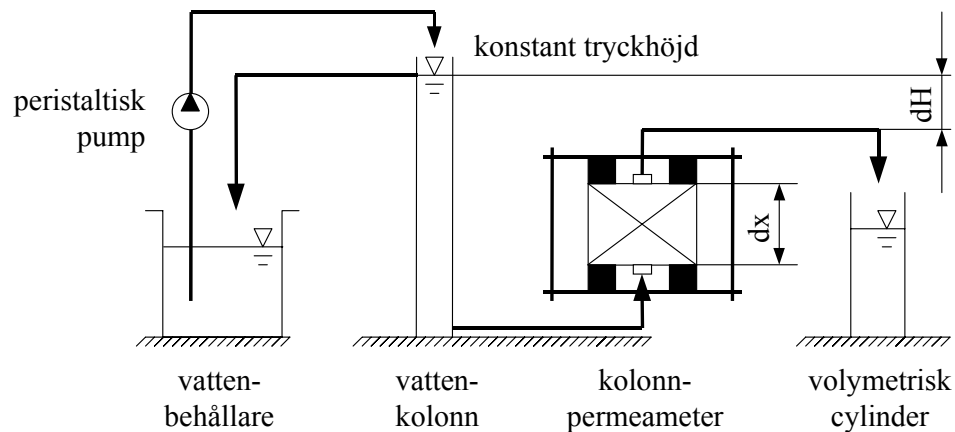
Eventuellt skulle det även vara möjligt att byta ut naturgruset i dräneringsskiktet mot alternativa material såsom t.ex. slaggrus. Sluttäckningskostnaden skulle därigenom kunna sänkas med ytterligare ca 20 kr/m<sup>2</sup>, förutsatt att man inte har någon material- eller transportkostnad för det alternativa materialet. I dagsläget har NSR dock inga planer på att byta ut dräneringsskiktet på Filborna p g a risken för ökad utlakning.

På deponier som använder material såsom bentonitmattor, geomembran, bergkross mm vid sluttäckningen kan kostnadsbesparingen bli betydligt större än på Filborna vid byte till alternativa material såsom slam och aska. För deponin Dragmossen utanför Älvkarleby har man uppskattat att kostnaden för en traditionell sluttäckningskonstruktion är ca 390 kr/m<sup>2</sup> medan en konstruktion med återvunnet material kostar ca 225 kr/m<sup>2</sup> [5]. Dessa uppskattningar inkluderar kostnaderna för material, arbete och transport.

### 3 Genomförande av de experimentella försöken

#### 3.1.1 Permeameterförsök

De experimentella försöken har genomförts i bänkskala enligt försöksuppställningen i Figur 8 och Figur 9. Blandningen av aska och slam placerades i specialtillverkade kolonnpermeametrar.



Figur 8. Försöksuppställning med kolonnpermeametrar.

Figure 8. Experimental setup.

Från en vattenbehållare pumpades vatten till en vattenkolonn för att ge en konstant tryckhöjd. Vattenkolonnen stod i kontakt med kolonnpermeameter och vatten pressades igenom denna. Den provvätska som passerade kolonnerna samlades sedan upp i en cylinder. Kolonnerna var väl tillslutna och den enda tillförseln av luft var via det vatten som passerade kolonnen, varvid anaeroba förhållanden kan anses ha förekommit i kolonnerna. De uppsamlade provvätskorna stod däremot under aeroba förhållanden.



Figur 9. Bild på försökupställningen med 72 kolonnpermeametrar.

Figure 9. Picture of the experimental setup in the laboratory.

Experimentet utformades som ett  $2^{7-1}$  reducerat faktorförsök med 7 faktorer (Tabell 1), vilket gav totalt 72 permeametrar. Faktorerna valdes utifrån möjliga extremfall för förhållanden i en tätskiktskonstruktion. De faktorer som är kvalitativa har bara hög respektive låg nivå och saknar mittpunkt. I bilaga A finns faktorförsökets kombinationer redovisade.

Tabell 1. Faktorer och deras nivåer i det reducerade  $2^{7-1}$  faktorförsöket. 1 hög nivå, -1 låg nivå, 0 mittnivå.

Table 1. Factors and their levels at high, low and center point for the reduced  $2^{7-1}$  factorial design experiments. 1 high level, -1 low level, 0 center point.

Faktor	Nivå		
	1	0	-1
Slam-Ask-blandning	NSR- Öresundskraft	-	Bromma- Mälarenergi
Aska/Slam-kvot ( $\text{g g}^{-1}$ )	4	1	0,25
Biologisk aktivitet (-)	Ja	-	Nej
Frysning (-)	Ja	-	Nej
Torkning (-)	Ja	-	Nej
Initial vattenhalt (%)	40	30	20
Kompaktering ( $\text{ton m}^{-3}$ )	1,50	1,34	0,92



De tre faktorerna aska/slam-kvot, initial vattenhalt och kompaktering är kopplade till varandra. För bestämning av faktornivåer för dessa valdes först nivåer på aska/slam-kvot till 80 vikt-% aska och 20 vikt-% slam för hög nivå; 20 vikt-% aska och 80 vikt-% slam för låg nivå. Mittnivån sattes till 50 vikt-% aska och slam. Faktorerna initial vattenhalt och kompaktering är direkt beroende av varandra, nivåerna för dessa bestämdes därför samtidigt. Kompakteringsgraden av askor och slam testades med hjälp av ett modifierat Proctor kompakteringstest (material fylls i fem lager där varje lager kompakteras med 25 stötar av en 10 *pounds* hammare) och ett manuellt Proctor kompakteringstest (färre stötar och lättare hammare jämfört med det modifierade Proctor kompakteringstest).

Vid hög nivå för kompaktering fylldes kolonnerna med tre lager av material och varje lager kompakterades med tio stötar med Proctor hand hammare. För mittnivå användes två lager och fem stötar. Låg nivå representerades genom att kolonnerna fylldes för hand med tre lager och varje lager kompakterades med tio stötar för hand. Densiteten för det kompakterade materialet bestämdes (Bilaga A). Densiteten användes för att kvantifiera faktorn kompaktering i de olika kolonnerna. I faktordesignen användes medelvärdet av densiteten i kolonnerna för att representera hög, låg samt mittnivå.

Biologisk aktivitet hämmades genom tillsats av natriumazid ( $\text{NaN}_3$ ). Hur mycket natriumazid som skulle behövas för att inhibera den biologiska tillväxten bestämdes med hjälp av toxicitetstest (*bacterial luminescence inhibition*) där mikroorganismen *Vibrio fischeri* användes. För de kolonner där ingen biologisk aktivitet skulle ske tillsattes den dubbla mängden av dödlig dos  $\text{NaN}_3$ .

Frysning och torkning genomfördes i fyra omgångar. Den första frysningen respektive torkningen skedde efter det att cykel 1 hade avslutats, sedan skedde frysningar och torkningar mellan varje cykel. Inflödet av vatten kopplades bort för alla kolonner och det övre locket togs av för de kolonner som skulle frysas. Frysning skedde sedan under 24h. Därefter följde torkning. Här togs både det övre och undre locket av innan torkning genomfördes i 50-55°C under 72h. Eftersom torkning och frysning av kolonnerna genomfördes för första gången efter cykel 1 kan effekter av dessa endast erhållas under cykel 2-5.

Totalt bedrevs de experimentella försöken under 278 dagar (10,5 månader). Cykel 1 varade i 105 dagar, cykel 2 i 25 dagar, cykel 3 i 36 dagar, cykel 4 i 37 och cykel 5 i 75 dagar.

Kolonner som bestod av blandningen mellan Brommas slam och Mälarenergis aska kopplades sedan bort och öppnades för analyser av det fasta materialet. Kolonnerna med blandningen av slam från NSR och aska från Öresundskraft lämnades dock kvar för en eventuell fortsättning av experimenten i kommande projekt. Uppsamlad provvätska analyserades för samtliga kolonner.

### 3.1.2 Analyser

Totalt organiskt kol (TOC) bestämdes för tre prover av de ingående slammen och askorna samt på materialet från permeametrar med blandningen Bromma-Mälarenergi efter det att försöken hade avslutats. För analys av TOC i det fasta materialet användes TOC-SSM-5000A (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan). Oorganiskt kol (IC) drevs bort från proverna genom tillsats av koncentrerad saltsyra. TOC analyserades sedan som totalt kol (TC) genom oxidation av kol till CO<sub>2</sub> via förbränning vid 900°C. Bildad CO<sub>2</sub> bestämdes med hjälp av infrarödspektrometri (NDIR).

Torrsubstans (TS) och glödningsförlust (GF) bestämdes för de ingående slammen och askorna samt på materialet från permeametrar med blandningen Bromma-Mälarenergi efter det att försöken hade avslutats, enligt svensk standard [6]. För analys av TS torkades proverna vid 105°C och för analys av GF torkades proverna vid 550°C. Tre delprover av varje material analyserades.

Samtliga provers hydrauliska konduktivitet, vilket är ett mått på genomsläppligheten, bestämdes under varje cykel enligt svensk standard [7], totalt fem cykler.

Provvätska från varje cykel analyserades på TOC, pH och konduktivitet, totalt fem cykler. Innan analys av TOC späddes provvätskorna 1:50. För analys av TOC användes TOC-VCPH/CPN (Shimadzu Corporation, Kyoto, Japan). TC bestämdes genom oxidation av kol till CO<sub>2</sub> genom förbränning vid 680°C. IC bestämdes via avdrivning av CO<sub>2</sub> från oorganiskt kol ur surgjort prov (H<sub>3</sub>PO<sub>4</sub>, pH<2) med inert gas. Bildad CO<sub>2</sub> bestämdes med hjälp av NDIR. TOC beräknades fram som skillnaden mellan TC och IC. För pH-mätning användes elektrod pH2011-8 (Radiometer analytical S.A, Villeurbanne Cedex, Frankrike) och för konduktivitetmätning användes WTW/TetraCon® 325 standard conductivity cell.

Analysresultaten har utvärderats med multipel linjär regression (MLR) och s k *Partial Least Square* (PLS).

Med hjälp av analysresultaten har nedbrytningshastigheten uppskattats för tätskikt uppbyggda av slam och aska vid olika tätskikt-konstruktioner (slam-aska-vattenblandning, kompaktering, vattenhalt), klimatiska förhållanden (frysning, torkning) och biologiska processer (tillsats av natriumazid). Nedbrytningens effekt på vattengenomsläpplighet har dessutom kvantifierats. Resultaten redovisas och diskuteras i kapitel 4 och 5.

### 3.1.3 Statistik

#### *Regressionsanalys*

I många problem är två eller fler variabler relaterade till varandra och det kan vara av intresse att undersöka denna relation. Exempelvis kan förhållandet mellan olika variabler i en process användas för att prediktera, optimera eller kontrollera processen. Att uttrycka resultatet av experimentella försök i form av empiriska modeller

underlättar förståelsen om hur de oberoende variablerna påverkar den beroende variabeln. Regressionsanalys är grunden för att ta fram dessa empiriska modeller.

Förhållandet mellan en beroende variabel eller respons,  $y$ , och oberoende variabler,  $x_k$  ( $k=1, 2, \dots$ ), karaktäriseras av en matematisk modell kallad regressionsmodell. De oberoende variablerna är vanligen kontrollerade. Regressionsmodellen anpassas av ett set av mätdata, d v s i multipel regression modelleras de oberoende variablernas inverkan på flera responsvariabler samtidigt. En regression med två oberoende variabler kan åskådliggöras i ett tredimensionellt diagram. Regressioner med tre eller fler oberoende variabler kan inte åskådliggöras i diagramform utan kan anses som hyperplan i rymden. Hyperplanen anpassas så att summan av kvadrerade residualer, d v s avståndet från experimentella punkter till hyperplanet är så liten som möjligt.

I multipel linjär regression (MLR) är sambandet mellan  $y$  och  $x_k$  ( $k=1, 2, \dots$ ) linjärt, d v s

$$y = b_0 + b_1x_1 + \dots + b_kx_k + \varepsilon \quad \text{Ekvation 1}$$

Ekvation 1 beskriver en multipel regressions modell med  $k$  oberoende variabler, där  $b_j$  ( $j=0, 1, \dots, k$ ) kallas regressionskoefficienter och  $\varepsilon$  är felet.

Modellen i Ekvation 1 beskriver ett hyperplan i  $k$ :te dimensionen. Koefficienten  $b_j$  representerar den förväntade förändringen i respons,  $y$ , per enhetsförändring av  $x_j$  då de övriga  $x_i$  ( $i \neq j$ ) är konstanta.

De oberoende variablerna ( $x$ ) inom detta projekt är de faktorer som valts enligt Tabell 1 och responsen ( $y$ ) är de variabler som analyserats, dvs pH, TOC etc.

#### *Multivariat dataanalys (MVDA)*

MVDA är en gren av statistiken. Den kan ses som en utveckling av en- och tvåvariabelanalysen. En serie av bestämda egenskaper på en individ, ett prov, eller annat objekt vid ett tillfälle kallas för en observation. Varje bestämd egenskap kan ses som en variabel som berättar något om observationen. Ofta förekommer mönster mellan observationer och variabler som beror av interkorrelation. Med MVDA formaliseras dessa korrelationer i en uppsättning strukturella ekvationer, en s k modell.

Observationer som starkt avviker från modellens prediktion innehåller antingen unik information (som ej är modellerad) eller också är observationen en uteliggare, som t ex kan orsakas av provtagningsfel.

MVDA-tekniken som användes i detta projekt kallas *Partial Least Squares* (PLS). Den är en bunden modell som skiljer mellan prediktionsvariabler i en prediktionsmatris  $\mathbf{X}$  och responsvariabler i en responsmatris  $\mathbf{Y}$ . Den modell som beräknas approximerar  $\mathbf{X}$  och predikterar  $\mathbf{Y}$  utifrån  $\mathbf{X}$ . Korrelationer mellan de båda rymderna kan detekteras. PLS-modellen ämnar sig för att förklara variabelvariationerna i ett minimum av latent variabler ( $w \cdot c$ -komponenter).

## 4 Resultat - de experimentella försöken

### 4.1 Förundersökningar

#### *Modifierat Proctor kompakteringstest*

För att bestämma nivåer för faktorerna initial vattenhalt och kompaktering genomfördes ett modifierat Proctor kompakteringstest vilket gav en kompakteringsgrad av materialet som nådde en torrdensitet av ca 1,4 ton m<sup>-3</sup>. Den initiala vattenhalten som kan hållas i ett sådant hårt kompakterat material är ca 10 vikt-% för askor och ca 15 vikt-% för slam.

#### *Manuellt Proctor kompakteringstest*

Kompaktering med en manuell kompaktering gav en maximal initial vattenhalt på 40 vikt-%.

#### *Toxicitetstest (bacterial luminescence inhibition)*

För att bestämma hur mycket natriumazid (NaN<sub>3</sub>) som skulle krävas för att hämma biologisk aktivitet genomfördes toxicitetstest med hjälp av *Vibrio fischeri* (*bacterial luminescence inhibition*). Då koncentrationen av NaN<sub>3</sub> överstiger cirka 125 mg l<sup>-1</sup> var dosen dödlig för mikroorganismerna. För de kolonner där ingen biologisk aktivitet skulle ske tillsattes den dubbla mängden NaN<sub>3</sub> i ingående permeametervatten, d v s 250 mg l<sup>-1</sup>.

### 4.2 Ursprungsmaterial

TOC (totalt organiskt kol), TS (torrsubstans) och GF (glödningsförlust) för ursprungsmaterialen framgår av Tabell 2. Halten av TOC var mer än fyra gånger högre i slammet från NSR än i askan från Öresundskraft. Slammet från Bromma innehöll nästan 100 gånger högre halt TOC än askan från Mälarenergi.

För askan från Öresundskraft var halten TOC drygt 5 gånger större än halten GF. För askan från Mälarenergi var däremot halten GF drygt 5 gånger mindre än halten TOC (Tabell 2).

Tabell 2. Totalt organiskt kol (TOC), torrsubstans (TS) och glödningsförlust (GF) för ursprungsmaterialen (n=3).

Table 2. Total organic carbon (TOC), dry substance (TS) and loss on ignition (GF) for the origin materials (n=3).

Analys	Enhet	Slam		Askor	
		NSR	Bromma	Öresundskraft	Mälarenergi
TOC	g (kg TS) <sup>-1</sup>	389,1±8,7	345,0±54,7	90,8±9,6	3,9±0,3
TS	g (kg) <sup>-1</sup>	273,1±2,3	345,5±3,9	999,1±0,5	998,5±0,3
GF (550 °C)	g (kg TS) <sup>-1</sup>	680,2±3,3	563,1±2,3	18,7±2,2	20,6±0,3

### 4.3 Försök med kolonnpermeameter

Det reducerade 2<sup>7-1</sup> faktorförsöket med 8 mittpunkter resulterade i att totalt 72 st kolonner användes till det experimentella arbetet.

Hydraulisk konduktivitet, pH, elektrisk konduktivitet samt TOC för provvätskor från varje försökscykel analyserades och resultaten redovisas i Bilaga D.

Massbalansen enligt ekvation 2 för respektive kolonn med blandningen Bromma-Mälarenergi redovisas i Bilaga E. Utlakad mängd TOC minskade som förväntat med antal cykler.

$$TOC_{rest} = TOC_{start} - TOC_{fast återstod} - \sum_{i=1}^5 TOC_i \quad \text{Ekvation 2}$$

$TOC_{rest}$  ..... beräknad restterm (g(kg TS)<sup>-1</sup>)

$TOC_{start}$  ..... initial TOC-halt i permeametermaterialet (g(kg TS)<sup>-1</sup>)

$TOC_{fast återstod}$  ..... TOC-halt i permeametermaterialet efter försökens slut (g(kg TS)<sup>-1</sup>)

$\sum_{i=1}^5 TOC_i$  ..... utlakad mängd TOC under cykel 1 till 5 (g(kg TS)<sup>-1</sup>)

$TOC_{rest}$  ger svar på hur väl analysen av TOC i den fasta återstoden samt utlakad mängd TOC motsvarar den initiala TOC-halten. Avvikelser kan dels bero på osäkerheter i mätdata, dels på avgång av bildad gas (CH<sub>4</sub> och CO<sub>2</sub>) vid eventuell biologisk nedbrytning. För att utvärdera vilka faktorer som påverkar halten  $TOC_{rest}$  har multipel linjär regression (MLR) använts. Utvärderingen har enbart kunnat göras för avslutade kolonner d v s de med blandningen av slam från Bromma och aska från Mälarenergi. Faktorerna frysning och kompaktering samt interaktionerna mellan torkning×initial

vattenhalt och initial vattenhalt×kompaktering påverkade halten  $TOC_{rest}$ . Faktorn  $NaN_3$  visade emellertid ingen effekt på  $TOC_{rest}$ , vilket betyder att den inte tycks bero på bildad  $CH_4$  och  $CO_2$  från fullständig biologisk nedbrytning. Därmed kunde  $TOC_{rest}$  försummas i den fortsatta utvärderingen, trots att den inte var försumbar storleksmässigt (Bilaga E), men för att dess orsak kunde anses som osäkerheter TOC-analyserna.

Den fortsatta utvärderingen av faktorernas inverkan på förändringen av TOC i det fasta materialet baseras på analyserna av TOC-halten i provvätskan efter varje cykel,

$\sum_{i=1}^5 TOC_i$ .  $TOC_{fast\ material}$  beräknas därmed med formeln:

$$TOC_{fast\ material} = TOC_{start} - \sum_{i=1}^5 TOC_i \quad \text{Ekvation 3}$$

Således kan även blandningen NSR-Öresunkraft, där den fasta återstoden ej analyserades, utvärderas med avseende på förändringen av halt TOC.

#### 4.3.1 Generella mönster i datamatrixen

Med PLS (Partial Least Squares) undersöktes den erhållna datamatrixen i sin helhet. Metoden användes för att kvalitativt identifiera generella mönster och hur responsvariablerna (hydraulisk konduktivitet, pH, elektrisk konduktivitet,  $TOC_{start}$  och  $TOC_{fast\ material}$ ) förhöll sig till de kontrollerade faktorerna (Tabell 1).

Med tre PLS-komponenter beskrivs 60% av responsvariablernas datavariabilitet. Den dominerande faktorn över responsvariablerna för hela PLS-modellen var aska/slam-kvot, följt av densitet och typ av slam-aska-blandning (NSR-Öresunkraft respektive Bromma-Mälarenergi).

Initial TOC-halt ( $TOC_{start}$ , □) i kolonnerna samt den TOC-halt som återstår i det fasta materialet efter respektive cykel ( $TOC_{fast\ material}$ , ◇) samvarierade huvudsakligen med aska/slam-kvoten. Ju högre aska/slam-kvot desto lägre  $TOC_{start}$  samt  $TOC_{fast\ material}$ , vilket illustreras genom att faktorn och responsvariablerna befinner sig på den motsatta sidan av diagrammets origo (Figur 10). Detta är naturligt eftersom askan innehåller betydligt mindre mängd TOC jämfört med slammet.

Materialets hydrauliska konduktivitet (–) under cykel 1-5 påverkades däremot inte av aska/slam-kvoten. Således fanns ingen samvariation varken mellan hydraulisk konduktivitet och  $TOC_{start}$  eller mellan hydraulisk konduktivitet och  $TOC_{fast\ material}$ . Tolkningen beror på att den hydrauliska konduktiviteten befinner sig från origo ungefär i 90 graders vinkel till en tänkt linje mellan aska/slam-kvot och TOC-responserna (Figur 10).

Resultatet att det inte fanns något samband mellan TOC och genomsläpplighet exemplifieras även genom tvåvariabelanalys (Figur 12). Den absoluta förändringen i

---

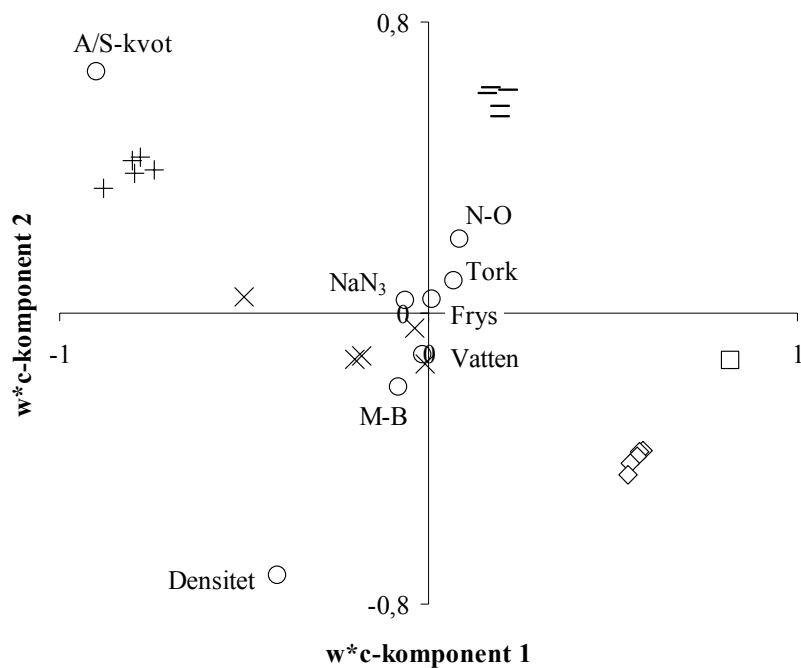
hydraulisk konduktivitet från cykel 1 till 2 och motsvarande förändring av halten TOC (utlakad mängd TOC under cykel 1) uppvisade inget samband.

Genomsläppligheten (–) visade däremot störst samband med densiteten, d v s kompakteringsgraden. Högre densitet resulterade i lägre genomsläpplighet. Variablerna ligger på motsatta sidor av origo (Figur 10).

pH-värdet (+) i utgående provvätskor låg vid en stabil nivå under alla cykler, d v s de fem cyklernas respons för pH sträcker sig enbart över ett mindre område i PLS-diagrammen (Figur 10 och Figur 11). Ju högre andel aska i blandningen, desto högre pH-värde detekterades (se även Bilaga D). Den positiva samvariationen mellan faktorn aska/slam-kvot och responsen pH framgår genom att variablerna ligger åt samma håll i diagrammen (Figur 10 och även Figur 11 fast inte lika påfallande).

Den enda storheten som markant varierade under cyklernas gång var den elektriska konduktiviteten ( $\times$ ) (Figur 10 och Figur 11). Efter cykel 1 genererades provvätskor då den elektriska konduktiviteten påverkades av aska/slam-kvoten. Ju högre andel aska blandningen hade, desto högre var den elektriska konduktiviteten. Under de följande cyklerna stabiliserades den elektriska konduktiviteten, då högre densitet och blandningen NSR-Öresundskraft resulterade i högre värden för den elektriska konduktiviteten (Figur 11). Förändringen i elektrisk konduktivitet illustreras i diagrammen genom att den för den första cykeln placeras med tendens mot faktorn aska/slam-kvot (Figur 10 och Figur 11). Senare cyklers elektriska konduktivitet återfinns nära faktorn NSR-Öresundskraft med placering i samma riktning som faktorn densitet (Figur 11).

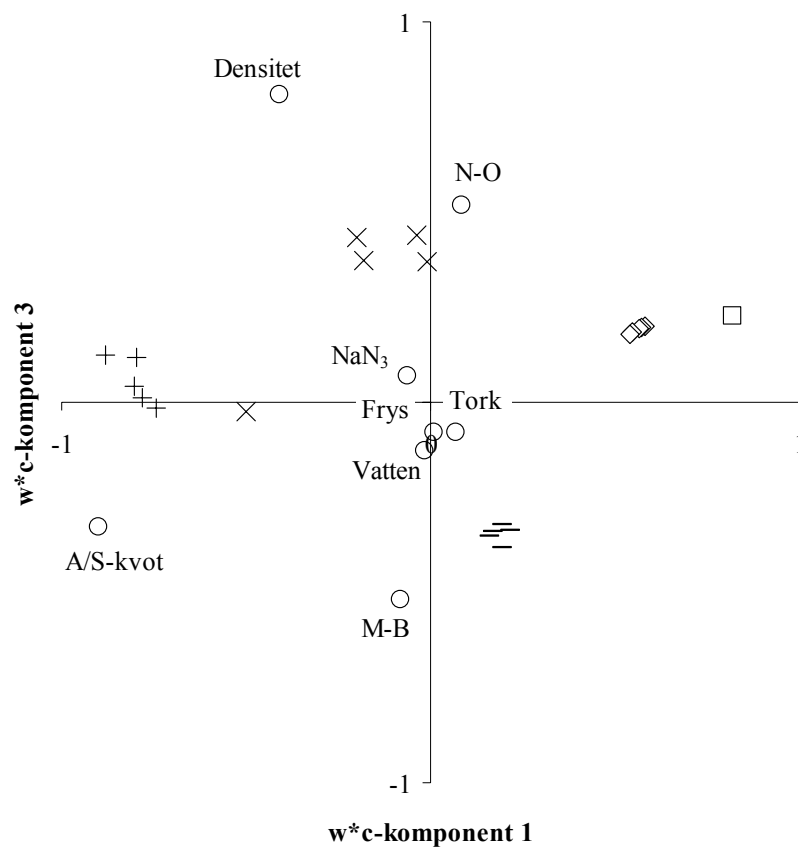
Responsvariablerna påverkades endast i mindre utsträckning av faktorerna mikrobiell aktivitet ( $\text{NaN}_3$ ), frysning, torkning och vattenhalt. Ju närmare en faktor befinner sig diagrammets origo, desto lägre inflytande har den på responsvariablerna och vice versa. En kvantifiering kan dock ej göras. Nackdelen med PLS är att den bara ger en kvantitativ uppfattning om variablernas samverkan. För att identifiera de signifikanta faktorerna och uppskatta deras inflytande på responsvariablerna användes multipel linjär regression. Resultaten redovisas i de två följande avsnitten.



Figur 10. Responsvariablernas (c) förhållande till faktorerna ( $w^*$ ) för PLS-komponent 2 mot 1. Responsvariabler: hydraulisk konduktivitet (–), pH (+), elektrisk konduktivitet (x),  $TOC_{start}$  (□) och  $TOC_{fastmaterial}$  (◇). Slam-ask-blandningar: NSR-Öresundskraft (N-O) och Bromma-Mälarenergi (M-B).

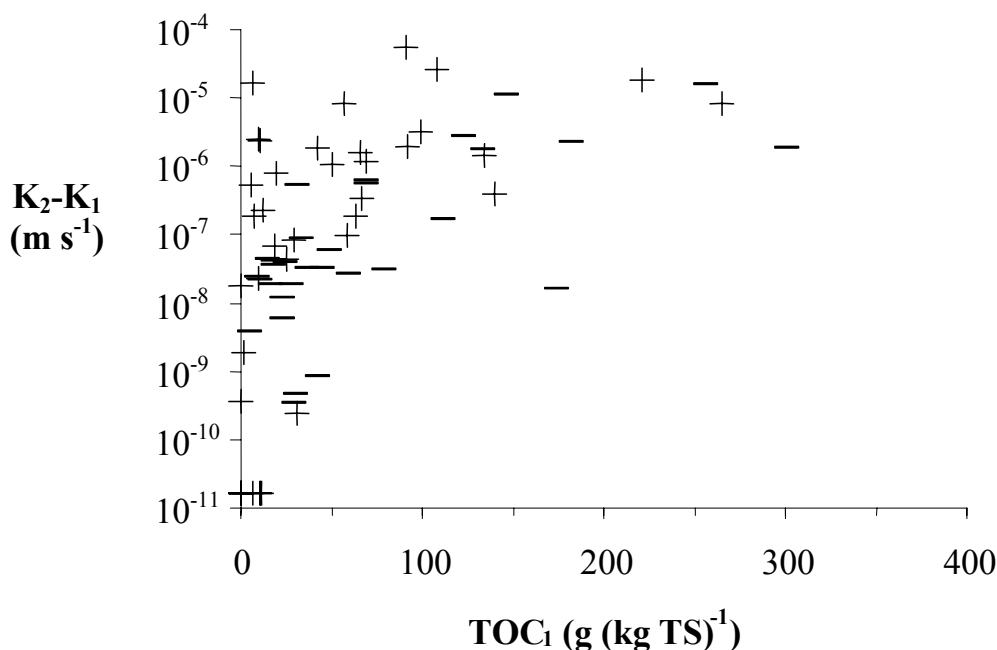
Figure 10. Relationship between response variables (c) and factors ( $w^*$ ) for PLS component 2 over 1. Response variables: hydraulic conductivity (–), pH (+), electric conductivity (x),  $TOC_{start}$  (□), and  $TOC_{fast material}$  (◇). Sludge-ash-mixtures: NSR-Öresundskraft (N-O) and Bromma-Mälarenergi (M-B).





Figur 11. Responsvariablernas (c) förhållande till faktorerna ( $w^*$ ) för PLS-komponent 3 mot 1. Responsvariabler: hydraulisk konduktivitet (-), pH (+), elektrisk konduktivitet (×),  $TOC_{start}$  (□),  $TOC_{fast\ material}$  (◊). Slam-ask-blandningar: NSR-Öresundskraft (N-O) och Bromma-Mälarenergi (M-B).

Figure 11. Relationship between response variables (c) and factors ( $w^*$ ) for PLS component 3 over 1. Response variables: hydraulic conductivity (-), pH (+), electric conductivity (×),  $TOC_{start}$  (□), and  $TOC_{fast\ material}$  (◊). Sludge-ash-mixtures: NSR-Öresundskraft (N-O) and Bromma-Mälarenergi (M-B).



Figur 12. Absolut förändring i hydraulisk konduktivitet från cykel 1 till 2 ( $K_2-K_1$ ) över lakad mängd TOC under cykel 1 ( $TOC_1$ ). Minustecknen (-) och plustecknen (+) indikerar negativa respektive positiva värden för  $K_2-K_1$ .

Figure 12. Absolute difference in hydraulic conductivity from cycle 1 to 2 ( $K_2-K_1$ ) as a function of amount TOC leached during cycle 1 ( $TOC_1$ ). Minus signs (-) and plus signs (+) denote negative and positive values for  $K_2-K_1$ , respectively.

#### 4.3.2 TOC:s beständighet som fast material

Utvärdering med MLR visade att de faktorer och interaktioner som påverkade halten av TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) som återstod i kolonnmaterialiet efter varje cykel var

- Blandning
- Aska/slam-kvot
- Kompaktering
- Blandning×kompaktering

Faktorn aska/slam-kvot hade en negativ effekt, d v s en högre andel aska gav mer utlakad TOC och därmed en lägre halt TOC i kolonnmaterialiet. Effekten av faktorn kompaktering var positiv, en högre kompakteringsgrad gav en högre halt TOC i kolonnmaterialiet. Effekten av interaktionen mellan blandning×kompaktering var positiv för blandningen NSR-Öresundskraft och negativ för blandningen Bromma-Mälarnergi.

Faktorn aska/slam-kvot hade den största effekten på halten av TOC i kolonnmaterialiet. Därefter följde effekten av faktorn kompaktering som var drygt 40 % av effekten av

aska/slam-kvot. Effekten av faktorn blandning och interaktionen blandning×kompaktering var båda ungefär 30 % av effekten av ask/slam-kvot.

Empiriska modeller gäller inom intervallet mellan hög och låg nivå för respektive faktor (Tabell 1). För de kvalitativa faktorerna sattes värdet +1 för hög nivå och -1 för låg nivå. De faktorer som endast ingår i en interaktion måste även finnas med som enskild faktor trots att denna inte har någon signifikant inverkan i modellen. För en interaktion där en kvalitativ faktor ingår beräknades koefficienten för antingen hög eller låg nivå, vilken nivå som har använts framgår i respektive fall. Värdet adderades sedan till koefficienten för den andra faktorn som ingick i interaktionen.

Empiriska modeller över den återstående halten av TOC över cyklerna i kolonnmaterialet för de båda blandningarna redovisas separat för båda materialblandningar, d v s NSR-Öresundskraft (Tabell 3) och Bromma-Mälarenergi (Tabell 4).

Tabell 3. Empiriska modeller över halten av TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) som återstod i kolonnmaterialet efter varje cykel för blandningen NSR-Öresundskraft.

Table 3. Empirical models of TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) after each cycle for the mixture NSR-Öresundskraft.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Konstant	+10,2	+8,3	-3,4	-25,2	-54,2
Aska/slam-kvot	-47,5	-47,0	-47,4	-46,9	-48,7
Kompaktering	+248,7	+245,3	+253,9	+270,2	+297,7
R <sup>2</sup>	69%	68%	68%	67%	69%

Tabell 4. Empiriska modeller över halten av TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) som återstod i kolonnmaterialet efter varje cykel för blandningen Bromma-Mälarenergi.

Table 4. Empirical models of TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) after each cycle for the mixture Bromma-Mälarenergi.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Konstant	+119,7	+202,3	+196,5	+194,2	+192,2
Aska/Slam-kvot	-47,5	-47,0	-47,4	-46,9	-48,7
Kompaktering	+25,3	+28,7	+33,3	+33,7	+37,7
R <sup>2</sup>	69%	68%	68%	67%	69%

De faktorer och interaktioner som påverkade hur stor andel av TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) som återstod i kolonnmaterialet efter varje cykel var:

- a. Blandning

- b. Aska/slam-kvot
- c. Kompaktering
- d. Blandning×kompaktering
- e. Aska/slam-kvot×initial vattenhalt
- f. Initial vattenhalt×kompaktering

I alla cykler hade kompakteringen störst effekt på andelen TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) som återstod i kolonnmaterialiet efter varje cykel. Effekten var positiv vilket innebär att vid en högre kompakteringsgrad kommer TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) i kolonnmaterialiet att vara högre jämfört med en låg kompakteringsgrad. Faktorn aska/slam-kvoten hade efter kompakteringen störst effekt och uppgick till drygt 60% av effekten av kompakteringen, och påverkade negativt dvs den andel TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) som återstod i kolonnmaterialiet blev högre vid en låg aska/slam-kvot. Effekten av interaktionen mellan blandning×kompaktering var drygt 40% av effekten av kompaktering, positiv för blandningen mellan NSR-Öresundskraft och negativ för Bromma-Mälarenergi. Faktorn blandnings effekt var även den positiv för NSR-Öresundskraft och negativ för Bromma-Mälarenergi, och effekten avtog med antal cykler, från drygt 30% under cykel 1 till 25% under cykel 5. Även effekterna av interaktionerna mellan aska/slam-kvot×initial vattenhalt och initial vattenhalt×kompaktering avtog med antal cykler. Effekten av aska/slam-kvot×initial vattenhalt minskade från 40% (cykel 1) till 20% (cykel 5) och effekten av initial vattenhalt×kompaktering minskade från 50% (cykel 1) till 30% (cykel 5). Aska/slam-kvot×initial vattenhalt hade en negativ inverkan på den andel TOC som återstod i kolonnmaterialiet medan initial vattenhalt×kompaktering uppvisade en positiv inverkan.

Empiriska modeller över halten TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) redovisas separat för varje blandning, NSR-Öresundskraft (Tabell 5) och Bromma-Mälarenergi (Tabell 6).

Tabell 5. Empiriska modeller över halten av TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) som återstod i kolonnmaterialiet efter varje cykel för blandningen NSR-Öresundskraft.

Table 5. Empirical models of TOC (weight-%) after each cycle for the mixture NSR-Öresundskraft.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Konstant	+87,7	+91,7	+81,6	+70,2	+27,7
Aska/slam-kvot	+8,0	+7,6	+5,5	+6,2	+1,0
Kompaktering	-16,5	-21,6	-10,5	-3,0	+43,7
Initial vattenhalt	-4,6	-4,7	-4,5	-4,3	-3,5
Aska/slam-kvot×initial vattenhalt	-0,6	-0,5	-0,5	-0,5	-0,4
Initial vattenhalt×kompaktering	+5,0	+5,1	+4,9	+4,8	+3,8
R <sup>2</sup>	56%	56%	56%	57%	58%

Tabell 6. Empiriska modeller över halten av TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) som återstod i kolonnmaterialiet efter varje cykel för blandningen Bromma-Mälarenergi.

Table 6. Empirical models of TOC (weight-%) after each cycle for mixture Bromma-Mälarenergi.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Konstant	+169,6	+167,5	+158,6	+152,4	+126,6
Aska/Slam-kvot	+8,0	+7,6	+5,5	+6,2	+1,0
Kompaktering	+99,4	-98,0	-87,6	-84,2	-51,9
Initial vattenhalt	-4,6	-4,7	-4,5	-4,3	-3,5
Aska/slam-kvot×initial vattenhalt	-0,6	-0,5	-0,5	-0,5	-0,4
Initial vattenhalt×kompaktering	+5,0	+5,1	+4,9	+4,8	+3,8
R <sup>2</sup>	56%	56%	56%	57%	58%

De empiriska modellerna användes för att prediktera halten av TOC som återstod i kolonnmaterialiet dels uttryckt som g (kg TS)<sup>-1</sup> och vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) efter varje cykel med 95% konfidens.

Maximal förändring av TOC i kolonnmaterialiet för båda blandningarna erhöles då kompakteringen var låg, d v s 0,92 ton m<sup>-3</sup> och den initiala vattenhalten var hög, d v s 40%.

För blandningen NSR-Öresundskraft innebar maximal förändring att det efter cykel 5 återstod  $36\pm 28 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 4) och  $212\pm 24 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 0,25), då modeller för TOC uttryckt i  $\text{g (kg TS)}^{-1}$  användes. Minskningen av TOC var  $115\pm 28 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 4) och  $118\pm 24 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 0,25). Detta motsvarade att halten TOC i kolonnmaterialiet hade minskat med  $76\pm 18$  vikt-% (aska/slam-kvot 4) och  $36\pm 7$  vikt-% (aska/slam-kvot 0,25) relaterat till den initiala TOC-halten.

Baserat på modeller uttryckta i  $\text{g (kg TS)}^{-1}$  motsvarade maximal förändring av halten TOC i blandningen Bromma-Mälarenergi motsvarade att det efter cykel 5 återstod  $32\pm 30 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 4) och  $215\pm 25 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 0,25). Detta var en minskning med  $40\pm 30 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 4) och  $62\pm 25 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  (aska/slam-kvot 0,25). Maximal förändring innebar att halten TOC i permeametermaterialiet hade minskat med  $56\pm 41$  vikt-% (aska/slam-kvot 4) och  $22\pm 9$  vikt-% (aska/slam-kvot 0,25) relaterat till den initiala TOC-halten.

Då modellerna uttryckta i vikt-% (relaterat till initial halt TOC) användes innebar maximal förändring av blandningen NSR-Öresundskraft att det återstod  $9\pm 9$  vikt-% TOC (aska/slam-kvot 4) och  $64\pm 12$  vikt-% TOC (aska/slam-kvot 0,25) i kolonnmaterialiet efter cykel 5. För Bromma-Mälarenergi återstod det i kolonnmaterialiet  $20\pm 17$  vikt-% TOC (aska/slam-kvot 4) och  $75\pm 14$  vikt-% TOC efter cykel 5 vid maximal förändring.

För båda blandningarna motsvarade minimal förändring av halten TOC av att halten TOC inte hade förändrats utan det var den initiala halten TOC som predikterades fram. Detta erhöles vid en hög kompakteringsgrad ( $1,50 \text{ ton m}^{-3}$ ) och oberoende initial vattenhalt och aska/slam-kvot (Figur 13, Figur 14, Figur 15, Figur 16).

För båda blandningarna sker den största förändringen av halten TOC under den första cykeln (Figur 13, Figur 14, Figur 15, Figur 16).

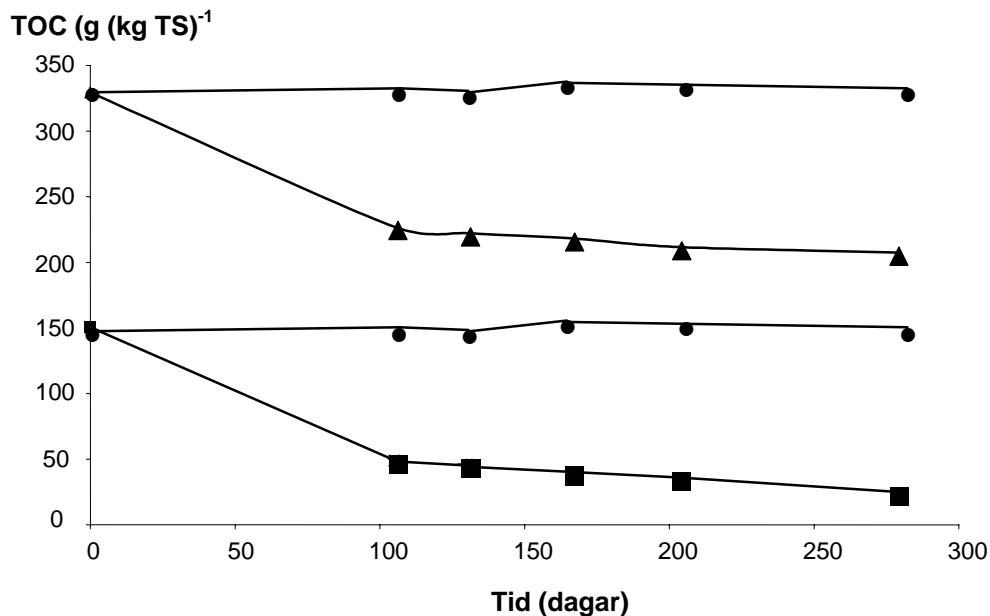
För NSR-Öresundskraft var den maximala förändringen av TOC drygt  $120 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  oberoende av den initiala TOC-halten, d v s aska/slam-kvoten (Figur 13). En blandning av NSR-Öresundskraft med låg aska/slam-kvot hade procentuellt sett dock en mindre förändring av TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) jämfört med en blandning med hög aska/slam-kvot (Figur 14). Detta är naturligt eftersom TOC-halten initialt är högre vid en större andel slam. TOC-halten minskade med ungefär 36 vikt-% för aska/slam-kvot 0,25 och mellan 71 och 96 vikt-%<sup>3</sup> (relaterat till initial TOC-halt) för aska/slam-kvot 4.

För blandningen Bromma-Mälarenergi var den maximala förändringen av TOC en minskning med drygt  $62 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  för aska/slam-kvot 0,25 och drygt  $40 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  aska/slam-kvot 4 (Figur 15). Procentuellt sett var förändringen i TOC för blandningar

---

<sup>3</sup> beroende på vilken modell för TOC som användes för att prediktera värdena (baserad på TOC uttryckt i  $\text{g (kg TS)}^{-1}$  eller vikt-%)

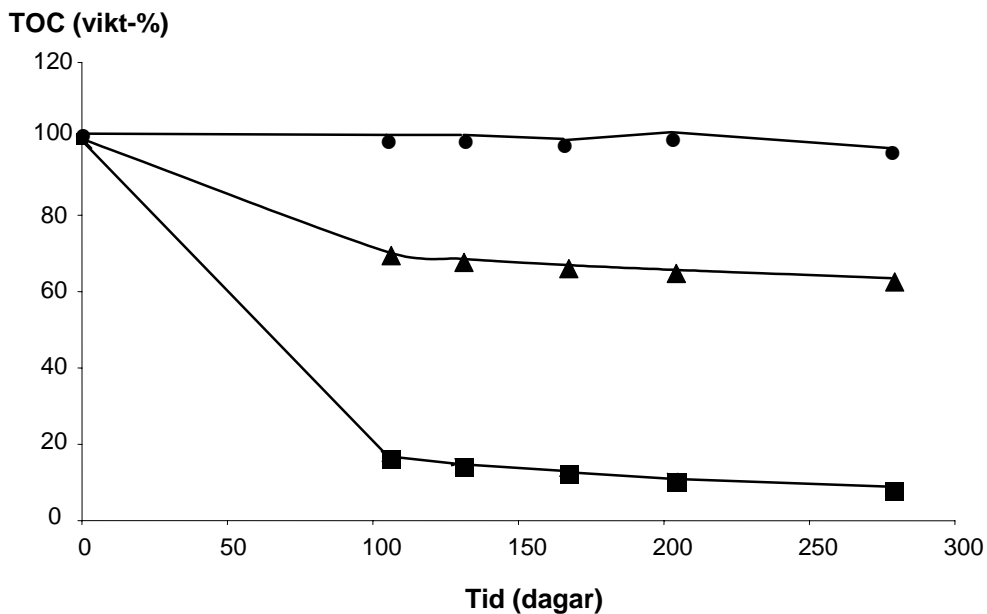
med högre andel slam (aska/slam-kvot 0,25) mellan 22-25 vikt-%<sup>4</sup> och för blandningar med en högre andel aska (aska/slam-kvot 4) mellan 56-80 vikt-%<sup>4</sup> (relaterat till den initiala TOC-halten) (Figur 16).



Figur 13. Förändring av halt TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) i det återstående kolonmaterialet för blandningen NSR-Öresundskraft. Markeringarna avser när de olika cyklerna avslutades. Maximal förändring skedde vid densiteten  $0,92 \text{ t m}^{-3}$  och aska/slam-kvot 4 (■) samt aska/slam-kvot 0,25 (▲). Minimal förändring skedde vid  $1,50 \text{ t m}^{-3}$  och oberoende av aska/slam-kvot (●).

Figure 13. Changes in TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) for the mixture NSR-Öresundskraft. The marks indicate the different cycles. Maximum change took place at  $0.92 \text{ t m}^{-3}$  and an ash/sludge-ratio of 4 (■) and an ash/sludge-ratio of 0.25 (▲). Minimum change took place at  $1.50 \text{ t m}^{-3}$  independent of the ash/sludge ratio (●).

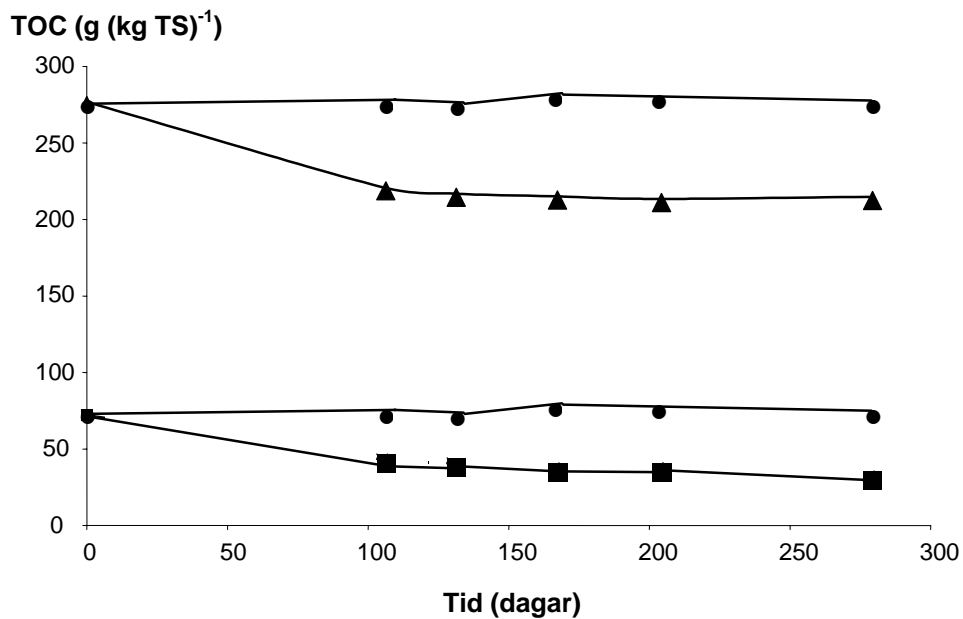
<sup>4</sup> beroende på vilken modell för TOC som användes för att prediktera värdena (baserad på TOC uttryckt i  $\text{g (kg TS)}^{-1}$  eller vikt-%)



Figur 14. Förändring av halt TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) i det återstående kolonnmaterialet för blandningen NSR-Öresundskraft. Markeringarna avser när de olika cyklerna avslutades. Maximal förändring skedde vid  $0,92 \text{ ton m}^{-3}$ , 40% initial vattenhalt och aska/slam-kvot 4 (■) samt aska/slam-kvot 0,25 (▲). Minimal förändring skedde för  $1,50 \text{ ton m}^{-3}$  och oberoende av initial vattenhalt och aska/slam-kvot (●).

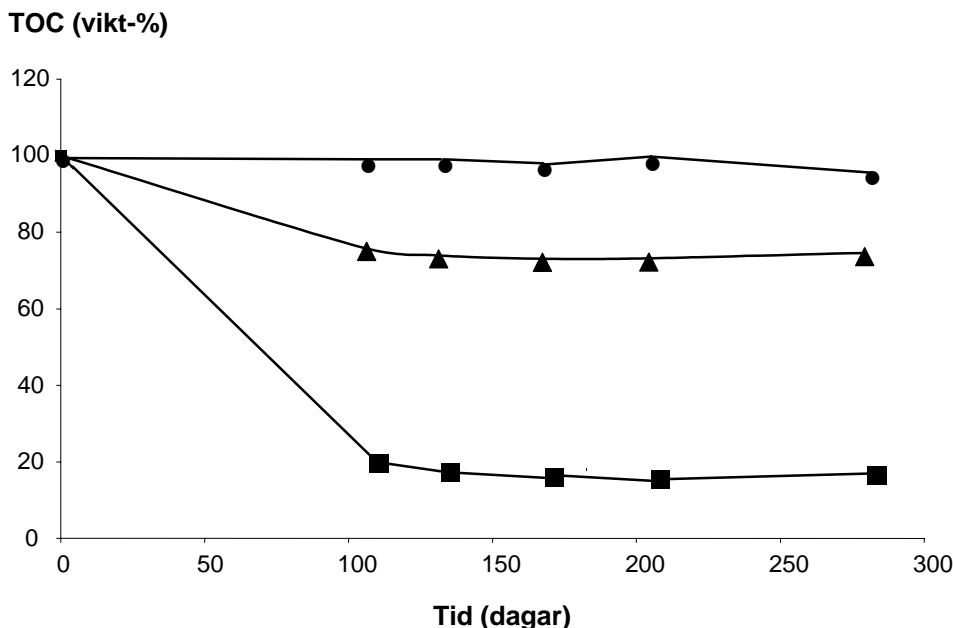
Figure 14. Changes in TOC (weight-%) for the mixture NSR-Öresundskraft. The marks indicate the different cycles. Maximum change took place at  $0.92 \text{ t m}^{-3}$ , 40% initial water content and an ash/sludge-ratio of 4 (■) and ash/sludge-ratio of 0.25 (▲). Minimum change took place at  $1.50 \text{ t m}^{-3}$  independent of the initial water content and the ash/sludge ratio (●).





Figur 15. Förändring av halt TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) i det återstående kolonnmaterialiet för blandningen Bromma-Mälarenergi. Markeringarna avser när de olika cyklerna avslutades. Maximal förändring skedde för  $0,92 \text{ ton m}^{-3}$  och aska/slam-kvot 4 (■) samt aska/slam-kvot 0,25 (▲). Minimal förändring skedde vid  $1,50 \text{ ton m}^{-3}$  och oberoende av aska/slam-kvot (●).

Figure 15. Changes in TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) for the mixture Bromma-Mälarenergi. The marks indicate the different cycles. Maximum change took place at  $0.92 \text{ t m}^{-3}$  and an ash/sludge-ratio of 4 (■) and an ash/sludge-ratio of 0.25 (▲). Minimum change took place at  $1.50 \text{ t m}^{-3}$  independent of the ash/sludge ratio (●).



Figur 16. Förändring av halt TOC (vikt-%, relaterat till den initiala TOC-halten) i det återstående kolonnmaterialet för blandningen Bromma-Mälarenergi. Markeringarna avser när de olika cyklerna avslutades. Maximal förändring skedde vid  $0,92 \text{ ton m}^{-3}$ , 40% initial vattenhalt och aska/slam-kvot 4 (■) samt aska/slam-kvot 0,25 (▲). Minimal förändring skedde för  $1,50 \text{ ton m}^{-3}$  och oberoende av initial vattenhalt och aska/slam-kvot (●).

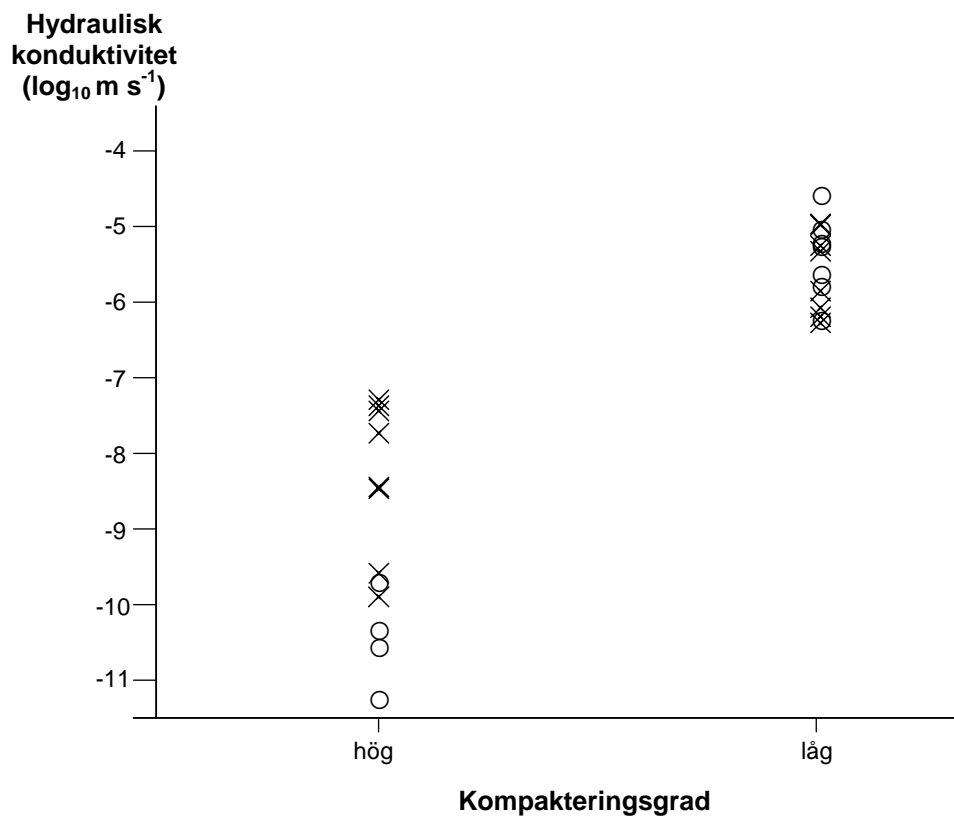
Figure 16. Changes in TOC (weight-%) for the mixture NSR-Öresundskraft. The marks indicate the different cycles. Maximum change took place at  $0.92 \text{ t m}^{-3}$ , 40% initial water content and an ash/sludge-ratio of 4 (■) and an ash/sludge-ratio of 0.25 (▲). Minimum change took place at  $1.50 \text{ t m}^{-3}$  independent of the initial water content and the ash/sludge ratio (●).

#### 4.3.3 Förändring av hydraulisk konduktivitet

Den hydrauliska konduktiviteten i kolonner med hög kompakteringsgrad (hög densitet) varierade initialt (under cykel 1) mellan  $5 \times 10^{-12}$  och  $1 \times 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$  för blandningen NSR-Öresundskraft. För blandningen Bromma-Mälarenergi låg den hydrauliska konduktiviteten mellan  $5 \times 10^{-12}$  och  $6 \times 10^{-7} \text{ m s}^{-1}$  vid hög kompakteringsgrad. För de kolonnerna med låg kompakteringsgrad, d v s låg densitet, varierade den initiala hydrauliska konduktiviteten mellan  $2 \times 10^{-7}$  och  $2 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$  (NSR-Öresundskraft) samt mellan  $4 \times 10^{-8}$  och  $1 \times 10^{-5} \text{ m s}^{-1}$  (Bromma-Mälarenergi). Samtliga värden finns redovisade i bilaga D.

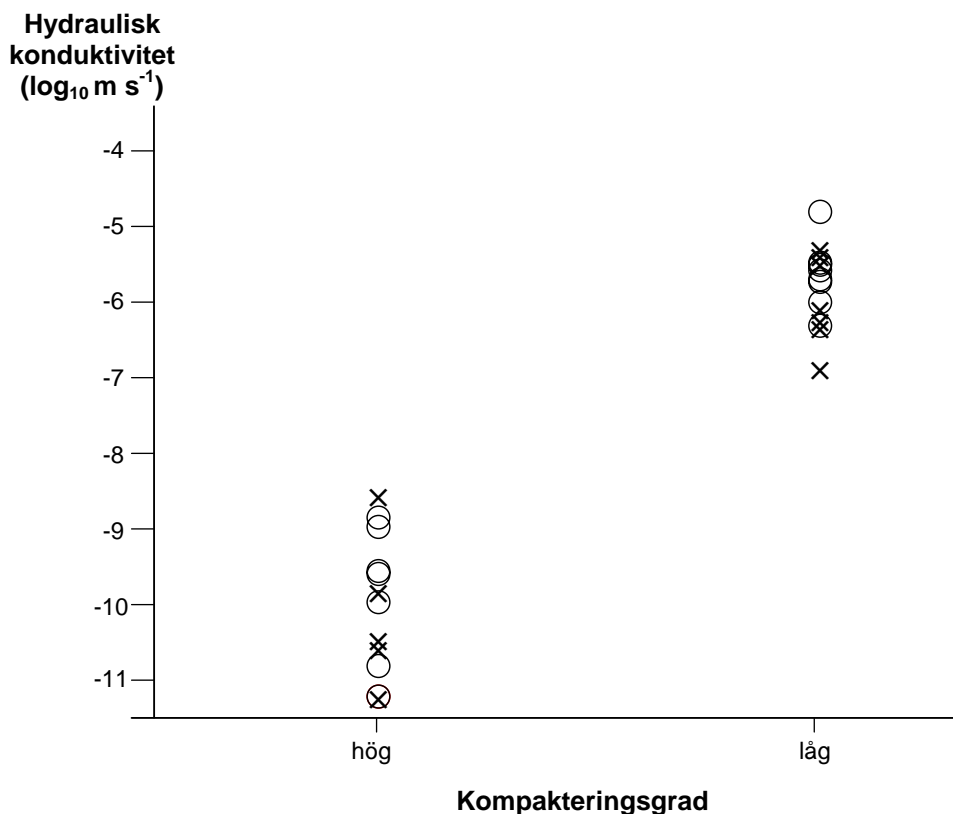
I Figur 17 redovisas medelvärdet under cykel 1 till 5 av  $\log_{10}$  för den hydrauliska konduktiviteten för hög och låg kompakteringsgrad samt aska/slam-kvot 4 och 0,25 för de två blandningarna. Den hydrauliska konduktiviteten var  $\sim 10\,000$  gånger mindre i de kolonner som hade hög kompakteringsgrad jämfört med de med låg kompakteringsgrad

(Figur 17 och Figur 18). Vid låg kompakteringsgrad uppvisade den hydrauliska konduktiviteten inga större olikheter beroende på typ av blandning eller förhållandet mellan andel aska och andel slam (aska/slam-kvot) (Figur 17 och Figur 18). Då kompakteringsgraden var hög tenderade blandningen NSR-Öresundskraft med låg andel aska (aska/slam-kvot 0,25) att ge lägre hydraulisk konduktivitet än de övriga förhållandena (Figur 17).



Figur 17. Medelvärde av  $\log_{10}$  hydraulisk konduktivitet ( $m s^{-1}$ ) under cykel 1 till 5 i kolonner med hög respektive låg kompakteringsgrad för blandningen NSR-Öresundskraft. Aska/slam-kvot 4 (x), aska/slam-kvot 0,25 (O).

Figure 17. Mean value of  $\log_{10}$  of the hydraulic conductivity ( $m s^{-1}$ ) during cycle 1 to 5 at high and low degree of compaction of the mixture NSR-Öresundskraft. Ash/sludge ratio of 4 (x), ash/sludge ratio of 0.25 (O).



Figur 18. Medelvärde av  $\log_{10}$  hydraulisk konduktivitet ( $m s^{-1}$ ) under cykel 1 till 5 i kolonner med hög respektive låg kompakteringsgrad för blandningen Bromma-Mälarenergi. Aska/slam-kvot 4 (X), aska/slam-kvot 0,25 (O).

Figure 18. Mean value of  $\log_{10}$  of the hydraulic conductivity ( $m s^{-1}$ ) during cycle 1 to 5 at high and low degree of compaction of the mixture Bromma-Mälarenergi. Ash/slugde ratio of 4 (X), ash/slugde ratio of 0.25 (O).

De faktorer som enligt utvärdering med MLR har en effekt på den hydrauliska konduktiviteten ( $m s^{-1}$ ) samt förklaringsgraden för varje modell i respektive cykel redovisas i Tabell 7 (NSR-Öresundskraft) och Tabell 8 (Bromma-Mälarenergi). Negativ påverkan betyder lägre hydraulisk konduktivitet, d v s lägre genomsläpplighet, vilket är önskvärt för ett tätskiktmaterial.

Tabell 7. Faktorer som har en effekt på den hydrauliska konduktiviteten för blandningen NSR-Öresundskraft ( $\text{m s}^{-1}$ ) i respektive cykel. Positiv effekt, +; negativ effekt, -; ingen signifikant effekt, 0.

Table 7. Factors that affect the hydraulic conductivity of the mixture NSR-Öresundskraft during each cycle ( $\text{m s}^{-1}$ ). Positive effect, +; neagative effect, -; no significant effect, 0.

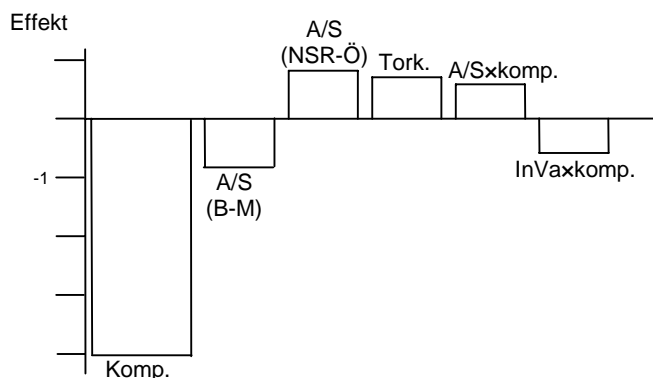
Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Initial vattenhalt	-	0	0	0	0
Kompaktering	-	-	-	-	-
Torkning (ja)	0	+	0	0	+
Aska/slam-kvot	0	+	+	+	+
Initial vattenhalt× kompaktering	-	-	-	0	0
Aska/slam- kvot×kompaktering	0	+	+	+	+
$R^2$	76%	88%	88%	87%	84%

Tabell 8. Faktorer som har en effekt på den hydrauliska konduktiviteten för blandningen Bromma-Mälarenergi ( $\text{m s}^{-1}$ ) i respektive cykel. Positiv effekt, +; negativ effekt, -; ingen signifikant effekt, 0.

Table 8. Factors that affect the hydraulic conductivity of the mixture Bromma-Mälarenergi during each cycle ( $\text{m s}^{-1}$ ). Positive effect, +; neagative effect, -; no significant effect, 0.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Initial vattenhalt	-	0	0	0	0
Kompaktering	-	-	-	-	-
Torkning (ja)	0	+	0	0	+
Aska/slam-kvot	0	-	-	-	-
Initial vattenhalt× kompaktering	-	-	-	0	0
Aska/slam- kvot×kompaktering	0	+	+	+	+
$R^2$	76%	88%	88%	87%	84%

Faktorn kompaktering hade genomgående den största effekten på den hydrauliska konduktiviteten, de övriga faktorerna efter kompaktering uppgick som mest till drygt 1/5 av dess effekt. Det var ingen större skillnad på effekten av de övriga faktorerna, varvid de påverkade den hydrauliska konduktiviteten ungefär i samma utsträckning. Faktorn frysning hade ingen effekt på den hydrauliska konduktiviteten. De olika faktorernas effekt på den hydrauliska konduktiviteten under cykel 2 illustreras i Figur 19, samma förhållanden mellan faktorerna gäller även för övriga cykler, dock finns skillnad i vilka faktorer som uppvisar effekt.



Figur 19. Faktorernas och interaktionernas effekt på den hydrauliska konduktiviteten under cykel 2. Faktorer som uppvisade effekt var kompaktering (Komp.), aska/slam-kvot (A/S), torkning (ja) (Tork.), interaktioner som uppvisade effekt var aska/slam-kvot×kompaktering (A/S×komp.) och initial vattenhalt×kompaktering (InVa×komp.) på blandningarna mellan NSR och Öresundskraft (NSR-Ö) samt Bromma och Mälarenergi (B-M).

Figure 19. Factors and interactions that affect the hydraulic conductivity during cycle 2. Factors: compaction (Komp.), ash/sludge ratio (A/S), drying (yes) (Tork.). Interactions: ash/sludge ratio×compaction (A/S×komp.) and initial water content×compaction (InVa×komp.). Mixtures: NSR-Öresundskraft (NSR-Ö) and Bromma-Mälarenergi (B-M).

Empiriska modeller över den hydrauliska konduktiviteten för de olika cyklerna redovisas i Tabell 9 (NSR-Öresundskraft) och i Tabell 10 (Bromma-Mälarenergi). Modellerna gäller inom intervallet mellan hög och låg nivå för faktorerna (Tabell 1), för den kvalitativa faktorn torkning kommer tecknet att skifta då nivån på faktorn ändras. I Tabell 7 och 8 ses effekten av varje enskild faktor, d v s hur en viss faktor påverkar den hydrauliska konduktiviteten. Tabell 9 och 10 redovisar ekvationer för de empiriska modellerna som beräknar den hydrauliska konduktiviteten. Dessa ekvationer måste ses i sin helhet och inte var faktor för sig. De faktorer som ingår i en interaktion måste även finnas med i modellen som enskild faktor trots att dessa i sig inte behöver vara signifikanta. Eftersom interaktionen initial vattenhalt×kompaktering är signifikant i modellerna för cykel 2 och 3 (Tabell 7 och 8) kommer även faktorn initial vattenhalt att ingå i modellerna (Tabell 9 och 10), trots att denna inte är signifikant. Regressionskoefficienter för interaktioner där faktorn blandning (d v s material av NSR-Öresundskraft eller material av Bromma-Mälarenergi) ingår påverkar koefficienterna

för den andra enskilda faktorn som ingår i interaktionen även om denna är signifikant eller ej.

Tabell 9. Empiriska modeller över den hydrauliska konduktiviteten ( $\text{m s}^{-1}$ ) i de olika cyklerna för blandningen NSR-Öresundskraft.

Table 9. Empirical models of the hydraulic conductivity ( $\text{m s}^{-1}$ ) during each cycle for the mixture NSR-Öresundskraft.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Konstant	-7,6	-2,1	-2,6	0,7	2,4
Aska/slam-kvot		-0,4	-0,3	-0,3	-0,4
Initial vattenhalt	+0,3	+0,1	+0,1		
Kompaktering	+0,9	-4,6	-4,1	-7,0	-8,5
Torkning (ja)		+0,3			+0,4
Initial vattenhalt× kompaktering	-0,2	-0,1	-0,1		
Aska/slam- kvot×kompaktering		+0,5	+0,5	+0,4	+0,6

Tabell 10. Empiriska modeller över den hydrauliska konduktiviteten ( $\text{m s}^{-1}$ ) i de olika cyklerna för blandningen Bromma-Mälarenergi.

Table 10. Empirical models of the hydraulic conductivity ( $\text{m s}^{-1}$ ) during each cycle for the mixture Bromma-Mälarenergi.

Faktor	Cykel 1	Cykel 2	Cykel 3	Cykel 4	Cykel 5
Konstant	-6,4	-0,1	-0,6	+3,1	+3,0
Aska/Slam-kvot		-0,8	-0,7	-0,6	-0,9
Initial vattenhalt	+0,2	+0,1	+0,1		
Kompaktering	+0,9	-6,2	-5,8	-8,9	-8,5
Torkning (ja)		+0,3			+0,4
Initial vattenhalt× Kompaktering	-0,2	-0,1	-0,1		
Aska/Slam- kvot×Kompaktering		+0,5	+0,5	+0,4	+0,6

Kolonnerna 18 (NSR-Öresundskraft) och 15 (Bromma-Mälarenergi) kan anses ha de mest gynnsamma faktorinställningarna för att säkert klara kravet av en hydraulisk

konduktivitet på maximalt  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  (Bilaga A och D). För kolonn 18 var den hydrauliska konduktiviteten  $5 \times 10^{-10} \text{ m s}^{-1}$  under cykel 1, medan den under cykel 2 till 5 var ungefär  $5 \times 10^{-11}$ . Kolonn 15 hade en hydraulisk konduktivitet på  $6 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  under cykel 1 som minskade till  $2 \times 10^{-11}$  under cykel 2 till 4. Under cykel 5 var den hydrauliska konduktiviteten drygt  $7 \times 10^{-12} \text{ m s}^{-1}$  för kolonn 15.

De faktorinställningar som användes i kolonnerna 59 (NSR-Öresundskraft) och 63 (Bromma-Mälarenergi) (Bilaga A och B) kan anses vara ett gränsfall för att uppnå kravet att den hydrauliska konduktiviteten maximalt får uppgå till  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ . För kolonnen med blandningen Bromma-Mälarenergi varierade den hydrauliska konduktiviteten under cykel 1 mellan  $1 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$  och  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ .

Gemensamt för samtliga kolonner som hade en hydraulisk konduktivitet på maximalt  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  var att de hade en hög kompakteringsgrad. Övriga faktorer varierade mellan de olika kolonnerna med låg genomsläpplighet. Något anmärkningsvärt är att den initiala hydrauliska konduktiviteten under cykel 1 var högre jämfört med mätningarna under cykel 5 trots viss utlakning av TOC, Tabell 11.

Tabell 11. Hydraulisk konduktivitet ( $\text{m s}^{-1}$ ) under cykel 1 och 5 för kolonnerna 15, 18, 59 och 63.  
Table 11. Hydraulic conductivity ( $\text{m s}^{-1}$ ) during cycle 1 and 5 for sample 15, 18, 59 and 63.

Kolonn	Aska/slam -kvot	Hydraulisk konduktivitet ( $\text{m s}^{-1}$ )	
		Cykel 1	Cykel 5
18 (NSR-Ö)	0,25	$5,86 \times 10^{-9}$	$7,22 \times 10^{-12}$
59 (NSR-Ö)	4	$5,20 \times 10^{-10}$	$3,76 \times 10^{-11}$
63 (B-M)	0,25	$1,14 \times 10^{-9}$	$2,49 \times 10^{-10}$
15 (B-M)	4	$1,96 \times 10^{-8}$	$6,46 \times 10^{-10}$

#### 4.3.4 Tidsaspekt

Den årliga L/S-kvoten som uppfylls per  $\text{m}^2$  för ett tätskikt med en tjocklek på 0,5 m och med en hydraulisk konduktivitet som har uppmätts i respektive kolonn (Bilaga D) beräknades. Denna L/S-kvot jämfördes mot de i laborieförsöken uppmätta L/S-kvoter för varje cykel, vilket innebar att tiden för hur länge det skulle ta att uppfylla varje uppmätt L/S-kvot i laborieförsöken erhöles. Detta gav en uppfattning om vilken tidsaspekt laborieförsöken kan tänkas motsvara för ett verkligt tätskikt av slam och aska. Då data från kolonnerna 15, 18, 59 och 63 användes motsvarar det de tidsskalor som visas i Tabell 12.



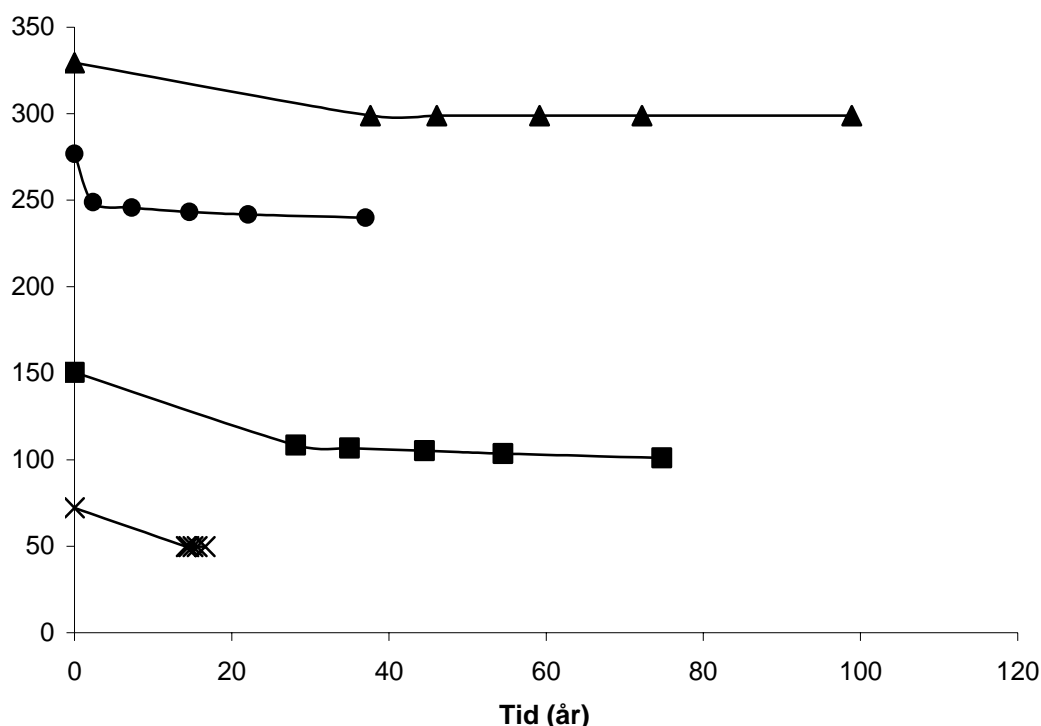
Tabell 12. Tidsaspekter som de olika cyklerna motsvarar för kolonnerna 15, 18, 59 och 63. NSR-Ö: NSR-Öresundskraft, B-M: Bromma-Mälarenergi.

Table 12. Time which the cycles represent for 15, 18, 59, 63. NSR-Ö: NSR-Öresundskraft, B-M: Bromma-Mälarenergi.

Cykel	Motsvarade antal år			
	Kolonn 18 (NSR-Ö)	Kolonn 59 (NSR-Ö)	Kolonn 15 (B-M)	Kolonn 63 (B-M)
1	38	28	14	2
2	8	7	0,3	5
3	13	10	0,5	7
4	13	10	0,5	7
5	27	20	1	15
Summa	98	75	16,3	36

För NSR-Öresundskraft motsvarade lakningen under de fem cyklerna 98 år för kolonn 18 och drygt 75 år för kolonn 59. För Bromma-Mälarenergi motsvarade laboratorieförsöken 16,3 år för kolonn 15 och 36 år för kolonn 63.

Förändringen av halten TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) var för alla fyra kolonner störst under cykel 1 och blev sedan relativt stabil under resterande cykler (Figur 20). För kolonnerna 18 och 15 skedde all minskning av TOC-halten under cykel 1. Minskningen av TOC för kolonn 18 var  $30 \text{ g (kg TS)}^{-1}$ , vilket innebar att 91 vikt-% av den initiala TOC-halten återstod i materialet. För kolonn 15 minskade halten TOC med  $22 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  och 69 vikt-% av den initiala TOC-halten återstod. I kolonn 59 minskade halten TOC med  $42 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  eller 28 vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) under cykel 1. För kolonn 63 var minskningen i TOC-halt  $28 \text{ g (kg TS)}^{-1}$  eller 10 vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) under cykel 1.

TOC ( $\text{g kg TS}^{-1}$ )

Figur 20. Förändring av halt TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) i det återstående kolonnmaterialiet för kolonner 18 (▲), 59 (■) (NSR-Öresundskraft), 15 (×) samt 63 (●) (Bromma-Mälarenergi). Markeringarna representerar varje cykel.

Figure 20. Change in TOC ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) in 18 (▲), 59 (■) (NSR-Öresundskraft), 15 (×) and 63 (●) (Bromma-Mälarenergi). The marks indicate each cycle.

Den totala minskningen av halten TOC efter försöken avslutats framgår av Tabell 13. Då TOC-halten i materialen efter försöken relateras till den ursprungliga TOC-halten blir förändringen störst för de kolonner som från början hade en låg TOC-halt, dvs de kolonner med en hög askhalt (kolonn 59 och 15). För ett verkligt tätskikt kan det dock vara mer intressant att titta på hur mycket material som totalt har försvunnit. Vid en sådan jämförelse varierar inte minskningen så mycket mellan kolonnerna med olika aska/slam-kvot. Relaterat till den totala vikten (TS) blev materialminskningen till följd av TOC-utlakningen för kolonnerna i Tabell 13 mellan 2 och 5 vikt-%.

Tabell 13. Minskning av TOC-halten efter avslutade försök för kolonnerna 15, 18, 59 och 63.  
 Table 13. Reduction of TOC after the experiment for 15, 18, 59, 63.

Kolonn	Aska/slam -kvot	Minskning av TOC efter avslutade försök	
		vikt-% relaterat till den totala vikten (TS)	vikt-% relaterat till den initiala TOC-halten
18 (NSR-Ö)	0,25	3	9
59 (NSR-Ö)	4	5	33
63 (B-M)	0,25	4	13
15 (B-M)	4	2	31

För de kolonner som väl klarade en permeabilitet på  $<10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  (kolonn 15 och 18) lakades 2 % respektive 3 % av materialet ut. För de kolonner som på gränsen klarade  $<10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  (kolonn 59 och 63) lakades 4 % respektive 5 % av materialet ut. Samtidigt blev den hydrauliska konduktiviteten lägre under försökstiden (se Tabell 11).

## 5 Diskussion - de experimentella försöken

Faktorn  $\text{NaN}_3$  uppvisade ingen effekt i modellerna över TOC och  $\text{TOC}_{\text{rest}}$ , vilket tyder på att det inte skedde någon mikrobiell aktivitet i materialet. Detta stöds även av att faktorn aska/slam-kvot inte heller hade någon inverkan på  $\text{TOC}_{\text{rest}}$ , trots att denna faktor hade stor inverkan på halten TOC i permeametrarna. Frånvaron av mikrobiell aktivitet i materialet innebär att det inte bör avgå någon gas ( $\text{CH}_4$  och  $\text{CO}_2$ ) till följd av biologisk nedbrytning. Detta betyder att förändringen av TOC i kolonnmaterialen troligtvis enbart beror på utlakning av organiskt material och eventuellt kemisk nedbrytning av fast TOC. Mot bakgrund av detta har utvärderingen av TOC-halten i det fasta materialet gjorts med mätningarna för utlakad TOC i jämförelse med initial TOC-halt.

Under cykel 1 var förändringen av halten TOC genom utlakning som störst. Förändringen av TOC avtog och stabiliserades under de följande cyklerna. Den initiala utlakningen kan bero på utlakning av 1) lösligt organiskt material och 2) organiskt material som övergått i löslig form efter kemiska reaktioner. De kemiska reaktionerna i materialet sker troligtvis med relativt hög hastighet och har därmed störst betydelse initialt [1].

I blandningar med en högre andel aska var den maximala förändringen av TOC (vikt-% relaterat till initial halt TOC) större än i blandningar med högre andel slam (Figur 14 och Figur 16). TOC-halten minskade med mellan 76 och 91 vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) för NSR-Öresundskraft och mellan 56 och 80 vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) för Bromma-Mälarenergi då aska/slam-kvoten var 4, beroende på vilken modell som användes för att prediktera fram TOC-halten (baserad på TOC uttryckt i  $\text{g}(\text{kg TS})^{-1}$  eller vikt-% relaterad till initial TOC-halt). Motsvarande minskning för en aska/slam-kvot 0,25 var 36 vikt-% för NSR-Öresundskraft och 22-25 vikt-% för Bromma-Mälarenergi, beroende på vilken modell som användes. Dessutom var provvätskor från blandningar med en högre andel aska mer alkaliska, d v s de hade ett högre pH-värde, jämfört med blandningar med högre andel slam (Bilaga D). En högre alkalinitet medförde en större utlakning av TOC och därmed en större förändring av halten TOC i kolonnmaterialen. Detta tyder på att kemiska processer hade en effekt på halten TOC i det fasta materialet [1].

För den hydrauliska konduktiviteten var det kompakteringsgraden som hade den största effekten. Påverkan av de övriga faktorerna och interaktionerna uppgick endast till drygt 20% av dess effekt (Figur 19). Faktorn frysning påverkade inte alls den hydrauliska konduktiviteten. En högre kompakteringsgrad uppvisade en lägre hydraulisk konduktivitet, vilket är rimligt eftersom genomsläppigheten är lägre i ett hårt kompakterat material. Faktorn aska/slam-kvot påverkade genomsläppigheten för blandningen NSR-Öresundskraft positivt, medan den påverkade Bromma-Mälarenergi negativt. Detta betyder att den hydrauliska konduktiviteten förväntas bli lägre om en högre andel slam används i ett tätskikt bestående av slam från NSR och aska från Öresundskraft. För blandning mellan Bromma-Mälarenergi är det däremot fördelaktigt att använda en högre andel aska än slam för att uppnå låga värden på den hydrauliska konduktiviteten. Eftersom faktorn aska-slam-kvot endast har en mindre betydelse för

genomsläppligheten har dock en låg hydraulisk konduktivitet även visat sig kunna uppnås vid omvänd aska/slam-kvot för båda blandningarna.

Under cykel 2 och 5 medförde faktorn torkning en högre hydraulisk konduktivitet (genomsläpplighet). Ett tätskikt uppbyggt av aska och slam bör därför undvika uttorkning.

I modellerna för återstående halt TOC i kolonnmaterialiet ( $\text{g (kg TS)}^{-1}$ ) uppvisade faktorn aska/slam-kvot en negativ effekt på halten TOC. Detta är rimligt eftersom askorna hade ett lägre innehåll av TOC än slammen (Tabell 2) och ju högre andel aska i en blandning desto lägre blir den initiala halten TOC i kolonnmaterialiet. Faktorn kompaktering påverkade halten TOC positivt. En högre kompakteringsgrad gav en högre halt TOC i permeametermaterialiet i de olika cyklerna. Kompakteringen påverkar även den hydrauliska konduktiviteten genom att högre kompakteringsgrad ger lägre genomsläpplighet (Tabell 7 och Tabell 8). Eftersom förändringen av TOC i kolonnmaterialiet till största del styrdes av utlakningen av organiskt material kommer högre halter av TOC i kolonnmaterialiet att erhållas vid en lägre hydraulisk konduktivitet, det vill säga då mindre mängd vatten har lakat ut organiskt material. Interaktionen blandning×kompaktering hade en positiv effekt på halten TOC för NSR-Öresundskraft och negativ effekt för Bromma-Mälarenergi. Faktorn blandning var en kvalitativ faktor. Interaktioner i de empiriska modellerna där faktorn blandning ingår, har blandningen NSR-Öresundskraft värdet +1 och blandningen Bromma-Mälarenergi värdet -1. Att interaktionerna där faktorn blandning påverkade halten TOC visar bland annat att halten TOC skiljer sig åt beroende på typ av blandning. Detta är ett resultat av att blandningen mellan NSR och Öresundskraft har högre halt TOC än blandningen mellan Bromma och Mälarenergi (Tabell 2). Olika typer av blandningar ger även upphov till olika typer av material med olika egenskaper.

Det kunde inte observeras något samband mellan  $\text{TOC}_{\text{fast återstod}}$  och hydraulisk konduktivitet (Figur 10, Figur 11, Figur 12). Detta innebär att den hydrauliska konduktiviteten är oberoende av förändringen av TOC i materialet. Den hydrauliska konduktiviteten i ett tätskikt kommer således att främst bero på densiteten, d v s kompakteringsgraden. Förändringar i ett tätskikts hydraulisk konduktivitet med tiden kommer att bero på fysiska påfrestningar så som uttorkning av materialet.

#### *Tidsaspekt*

För att säkerställa att den hydrauliska konduktiviteten inte överstiger  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  bör kompakteringsgraden vara hög. Dessutom bör torkning av tätskiktet undvikas då det finns risk att den hydrauliska konduktiviteten kommer att öka efter en uttorkning av materialet.

Med utgångspunkt av en hydraulisk konduktivitet på maximalt  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  och faktorinställningen ej torkning var det faktorinställningarna i kolonnerna 59 (NSR-Öresundskraft) och 63 (Bromma-Mälarenergi) som kunde anses representera ett gränsfall för att bygga upp ett tätskikt (Bilaga Coch D). För kolonn 63 varierade den hydrauliska konduktiviteten mellan  $1 \times 10^{-8} \text{ m s}^{-1}$  och  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  under cykel 1, men stabiliserades runt  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  under de följande cyklerna (Bilaga D). Kolonnerna 18

(NSR-Öresundskraft) och 15 (Bromma-Mälarenergi) ansågs vara de kolonner som hade faktorinställningar (Bilaga C och D) som var mest lämpade för att bygga upp ett tätskikt som säkert skulle ligga under  $1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$  i hydraulisk konduktivitet. I dessa kolonner hade blandningen NSR-Öresundskraft en låg aska/slam-kvot och Bromma-Mälarenergi en hög aska/slam-kvot. Ingen av kolonnerna hade utsatts för frysning eller torkning. Kompakteringsgraden var hög.

För kolonnerna 15, 18, 59 och 63 beräknades vilken årlig L/S-kvot som förväntas uppnås per  $\text{m}^2$  för ett tätskikt med en tjocklek på 0,5 m med de hydrauliska konduktiviteter som uppmättes i laborieförsöken. Genom att jämföra denna beräknade L/S-kvot med den som härrör från det experimentella arbetet kunde de olika cyklerna relateras en tidsskala, d v s hur länge det skulle ta att uppnå den uppmätta L/S-kvoten i varje cykel från laborieförsöken. För kolonn 15 motsvarade laborieförsöken ca 16 år; för kolonn 18 ca 98 år, för kolonn 59 ca 75 år samt för kolonn 63 ca 36 år (Tabell 12). Halten TOC förändrades som mest under den första cykeln och var sedan relativt stabil under resterade cykler (Figur 20). I kolonnerna 15 och 18 skedde endast utlakning av organiskt material under cykel 1. Efter motsvarande 14 år hade halten TOC stabiliserats för kolonn 15 och för kolonn 18 hade stabilisering av TOC skett efter motsvarande 38 år. För kolonn 15 hade mängden material (TS) i kolonnen då minskat med ca 2 vikt-% genom en utlakning av ca 31 vikt-% av initial mängd TOC. I kolonn 18 hade den totala materialmängden minskat med ca 3 vikt-%, vilket motsvarar en utlakning av ca 9 vikt-% av initial mängd TOC. Den hydrauliska konduktiviteten hade minskat med ungefär en tiopotens, från  $5,9 \times 10^{-9}$  till  $2,2 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$  för kolonn 15 och från  $5,2 \times 10^{-10}$  till  $6,2 \times 10^{-11} \text{ m s}^{-1}$  för kolonn 18. För kolonn 59 var halten TOC stabil efter motsvarande 28 år då ca 5 vikt-% av kolonnmaterialet hade lakats ut (ca 33 vikt-% av initial TOC-halt). För kolonn 63 hade TOC-halten stabiliserats efter motsvarande 2 år. Då hade materialmängden minskat med ca 4 vikt-% genom att ca 13 vikt-% av den initiala TOC-mängden hade lakats ut. Dessa tidsaspekter representerar den maximala tid som det tar för TOC-halten att stabiliseras, d v s ”värsta fallet”. Förmodligen sker stabilisering under betydligt kortare tid, eventuellt månader, men med den upplösning på datavärden från det experimentella arbetet erhålls tidsaspekten inte med någon bättre noggrannhet än med år.

Mängden TOC i g/kg TS som lakades ut från de olika kolonnerna var relativt lika för de olika kolonnerna (15, 18, 59 och 63) trots att aska/slam-kvoten var 0,25 för två kolonner och 4 för de andra två. Mängden totalt material som försvann från kolonnerna p g a TOC-utlakningen varierade mellan 2 och 5 vikt-%. Om man däremot tittar på utlakningen i förhållande till initial TOC-halt var det förhållandevis en större mängd TOC som lakades ut i de kolonner som hade en låg TOC-halt från början.

Sammanfattningsvis visar resultaten från laborieförsöken att utlakningen av TOC, i de kolonner som tycks klara en genomsläpplighet på  $< 1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ , sker snabbt till en början och stabiliseras sedan vid en nivå där endast en relativt liten mängd av det totala materialet har försvunnit. Frågan är emellertid om det har någon större betydelse hur mycket organiskt material som lakats ut under förutsättning att genomsläppligheten är tillräckligt låg. För de ovan beskrivna kolonnerna (15, 18, 59 och 63) erhöles en låg genomsläpplighet främst berodde på en hög kompakteringsgrad. Fokus för att erhålla ett

---

stabil tåtskikt bör således i första hand ligga på kompakteringen och inte på den valda aska/slam-kvoten eller förväntad förlust av material till följd av TOC-utlakning.

## 6 Slutsatser - De experimentella försöken

I försöken kunde ingen bakteriell aktivitet påvisas i aska-slam-blandningarna och därmed bör det inte förekomma någon gasbildning till följd av fullständig biologisk nedbrytning. Förändringar av halten TOC i ett tätskikt bör därmed främst bero på utlakning av organiskt material. Utlakningen kan ske dels av organiskt material som initialt är lösligt, dels av organiskt material som övergått i löslig form efter kemiska reaktioner med hög reaktionshastighet. Förändringen av TOC sker därmed snabbt i början och sedan stabiliseras halten TOC i det fasta materialet.

I förhållande till den totala materialvikten lakades ungefär lika mycket TOC ut vid 80 % askhalt som vid 20 % askhalt. Detta betyder dock att det var en större utlakning av initial mängd TOC vid en hög askhalt eftersom denna blandning innehöll mindre organiskt material från början.

Generella slutsatser om vilket förhållande mellan aska och slam (aska/slam-kvot) som är mest lämpligt att använda i ett tätskikt ur nedbrytningssynpunkt går ej att dra från de experimentella försöken. Resultaten tyder på att om ett tätskiktsmaterial har en tillräckligt låg genomsläpplighet ( $<1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ ) kommer utlakningen av TOC vara av mindre betydelse. Den hydrauliska konduktiviteten i försöken var oberoende av förändringar i halt TOC, d v s trots att det organiska materialet i ett tätskikt minskar något p g a kemisk nedbrytning och utlakning så förväntas det inte öka tätskiktets genomsläpplighet. Genomsläppligheten av materialet påverkades istället främst av kompakteringsgraden och ett väl packat aska-slam-material bör därmed kunna motsvara de stabilitetskrav som går att ställa på ett tätskikt. Torkning av materialet medförde att den hydrauliska konduktiviteten ökade, varvid uttorkning av ett tätskikt bör undvikas för att bibehålla en tillräckligt låg genomsläpplighet. Däremot visade frysning/upptining ingen effekt på den hydrauliska konduktiviteten hos de kompakterade aska-slam-materialen.

Beräkningar utifrån laboratorieförsöken visar att för tätskikt uppbyggda av en blandning mellan Bromma och Mälarenergi bör TOC-halten ha stabiliserats efter motsvarande maximalt ca 14 år vid förhållanden som är gynnsamma för att klara en hydraulisk konduktivitet på  $<1 \times 10^{-9} \text{ m s}^{-1}$ . Materialminskningen p g a TOC-utlakning vid denna tidpunkt var ca 2 vikt-%. För en blandning mellan NSR och Öresundskraft avstannade utlakningen av TOC i försöken efter motsvarande maximalt ca 38 år. Minskningen av det totala materialet var då ca 3 vikt-%. För båda materialblandningarna blev den hydrauliska konduktiviteten lägre med tiden. Kombinationen av minskad perkolation och mer fastlagd TOC gör att utlakningen av organiskt material förväntas bli mycket liten för tiden efter 38 år (NSR-Öresundskraft) samt 14 år (Bromma-Mälarenergi).



## 7 Rekommendationer och användning

Resultaten från de experimentella studierna tyder på att aska-slam-blandningar mycket väl kan användas som tätskikt utan att nedbrytningen av organiskt material kommer att påverka täckningens funktion. Det är dock viktigt att se till att materialet packas väl vid utläggningen så att genomsläppligheten blir tillräckligt låg. Uppfylls kraven på genomsläppligheten för tätskiktet initialt kommer den, enligt försöken i detta projekt, inte att öka med tiden p g a av nedbrytning.

För att säkerställa att permeabiliteten är låg är det viktigt att blanda askan och slammet väl så att en homogen blandning erhålls utan klumpar. Det är även bra om blandningen initialt har en hög hållfasthet så att man kan köra på den utlagda ytan och packa materialet ordentligt.

Även om nedbrytningen har mindre betydelse kan tätskikts permeabilitet förändras med tiden genom fysiska påfrestningar. Skikten ovanpå tätskiktet måste därför vara utformade så att tätskiktet inte kommer att påverkas av uttorkning, rotpenetrering mm. Dräneringsskiktet måste bland annat vara kapillärbrytande så att inte vatten kan stiga in i skydds- och vegetationsskiktet och orsaka uttorkning. Skydds- och vegetationsskiktet ska ha en vattenhållande förmåga så att växtligheten klarar säsongsvariationer i nederbörd utan att behöva utveckla rötter som når dränerings- och tätskiktet.

För deponin Filborna i Helsingborg rekommenderas att man börjar med att byta ut leran, som idag används som tätskikt, mot en aska-slam-blandning på en försöksyta. Tätskiktet av aska/slam bör vara något tjockare än det traditionella tätskiktet (ca 0,4-0,6 meter istället för 0,3 meter). För funktionens skull är bedömningen att de ovanpåliggande skikten inte behöver förändras. Det kan dock vara ekonomiskt lönsamt att byta ut naturgruset i dräneringsskiktet mot exempelvis slaggrus, men då måste man beakta risken för en ökad utlakning. Innan utläggningen på försöksytan påbörjas bör en detaljplan tas fram för provtagning, dokumentation och uppföljning.

## 8 Förslag till fortsatt forskningsarbete

Både förstudien och de experimentella försöken har visat att det är lämpligt att gå vidare med storskaliga försök med aska/slam som tätskikt på deponin Filborna i Helsingborg. Vid sådana försök är det lämpligt att genomföra mätningar av nedbrytningen och kontrollera förändringarna av materialet för att verifiera resultaten från laborieförsöken i detta projekt. Det kan även vara intressant att testa om det går att byta ut naturgruset i dräneringsskiktet mot något alternativt material, t.ex. slaggrus.

Hälften av kolonnerna från det experimentella arbetet har lämnats kvar och finns tillgängliga för att kunna fortsätta med experimentella försök.

Eftersom både slammet och askan innehåller föroreningar (bl. a. organiska föreningar och metaller) rekommenderas fortsatt arbete för att utreda mobiliseringen av dessa element från tätskikt uppbyggda av slam och aska. Även för avgången av ammoniak vid blandning av slam och aska föreslås fortsatt forskning med avseende på hälsoaspekter och arbetsmiljö vid utläggningen av tätskiktet.

Eftersom bränslet hos Öresundskraft kommer att skifta från biobränsle med inblandning av kolpulver (som användes i detta projekt) till enbart biobränsle är det av intresse att undersöka hur förändringar i bränsle påverkar tätskiktet med exempelvis avseende på vilken aska/slam-kvot som är mest lämpad att använda, eventuella inverknings på genomsläppligheten och stabilisering av TOC-halt.

## 9 Litteraturreferenser

- [1] Wikman K., Berg M., Svensson M., Ecke H.; ”Nedbrytningsmönster för cellulosa i närvaro av aska”, Värmeforskrapport 806, Stockholm, april 2003
- [2] Mácsik J., Rogbeck Y., Svedberg B., Uhlander O., Mossakowska A.; ”Linermaterial med aska och rötslam - Underlag för genomförande av pilotförsök med stabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskiktsmaterial”, Värmeforskrapport 837, november 2003 samt VA-Forsk rapport Nr 43, 2003
- [3] Sundberg J., Carling M., Ländell M., Svensson B.; ”Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska – Erfarenheter, beständighet och andra egenskaper”, RVF Utveckling 02:18, 2002 samt VA-Forsk rapport nr 21, mars 2003
- [4] Carling M. et al; ”Täckning av deponier med blandning av avloppsslam och aska – etapp 2”, pågående Värmeforskprojekt, projektnummer Q4-225
- [5] Mácsik J., Maurice C., Mossakowska A., Eklund C.; ”Pilotförsök med flygkastabiliserat avloppsslam (FSA) som tätskikt”, pågående Värmeforskprojekt, projektnummer Q4-237
- [6] SIS (1981) Vattenundersökningar- Bestämning av torrsubstans och glödningsrest i vatten, slam och sediment, SIS- Standardiseringskommissionen i Sverige, Svensk Standard SS 02 81 13, Stockholm, Sverige.
- [7] SIS (1989) Geotekniska provtagningsmetoder – Bestämning av permeabilitet. SIS- Standardiseringskommissionen i Sverige, Svensk Standard, SS 02 71 11, Stockholm, Sverige.
- [8] Umetrics, *Modde*. 2001, Umetrics AB: Umeå, Sverige.
- [9] Ecke, H., Menad, N., Lagerkvist, A. (2003) ”Carbonation of Municipal Solid Waste Incineration Fly Ash and the Impact on Metal Mobility”, *Journal of Environmental Engineering*, maj 2003



## **Bilagor**

- A.** Beskrivning av Mälarenergis och Öresundskraft förbränningsanläggningar
- B.** Kemiska analyser av två olika avloppsslam som levererats till NSR
- C.** Faktorer, nivåer och kombinationer i reducerat  $2^{7-1}$  faktorförsök samt densitet
- D.** Hydraulisk konduktivitet, pH, elektrisk konduktivitet och TOC för cykel 1-5
- E.** Massbalans för TOC
- F.** Utökad diskussion kring de experimentella försöken



## **A Beskrivning av förbränningsanläggningarna**

### **A.1 Mälarenergi, P5**

Mälarenergis kraftvärmeverk i Västerås består av flera pannor. Den panna som askan inom detta projekt härstammar från är panna 5, vilket är en bibränsleeldad CFB-panna. Den maximala tillförda bränsleeffekten är 170 MW. Rökgasreningen består av slangfilter samt rök-gaskondensering.

### **A.2 Öresundskraft, Västmalmsverket**

På Västmalmsverket i Helsingborg finns en ångpanna som för närvarande eldas med både kol och träpulver. Detta ger en aska med relativt mycket oförbränt. Rökgasreningen består av elfilter, SO<sub>2</sub>-skrubber samt slangfilter. Flygaskan från elfiltret blandas med avsvavlingsprodukten från slangfiltren i två stycken genomsamma silos. Innan askan transporteras med täckta flakbilar till deponin befuktas den till en TS-halt på ca 80 %.

## B Kemiska analyser

### B.1 Kemisk analys av NSRs avloppslam från två olika kommuner

Tabell 14. Kemisk analys av två olika avloppsslam från NSR.

Table 14. Chemical analysis of two different sewage sludge from NSR.

Parameter	Enhet	Öresundsverket, Helsingborg (jan 2005)	Ängelholms kommun (årsmedel 2004)
pH		7,6	8,1
TS	% av prov	24,4	27,6
Glödgningsförlust	% TS	70,5	61,8
Kalkverkan, CaO	% TS	3,9	4,6
Ammonium-kväve, NH <sub>4</sub>	% TS	0,9	0,99
Totalkväve	% TS	5,6	4,4
Totalfosfor	% TS	3,3	3,7
Kalium	mg/kg TS	3200	952
Bly	mg/kg TS	26	21
Kadmium	mg/kg TS	0,79	1,1
Koppar	mg/kg TS	390	436
Krom	mg/kg TS	28	23
Kvicksilver	mg/kg TS	0,75	0,75
Nickel	mg/kg TS	22	12
Zink	mg/kg TS	630	445
Nonylfenol	mg/kg TS	26	27
PCB	mg/kg TS	0,107	0,04
PAH	mg/kg TS	1,3	0,74



## B.2 Kemisk analys av flygaska från Öresundskraft

Tabell 15. Kemisk analys av flygaska från Öresundskraft.

Table 15. Chemical analysis of fly ash from Öresundskraft.

Parameter	Enhet	Bioaska 2002-01--02	Blandaska (kol+bio) 2002-01--02	Blandaska (kol+bio) 2002-03--05
TS-halt	%	93,7	99,4	99,7
B	mg/kg TS	253	237	160
Mg	mg/kg TS	17200	11900	13500
P	mg/kg TS	8610	3460	3200
K	mg/kg TS	48000	10200	9580
Ca	mg/kg TS	153000	100000	108000
V	mg/kg TS	45,9	71,1	79,8
Cr	mg/kg TS	88,8	33,1	33,8
Mn	mg/kg TS	20700	5270	4970
Co	mg/kg TS	10,7	12,5	14,2
Ni	mg/kg TS	36,1	33,7	41,0
Cu	mg/kg TS	101	58,6	72,9
Zn	mg/kg TS	2070	318	299
As	mg/kg TS	10,6	11,2	22,0
Mo	mg/kg TS	8,4	6,8	7,9
Cd	mg/kg TS	11,5	2,1	2,3
Hg	mg/kg TS	0,53	0,35	0,38
Pb	mg/kg TS	54,1	27,0	43,1

## C Faktorer, nivåer och kombinationer i reducerat $2^{7-1}$ faktorförsök samt densitet

Tabell 16. Faktorer, nivåer och kombinationer i reducerat  $2^{7-1}$  faktorförsök samt densitet. NSR-Öresundskraft (N-Ö), Bromma-Mälarenergi (B-M).  
Table 16. Factors and levels in the reduced  $2^{7-1}$  factorial design and density. NSR-Öresundskraft (N-Ö), Bromma-Mälarenergi (B-M).

	Blandning	Aska/slamkvot	Tillsats $\text{NaN}_3$	Frysning	Torkning	Initial vattenhalt (%)	Kompaktering ( $\text{ton m}^{-3}$ )	Densitet ( $\text{ton m}^{-3}$ )
1	N-Ö	4	Nej	Nej	Nej	20	0,92	0,841
2	N-Ö	4	Nej	ja	ja	40	1,5	1,331
3	B-M	4	Ja	Nej	Nej	20	0,92	0,832
4	N-Ö	0,25	Nej	Nej	Nej	20	1,5	0,902
5	N-Ö	4	Nej	Nej	Ja	40	0,92	0,888
6	N-Ö	4	Ja	Ja	Ja	20	1,5	1,166
7	N-Ö	4	Ja	Ja	Nej	40	1,5	1,336
8	B-M	0,25	Nej	Nej	Nej	20	0,92	0,774
9	B-M	0,25	Ja	Nej	Nej	40	0,92	0,863
10	B-M	0,25	Nej	Nej	Nej	40	1,5	1,222
11	N-Ö	0,25	Ja	Ja	Nej	20	1,5	0,917
12	B-M	4	Nej	Ja	Ja	20	1,5	1,320
13	B-M	0,25	Ja	Nej	Ja	40	1,5	1,238
14	B-M	0,25	Nej	Ja	Ja	20	0,92	0,777
15	B-M	4	Nej	Nej	Nej	20	1,5	1,440
16	N-Ö	4	Ja	Nej	Nej	20	1,5	1,184
17	N-Ö	0,25	Nej	Ja	Ja	20	1,5	0,932
18	N-Ö	0,25	Ja	Nej	Nej	40	1,5	0,998
19	B-M	0,25	Ja	Ja	Nej	40	1,5	1,227
20	N-Ö	4	Nej	Ja	Nej	40	0,92	0,910
21	N-Ö	4	Nej	Ja	Ja	20	0,92	0,833
22	N-Ö	0,25	Nej	Nej	Ja	40	1,5	0,978
23	N-Ö	0,25	Ja	Nej	Nej	20	0,92	0,787
24	N-Ö	4	Ja	Nej	Nej	40	0,92	0,910
25	B-M	0,25	Ja	Ja	Ja	40	0,92	0,871
26	B-M	4	Nej	Nej	Ja	40	1,5	1,498
27	N-Ö	0,25	Nej	Nej	Nej	40	0,92	0,804
28	N-Ö	4	Nej	Nej	Ja	20	1,5	1,181
29	B-M	4	Ja	Nej	Ja	20	1,5	1,313
30	B-M	0,25	Ja	Nej	Nej	20	1,5	0,953
31	N-Ö	0,25	Ja	Nej	Ja	20	1,5	0,957
32	B-M	0,25	Nej	Ja	Ja	40	1,5	1,261
33	B-M	4	Nej	Ja	Nej	20	0,92	0,837
34	N-Ö	4	Ja	Ja	Nej	20	0,92	0,847
35	N-Ö	0,25	Ja	Ja	Ja	40	1,5	0,985
36	B-M	0,25	Ja	Nej	Ja	20	0,92	0,763
37	B-M	0,25	Nej	Nej	Ja	20	1,5	0,982
38	N-Ö	0,25	Ja	Ja	Nej	40	0,92	0,785
39	N-Ö	4	Ja	Nej	Ja	20	0,92	0,836
40	B-M	0,25	Nej	Nej	Ja	40	0,92	0,858
41	B-M	0,25	Ja	Ja	Nej	20	0,92	0,777
42	B-M	4	Nej	Nej	Ja	20	0,92	0,823
43	B-M	4	Ja	Ja	Ja	40	1,5	1,572
44	B-M	4	Ja	Ja	Nej	40	0,92	0,952
45	B-M	4	Ja	Nej	Nej	40	1,5	1,564
46	B-M	0,25	Nej	Ja	Nej	40	0,92	0,863
47	N-Ö	4	Nej	Ja	Nej	20	1,5	1,192
48	B-M	4	Ja	Nej	Ja	40	0,92	0,933
49	N-Ö	0,25	Nej	Ja	Ja	40	0,92	0,808
50	B-M	4	Nej	Ja	Ja	40	0,92	0,958
51	N-Ö	0,25	Ja	Nej	Ja	40	0,92	0,777
52	N-Ö	0,25	Nej	Nej	Ja	20	0,92	0,798
53	B-M	4	Nej	Ja	Nej	40	1,5	1,570
54	N-Ö	4	Ja	Ja	Ja	40	0,92	0,906
55	B-M	4	Ja	Ja	Nej	20	1,5	1,382
56	N-Ö	0,25	Nej	Ja	Nej	20	0,92	0,811
57	B-M	4	Ja	Ja	Ja	20	0,92	0,829
58	B-M	4	Nej	Nej	Nej	40	0,92	0,955
59	N-Ö	4	Nej	Nej	Nej	40	1,5	1,335
60	N-Ö	4	Ja	Nej	Ja	40	1,5	1,348
61	N-Ö	0,25	Ja	Ja	Ja	20	0,92	0,792
62	B-M	0,25	Ja	Ja	Ja	20	1,5	0,981
63	B-M	0,25	Nej	Ja	Nej	20	1,5	0,996
64	N-Ö	0,25	Nej	Ja	Nej	40	1,5	1,030
65	N-Ö	1	Ja	Ja	Ja	30	1,34	1,099
66	N-Ö	1	Nej	Ja	Ja	30	1,34	1,026
67	N-Ö	1	Ja	Nej	Ja	30	1,34	1,083
68	N-Ö	1	Nej	Nej	ja	30	1,34	1,086
69	B-M	1	Ja	Ja	Nej	30	1,34	1,344
70	B-M	1	Nej	Ja	Nej	30	1,34	1,330
71	B-M	1	Ja	Nej	Nej	30	1,34	1,324
72	B-M	1	Nej	Nej	Nej	30	1,34	1,312

# D Hydraulisk konduktivitet, pH, elektrisk konduktivitet och TOC för cykel 1-5

Tabell 17. Hydraulisk konduktivitet (m s<sup>-1</sup>) för de olika kolonnerna, cykel 1-5.

Table 17. Hydraulic conductivity (m s<sup>-1</sup>) during the cycles 1 to 5.

kolonn	Hydraulisk konduktivitet (m s <sup>-1</sup> )				
	cykel 1	cykel 2	cykel 3	cykel 4	cykel 5
1	1,15x10 <sup>-08</sup>	5,49x10 <sup>-07</sup>	7,59x10 <sup>-07</sup>	1,31x10 <sup>-08</sup>	1,08x10 <sup>-08</sup>
2	5,16x10 <sup>-12</sup>	6,78x10 <sup>-08</sup>	2,91x10 <sup>-08</sup>	2,15x10 <sup>-08</sup>	1,29x10 <sup>-08</sup>
3	7,65x10 <sup>-08</sup>	2,65x10 <sup>-07</sup>	4,85x10 <sup>-08</sup>	3,64x10 <sup>-07</sup>	2,32x10 <sup>-07</sup>
4	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
5	6,20x10 <sup>-06</sup>	3,27x10 <sup>-05</sup>	1,23x10 <sup>-05</sup>	9,74x10 <sup>-06</sup>	5,72x10 <sup>-06</sup>
6	4,11x10 <sup>-08</sup>	6,41x10 <sup>-08</sup>	4,69x10 <sup>-08</sup>	1,20x10 <sup>-07</sup>	6,46x10 <sup>-08</sup>
7	5,16x10 <sup>-12</sup>	3,64x10 <sup>-10</sup>	1,81x10 <sup>-10</sup>	6,10x10 <sup>-10</sup>	1,42x10 <sup>-09</sup>
8	5,15x10 <sup>-07</sup>	4,88x10 <sup>-07</sup>	7,25x10 <sup>-06</sup>	8,18x10 <sup>-06</sup>	3,59x10 <sup>-06</sup>
9	1,30x10 <sup>-05</sup>	2,12x10 <sup>-06</sup>	1,63x10 <sup>-06</sup>	1,34x10 <sup>-06</sup>	6,05x10 <sup>-07</sup>
10	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
11	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
12	2,54x10 <sup>-08</sup>	8,02x10 <sup>-10</sup>	1,41x10 <sup>-09</sup>	3,12x10 <sup>-09</sup>	1,75x10 <sup>-08</sup>
13	5,16x10 <sup>-12</sup>	1,91x10 <sup>-09</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
14	9,95x10 <sup>-07</sup>	9,13x10 <sup>-06</sup>	1,94x10 <sup>-06</sup>	6,72x10 <sup>-07</sup>	3,75x10 <sup>-05</sup>
15	5,86x10 <sup>-09</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
16	1,09x10 <sup>-07</sup>	5,06x10 <sup>-08</sup>	5,49x10 <sup>-08</sup>	4,97x10 <sup>-08</sup>	2,65x10 <sup>-08</sup>
17	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
18	5,20x10 <sup>-10</sup>	6,22x10 <sup>-11</sup>	5,41x10 <sup>-11</sup>	5,34x10 <sup>-11</sup>	3,76x10 <sup>-11</sup>
19	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
20	4,28x10 <sup>-06</sup>	5,74x10 <sup>-06</sup>	6,43x10 <sup>-06</sup>	5,37x10 <sup>-06</sup>	6,77x10 <sup>-06</sup>
21	2,54x10 <sup>-06</sup>	7,78x10 <sup>-07</sup>	1,21x10 <sup>-06</sup>	1,77x10 <sup>-06</sup>	1,86x10 <sup>-06</sup>
22	5,72x10 <sup>-10</sup>	2,24x10 <sup>-10</sup>	4,17x10 <sup>-11</sup>	2,24x10 <sup>-10</sup>	2,24x10 <sup>-10</sup>
23	1,99x10 <sup>-05</sup>	3,87x10 <sup>-05</sup>	3,39x10 <sup>-05</sup>	3,16x10 <sup>-05</sup>	7,94x10 <sup>-06</sup>
24	8,38x10 <sup>-06</sup>	5,59x10 <sup>-06</sup>	4,30x10 <sup>-06</sup>	3,63x10 <sup>-06</sup>	3,51x10 <sup>-06</sup>
25	3,88x10 <sup>-06</sup>	5,84x10 <sup>-05</sup>	3,85x10 <sup>-06</sup>	1,17x10 <sup>-05</sup>	1,01x10 <sup>-04</sup>
26	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
27	2,83x10 <sup>-06</sup>	2,67x10 <sup>-06</sup>	1,75x10 <sup>-06</sup>	1,49x10 <sup>-06</sup>	1,76x10 <sup>-06</sup>
28	1,06x10 <sup>-07</sup>	8,43x10 <sup>-08</sup>	4,12x10 <sup>-08</sup>	2,38x10 <sup>-08</sup>	2,18x10 <sup>-08</sup>
29	1,83x10 <sup>-08</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
30	3,35x10 <sup>-08</sup>	1,19x10 <sup>-09</sup>	1,21x10 <sup>-09</sup>	1,01x10 <sup>-09</sup>	8,59x10 <sup>-10</sup>
31	3,04x10 <sup>-08</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
32	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	3,25x10 <sup>-09</sup>	3,25x10 <sup>-08</sup>
33	7,72x10 <sup>-07</sup>	2,37x10 <sup>-07</sup>	4,37x10 <sup>-07</sup>	7,61x10 <sup>-07</sup>	7,88x10 <sup>-07</sup>
34	2,99x10 <sup>-07</sup>	5,21x10 <sup>-07</sup>	8,80x10 <sup>-07</sup>	1,04x10 <sup>-06</sup>	1,31x10 <sup>-06</sup>
35	6,50x10 <sup>-10</sup>	8,93x10 <sup>-10</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
36	5,16x10 <sup>-08</sup>	5,71x10 <sup>-07</sup>	1,67x10 <sup>-07</sup>	9,95x10 <sup>-07</sup>	1,24x10 <sup>-05</sup>
37	1,23x10 <sup>-08</sup>	3,57x10 <sup>-10</sup>	2,47x10 <sup>-10</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	1,06x10 <sup>-09</sup>
38	3,57x10 <sup>-06</sup>	1,29x10 <sup>-06</sup>	7,00x10 <sup>-07</sup>	2,94x10 <sup>-07</sup>	1,22x10 <sup>-07</sup>
39	9,62x10 <sup>-07</sup>	1,01x10 <sup>-06</sup>	4,62x10 <sup>-07</sup>	4,58x10 <sup>-07</sup>	3,45x10 <sup>-07</sup>
40	3,91x10 <sup>-08</sup>	1,69x10 <sup>-05</sup>	9,61x10 <sup>-06</sup>	6,59x10 <sup>-06</sup>	1,51x10 <sup>-05</sup>
41	1,93x10 <sup>-07</sup>	3,87x10 <sup>-06</sup>	2,94x10 <sup>-06</sup>	2,94x10 <sup>-06</sup>	3,09x10 <sup>-06</sup>
42	2,64x10 <sup>-07</sup>	1,06x10 <sup>-06</sup>	1,16x10 <sup>-06</sup>	1,17x10 <sup>-06</sup>	1,44x10 <sup>-06</sup>
43	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
44	3,19x10 <sup>-06</sup>	3,54x10 <sup>-06</sup>	5,46x10 <sup>-06</sup>	5,21x10 <sup>-06</sup>	5,14x10 <sup>-06</sup>
45	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
46	1,29x10 <sup>-07</sup>	2,63x10 <sup>-06</sup>	5,09x10 <sup>-07</sup>	2,83x10 <sup>-06</sup>	3,87x10 <sup>-06</sup>
47	3,60x10 <sup>-08</sup>	3,23x10 <sup>-08</sup>	2,73x10 <sup>-08</sup>	7,51x10 <sup>-09</sup>	3,04x10 <sup>-08</sup>
48	4,09x10 <sup>-06</sup>	5,26x10 <sup>-06</sup>	6,16x10 <sup>-06</sup>	6,70x10 <sup>-06</sup>	5,45x10 <sup>-06</sup>
49	1,58x10 <sup>-07</sup>	2,54x10 <sup>-06</sup>	1,60x10 <sup>-06</sup>	9,22x10 <sup>-07</sup>	4,52x10 <sup>-05</sup>
50	2,18x10 <sup>-06</sup>	3,73x10 <sup>-06</sup>	4,68x10 <sup>-06</sup>	4,62x10 <sup>-06</sup>	2,91x10 <sup>-06</sup>
51	8,91x10 <sup>-06</sup>	1,74x10 <sup>-05</sup>	3,76x10 <sup>-06</sup>	5,52x10 <sup>-06</sup>	6,07x10 <sup>-06</sup>
52	1,00x10 <sup>-05</sup>	1,33x10 <sup>-05</sup>	6,40x10 <sup>-06</sup>	6,04x10 <sup>-06</sup>	1,03x10 <sup>-05</sup>
53	5,16x10 <sup>-12</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	7,22x10 <sup>-12</sup>
54	8,93x10 <sup>-06</sup>	9,33x10 <sup>-06</sup>	9,31x10 <sup>-06</sup>	1,45x10 <sup>-05</sup>	1,08x10 <sup>-05</sup>
55	5,59x10 <sup>-07</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	1,50x10 <sup>-11</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	2,70x10 <sup>-10</sup>
56	1,77x10 <sup>-05</sup>	1,71x10 <sup>-06</sup>	1,64x10 <sup>-06</sup>	1,89x10 <sup>-06</sup>	1,12x10 <sup>-06</sup>
57	1,12x10 <sup>-07</sup>	1,18x10 <sup>-06</sup>	7,97x10 <sup>-07</sup>	1,24x10 <sup>-06</sup>	8,76x10 <sup>-07</sup>
58	1,58x10 <sup>-06</sup>	3,42x10 <sup>-06</sup>	3,97x10 <sup>-06</sup>	4,13x10 <sup>-06</sup>	4,88x10 <sup>-06</sup>
59	1,14x10 <sup>-09</sup>	3,11x10 <sup>-10</sup>	3,15x10 <sup>-10</sup>	3,38x10 <sup>-10</sup>	2,49x10 <sup>-10</sup>
60	6,94x10 <sup>-11</sup>	1,76x10 <sup>-08</sup>	8,44x10 <sup>-09</sup>	9,50x10 <sup>-09</sup>	2,18x10 <sup>-08</sup>
61	1,42x10 <sup>-05</sup>	1,23x10 <sup>-05</sup>	1,28x10 <sup>-06</sup>	1,76x10 <sup>-06</sup>	1,90x10 <sup>-05</sup>
62	3,33x10 <sup>-08</sup>	5,02x10 <sup>-10</sup>	1,26x10 <sup>-10</sup>	1,47x10 <sup>-11</sup>	3,51x10 <sup>-10</sup>
63	1,96x10 <sup>-08</sup>	1,04x10 <sup>-09</sup>	9,00x10 <sup>-10</sup>	8,97x10 <sup>-10</sup>	6,46x10 <sup>-10</sup>
64	1,63x10 <sup>-08</sup>	2,95x10 <sup>-10</sup>	1,07x10 <sup>-10</sup>	5,08x10 <sup>-11</sup>	7,83x10 <sup>-11</sup>
65	8,65x10 <sup>-09</sup>	1,98x10 <sup>-07</sup>	1,13x10 <sup>-07</sup>	1,18x10 <sup>-07</sup>	1,41x10 <sup>-07</sup>
66	6,54x10 <sup>-08</sup>	1,64x10 <sup>-07</sup>	1,08x10 <sup>-07</sup>	1,86x10 <sup>-07</sup>	4,39x10 <sup>-07</sup>
67	1,44x10 <sup>-07</sup>	2,26x10 <sup>-07</sup>	1,36x10 <sup>-07</sup>	1,41x10 <sup>-07</sup>	1,22x10 <sup>-07</sup>
68	9,63x10 <sup>-08</sup>	1,03x10 <sup>-08</sup>	8,74x10 <sup>-08</sup>	8,75x10 <sup>-08</sup>	6,32x10 <sup>-08</sup>
69	4,55x10 <sup>-08</sup>	1,03x10 <sup>-08</sup>	9,20x10 <sup>-09</sup>	1,91x10 <sup>-08</sup>	1,16x10 <sup>-08</sup>
70	4,18x10 <sup>-08</sup>	2,39x10 <sup>-09</sup>	1,78x10 <sup>-09</sup>	1,81x10 <sup>-09</sup>	8,75x10 <sup>-09</sup>
71	4,34x10 <sup>-08</sup>	2,17x10 <sup>-11</sup>	4,49x10 <sup>-10</sup>	3,89x10 <sup>-10</sup>	1,62x10 <sup>-10</sup>
72	4,41x10 <sup>-08</sup>	2,79x10 <sup>-09</sup>	2,37x10 <sup>-09</sup>	1,68x10 <sup>-09</sup>	1,18x10 <sup>-09</sup>

Tabell 18. pH i provvätskan för de olika kolonner, cykel 1-5.

Table 18. pH in the leachate, cycles 1 to 5.

kolonn	pH				
	cykel 1	cykel 2	cykel 3	cykel 4	cykel 5
1	12,86	12,66	12,41	12,43	12,40
2	12,53	12,62	12,64	12,29	11,58
3	12,66	12,10	11,86	12,10	11,75
4	7,88	-	-	-	-
5	12,79	12,55	12,26	12,53	12,11
6	12,69	12,46	10,38	12,23	12,06
7	-	-	-	-	10,32
8	9,17	7,52	7,24	8,41	7,60
9	9,10	7,81	7,93	8,26	7,93
10	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-
12	12,65	-	8,41	8,23	8,33
13	-	-	-	-	-
14	9,44	7,17	7,89	8,31	8,30
15	12,39	-	-	-	-
16	12,64	12,56	12,39	12,60	12,31
17	-	-	-	-	-
18	9,01	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-
20	12,85	12,66	12,65	12,61	12,21
21	12,58	12,00	10,70	10,92	10,83
22	8,89	-	-	-	-
23	9,83	9,58	9,41	8,15	7,76
24	12,84	12,65	12,73	12,63	12,48
25	9,24	7,96	8,10	8,77	8,28
26	-	-	-	-	-
27	9,68	7,70	7,53	7,99	7,60
28	12,74	12,58	11,72	12,18	11,84
29	12,52	-	-	-	-
30	9,24	8,02	7,95	8,49	8,50
31	9,35	-	-	-	-
32	-	-	-	-	-
33	12,53	12,16	11,43	11,77	11,59
34	12,84	12,62	12,21	12,45	12,43
35	8,30	-	-	-	-
36	9,45	7,57	7,92	8,04	8,42
37	9,65	-	-	-	8,81
38	9,09	7,71	7,88	8,31	8,09
39	12,67	12,45	12,26	12,39	12,23
40	9,27	7,42	7,36	7,99	7,52
41	9,78	7,60	7,60	8,14	7,55
42	12,68	11,45	10,45	11,15	9,46
43	-	-	-	-	-
44	12,05	11,86	11,53	11,87	11,68
45	-	-	-	-	-
46	9,11	7,87	7,68	8,74	7,68
47	12,76	12,70	12,70	12,48	12,11
48	12,22	11,35	10,05	10,91	11,10
49	9,43	7,83	7,64	8,50	8,08
50	12,32	11,27	9,93	10,53	10,16
51	9,39	7,80	7,65	8,30	8,45
52	10,42	7,22	7,30	7,55	7,90
53	-	-	-	-	-
54	12,86	12,42	12,27	12,39	12,05
55	12,57	-	-	-	-
56	10,36	9,53	7,39	7,93	7,75
57	12,54	11,54	10,34	11,17	10,98
58	12,31	12,02	11,74	11,91	11,99
59	-	-	-	-	-
60	-	12,79	12,17	-	11,86
61	9,83	7,20	7,57	8,37	8,04
62	9,47	-	-	-	-
63	9,81	-	8,30	8,74	8,67
64	8,70	-	-	-	-
65	11,82	9,72	9,26	9,23	8,20
66	10,82	9,47	7,37	7,75	7,66
67	12,18	9,83	9,25	9,41	8,09
68	11,95	9,68	9,25	8,24	8,04
69	10,60	9,70	9,26	8,30	7,87
70	10,82	7,57	8,11	8,93	7,90
71	10,78	-	-	-	-
72	10,57	9,07	7,44	8,16	8,59

Tabell 19. Elektrisk konduktivitet ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) i provvätskan för de olika kolonnerna, cykel 1-5.Table 19. Electric conductivity ( $\text{mS cm}^{-1}$ ) in the leachate, cycles 1 to 5.

kolonn	Konduktivitet ( $\text{mS cm}^{-1}$ )				
	cykel 1	cykel 2	cykel 3	cykel 4	cykel 5
1	19,51	6,88	7,21	4,24	3,96
2	21,00	11,44	6,63	4,96	1,82
3	22,60	3,36	2,51	2,29	1,93
4	-	-	-	-	-
5	15,68	6,29	6,18	5,58	3,03
6	16,21	10,82	5,41	4,07	2,99
7	-	-	-	-	10,48
8	7,63	6,79	2,74	1,54	1,43
9	7,76	6,14	3,43	2,82	2,75
10	-	-	-	-	-
11	-	-	-	-	-
12	24,00	-	12,94	4,89	1,86
13	-	-	-	-	-
14	10,31	2,78	3,21	3,76	0,48
15	25,60	-	-	-	-
16	9,52	9,84	7,41	6,48	6,62
17	-	-	-	-	-
18	37,80	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-
20	18,28	7,27	6,58	6,18	5,53
21	9,93	3,36	1,99	1,70	1,59
22	39,60	-	-	-	-
23	2,68	2,41	2,47	2,84	3,06
24	17,37	8,11	7,67	7,21	6,76
25	10,38	2,34	3,40	1,85	0,90
26	-	-	-	-	-
27	8,28	7,06	5,94	3,66	3,19
28	14,04	7,75	5,76	3,18	2,51
29	20,00	-	-	-	-
30	11,47	18,70	15,53	10,15	6,63
31	17,86	-	-	-	-
32	-	-	-	-	-
33	24,00	4,63	2,18	1,45	1,37
34	19,67	7,34	5,73	5,92	5,40
35	-	-	-	-	-
36	12,33	6,41	6,34	3,28	1,39
37	14,03	-	-	-	10,12
38	13,35	3,28	5,55	3,54	3,58
39	31,70	6,62	5,79	4,89	3,60
40	10,06	5,29	4,42	2,35	1,49
41	7,87	4,46	4,22	3,82	3,41
42	24,10	3,07	2,17	1,61	0,74
43	-	-	-	-	-
44	15,91	2,43	1,82	1,70	1,69
45	-	-	-	-	-
46	9,95	5,20	5,72	1,86	1,47
47	14,87	10,47	7,16	4,78	4,23
48	18,29	2,44	2,84	2,56	1,61
49	15,81	6,11	4,36	3,22	0,29
50	19,64	2,37	2,68	2,41	1,72
51	7,42	4,80	3,81	1,95	3,22
52	2,07	3,18	1,84	2,02	1,93
53	-	-	-	-	-
54	17,80	6,95	7,03	5,25	3,32
55	24,30	-	-	-	-
56	7,61	6,34	5,29	4,67	3,66
57	18,60	2,62	3,52	2,02	1,71
58	17,00	2,54	1,92	1,66	1,52
59	-	-	-	-	-
60	-	23,10	6,48	-	2,95
61	6,82	4,08	7,63	5,94	1,36
62	12,71	-	-	-	-
63	13,25	-	13,72	10,43	7,90
64	19,32	-	-	-	-
65	16,97	5,63	5,61	4,41	3,84
66	8,16	3,44	7,40	3,80	2,05
67	9,04	5,03	5,24	4,22	3,44
68	14,18	5,71	5,23	5,54	4,54
69	12,20	5,11	3,79	2,88	2,52
70	9,60	7,71	5,45	4,66	5,68
71	10,69	-	-	-	-
72	11,85	6,55	5,14	4,55	3,62

Tabell 20. TOC (g l<sup>-1</sup>) i provvåttskan för de olika kolonnerna, cykel 1-5.Table 20. TOC (g l<sup>-1</sup>) in the leachate, cycles 1 to 5.

kolonn	TOC (g l <sup>-1</sup> )				
	cykel 1	cykel 2	cykel 3	cykel 4	cykel 5
1	4,73	0,31	0,86	0,30	0,21
2	17,56	1,43	0,71	0,69	0,29
3	3,99	0,19	0,14	0,18	0,15
4	44,21	-	-	-	-
5	4,36	0,56	0,51	0,65	0,15
6	3,95	4,58	3,19	0,80	0,69
7	-	40,41	43,15	23,13	4,87
8	3,35	1,92	0,62	0,18	0,22
9	3,93	1,01	0,41	0,15	0,22
10	166,27	-	-	-	-
11	142,80	-	-	-	-
12	3,09	19,48	7,49	1,48	0,59
13	21,72	25,61	-	-	-
14	5,93	0,62	0,81	1,39	0,23
15	4,24	-	-	-	-
16	1,48	0,93	0,64	0,69	0,31
17	150,28	-	-	-	-
18	32,94	-	-	-	-
19	-	-	-	-	-
20	5,73	0,34	0,29	0,44	0,19
21	4,10	0,75	0,78	0,50	0,39
22	28,36	38,20	-	40,48	35,91
23	1,64	1,58	1,43	1,12	1,15
24	5,37	0,39	0,23	0,31	0,20
25	5,78	0,33	0,77	0,28	0,14
26	-	-	-	-	-
27	4,46	1,30	1,08	0,94	0,51
28	2,52	1,20	1,99	0,84	0,70
29	3,18	-	-	-	-
30	6,47	10,30	6,34	2,72	1,82
31	15,84	-	-	-	-
32	-	-	5,92	-	-
33	4,25	0,75	0,51	0,21	0,28
34	5,32	0,32	0,48	0,44	0,29
35	26,44	-	-	-	-
36	7,69	0,75	1,68	0,52	0,32
37	9,70	17,69	-	-	-
38	5,66	0,73	1,23	0,85	0,83
39	10,25	0,22	0,87	0,60	0,37
40	6,31	1,02	1,02	0,74	0,34
41	4,63	1,02	0,91	0,75	0,58
42	3,80	0,65	0,53	0,37	0,17
43	-	-	-	-	-
44	4,02	0,33	0,21	0,21	0,26
45	-	-	-	-	-
46	6,09	0,88	1,43	0,29	0,19
47	2,33	2,59	1,07	0,69	0,56
48	3,71	0,44	0,46	0,40	0,19
49	6,35	1,97	1,62	1,59	0,23
50	4,10	0,43	0,55	0,39	0,25
51	3,26	0,93	1,20	0,64	1,11
52	1,49	1,18	0,58	0,74	0,89
53	-	-	-	-	-
54	5,87	0,68	0,93	0,49	0,36
55	3,23	-	-	-	15,50
56	7,36	5,81	2,12	1,38	1,13
57	3,48	0,38	1,11	0,37	0,25
58	3,62	0,25	0,23	0,18	0,12
59	27,73	16,36	10,97	10,58	10,65
60	0,44	8,74	1,55	-	-
61	6,30	2,07	3,58	1,88	0,35
62	8,53	19,73	-	-	12,14
63	9,55	9,56	5,68	3,83	3,00
64	8,05	12,81	-	-	-
65	12,98	3,54	2,78	1,58	0,75
66	5,05	1,36	2,65	1,18	0,64
67	4,06	2,86	2,12	1,16	0,63
68	7,78	4,40	2,25	1,84	1,19
69	5,68	2,45	1,54	0,83	0,71
70	4,25	5,54	2,48	1,76	1,53
71	4,59	-	9,50	6,86	8,74
72	5,43	3,66	1,66	1,20	0,98

## E Massbalans för TOC

Tabell 21. Massbalans över TOC (g (kg TS)<sup>-1</sup>). Endast för avslutade kolonner finns slutvärdet för fast återstod och rest (Bromma-Mälarenergi).

Table 21. Mass balance for TOC (g (kg TS)<sup>-1</sup>). The values for solid fase and rest are only presented for ended columns (Bromma-Mälarenergi).

Kolonn	TOC (g(kg TS) <sup>-1</sup> )							fast återstod	rest
	start	efter cykel 1	efter cykel 2	efter cykel 3	efter cykel 4	efter cykel 5			
1	150,41	81,32	78,94	39,67	39,00	38,55			
2	150,41	131,50	127,60	126,34	125,35	124,86			
3	72,15	65,13	64,24	64,09	63,01	62,53	26,87	35,66	
4	329,39	319,21	319,21	319,21	319,21	319,21			
5	150,41	42,66	40,22	38,54	35,18	34,43			
6	150,41	140,64	128,85	121,32	120,15	119,20			
7	150,41	150,41	145,70	142,11	135,47	129,36			
8	276,75	217,49	212,62	210,56	209,97	209,42	237,75	-28,33	
9	276,75	130,18	125,22	123,97	123,58	121,58	190,45	-68,87	
10	276,75	270,47	270,47	270,47	270,47	270,47	279,85	-9,38	
11	329,39	318,61	318,61	318,61	318,61	318,61			
12	72,15	63,40	59,71	56,00	54,36	53,35	74,57	-21,22	
13	276,75	275,13	258,67	258,67	258,67	258,67	232,95	25,72	
14	276,75	220,24	217,99	215,74	211,92	211,43	255,60	-44,17	
15	72,15	49,77	49,77	49,77	49,77	49,77	77,69	-27,92	
16	150,41	101,69	99,68	98,82	98,02	97,68			
17	329,39	318,24	318,24	318,24	318,24	318,24			
18	329,39	298,96	298,96	298,96	298,96	298,96			
19	276,75	276,75	276,75	276,75	276,75	276,75	300,70	-23,95	
20	150,41	16,57	15,43	14,46	13,22	12,72			
21	150,41	17,31	15,53	13,57	12,40	11,37			
22	329,39	299,97	296,35	296,35	290,65	280,32			
23	329,39	108,27	101,40	95,92	91,94	88,87			
24	150,41	27,87	26,73	26,09	25,20	24,39			
25	276,75	185,48	167,31	164,70	163,80	162,83	221,40	-58,57	
26	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	62,78	9,36	
27	329,39	217,97	213,63	210,17	207,60	205,83			
28	150,41	140,20	136,77	132,56	131,06	130,22			
29	72,15	55,63	55,63	55,63	55,63	55,63	95,84	-40,22	
30	276,75	240,45	236,45	232,75	231,39	229,82	243,30	-13,48	
31	329,39	250,55	250,55	250,55	250,55	250,55			
32	276,75	276,75	276,75	276,75	276,75	276,75	209,90	66,85	
33	72,15	40,93	38,53	36,47	35,94	33,51	72,22	-38,71	
34	150,41	138,43	137,37	136,23	134,21	133,66			
35	329,39	298,44	298,44	298,44	298,44	298,44			
36	276,75	271,22	264,15	260,42	259,31	258,38	261,80	-3,42	
37	276,75	254,13	252,12	252,12	252,12	252,12	304,70	-52,58	
38	329,39	147,22	134,24	124,26	121,53	119,43			
39	150,41	125,31	123,17	119,23	118,06	-29,28			
40	276,75	270,63	268,98	264,91	262,55	260,28	274,50	-14,22	
41	276,75	185,04	182,34	179,89	178,13	176,56	217,75	-41,19	
42	72,15	52,70	50,72	49,60	48,67	48,23	46,87	1,36	
43	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	50,60	21,55	
44	72,15	5,29	3,35	2,63	1,97	1,21	76,63	-75,42	
45	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	65,25	6,90	
46	276,75	267,06	264,20	255,51	254,61	253,99	296,95	-42,96	
47	150,41	145,54	140,18	133,59	133,15	132,03			
48	72,15	3,01	-0,34	-1,77	-3,13	-3,71	20,99	-24,69	
49	329,39	318,83	308,95	299,63	284,03	282,54			
50	72,15	5,99	4,70	3,11	2,09	1,41	49,61	-48,19	
51	329,39	64,15	59,26	54,79	52,76	49,19			
52	329,39	230,04	223,94	222,28	217,53	126,00			
53	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	72,15	118,88	-46,73	
54	150,41	10,18	6,88	4,05	2,20	0,94			
55	72,15	2,73	2,73	2,73	2,73	-0,17	48,70	-48,87	
56	329,39	73,24	58,04	53,68	50,25	47,69			
57	72,15	22,08	20,99	13,53	12,70	12,10	34,04	-21,94	
58	72,15	29,61	28,83	28,09	27,50	27,05	54,84	-27,78	
59	150,41	108,41	106,77	105,20	103,52	100,99			
60	150,41	150,37	134,58	131,76	131,76	131,76			
61	329,39	28,21	21,62	13,19	7,63	6,89			
62	276,75	232,12	228,97	228,97	228,97	224,81	263,65	-38,84	
63	276,75	248,84	245,72	243,35	241,73	239,89	292,60	-52,71	
64	329,39	155,52	154,00	154,00	154,00	154,00			
65	239,90	176,63	169,11	162,68	159,37	158,02			
66	239,90	181,24	178,11	171,08	168,87	166,38			
67	239,90	210,40	205,94	202,37	200,22	199,24			
68	239,90	206,40	205,83	202,02	201,14	199,18			
69	174,45	156,94	154,45	152,45	151,27	150,26	192,45	-42,19	
70	174,45	150,10	146,41	144,67	143,38	132,36	147,05	-14,69	
71	174,45	159,82	159,82	158,11	157,03	155,88	138,25	17,63	
72	174,45	156,70	153,93	152,35	151,52	150,82	166,65	-15,83	

## F Utökad diskussion kring de experimentella försöken

### F.1 Faktornivåer

De tre faktorerna aska/slam-kvot, initial vattenhalt och kompaktering är kopplade till varandra. För bestämning av faktornivåer för dessa bestämdes först nivåer på aska/slam-kvot till 80 % aska och 20 % slam för hög nivå; 20 % aska och 80 % slam för låg nivå, detta för att studera ett brett område. Mittnivån sattes till 50 % aska och slam. Faktorerna initial vattenhalt och kompaktering är direkt beroende av varandra, nivåerna för dessa bestämdes därför samtidigt. Kompakteringsgraden av askor och slam testades med hjälp av modifierat Proctor kompakteringstest (material fylls i fem lager där varje lager kompakteras med 25 stötar av en 10 *pounds* hammare). Kritiska parametrar var torrdensitet av kompakterat material och optimal vattenhalt i askor och slam. Testet gav en kompakteringsgrad av materialet som nådde en torrdensitet av ca 1,4 ton m<sup>-3</sup>.

Hög nivå för faktorn aska/slam-kvot sattes till 4 (80 % aska och 20 % slam), låg nivå sattes till 0,25 (20 % aska och 80 % slam). Mittpunkten var en blandning av lika delar aska och slam, således en aska/slam-kvot på 1. För faktorn initial vattenhalt sattes nivåerna till 40 % (hög nivå), 30 % (mittpunkt) och 20 % (låg nivå). Kompakteringens nivåer representerades av densiteten på 1,50 ton m<sup>-3</sup> (hög nivå), 1,34 ton m<sup>-3</sup> (mittpunkt) samt 0,92 ton m<sup>-3</sup> (låg nivå). Den densitet som erhöles med hjälp av modifierat Proctor kompakteringstest (1,4 ton m<sup>-3</sup>) skulle ge en väldigt låg permeabilitet av materialet och därmed svårigheter att kunna provta permeametervatten. Dessutom skulle den initiala vattenhalten som kan hållas i ett sådant hårt kompakterat material bli låg, runt 10 % för askor och runt 15 % för slam. Detta skulle ha gett ett för snävt intervall av faktorn initial vattenhalt eftersom överflödigt vatten skulle tryckas ut i och med kompakteringen. För att minska torrdensiteten av det kompakterade materialet och öka den initiala vattenhalten användes ett manuellt Proctor kompakteringstest (färre stötar och en lättare hammare). Detta gav en ökning av vattenhalten till 40 %. Över 40 % vattenhalt blev blandningen med en låg aska/slam-kvot (hög andel slam) för blöt och vatten pressades ut ur materialet.

Temperaturen för torkning sattes till 50-55°C vilket var tillräckligt låg för att inte termiskt förstöra det organiska materialet.

För att säkerställa att ingen biologisk aktivitet skulle ske sattes dosen NaN<sub>3</sub> till 250 mg l<sup>-1</sup> till de kolonner där biologisk aktivitet skulle hämmas. Detta motsvarar dubbel dödlig dos för mikroorganismer (*Vibrio fischeri*).

### F.2 2<sup>7-1</sup> reducerat faktorförsök

#### *Osäkerheter i datamaterialet*

Under det experimentella arbetet bestämdes flödet genom kolonnerna genom att mäta den massa vatten som passerade kolonnerna under en viss tid. Den hydrauliska konduktiviteten beräknades sedan enligt Ekvation F1.



$$K = \frac{V \times h_w}{A \times T \times \Delta H} \quad \text{Ekvation F1}$$

$K$  .....hydraulisk konduktivitet ( $m s^{-1}$ )

$V$  .....volym vatten som passerar genom kolonnen under tiden  $T$  ( $m^3$ )

$A$  ..... tvärsnittsarea av kolonnmaterialiet ( $m^2$ )

$T$  .....tiden som det tar för volymen  $V$  att passera genom kolonnen ( $s$ )

$h_w$  ..... höjden av kolonnmaterialiet ( $m$ )

$\Delta H$  .....höjdskillnad mellan nivå vattenpelare och nivå utgående permeameteravatten ( $m$ )

Tre mätningar genomfördes för varje kolonn i den mån det vara möjligt, för vissa kolonner var flödet av vatten så lågt att endast en eller två mätningar var möjliga under cykelns gång. Det finns även risk att permeameteravatten har avdunstat under mätningen för de permeametrar som hade en väldigt låg hydraulisk konduktivitet. För vissa kolonner var vattenflödet väldigt högt och permeameteravatten började rinna direkt efter det att vatten hade kopplats till kolonnen. I dessa var det svårt att samtidigt läsa av tiden och koppla bort vattenflödet, varvid felaktigheter kan förekomma i mätningarna. Det fanns även kolonner som inte gav något permeameteravatten. Den hydrauliska konduktiviteten uppskattades i dessa genom ett antagande att 1 ml permeameteravatten passerade kolonnen under respektive cykel. Denna uppskattning representerar en gräns som den hydrauliska konduktiviteten ej överstiger.

Förlust av vattentryck hos kolonnerna beräknades enligt Ekvation F2.

$$h_f = \frac{64 \times l \times v^2}{Re \times d \times 2 \times g} \quad \text{Ekvation F2}$$

$h_f$  .....förlust av vattentryck ( $m$ )

$l$  .....längden av slang mellan vattenpelaren och kolonn ( $m$ )

$v$  .....flödes hastigheten hos vattnet ( $m s^{-1}$ )

$Re$  .....Reynolds tal

$d$  .....diameter av slang ( $m$ )

$g$  .....gravitation ( $m s^{-2}$ )

Avståndet mellan de kolonner som var närmast respektive längst från vattenpelaren var drygt 1 m. Flödes hastigheten var låg, ungefär  $0,1 m s^{-1}$  och flödet antogs därför vara laminärt. Förlusten av vattentryck i de kolonner som var placerade längst från vattenpelaren bestämdes till några mm. Dessa förluster var försumbara.

För varje kolonn och cykel beräknades L/S-kvoten genom att använda densiteten för kolonnen, hydraulisk konduktivitet och den tid som kolonnen hade vatten påkopplat. Den tid som kolonnen hade vatten påkopplat har en upplösning av minuter och eftersom det även kan förekomma fel i hydraulisk konduktivitet förekommer även fel i beräknad L/S-kvot.

Permeametervattnen späddes 1:50 innan analys av TOC genomfördes. Omräkning av resultaten innebar att även mätosäkerheten ökade 50 gånger.

#### *Analys av TOC och GF*

GF används ibland för att analysera det organiska innehållet i olika material. För slammen från NSR och Bromma var GF nästan dubbelt så stor som halten TOC. En jämförelse mellan analyserad halt TOC och bestämd halt GF för askorna visade att halten TOC för Öresundskraft var drygt 5 gånger så stor som halten GF. För askan från Mälarenergi var förhållandet det omvända, bestämd halt GF var drygt 5 gånger så stor som halten TOC. Askan från Öresundskraft var en kolaska och består en del kolrester som kan påverka GF. Analys av TOC skedde vid upphettning av materialet till 900°C medan GF bestämdes vid upphettning till 550°C. Analys av TOC är specifik till organiska kolföreningar. Flygaska som har torkats vid 105°C innehöll fortfarande mekaniskt och kemiskt bundet vatten som påverkade bestämningen av GF [9].

#### *Empiriska modeller*

Positiv effekt av en faktor medförde att responsvariabeln påverkades positivt, d v s responsen ökade då värdet på faktorn ökade. En negativ effekt hade motsatt verkan, responsvariabeln minskade då värdet på faktorn ökade. Effekten av en kvalitativ faktor blev den motsatta då nivån på faktorn förändrades. Även interaktioner där en kvalitativ faktor ingår kom att skifta tecken då den kvalitativa faktorns nivå ändrades.

De empiriska modellerna för återstående halt TOC i kolonnmaterialet skiljde sig åt beroende på om modellerna byggdes upp med TOC uttryckt i  $\text{g}(\text{kg TS})^{-1}$  eller i vikts-% (relaterat till den initiala TOC-halten). Gemensamt för de båda var att faktorerna blandning, aska/slam-kvot och kompaktering samt interaktionen blandning $\times$ kompaktering ingick. I modellerna för TOC i vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) ingick även interaktionerna aska/slam-kvot $\times$ initial vattenhalt och initial vattenhalt $\times$ kompaktering. Effekten av aska/slam-kvot och kompaktering hade störst effekt för modellerna oavsett om de baserades på TOC uttryckt i  $\text{g}(\text{kg TS})^{-1}$  eller i vikts-% (relaterat till den initiala TOC-halten). I de modeller som togs fram för TOC i  $\text{g}(\text{kg TS})^{-1}$  hade aska/slam-kvoten den största effekten, medan det är för TOC i vikt-% (relaterat till den initiala TOC-halten) var kompakteringen som uppvisade den största effekten. Skillnaderna i vilka faktorer som påverkar och hur stor effekt faktorn har på återstående halt TOC i de framtagna modellerna beror på att om halten TOC uttrycks i olika enheter ger det upphov till olika fördelningar av datamaterialet.

De empiriska modellerna beskrev ungefär 67% (MLR för TOC  $\text{g}(\text{kg TS})^{-1}$ ), 55% (MLR för TOC vikt-%) och 80% (MLR för hydraulisk konduktivitet) samt 60% (PLS) av responsvariablernas datavariabilitet. Diskussionen baserades på resultat från de empiriska modellerna. Det fanns dock en del datavariationer kvar som inte kunde förklaras med hjälp av de framtagna empiriska modellerna. Detta kan bero på brus eller någon faktor som inte studerades i faktorförsöken.

Värmeforsk är ett organ för industrisamverkan inom värmeknisk forskning och utveckling. Forskningsprogrammet är tillämpningsinriktat och fokuseras på energi- och processindustriernas behov och problem.

Bakom Värmeforsk står följande huvudmän:

- Elforsk
- Svenska Fjärrvärmeföreningen
- Skogsindustrin
- Övrig industri

VÄRMEFORSK SAMARBETAR MED  
STATENS ENERGIMYNDIGHET

VÄRMEFORSK SERVICE AB  
101 53 Stockholm  
Tel 08-677 25 80  
Fax 08-677 25 35  
[www.varmeforsk.se](http://www.varmeforsk.se)

Beställning av trycksaker  
Fax 08-677 25 35