

Institutionen för matematik och naturvetenskap

Examensarbete 10 poäng

**Laboratorieundersökning av filtermaterial
för lakvattenbehandling
- karakterisering och reningseffektivitet**

Mona Eliasson och Linda Ivarsson
Mars 2007

Institutionen för matematik & naturvetenskap
Högskolan Kristianstad
291 88 Kristianstad

Department of Mathematics and Science
Kristianstad University
SE-291 88 Kristianstad
Sweden

Examinator/Examiner:

Peter Dahlblom, Universitetslektor vattenresurslära, Högskolan Kristianstad

Handledare/Instructor:

Pille Kängsepp, Doktorand, Analytisk kemi
Lennart Mårtensson, Universitetslektor i miljöteknik, fil dr
Britt-Marie Svensson, Laboratorieingenjör

Författare/Author:

Mona Eliasson
Linda Ivarsson

Program och år/Programme and year:

Naturvårdsingenjörsprogrammet 2003
Naturvårdsingenjörsprogrammet 2002

Svensk titel:

Laboratorieundersökning av filter material för lakvattenbehandling
-karaktisering och reningseffektivitet

English title:

Characterisation and treatment efficiency of different filter materials by laboratory scale studies.

Abstract:

Leachate water needs to be treated locally and different types of techniques have been worked out. One of them is the filter-bed technique, where different types of filtermaterials are used. A comparison between different materials shows differences in their characters. Stena Metall AB in Halmstad uses a peat in combination with ash from pulp and paper mills. This mix has been tested on its treatment efficiency. The material have a good reduction of copper and ammonium from leachate water.

Språk/Language:

Svenska

Godkänd av/Approved by:

Peter Dahlblom

Datum/Date

Förord

Examensarbetet utfördes inom en projektgrupp på Högskolan Kristianstad bestående av oss själva, Camilla Berlin och Martin Brandt. Inom denna projektgrupp har förutom vårt examensarbete även två andra examensarbeten gjorts. Ett av arbetena består av reningseffektivitetstest på filter för oljereining och det andra arbetet behandlar ett kolonnförsök på olika material med olika vatten.

Ett varmt tack riktas till våra handledare Pille Kängsepp, Lennart Mårtensson och Britt-Marie Svensson för hjälp med upplägget till studien. Vi vill också rikta ett stort tack till våra medarbetare i projektgruppen Martin Brant och Camilla Berlin för ett fint samarbete och utmärkt hjälp med att analysera proverna. Alla trevliga fikastunder med projektgruppskamraterna är inte heller att förglömma.

Dessutom riktas ett tack till alla som på något sätt varit oss behjälpliga i detta arbete men som inte står nämnda ovan.

Kristianstad, mars 2007

Mona Eliasson och Linda Ivarsson

Sammanfattning

Lakvatten har varierande föroreningsgrad och karaktär. Det bildas då regnvatten perkolerar igenom en deponi. I en deponiverksamhet är lakvattnet den huvudsakliga påverkan på den omgivande miljön. För att begränsa föroreningshalten i naturen behöver lakvattnet samlas upp och omhändertas. Olika tekniker har utvecklats för att rena lakvatten lokalt. En teknik är att använda ett naturligt material som torv för att i första hand reducera mängden metaller och organiska föreningar. Vid Stena Metall AB:s anläggning i Halmstad sker rening av vattnet i den lokala reningsanläggningen. Reningen består av luftning och sedimentering samt ett biofilter bestående av aska och torv (SB).

I detta examensarbete har urlakning av ett antal olika filtermaterial gjorts genom att skaka materialen i 24 h. Även en reningseffektivitetsstudie av filtermaterialet SB har gjorts. Filtermaterialet används i dag som en biobädd och fungerar som det sista reningssteget utav lakvattnet på Stena Metall AB:s anläggning i Halmstad.

I urlakningsstudien skakades varje filtermaterial i 24 h med kranvatten. Några gränsvärden för lakvatten finns inte i dag. ”Ny föreskrift om deponering och mottagande av avfall vid deponier” trädde i kraft 2005. Föreskriftens gränsvärden för icke-farligt avfall har används som jämförvärden i denna studie. Resultatet visar att det är en stor skillnad på de olika materialens urlakning. I urlakningen är det endast Bark och Metallbark som överskrider DOC-värdet.

Reningseffektivitetsstudien utfördes genom att skaka SB med fem olika koncentrationer av koppar-, fenol- och PCB-lösningar. Fenol- och PCB-analyser ryms inte inom detta arbete utan presenteras i ett annat arbete inom projektgruppen. I studien har lakvatten och kranvatten med de fem olika koncentrationer använts parallellt och därefter jämförts mot varandra. Materialet har skakats i 24 h. Resultatet visar en god reduktion av koppar i både kran- och lakvatten. Det sker en reduktion av ammoniumkväve i lakvattnet medan det ökar i kranvattnet.

Innehållsförteckning

1 INLEDNING OCH SYFTE	1
1.1 STENA METALL AB.....	1
2 TEORI	3
2.1 DEPONI.....	3
2.2 LAKVATTEN	5
2.3 RENINGSMETODER AV LAKVATTEN	6
2.3.1 Biologisk rening.....	6
2.3.2 Fysikaliska och kemiska metoder	7
2.3.3 Övriga metoder.....	9
2.3.4 Filtermaterial	10
2.4 KEMISKA OCH FYSIKALISKA PARAMETRAR	11
2.4.1 Allmän karaktärisering.....	11
2.4.2 Metaller	13
3 MATERIAL OCH METOD	16
3.1 MATERIAL.....	16
3.1.1 Vatten.....	17
3.1.2 Stamlösningar.....	17
3.1.3 Filtermaterial	18
3.2 URLAKNINGSSTUDIE	20
3.3 RENINGSEFFEKTIVITETSSTUDIE.....	21
3.4 UTFÖRDA ANALYSER PÅ FAST MATERIAL	24
3.4.1 Bestämning av vattenkvot och torrsubstans.....	24
3.4.2 Bestämning av glödgningsförlust	25
3.4.3 Bestämning av kvantitativa urlakningen.....	25
3.4.4 Kornfördelning – Siktning	25
3.5 UTFÖRDA VATTENANALYSER	26
3.5.1 TOC och DOC.....	26
3.5.4 Kvävefraktioner	27
3.5.5 Salthalter	27
3.5.6 Ammoniumkväve.....	27
3.5.7 Koppar.....	27
3.5.8 Metaller	27
4 RESULTAT	28
4.1 KARAKTERISERING AV MATERIAL	28
4.2 URLAKNINGSSTUDIE MED KRANVATTEN	30
4.3 RENINGSEFFEKTIVITETSSTUDIE MED LAK- OCH KRANVATTEN	32
4.3.1 Nitratkväve	32
4.3.2 Ammoniumkväve.....	33
4.3.3 Koppar.....	34
4.3.4 Klorid.....	35
4.3.5 Sulfat.....	35
4.3.6 DOC.....	36
4.3.7 TOC	36
5 DISKUSSION	37
5.1 KARAKTERISERING AV MATERIAL	37
5.2 URLAKNINGSSTUDIE	37
5.3 RENINGSEFFEKTIVITETSSTUDIE.....	38
6 SLUTSATSER	40
7 FÖRSLAG TILL FORTSATT ARBETE	41
REFERENSER	42
DEFINITIONER	45
BILAGA 1	Stamlösningar
BILAGA 2	Analysresultat
BILAGA 3	Analysresultat
BILAGA 4	Standardkurvor

1 Inledning och syfte

Lakvatten är vatten som varit i kontakt med deponerat material. De ämnen som överförts till lakvatten är dels sådana som finns i avfallet, dels olika nedbrytningsprodukter och mellanprodukter från både biologiska och kemiska reaktioner. Obehandlat lakvatten innehåller framförallt näringsämnet kväve, syreförbrukande ämnen, tungmetaller och organiska miljögifter. Vissa miljögifter kan vara akuttoxiska för olika organismer. Utsläpp av organiska miljögifter i akvatisk miljö hotar de känsliga ekosystemen eftersom ämnena ofta är både långlivade och bioakumulerbara. Risk finns att vattendrag, sjöar och grundvatten påverkas.

För att begränsa föroreningshalten i naturen behöver lakvattnet samlas upp och omhändertas. Olika tekniker har utvecklats för att rena lakvatten lokalt. En teknik är att använda ett naturligt material som torv för att i första hand reducera mängden metaller och organiska föreningar. Ett filtermaterial bestående av torv och aska används i dag på Stena Metall AB: s anläggning i Halmstad.

Att använda ett naturligt material för filtrering av ett lakvatten innebär att materialen kan släppa i från sig föroreningar som kan påverka ekosystemen vilket inte är önskvärda i naturen. Innan ett filtermaterial kan användas bör ett urlakningstest göras för att se vilka ämnen materialet släpper och i vilka mängder.

Detta examensarbete syftar till att undersöka sju olika filtermaterials urlakning. Samt en studie av reningseffektivitetskapacitet hos ett filtermaterial som i dag används på Stena Metall AB: s anläggning i Halmstad. En litteraturstudie på lokala behandlingsmetoder av lakvatten framförs också inom detta arbete.

Två olika vatten har använts i denna undersökning för att sedan jämföras mot varandra. Alla undersökningar har gjorts genom skakförsök.

1.1 Stena Metall AB

Stena Metalls verksamhet

Stena Metall AB: s anläggning i Halmstad omhändertar 230 000 ton skrot varje år. Allt som inte är metall läggs på deponin, och det består mest av textil, papper, trä, plast och gummi (Eskilsson, 2003). Avfallet härstammar från skrotade bilar, industriavfall samt avfall från kommunala återvinningsgårdar. Idag återvinns all metall, men när deponin byggdes 1975 deponerades en viss del metaller som till exempel kvicksilverbrytare och hjul innehållandes blyvikter.

Deponin består av en äldre del på ca 6 hektar som nu är sluttäckt enligt de gamla reglerna. I den äldre delen av deponin strömmar grundvattnet igenom och späder ut lakvattnet. Där finns ingen bottentäckning men dräneringsrör är ditlagda i efterhand för att samla lakvattnet i en uppsamlingsdamm. På den nyare delen av deponin finns bottentäckning, gjorda enligt de krav som finns idag. Den är även väl förberedd för att klara av deponering med de krav som kan komma i framtiden (Yoshiguchi, 2006).

Fullskaleanläggning

Reningen av lakvattnet från Stena Metall AB sker genom luftning där lakvattnet syresätts på en syretrappa för att förhindra dålig lukt och för att skapa en oxidering. Lakvattnet sprids sedan över en filterbädd bestående av torv och kolrik aska som ligger på ett lager av makadam. Bädden byggdes år 2002 och är 760 m² stor och 1 m djup och beräknas kunna ta hand om 35 000 m³ lakvatten per år. Bädden är överdimensionerad för behovet då lakvattenmängden från deponin ligger mellan 11 000 och 20 000 m³ per år. Överdimensioneringen är gjord för att täcka behovet av en utökad areal av deponien.

Filterbädden består av fyra lika stora sektioner som bevattnas med lakvattnet. Bevattningen sker med spridare under sommarhalvåret. När frostperioden börjar täcks filterbädden med ca 0,2 m halm. Under halmen slingras det en hålförsedd slang från vilken lakvattnet sipprar ut över bädden. En jämn bevattning behövs för att mikroorganismerna ska få lagom fuktighet året om då de är känsliga för uttorkning. I filterbädden finns 12 kontrollrör som även bidrar till syresättning av bädden för att uppnå god nitrifikation som är en aerob process. Vattnet filtreras genom materialet och samlas upp i botten för att föras vidare till en anlagd våtmark.

Innan fullskaleanläggningen anlades gjordes det en forskning på filterbädden som består av en blandning av torv och aska. I Estland gjordes det ett batchtest på torv för att uppskatta mängden metaller som torv kan adsorbera. På det blandade materialet gjordes det ett kolonntest för att få fram information om hur bädden bör dimensioneras samt när man kan tänkas få ett genombrott. Slutligen gjordes ett pilotförsök i tre behandlingssteg: luftning, sedimentering och filtrering genom geofilter (Kängsepp *et al*, 2003).

Metoden har god reducering av krom, kobolt, bly, tenn, antimon, kadmium, kvicksilver, brom, mangan, järn, koppar och nickel. Däremot släpper materialet ifrån sig aluminium, zink och arsenik. Genom att tvätta filtret före användning minskas halterna i vattnet (Kängsepp *et al*, 2007).



Figur 1.1 Fullskaleanläggningen i Halmstad.

2 Teori

2.1 Deponi

När ett avfall inte går att behandla eller återvinna läggs det på en deponi där det sker en nedbrytning. Hur snabbt nedbrytningen sker beror på vilken sorts avfall deponien innehåller men också i vilken fas den befinner sig i (Molander, 2000).

I Sverige bildas 73 miljoner ton avfall/år och utav det härstammar 55 miljoner ton från industrier och gruvnäringen. Ungefär 60 % av dagens avfall går inte att återvinna eller behandla på något annat sätt och det måste därför deponeras (Naturvårdsverket, 2006). Antalet deponier som tar hand om avfallet i Sverige är nu ca 175 stycken (RVF, 2006).

I juli 2001 kom det en ny förordning gällande deponering av avfall (2001:512). Numera krävs det att deponier utförs så att gällande miljökrav klaras av, och att det ska vara möjligt att leva upp till andra miljökrav som kan tänkas komma i framtiden. För att enklare klara av kraven bör hänsyn tas till deponins livslängd från det att man startar att lägga upp avfall till dess att skadliga utsläpp från deponin upphör. Det ställs också strängare krav på deponiernas botten tätning och bottenbarriär (Naturvårdsverket, 2006).

Verksamhetsutövaren ska ha goda kunskaper om avfallets karaktär när det gäller sammansättning, lakbarhet och effekter. Det finns också strängare krav på bortledning och uppsamling av lakvatten. För att släppa ut ett lakvatten ska det ha blivit behandlat så att det inte kan åstadkomma någon fara för miljö och människors hälsa. (Rixlex, 2006).

Riskerna för skadliga utsläpp minskas genom att avfallet behandlas på lämpligt sätt före deponering samt att se till att så lite regnvatten som möjligt passerar igenom deponin genom täckning. Deponin ska även vara tät i botten så att allt lakvatten kan samlas upp och renas.

Livslängden på en deponi delas oftast in i fem olika faser:

Fas 1 Aerob nedbrytning (inledande kortvarigt aerobt tillstånd)

Denna fas varar bara några dagar och består av olika reaktioner som reducerar kväve och syre. Syret förbrukas genom nedbrytning av det organiska materialet som finns i mer eller mindre lättnedbrytbar form. Oxidationsreaktionerna är exoterma och avger alltså värme vilket gör att deponins temperatur ökar.

När syrebristen tilltar börjar nitrat övergå till kvävgas genom denitrifikation (Molander, 2000).

Fas 2 Acidogen fas

Den acidogena fasen är en start av den anaeroba nedbrytningsprocessen. Det bildas flyktiga fettsyror och pH sjunker utav syrorna. Det låga pH-värdet leder till ökad rörlighet av metaller och BOD/COD kvoten ökar (Naturvårdsverket, 1992).

Av sockerarter och deaminerade aminosyror bildas fettsyror genom olika reaktioner. Fettsyror kan sinsemellan fungera som oxidations- eller reduktionsmedel. Detta styrs av fermenterande bakterier och kallas för fermentering (jäsnings). I reaktionen med aminosyror bildas det även ammoniak som när det löser sig i vatten kan bilda ammoniumjoner (Molander, 2000).

Övergången från acidogen fas till metanogen fas sker snabbare i deponier med minskat innehåll av organiskt material. Lakvatten från dessa deponier innehåller dock höga koncentrationer av COD och kväveföreningar vilket även de flesta lakvatten från äldre deponier gör (Welanders, 1998).

Fas 3 Inledande metanogen fas

I denna fas bildar fettsyrorna, tillsammans med vatten ättiksyra, vätgas och koldioxid. Sulfatreducerande bakterier bryter ner väte och gör att pH blir lite högre och medför att de metanogena bakterierna som är pH-känsliga kan börja etablera sig. De tillväxer långsamt men gör sedan att deponin kommer in på riktigt i den metanogena fasen (Molander, 2000).

Fas 4 Metanogen fas

I denna fas är det de acetotrofa metanogena bakterierna som omvandlar ättiksyra till metan och koldioxid samt de hydrogenotrofa metanogena bakterierna som omvandlar väte och koldioxid till metan och vatten (Molander, 2000).

Fas 5 Humusfasen

Humusfasen börjar när syre och kväve börjar tränga ner i deponins översta lager och kan oxidera humusämnen och metallsulfider. Eftersom det allra mesta av de deponerade metallerna finns kvar bundet i humus eller sulfider kommer det att märkas i lakvattnet genom lågt pH och lösliga sulfider om deponin innehåller mycket metaller (Molander, 2000).

2.2 Lakvatten

Lakvatten bildas när vatten tränger in i en deponi och urlakar avfallet. Vattnet tar med sig de urlakade föroreningarna genom deponin. Beroende på vad som lagrats på deponin varierar lakvattnets sammansättning och kan förorena recipienter med många olika slags föroreningar. Mängden producerat lakvatten kan bero på flera olika saker. Vissa deponier ligger i kontakt med yt- eller grundvatten som späder lakvattnet. En deponis olika faser spelar också stor roll på hur mycket lakvatten som bildas samt karaktären på avfallet som deponerats (Molander, 2000). En viss mängd vatten i deponin är önskvärd för mikroorganismerna så att nedbrytningen av avfallet ska fungera optimalt. Det är viktigt att ta reda på hur mycket vatten som behöver tillföras eftersom man inte vill ha ut för mycket lakvatten som ska genomgå en kostsam rening (Welander, 1998).

Att skicka ett lakvatten direkt till de kommunala reningsverken kan leda till försämrad reningsgrad av vattnet. Vid riklig nederbörd blir det stora mängder lakvatten som kan leda till överbelastning av reningsverket. Är det då dessutom starkt förorenat späder det ytterligare på den försämrade reningsgraden. Innehåller lakvattnet stora mängder tungmetaller går det inte att återanvända slammet som gödning. Eftersom den kemiska sammansättningen skiljer sig mellan lakvatten och avloppsvatten är det svårt att hitta en optimal reningsåtgärd för båda. Det är därför önskvärdt att lakvattnet istället renas lokalt då det blir lättare att anpassa reningsmetoden efter lakvattnets sammansättning som även varierar efter deponins ålder (Welander, 1998).

Gränsvärden

Några gränsvärden för utsläpp av lakvatten till naturen finns inte i dag. I detta arbete har gjorts en jämförelse mot icke-farligt avfall. De parametrar som används som föreslagna gränsvärden är grundade från Naturvårdsverkets föreskrift om deponering och mottagande av avfall vid deponier NFS 2004:10 (Naturvårdsverket, 2004) enligt deponeringsdirektivet 1999/31/EG och Rådets beslut 2003/33/EG. Föreskriften trädde i kraft 1 januari 2005 (Naturvårdsverket, 2006). Som jämförvärde valdes gränsvärdena för icke-farligt avfall. Gränsvärdena uppges i förhållandet L/S 10, 10 liter vätska per kilo fast material (Liquid/Solid).

2.3 Reningsmetoder av lakvatten

Olika reningsmetoder är olika effektiva beroende på vilken fas deponin befinner sig i och naturligtvis även sammansättningen av lakvattnet. Ofta beror också reningsgraden på övriga parametrar så som pH-värde, därför är det svårt att ange exakt vilken reningsmetod som ger vilken reningsgrad på ett speciellt lakvatten. Här anges några av de vanligaste metoderna och vilka parametrar som vanligtvis reduceras.

2.3.1 Biologisk rening

Med hjälp av aktiva mikroorganismer som bryter ner organiskt material för sin cellsyntes kan halten organiskt material minskas i lakvattnet. Oftast blir nedbrytningen fullständig och är mer effektiv än andra kemiska och fysikaliska metoder. I de fall nedbrytningen är ofullständig kan dock mer toxiska föreningar bildas än vad som fanns från början. För nedbrytning kräver mikroorganismerna att lakvattnet innehåller gott om närsalter, speciellt bör det kollas upp om det finns tillräckligt med fosfor eftersom lakvatten ofta innehåller kväve i överskott. Mikrobiologisk rening kan ske antingen under aeroba förhållanden eller anaerobt. Den aeroba nedbrytningen går snabbare än den anaeroba och ammoniumhalten kan reduceras genom nitrifikation (Welander, 1998). Den aeroba processen är dyrare men lättare att styra och blir mindre känsligt för variationer (Naturvårdsverket, 1992). Under den anaeroba nedbrytningen bildas metan som är energirik och kan användas för att utvinna energi till processen (Welander, 1998). En annan fördel med anaerob process är att det bildas mindre slam (Naturvårdsverket, 1992).

Här följer några sätt att rena lakvatten biologiskt:

Luftade dammar

Luftade dammar är en av de vanligaste metoderna för lokal rening av lakvatten i Sverige. Metoden kan användas antingen som en förbehandling eller som den enda reningen för ett lakvatten. Dammarna dimensioneras vanligtvis för att få en uppehållstid på 10 – 30 dygn. Anläggningen är enkel att driva och har en bra reduktion av BOD, COD och även ammonium under vissa förhållanden (Welander, 1998).

Aktiv slamänläggning

I en aktiv slamänläggning luftas först lakvattnet i en damm, sedan följer en sedimenteringsbassäng. Slammet som sedimenterat förs tillbaka till den luftade dammen och mikroorganismerna får längre tid på sig med nedbrytningen. Metoden ger en bra reduktion av COD (Welander, 1998).

SBR

Satsvis biologisk rening (SBR) är en förenklad variant av aktiv slamänläggning. Behandling och sedimentation sker i samma bassäng. Lakvattnet behandlas satsvis genom att vattnet pumpas in, behandlas, sedimenterar, pumpas ut och överskottsslam tas bort, därefter kan nytt vatten pumpas in. Anläggningen reducerar COD samt har en hög reduktion av ammonium och totalkväve (Molander, 2000). Metoden används vid Isätra avfallsanläggning i Sala och togs i bruk år 2000. Under år 2003 behandlades 29 940 m³ lakvatten. Effektiviteten är temperaturberoende och fungerar därför sämre under de kalla månaderna på året (Eriksson, 2005).

Biologisk bädd

I en biologisk bädd finns ett bärrmaterial som beläggs med en slamhud där mikroorganismer kan tillväxa. Lakvattnet tillförs oftast ovanifrån och får sippra igenom materialet och det krävs att flödet är väl anpassat så att igensättning inte sker. Luft måste tillsättas för att ge god syresättning på lakvattnet. Den biologiska bädden ger reducering av TOC och ammonium (Welander, 1998).

Biorotor

I en biorotor finns det också ett bärrmaterial med slamhud som innehåller mikroorganismer. Bärrmaterialet är fäst på skivor som roterar i en bassäng och kan på så sätt tillföra luftning, blandning och borttagning av slam. Denna metod reducerar BOD och COD (Welander, 1998).

Anaeroba filter

Anaeroba filter består av ett biofilter där lakvattnet passerar och nedbrytningen sker anaerobt. Metoden ger en god reducering av COD (Welander, 1998). Reduktion sker även av vissa tungmetaller och eventuellt kan det ske en minskning av nitratkväve genom denitrifikation beroende på vilken fas deponin befinner sig i (Molander, 2000).

2.3.2 Fysikaliska och kemiska metoder

Metoder som baseras på kemiska och fysikaliska processer är ofta mindre känsliga för förändringar på t ex temperaturväxlingar än biologiska metoder. De kemiska och fysikaliska processerna går ofta snabbt att starta upp med enkel utrustning och automatisering. Nackdelarna kan vara att det är kostsamt och det ger mycket restmaterial som kan behöva behandlas (Naturvårdsverket, 1992).

Här följer några fysikaliska och kemiska metoder för att rena lakvatten:

Förångning

Rening kan ske genom förångning, där lakvattnet koncentreras termiskt under lågt tryck. Effektiviteten beror till stor del av lakvattnets pH. Vid högt pH reduceras fettsyror bäst och vid lågt pH är det ammonium som reduceras med störst effekt. Det bildas ett koncentrat som behöver mer behandling och även destillatet kan behöva renas före utsläpp (Welander, 1998).

Ångstripping

Genom ångstripping blir föroreningarna i lakvattnet överförda till gasfas i en evaporator. Gasen behöver sedan vidare behandling och kan ske genom termisk oxidation (Welander, 1998).

Luftstripping

Luftstripping är en metod där lakvattnets pH höjs till över 11 och gör att ammonium går över till ammoniak. Ammoniakgasen måste sedan samlas in för att inte ge toxisk effekt i recipient. Metoden är mycket effektiv i reducering av ammonium (Welander, 1998).

Omvänd osmos

Omvänd osmos är en metod man hämtat från osmosfenomenet, lakvattnet passerar ett semipermeabelt membran som endast släpper igenom vattenmolekyler eller annat lösningsmedel. Ämnena som är upplösta kan ej passera. Om trycket höjs över lakvattnets osmotiska tryck kommer det rena vattnet att passera genom membranet för att skapa jämvikt

mellan det osmotiska och det pålagda trycket. Lakvattnet passerar alltså genom membranet medan föroreningarna som finns upplösta stannar kvar. Kvar blir en mindre mängd vatten med högre koncentration föroreningar. Detta är ett koncentrat som behöver ytterligare rening. Investering och driftskostnad till en anläggning med omvänd osmos är mycket höga (Molander, 2000).

Aktivt kol

Adsorption till aktivt kol är en effektiv metod men kan variera mycket beroende på kolets egenskaper. Kostnaderna är höga pga. att aktivt kol är dyrt i inköp. Istället kan kolrik aska från massa- och pappersbruk användas och fungerar reducerande på ammonium, TOC och vissa metaller (Kängsepp, 2006).

Sandfilter

I en sandfilterbädd sker en god reduktion av suspenderat material, järn, mangan och till viss del även COD och BOD. Sandfiltret kan även utökas med en sorbent t ex. aktivt kol eller torv för att få bättre effekt av COD- och metallreduktion (Molander, 2000).

Oxidation

Vid kemisk oxidation oxideras de organiska ämnena tills endast koldioxid och vatten finns kvar. För att få en fullständig oxidation används ozon eller väteperoxid för att bilda hydroxylradikaler som har större oxidationsförmåga. Effektivt mot organiska ämnen kan man använda sig utav Fentons reagens där hydroxylradikaler bildas med hjälp av väteperoxid och tvåvärt järn. Metoden har god reduktion av COD men kan bilda mer toxiska ämnen vid ofullständig oxidering (Molander, 2000).

Fällning

Till kemisk fällning används någon fällningskemikalie t.ex. magnesium eller släckt kalk för att binda in föroreningar från lakvattnet. Olika fällningskemikalier används för att binda olika föroreningar. Efter fällningen kvarstår ett slam som måste efterbehandlas och kemikalierna kan vara ganska dyra. Metoden ger en bra reduktion på COD samt vissa tungmetaller (Molander, 2000). I Spillepens anläggning i Malmö används kemisk fällning för att rena bly. Lakvattnet som innehåller bly har ett högt pH och blyet komplexbinds och blir vattenlösligt. Genom att blanda lakvattnet med ett annat lakvatten med lägre pH bryts komplexbindningen och blyföreningarna flockas och kan avskiljas i en sedimenteringsbassäng (Eriksson, 2005).

Jonbytare

Jonbytare innebär att man byter ut positiva eller negativa joner beroende på om man använder katjon- eller anjonbytare. Den fungerar genom att löst bundna joner i en jonbytarmassa byts ut mot joner som har förmågan att binda hårdare. Genom att tillsätta den ursprungliga jonen till jonbytare när den är mättad, kan den fortsätta att användas. Fungerar reducerande på kväveföreningar, fosfor och tungmetaller (Molander, 2000).

2.3.3 Övriga metoder

Naturens resurser kan användas för att rena lakvatten och det finns olika metoder att använda sig av. Det kräver en stor yta och byggkostnaderna är höga, men om tillgång till mark finns är sedan driftskostnaderna låga.

Här följer några övriga metoder för att rena lakvatten:

Bevattning

Lakvatten kan användas till bevattning för t ex. vass eller energiskog. Metoden ger en god reduktion av kväve genom nitrifikation och denitrifikation (Molander, 2000). Vid Holmby avfallsanläggning i Sunne bevattnas ett 36 000 m² stort område bestående av ungskog av björk, sälg, al och gran. Under de varma månaderna tar skogen emot 6 mm/dygn med uppehåll vid kraftig eller långvarig nederbörd (Eriksson, 2005).

Våtmarker

Våtmarker innebär att det står vatten i, strax över eller strax under markytan en stor del av året. Lakvattnet kan tillföras genom ytvattenflöde eller med vertikalt flöde där det perkolerar upp genom ett rotzonsystem. Genom att använda sig av ett rotzonsystem tillförs det syre då växterna tar upp syre med rötterna. Vid rening av lakvatten med höga halter av järn och mangan kan dock rotzonsbädden sätta igen. Metoden fungerar reducerande på ammonium och COD (Welander, 1998). På Isättras anläggning i Sala leds vattnet efter behandling i SBR-reaktor till en rotzonsanläggning bestående av vass. Vattnet renas från lättnedbrytbart material, partiklar och partikelbundna föroreningar (Eriksson, 2005).

Infiltration

Vid infiltration använder man sig av marken nära, under eller på deponin och är endast möjlig om de geologiska förhållandena är de rätta. Metoden är billig och kräver inget underhåll förutom provtagning men det är svårt att veta hur mycket grundvattnet späder ut lakvattnet (Welander, 1998). Reducering väntas av COD och minskad mängd lakvatten att behandla (Naturvårdsverket, 1992).

Recirkulering

Recirkulering av lakvatten innebär att lakvattnet återförs till deponin igen. Metoden är relativt enkel och kan bidra till reduktion av vissa tungmetaller och organiska ämnen (Welander, 1998). Vid Älandsbros anläggning i Härnösand leds vattnet från utloppsbrunnen tillbaka upp på deponin under sommaren. Detta kan då bidra till att biogasproduktionen ökar, det minskar risken för brand samt att det reducerar mängden lakvatten genom avdunstning och växternas upptag (Eriksson, 2005).

2.3.4 Filtermaterial

En viktig reningsmetod för lakvatten är filtrering genom olika material. Dessa kan bestå av naturliga material som torv, bark och aska. Effektiviteten av reningsmetoden varierar med lakvattnets och filtermaterialets karaktär. Genom att noga välja material till filterbädden kan specifika föroreningar skiljas från lakvatten. Hur filterbädden anläggs får anpassas efter varje enskilt fall. Filterbädden kan fungera under aeroba eller anaeroba förhållanden, även båda delar kan fungera. De reningsprocesser som sker i filterbädden är adsorption, jonbyte, fällning och bildning av bakterier och svampar på fuktiga ytor på materialet.

Även ickenaturliga adsorbenter eller jonbytarmaterial kan användas, i synnerhet till lakvatten med väldigt höga halter av föroreningar eller där det krävs väldigt noggrann rening. Dessa material är i jämförelse med de naturliga materialen väldigt kostsamma och användningen är därför begränsad (Kängsepp, 2003).

Torvfilter

Reducering av tungmetaller kan ske med hjälp av ett torvfilter. Metoden fungerar även reducerande på ammonium, COD och TOC (Kängsepp, 2006). Vid Löts avfallsanläggning i Vallentuna ingår en torvbädd i ett utav stegen för lakvattenrening. Torven är blandad med bergkross och även träflis ingår i bädden. Torvhalten är 5-10 viktprocent och har till uppgift att adsorbera metaller och lägga fast partiklar (Viberg, 2004).

2.4 Kemiska och fysikaliska parametrar

I följande text ges en kortfattad information av allmänt förekommande parametrar i ett lakvatten. Flertalet av parametrarna har analyserats i studien.

2.4.1 Allmän karaktärisering

PCB (polyklorerade bifenyler)

PCB kan finnas som 209 konjugener och alla är väldigt stabila föreningar. Vissa mer än andra beroende på hur många kloratomer som finns och hur de sitter. PCB har på grund av sin stabilitet använts i elektroniska komponenter och som mjukgörare i plast. När PCB hamnar i naturen är den väldigt persistent och bioackumulerbar (Bergman *et al.* 1998).

PCB kan även vid upphettning bilda dioxiner och de är båda cancerogena (Brandt *et al.*, 2000).

Klorid

Kloridhalten visar hur salt ett vatten är. Lakvatten har oftast en hög kloridhalt. Höga halter av klorid orsakar korrosion på metaller och är skadliga för växter (Bydén *et al.*, 2003). Vid kloridhalter större än 1000 mg/l kan störningar uppstå vid analys av bland annat TOC och AOX (Öman *et al.*, 2000b).

Konduktivitet

Ju fler lösta joner ett vatten innehåller desto lättare leder det ström, dvs. desto högre konduktivitet (ledningsförmåga) har det (Bydén *et al.*, 2003).

Kväveföreningar

Kväve är ett närsalt som djur och växter behöver för att växa. Alger och vattenväxter tar upp närsalter ur vattnet i våtmark och vattendrag. Alger och växter äts sedan i sin tur av olika djur. Kväve frigörs vid nedbrytning av biomassa. Om stora halter av kväve tillförs en recipient kan den eutrofieras (övergödas), vilket i sin tur leder till riklig produktion av alger.

När organiskt material bryts ner, frigörs det organiskt bundna kvävet till slut som ammonium. Vid nedbrytningen krävs stora mängder syre. Kväveföreningarna från de nedbrutna organismerna omvandlas med hjälp av bakterier via nitrifikation, och denitrifikation för att slutligen avgå till atmosfären som kvävgas. Vid nitrifikationen överförs ammonium som är en svårörlig jon till en lättörlig jon, nitrat. Nitrifikationen sker under aeroba förhållanden och innebär att bakterier av släktet Nitrosomonas omvandlar ammoniumkväve till nitritkväve och därefter oxiderar Nitrobakter nitrit vidare till nitrat. Vid otillräcklig syrgastillgång blir slutprodukten nitrit som är giftigt för flertalet organismer. Vid denitrifikationen omvandlas nitrat via ett antal olika föreningar till kvävgas och kvävet kan då lämna vattenfasen, (Bydén *et al.*, 2003). Denitrifikationen sker under anoxiska förhållanden d v s i närvaro av nitrat men utan tillgång på fritt syre. Miljökrav för denitrifikationen är låg syrehalt, nitrat och en organisk kolkälla. Om denitrifikationsprocessen inte fullföljs bildas lustgas istället för kvävgas. Det är inte önskvärt, eftersom lustgas bidrar både till växthuseffekten och till nedbrytningen av ozonlagret. Risk för lustgasbildning är störst vid låg temperatur i sur miljö (Lönngrén, 1995).

Nitrifikation

NH_4^+ (ammonium) \rightarrow NO_2^- (nitrit) \rightarrow NO_3^- (nitrat)

Denitrifikation

NO_3^- (nitrat) \rightarrow N_2O (lustgas) \rightarrow N_2 (kvävgas)

I lakvatten förekommer kvävet till största delen som ammoniumkväve (Öman *et al*, 2000b). Värdet på pH styr jämviktsförhållandet mellan ammonium/ammoniak. Ett högt pH ger en förskjutning av jämvikten mot ammoniak. En låg ammoniakhalt ger i regel en positiv gödslande effekt. En för hög halt ger däremot förgiftningssymtom. Ett lakvatten består av närsalter, organiska ämnen och metaller. För höga koncentrationer av metaller och vissa organiska ämnen kan skada de mikroorganismer som omvandlar ammonium till kvävgas (Öman *et al*, 2000a).

Totalkväve

Den största mängden kväve i vattnet, kvävgas används knappast alls i biologiska/kemiska processer. Det är en s.k. inert variabel då endast en mycket liten del fixeras i organiskt material med hjälp av bakterier. Tot-N innefattar inte kvävgas utan avser allt det kväve som finns både löst (organiskt och oorganiskt) och uppbundet i partiklar och biomassa (Bydén *et al*, 2003).

Nitratkväve

Nitrat är den oorganiska kväveform som förutom ammonium och urea används av primärproducenterna som kvävekälla (Bydén *et al*, 2003).

Ammoniumkväve

Det bildas ammonium vid nedbrytning av proteiner och andra kväverika föreningar. Vid opåverkade förhållande i syrgasrika vattenmiljöer oxideras ammonium under bakteriers deltagande till nitrat. I syrgasrika ytvatten kan riklig förekomst av ammoniak eller ammonium vara en indikator på förorening (Bydén *et al*, 2003).

pH

Anger den negativa logaritmen av vätejonkoncentrationen och talar om hur surt eller basiskt något är. Ett högt pH-värde minskar oftast metallers löslighet i vatten och kan därför minska metallhalten i t.ex. ett lakvatten.

En pH-skala går från 1 till 14 där ett är surast, 7 neutralt och 14 mest basiskt. För att beräkna pH tas den negativa logaritmen för vätejonaktiviteten i mol/l. När pH-värdet minskar ett steg från t.ex. 7 till 6 blir vattnet 10 gånger mer surt eftersom skalan för pH är logaritmisk.

Sulfat

Sulfat kallas svavelsyrans salter. De flesta sulfater är lösliga i vatten (Bydén *et al*, 2003). En liten mängd svavel binds i växter och djur när de växer. Vid förbränning av fossila bränslen sker utsläpp av svaveldioxid via rökgaserna. Svaveldioxiden oxiderar till svavelsyra och därmed höjs vattendroppens vätejonkoncentration, dvs. sänkt pH-värde (Brant *et al*, 2000).

Syrgashalt

Hur mycket syrgas som kan lösas i vatten är beroende av vattentemperatur, salthalt och atmosfärtryck. Kallt vatten löser mer syrgas än varmt, saltvatten löser mindre än sötvatten.

Syrgashalten har betydelse för olika omvandlings- och nedbrytningsprocesser som försiggår i vattnet bl a genom påverkan av redoxpotentialen.

Tillförsel av syre i vatten sker t.ex. genom omblandning och genom blåsning med luft. Under naturliga förhållanden är det främst vinden som svarar för omblandningen. En såkallad övermättnad kan uppstå dvs. mer syrgas i vattnet än vad som normalt kan lösas. Övermättnad kan även uppstå under ytan i näringsrika vatten, då växternas fotosyntes avger syrgas (Bydén *et al*, 2003).

TOC (Total Organic Carbon)

Anger kolinnehållet både löst och partikulärt organiskt material i vattnet. TOC anger inte typen av organiskt material (Bydén *et al*, 2003). Cyanid, Cyanat och sot (elementärt kol) kommer att bestämmas som kol om det finns närvarande i provet. TOC bestäms genom att oorganiskt kol oxideras till koldioxid som sedan detekteras. Stora mängder organiskt kol kan bidra till minskad toxisk effekt under vissa förhållanden (Öman *et al*, 2000b).

DOC (Dissolved Organic Carbon)

Anger mängden löst organiskt kol. Vattnet filtreras med ett filter med 45 µm porvidd före analys (Öman *et al*, 2000b).

2.4.2 Metaller

Metaller förekommer naturligt i låga halter i sötvatten. Många metaller är essentiella för växter och djur. Men förhöjda metallhalter är allvarligt eftersom många metaller kan ge biologiska störningar redan vid relativt låga halter (Naturvårdsverket, 1999).

Aluminium

Aluminium är en av våra vanligaste metaller. Halten av aluminium i grundvatten är direkt pH-relaterad, vid pH under 5,5 ökar lösligheten kraftigt. Biotillgängligheten av aluminium påverkas av en mängd olika faktorer, aluminium är bland annat toxiskt för fisk i sura humusfattiga sjöar i koncentrationer över 100 µg/l (Öman *et al*, 2000b).

Arsenik

Arsenik är ett potent gift med bevisad cancerogen effekt och med måttlig akut toxicitet. Trevärd arsenik är mer giftig än femvärd arsenik. Arsenik har flera former, arsenikooxid är den som vanligen produceras i samhället. Andra former är arsenit, arsenat och arsenikpentoxid (Öman *et al*, 2000b). I dag används arsenik huvudsakligen för framställning av träimpregneringsmedel (Bergman *et al*, 1998).

Bly

I vattenmiljö förekommer bly huvudsakligen komplexbundet eller adsorberat till partikulärt material och sediment. Humusliknande föreningar och humus komplexbinder metaller, speciellt bly bildar stabila komplex. Biotillgängligheten av bly beror bland annat på vattnets hårdhet och salthalt. I studier har det visats att koncentrationen av bly i lakvatten kan öka från den sura fasen till den metanbildande fasen (Öman *et al*, 2000a). Blyföreningar används bland annat som rostskyddsmedel, i skeppsbottenfärg, inom glasindustrin och som stabilisatorer i plaster (Bergman *et al*, 1998).

Järn

Järn är en av jordens vanligaste metaller som förekommer rikligast i grundvatten och i mark. Framförallt är förekomsten av järn syrestyrt. Under syrerika förhållanden är merparten av järnet i oxiderad form som trevärt järn och till stor del bunden i svårlöslig järnhydroxid eller till humusämnen. Trevärt järn reduceras till tvåvärt järn vid låga syrehalter och blir då mycket lösligt (Öman *et al*, 2000b).

Kadmium

Kadmium är giftigt vid låga halter och har visats vara giftigt för alger. Vid 1 µg/l märks en tillväxthämning hos dinoflagelater. Kadmium har bedömts miljöfarligt av Kemikalieinspektionen på grund av dess bioakumulerbarhet och giftighet för vattenlevande och varmblodiga djur. Källor till kadmium kan bland annat vara kadmiuminnehållande plastföremål, avloppsvatten från bilvårdsanläggningar, färger och batterier (Öman *et al*, 2000a).

Koppar

Koppar klassas som tungmetall och används bland annat i vattenledningar och i elektronik. Koppar är för många ett nödvändigt spårämne men är också bioackumulerbart och toxiskt för vattenorganismer. Hur toxisk koppar är beror på i vilken form den förekommer samt vattnets hårdhet och salinitet. Vattnets pH avgör i vilken grad koppar löser sig i vattnet. Koppar påverkar algtillväxten redan vid en koncentration av 2 µg/l (Öman *et al*, 2000b).

Krom

Den vanligaste förekomstformen är trevärt krom Cr (III) och sexvärt krom, Cr (VI). Vilken av dessa former som är vanligast i ett avfallsupplag beror bland annat på syrehalten, där en hög syrehalt gynnar uppkomsten av Cr (VI), vilket är mera lösligt än Cr (III). Oxidationen sker ofta mycket långsamt av Cr (III) till Cr (VI). En annan faktor som påverkar förekomstformen är pH. Reduktionen av Cr (IV) till Cr (III) sker vid låg redoxpotential och går snabbt vid låga pH och betydligt långsammare vid neutrala och höga pH. Cr (III) är akut giftigt vid halter från 0,4 mg/l, Cr (VI) påverkar kräftdjur redan vid 20 µg/l. Krom är toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur. Det har bedömts av Kemikalieinspektionen som bioakumulerbart. Sexvärt krom är bedömt som cancerframkallande. Metallen används bland annat inom ytbehandling, i legeringar av rostfritt stål och vid garvning av läder (Öman *et al*, 2000a).

Kvicksilver

Kvicksilver förekommer naturligt i mycket låga halter. Medianvärdet i grundvatten är 0,001 µg/l och det hälsorelaterade gränsvärdet är enligt livsmedelsverket 1 µg/l. Kvicksilver har bedömts som miljöfarligt av Kemikalieinspektionen på grund av bildning av metylkvicksilver och för att det är toxiskt för akvatiskt liv och varmblodiga djur. Vid bedömning av hälso- och miljöfarlighet av kvicksilver, ska hänsyn tas till om det förekommer som organiskt eller oorganiskt kvicksilver. Om kvicksilverhalten i lakvatten föreligger som organiskt kvicksilver kan t.ex. alger, kräftdjur och fisk påverkas negativt. Oorganiskt kvicksilver kan omvandlas till organiskt i recipienten och tas upp av organismer. Kvicksilver används bland annat i termometrar, batterier och som tandfyllning (Öman *et al*, 2000a).

Nickel

Nickel har i försök uppvisat hög akut toxicitet på akvatiska organismer. Nickelhalten i Kanadas riktlinjer för vattenkvalitet varierar från 25 µg/l till 150 µg/l, beroende på vattnets hårdhet. Biotillgänglighet, transport och öde i miljön hos nickel beror på pH, redoxpotential, jonstyrka, organiskhalt, mängd och typ av nickel. Nickel används inom ytbehandling och som legeringsämne i stål (Öman *et al*, 2000a).

Mangan

Mangan förekommer i naturen på samma sätt som järn, fast normalt i lägre koncentrationer. I större mängder är mangan skadligt för organismer men små mängder är nödvändigt för de gröna växternas klorofyllbildning. Mangan kan liksom järn och aluminium fastna på fiskarnas gälar när det fälls ut vid pH-höjning i sura vatten (Bydén *et al*, 2003).

Zink

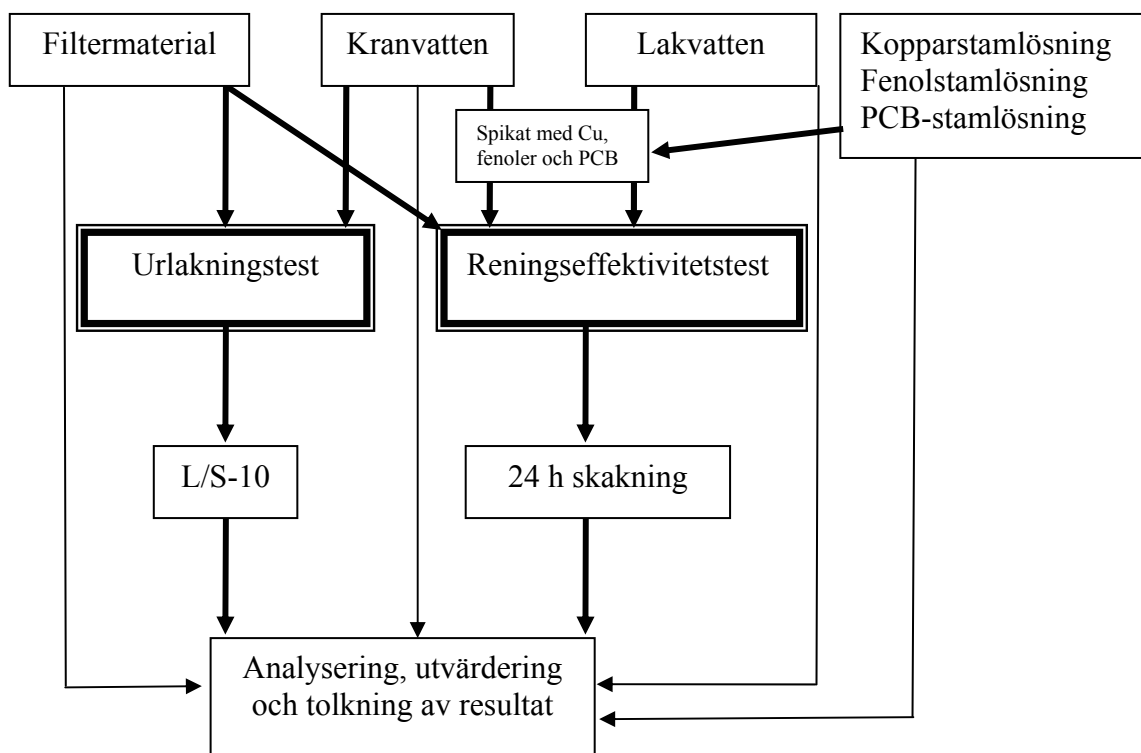
För de flesta organismer är zink en livsnödvändig metall som bioackumuleras. Zink kan dock vara giftigt för vattenlevande organismer. I deponiers sura anaeroba omvandlings fas frigörs zink som många övriga metaller. I laboratorieförsök har zink uppvisat hög giftighet men i naturen är det en mängd faktorer som påverkar zinks toxicitet. Halter av toxiska effekter ligger från 30 µg/l för grönalgen *Raphidocelis* till 500 µg/l för kräftdjuret *Daphnia* (Öman *et al*, 2000b)

3 Material och metod

Filtermaterialen har undersökts med hjälp av urlakningsförsök och reningseffektivitetsförsök. Det har också utförts analyser på de fasta filtermaterialen som består av olika sorters torv, bark och aska.

3.1 Material

I detta arbete har två olika skakförsök ingått se figur 3.1.



Figur 3.1 Flödesschema över tillvägagången med prov och analyser.

Första studien var ett urlakningstest, som har gjorts på sju olika filtermaterial för att se vad materialen släpper ifrån sig. Det utfördes vattenanalyser efter skakning och det gjordes även analyser på det fasta materialet.

I den andra studien undersöktes reningseffektivitet av materialet Stena blandat (SB) som består utav aska och torv. SB bedömdes vara av särskilt intresse då det finns en fungerande fullskaleanläggning. Vattenanalyser gjordes före och efter skakning. Det användes både lakvatten och kranvatten parallellt i detta försök.

Våra utförda analyser från försöken är följande: pH, konduktivitet, syrehalt, koppar, klorid, sulfat, nitat, totalkväve och ammonium. Metaller, TOC och DOC skickades iväg för analys av ekologiska avdelningen på Lunds Universitet.

I urlakningsförsöket skickades även proverna iväg till ekologen i Lund för analys av flera metaller. De ämnen som analyserats var följande: Al, As, Br, Ca, Cd, Co, Cr, Cu, Fe, Hg, K, Li, Mg, Mn, Na, Ni, Pb, S, Sb, Sn och Zn.

Innan reningseffektivitetstestet startades upp blandades tre olika stamlösningar med koppar-, fenol-, och PCB-lösning. Lösningarna användes sedan till att spika de olika koncentrationerna på vattnen.

3.1.1 Vatten

Till försöken har använts kommunalt kranvatten från Kristianstad och lakvatten från Stena Metall AB i Halmstad. Lakvattnet hämtades på Stena Metall AB: s deponianläggning i Halmstad 3 april, 2006. Vattnet togs från brunnen efter utjämningsdammarna. Brunnen är placerad före de två brunnarna som i sin tur fördelade vattnet över biofiltret. Lakvattnet hölls upp i 10 liters dunkar. Vattnet förvarades i kylskåp i 3°C fram till användning för skakförsöket.

För att inte förorena vattnet användes polyetenflaska (PE) som inte släpper ifrån sig ämnen som kan påverka våra analysresultat i detta försök (Åkesson, 2003).

3.1.2 Stamlösningar

Stamlösningar beredes för att spika olika koncentrationer på lakvatten och kranvatten. Det gjordes tre olika stamlösningar.

Beredning av kopparstamlösning

En standard med känd koncentration av koppar bereds genom att lösa upp kopparnitrat i avjoniserat vatten. Koncentrationen av koppar var 10 g Cu/l. Beredningen av lösning gjordes i mätkolv. En beredning av 250 ml Cu-stamlösning gjordes. Den mängd av kopparnitrat som vägdes upp visas i tabell 1.1 i bilaga 1.

Beredning av fenolstamlösning

En standard med känd koncentration av sex olika fenoler löstes upp i avjoniserat vatten. De sex fenolerna som användes var fenol, 4-klorfenol, 4-klor – 3-metylfenol, p-kresol, o-kresol och 2,4-dimetylfenol. Fenolernas löslighet i vatten kontrollerades före beredningen se tabell 1.3 i bilaga 1. Koncentrationen av respektive fenol var i stamlösningen 1 g fenol/l. Beredningen av lösning gjordes i mätkolv. En beredning av 400 ml fenolstamlösning gjordes. Den mängd fenoler som mättes och vägdes upp till stamlösningen visas i tabell 1.2 i bilaga 1.

Beredning av PCB-stamlösning

En standard med känd koncentration av PCB-kongenerna 52, 95, 101, 138, 149, 153, 170, 180, 187, och 194 i en isooktan/pentan lösning användes. Stamlösningen bereds genom att tillsätta etanol för att göra stamlösningen löslig i vatten. Koncentrationen på PCB-stamlösningarna som användes var 0,1 µg/l och 0,095 µg/l.

3.1.3 Filtermaterial

Float Absorb (FA)

Float Absorb består av en värmebehandlad torv som är granulerad. Det är en produkt som flyter på vattenytan och absorberar petroleumprodukter utan vattenupptag. Float Absorb är ett material som används på Vankiva avfallsanläggning för rening vid en oljeavskiljare (Nilsson, 2006). Materialet hämtades på Vankiva avfallsanläggning.

Stena aska (SA)

Askan är en restprodukt vid förbränning från ett pappersbruk i södra Sverige med 10 -15 % kol kvar (Kängsepp, 2006). Aska är ett billigare alternativ till aktivt kol och fungerar bra som adsorbent till opolära föreningar. Filtermaterialen som benämns med Stena är levererad av Laqua treatment AB.

Stena torv (ST)

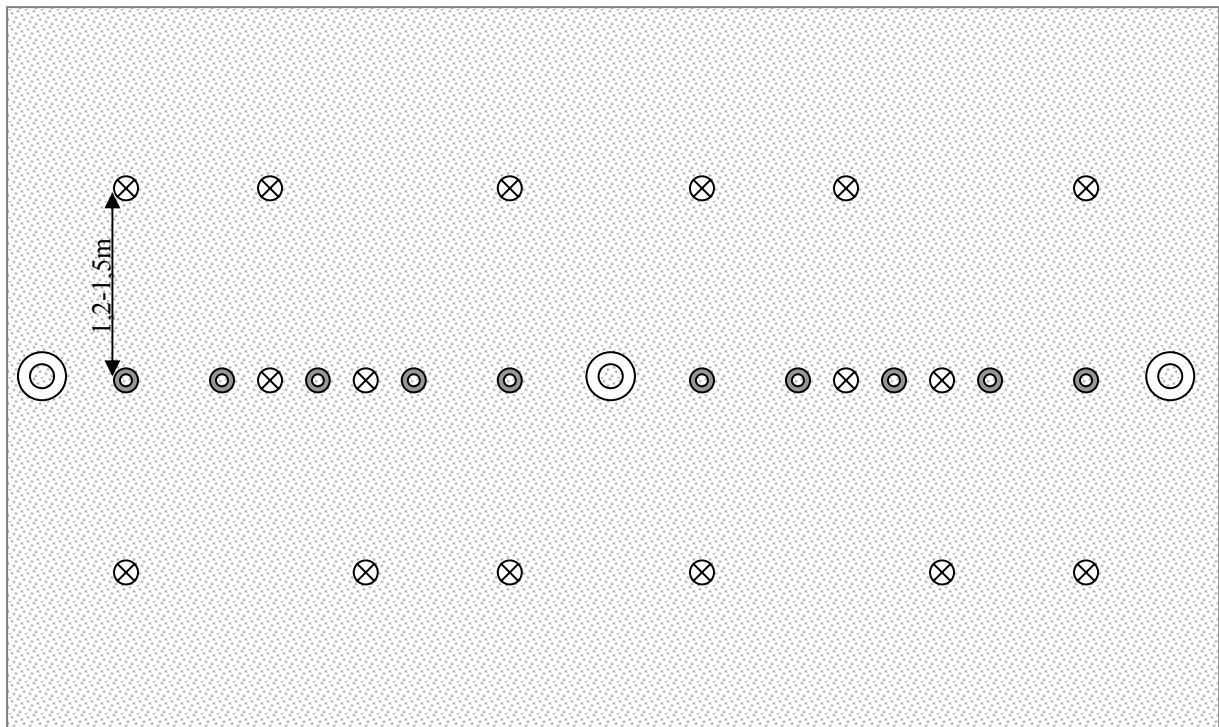
Torvmaterialet är klassat som H5 efter Lennart von Posts 10 gradiga humifieringsskala (Kängsepp *et al*, 2003). Som beskriver att torven är någorlunda humifierad eller tämligen dyhaltig torv. Växtstrukturen fullt tydlig, men något beslöjad. Vid kramning passerar någon torvsubstans mellan fingrarna men dessutom starkt grumligt vatten. Kramningsåterstoden är starkt grötig.

Stena blandat (SB)

Stena blandat är ett filtermaterial som i dag används som ett biologiskt filter vid Stena Gotthard i Halmstad. Materialet är en sammanblandning av Stena aska (30 %) och Stena torv (70 %) (Kängsepp, 2006).

Stena fullskaleanläggning (SF)

Stena fullskaleanläggning är ett biologiskt filtermaterial som har använts i ca 3 år för rening av lakvatten. Materialet är hämtat på Stena Metall AB: s lakvattenreningsanläggning i Halmstad. När filterbädden uppfördes användes SB som material. Materialet SF hämtades på Stena Gotthard i Halmstad. Provtagningen skedde den 16 februari 2006 vid en temperatur av -5°C. Filtermaterialet togs upp med hjälp av jordborr, från en av de fyra filterbäddarna. Upptaget av filtermaterialet SF gjordes i provpunkter jämt fördelat över filterbädden beroende av bevattningssystemets placering. Eftersom filterbädden även bevattnas med lakvatten under den frostfria delen av året belastas filter bädden olika. Detta tog man hänsyn till vid valet av provpunkter. Borrningen gjordes ned till ca 0,6 m djup se provpunkterna i figur 3.2. Materialet från borrhålen blandades tillsammans till ett gemensamt prov. Provet förvarades i en plastsäck i rumstemperatur.



Figur 3.2 Illustration över ett av de fyra biofiltren. Cirkel med kryss inuti är provpunkterna, de mörkgråa cirkelarna är sprinkler och de ljusa cirkelarna är luftrör.

Bark (B)

Tallbark (*pinus silvestris*) kom från Tekniska Verket i Linköping AB.

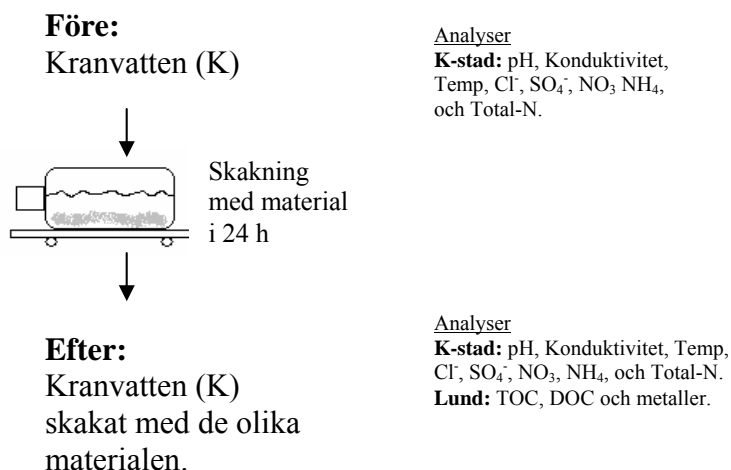
Metallbark (MB)

Tallbark (*pinus silvestris*) är behandlad med natriumhydroxid. Barken har aktiverats kemiskt och försetts med kelater för att ta hand om tungmetaller. En produkt utvecklad för IMAC (Immobilized Metal Affinity Chromatography) (Lindgren, 2005). Metallbarken kommer från Tekniska Verket i Linköping AB.

3.2 Urlakningsstudie

Denna studie är ett skaktest som kan användas för att kontrollera lakningsegenskaperna. Det ger upplysning om vad som kan lakas ut vid ett givet massförhållande mellan vätska och det fasta materialet. Förkortningen L/S står för liquid/solid. I urlakningstestet gjordes L/S-10, vilket innebär att vatten och fastfas har kvoten 10 l/kg.

Det prövades först att använda tvåstegs skaktest enligt metod SS-EN 12457 – 3 men detta misslyckades eftersom lakvätskan var svår att få ut och mängden vätska man fick ut vid L/S-2 blev för liten. Fraktionen L/S-10 ansågs ge de mest intressanta värdena eftersom försöket innehåller filtermaterial som bevattnas. Därför valdes att endast använda enstegsmetoden, L/S-10. Metoden har följts så långt möjligt på de sju olika filtermaterialen. Figur 3.3 visar en illustration över urlakningstest och vilka analyser som gjorts.



Figur 3.3 Illustration över urlakningstestet och vilka analyser som gjorts.

Vätskan i alla testerna har varit kranvatten. En liter vatten tillsammans med 100 gram torrsbstans av de olika materialen skakades. Varje material skakades i en två liters polyeten flaska. Flaskan skakades liggande på skakbord i 110 varv/min under 24 h. Kranvatten användes eftersom vi ville undersöka materialets förmåga att släppa ifrån sig olika ämnen.

Efter skakningen filtrerades lösningen genom olika filter. Allt vatten filtrerades först genom ett grövre filter som släpper igenom partiklar mindre än 10 µm (Munktel filter). Slutligen filtrerades allt vatten med ett filter som släpper igenom partiklar mindre än 1,2 µm (Whatman GF/C filter) före infrysning. Materialen var olika svåra att filtrera, vissa material krävde filtreringar av flera olika filterstorlekar före den slutliga filtreringen.

3.3 Reningseffektivitetsstudie

I de fall där bestämda koncentrationer av beredda lösningar har tillsatts till lakvatten och kranvatten benämns detta som ”spikat”. Skakförsöket utfördes på spikat lakvatten och kranvatten med material SB, fem olika koncentrationer tillsatta. Även skakning med ospikat vatten (blank) gjordes. Det utfördes även blanktest på spikat vatten med provlösning 3 (B3) som fick skaka i 24 h utan material se tabell 3.1.

Skakförsöket på lakvatten och kranvatten utfördes samtidigt med samma tillsatta provlösning. Varje provförsök förbereddes genom att tillsätta olika mängd av koppar-, fenol- och PCB-lösningar till två liter provvatten. De fem olika spikade lösningarna som bereddes på vattnen benämndes provlösning och förkortas enligt nedanstående tabell som PL1 till PL5.

Fenol- och PCB - prover är sparade för senare analysering. Dessa analyser är inte gjorda då det inte ryms inom detta arbete. Analyserna kommer att presenteras i ett senare arbete inom projektgruppen.

Tabell 3.1 Koncentrationer på respektive provberedning vid spikning av vatten.

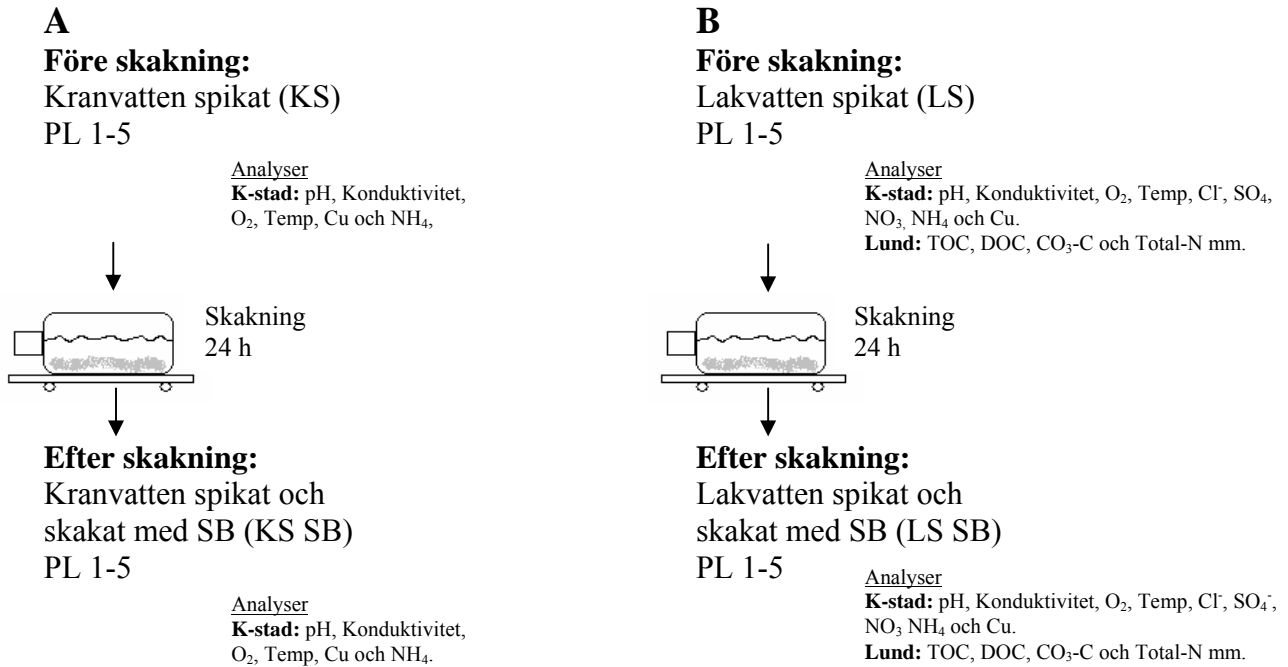
Prov	Cu mg/l vatten	Fenoler mg/l vatten	PCB µg/l
Blanktest O, (BO)	0	0	0
Provlösning 1, (PL 1)	0,5	0,1	0,02
Provlösning 2, (PL 2)	5	1	0,1
Provlösning 3, (PL 3) (B3)	50	10	0,2
Provlösning 4, (PL 4)	100	20	0,5
Provlösning 5, (PL 5)	200	40	0,7

Fyra gram torrs substans av filtermaterialet SB tillsattes till de olika provlösningarna av lakvatten och kranvatten. Filtermaterialet hälldes först upp i en tvåliters PE-plastflaska. Därefter tillsattes en liter vatten. Samma spikade provlösning av lakvatten och kranvatten skakades alltid samtidigt. Flaskorna skakades liggande på skakbord i 110 varv/min under 24 h. Se skakbordet under pågående försök i figur 3.4.



Figur 3.4 Flaskor liggande på skakbord.

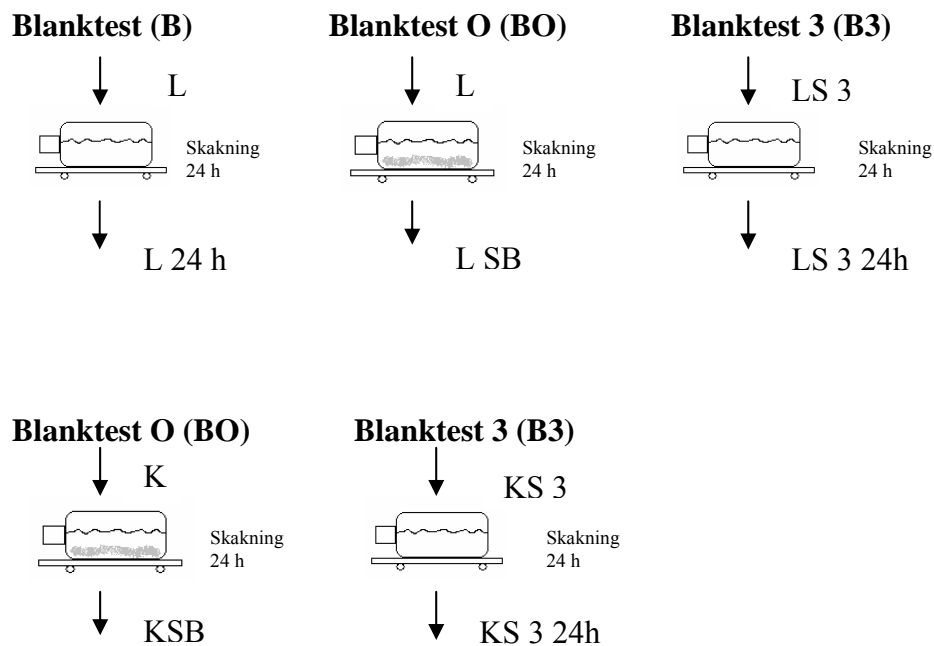
I undersökningen av materialet Stena blandat visar figur 3.5 en illustration över reningseffektivitetstestet, vilka analyser som gjorts och hur märkningen av de spikade vattnen är gjorda.



Figur 3.5 Reningseffektivitetstest med spikat kranvatten (A) och spikat lakvatten (B).

Det bereddes alltid två liter av varje vatten samtidigt. En liter som sparades och lades i frys för senare analys, och en liter som skakades med material i 24 h. Före infrysning av vatten, före och efter skakning av vatten gjordes analys på pH, konduktivitet, syremängd och temperatur.

Vid beredning av provlösning tre spikades tre liter provvatten. En liter sparades direkt för senare analys. Den andra litern skakades 24 h med material. Den tredje litern fick ligga och skaka 24 timmar i en tvålitersflaska utan material ett så kallat blanktest (B3) se figur 3.6.



Figur 3.6 Blanktest på lakvatten (L) respektive kranvatten (K).

I ovanstående figur visas hur blanktestet på kranvattnet och lakvatten är utformat och hur märkningen av vattnet är gjort. B beskriver vatten skakat 24 h utan material, BO beskriver vatten skakat 24 h med materialet SB och B3 beskriver vatten med tillsatt av provlösning 3 som skakats utan material i 24 h.

Efter skakningen fick flaskan stå i cirka en timme för att partiklar skulle sjunka till botten. För att få med så lite partiklar som möjligt sögs provvattnet upp med pipett. Allt skakat vatten centrifugerades med Beckman, Avanti J - 20 under minst 20 min i 1200 varv/min. Efter centrifugeringen sögs vattnet åter upp med pipett. Den sista mängden vatten ca 50 ml filtrerades genom ett Munktellfilter, >10 µm. Vattnet fördelades i ett antal olika PE-flaskor och stoppades i frys för senare analys.

3.4 Utförda analyser på fast material

3.4.1 Bestämning av vattenkvot och torrsubstans

Materialen som ingår i försöken innehåller olika andelar vatten. Massan av materialen som inte består av vatten eller luft kallas torrsubstans (TS). Bestämningen av vattenkvoten har gjorts enligt Svenska Geotekniska Föreningens (SGF) laboratoriekommittés anvisningar.

Varje prov läggs i en aluminiumform och vägs. Sedan ställs provmaterial och form in i en ugn med temperaturen 105°C i 24 h. Vattenkvoten beräknas som skillnad i massa prov, före respektive efter, torkning i ugn.

För bestämning av TS togs tre prover av varje material. TS uträknas enligt formel 3-2. Vattenkvoten beräknas enligt formel 3-1.

$$w = \frac{m_w}{m_s} = \frac{m_1 - m_2}{m_2 - m_3} \times 100 \quad (3-1)$$

w = vattenkvot [%]

m_w = massa vatten [g]

m_s = massa torrsubstans [g]

m_1 = massa degel och prov [g]

m_2 = massa degel och torkat prov 105°C [g]

m_3 = massa degel [g]

$$TS = \frac{m_t}{m_v} \times 100 \quad (3-2)$$

m_t = massa prov angivet i torrsvikt [g]

m_v = massa prov angivet i våtsvikt [g]

3.4.2 Bestämning av glödgningsförlust

Den organiska halten i materialen bestämdes enligt glödgningsförlustmetoden, SS 02 71 05 (SIS, 1990). Metoden innebär att materialet upphettas till 950°C under minst 1 h av ett vid 105°C torkat prov i 24 h.

För bestämning av organisk halt togs ett prov av varje material. Glödgningsförlusten beräknas enligt formel 3-3.

$$g = \frac{m_1 - m_2}{m_1 - m_3} \times 100 \quad (3-3)$$

g = glödgningsförlust [%]
 m_1 = massa degel och torkat prov 105°C [g]
 m_2 = massa degel och torkat prov 950°C [g]
 m_3 = massa degel [g]

3.4.3 Bestämning av kvantitativa urlakningen

Efter att analyserna utförts beräknades den kvantitativa urlakningen enligt formel 3-4. För uträkning av kvantitativa mängden har svensk standard, SS-EN 12457-3 följts.

$$A_2 = C_2 * [(L_2 / M_D) + (M_C / 100)] \quad (3-4)$$

A_2 = Urlakad mängd på torrsvikt [mg/kg]
 C_2 = Koncentration av partiklar [mg/l]
 L_2 = Volym urlakad vätska [l]
 M_D = Torrsvikt av testportionen [kg]
 M_C = Vatten kvoten [%]

3.4.4 Kornfördelning – Siktning

Kornfördelningen av materialet bestämdes enligt kornfördelningsmetoden SS 02 71 23 (SIS, 1992).

Prov torkas i ugn med temperaturen 105°C i 24 h. Större klumpar sönderdelas. Därefter siktas provet genom nio olika maskvidder. Maskvidden är mellan 0,063 mm och 16 mm. Provtagning av kornfördelning har avslutats vid maskvidden 0,063 mm. Eftersom kornfördelningen under denna maskvidd inte var intressant inom detta försök. Provet siktas med hjälp av skakapparat i ca 10 min. Efter skakningen tas varje provmängd som stannat på respektive sikt om hand och vägs. Procent passerad mängd räknas ut och markeras i ett kornfördelningsdiagram.

För bestämning av kornfördelning av materialen togs ett prov på ca 500 g av varje material till siktning.

3.5 Utförda vattenanalyser

I studien av materialen analyserades lakvatten och kranvatten före och efter skakning på:

- pH
- Konduktivitet
- Syrgashalt
- Temperatur

All mätning av pH utfördes med en pH-mätare av märket Knick portamess. Konduktiviteten och temperaturen mättes med Crison, conductivitymeter 524. Syrgashalten mättes med Orion 835.

Från skakförsöket sparades vatten i flaskor. Provvattnet som förvarades i frys fördelades i olika stora PE-plastflaskor. Vatten till Cu-analys fixerades direkt i glasflaskor med koncentrerad salpetersyra och förvarades i kylskåp fram till analystillfället. Efter nedfrysning och fixering av provvattnen gjordes olika analyser på de olika vattnen med avseende på:

- TOC och DOC
- Fenolanalys *
- PCB-analys *
- Kvävefraktioner (Total- N, NO₃-N, och NH₄-N)
- Salthalter (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻)
- Cu
- Metaller

* Analyseras inom ett annat arbete i projektgruppen

3.5.1 TOC och DOC

DOC bestämdes genom att filtratet från ett spunt filter 0.8/0.2 µm (Acrodisc 4187 from Pall Corp.) analyserades med en TOC-VCPH (Shimadzu, Kyoto, Japan). Genom att filtrera 20 ml genom ett glasfiberfilter (Whatman GF/C 47 mm) analyserades kolinnehållet i partiklarna från filtratet. Kolinnehållet analyserades med hjälp av vario MAX CN carbon and nitrogen determinator (Elementar Analysensystem GmbH). Kolet redovisas i procent av vikten för totala mängden partiklar. Genom att addera mängden DOC och kolinnehållet i partiklarna får man fram TOC.

TOC avser totala mängden organiskt kol, DOC avser löst organiskt kol. TOC är ett mått på mängden kol i löst och olöst organisk substans som finns i vatten och kan användas som ett mått på humuskoncentrationen. Före analys måste oorganiskt kol avlägsnas. Vattenprovet kan även innehålla koldioxid och kolsyrans joner. Det är nödvändigt att avlägsna detta organiska kol före TOC-bestämning genom avdrivning med en inert gas (Öman *et al*, 2000a). Om analys av organiskt kol sker efter filtrering genom 0,45µm-filter fås löst organiskt kol, DOC (Byden *et al*, 2003).

TOC och DOC - proverna skickades till Lunds Universitet och analyserades av Tommy Olsson på Växtekologiska avdelningen.

3.5.4 Kvävefraktioner

UV-S, *Ultraviolettspektroskopi* (N-tot, NO₃-N och NH₄-N)

Proverna analyserades till en början på sitt innehåll med hjälp av en ultraviolettspektroskopi (UV-S) på Högskolan Kristianstad. Analyserna omfattades av N-tot, NO₃-N och NH₄-N. Efter ett flertal försök med delvis opålitliga värden och stora variationer fanns det inte längre någon möjlighet att analysera alla proverna med UV-spektroskopi. Proverna analyserades därefter med olika metoder. Analys av NO₃-N gjordes med hjälp av Jonkromatograf. Analyser av N-tot gjordes av Växtekologiska avdelningen på Lunds Universitet. Ammonium analyserades med hjälp av Dr-Langes kit.

3.5.5 Salthalter

IC, *Ion Chromatography* (Cl⁻, NO₃⁻, SO₄²⁻)

Klorid, nitrat och sulfathalten analyserades med hjälp av jonkromatografi enligt standardmetod SS-EN ISO 10 304-2.

Instrumenten som användes var en anjonisk separationskolonn av märket Cetac, en Shimadzu conductivity detector CDD-6A och en Spectra Physics autosampler SP 8780.

Eluenten bestod av 2,4 mM NaHCO₃ och 3,0 mM Na₂CO₃ som hade ett flöde på 0,9 ml/min. Suppressorvätskan bestod av 18mM H₂SO₄ och hade ett flöde på 2,4 ml/min.

3.5.6 Ammoniumkväve

Dr-Langes kit

Ammonium-kvävet analyserades med hjälp utav Dr-Langes kit som är ett UV-spektrometriskt snabbtest.

3.5.7 Koppar

AAS, *Absorptionsspektrofotometri*

Analyserna utfärdades enligt standarderna SS 02 81 50 och SS 02 81 52.

Provvattnet som användes till kopparanalyser förvarades i syradiskade flaskor (HNO₃) och fixerades även med 1 ml koncentrerad salpetersyra.

3.5.8 Metaller

ICP-MS, *Spektroskopi med induktivt kopplad plasma i kombination med masspektrometri.*

Metallanalyser skickades till Lund och analyserades av Tommy Olsson på Växtekologiska avdelningen. As, Cd, Hg, Sb, och Sn analyserades med ICP-MS från Perkin-Elmer modell Elan 6000. Metallerna Al, Co, Cr, Cu, Fe, Mn, Ni, Pb och Zn analyserades med ICP-AES, här användes Optima 3000DV (Perkin Elmer USA). Kalibrering av ICP-instrumenten skedde enligt en metod av Tyler och Olsson, 2002.

4 Resultat

4.1 Karakterisering av material

Före urlakningstestet analyserades materialet på torrs substans, vattenkvot och organiskhalt för att kunna göra en karakterisering se tabell 4.1.

Tabell 4.1 Torrs substans, vattenkvot och organisk halt i de olika materialen till urlakningstestet.

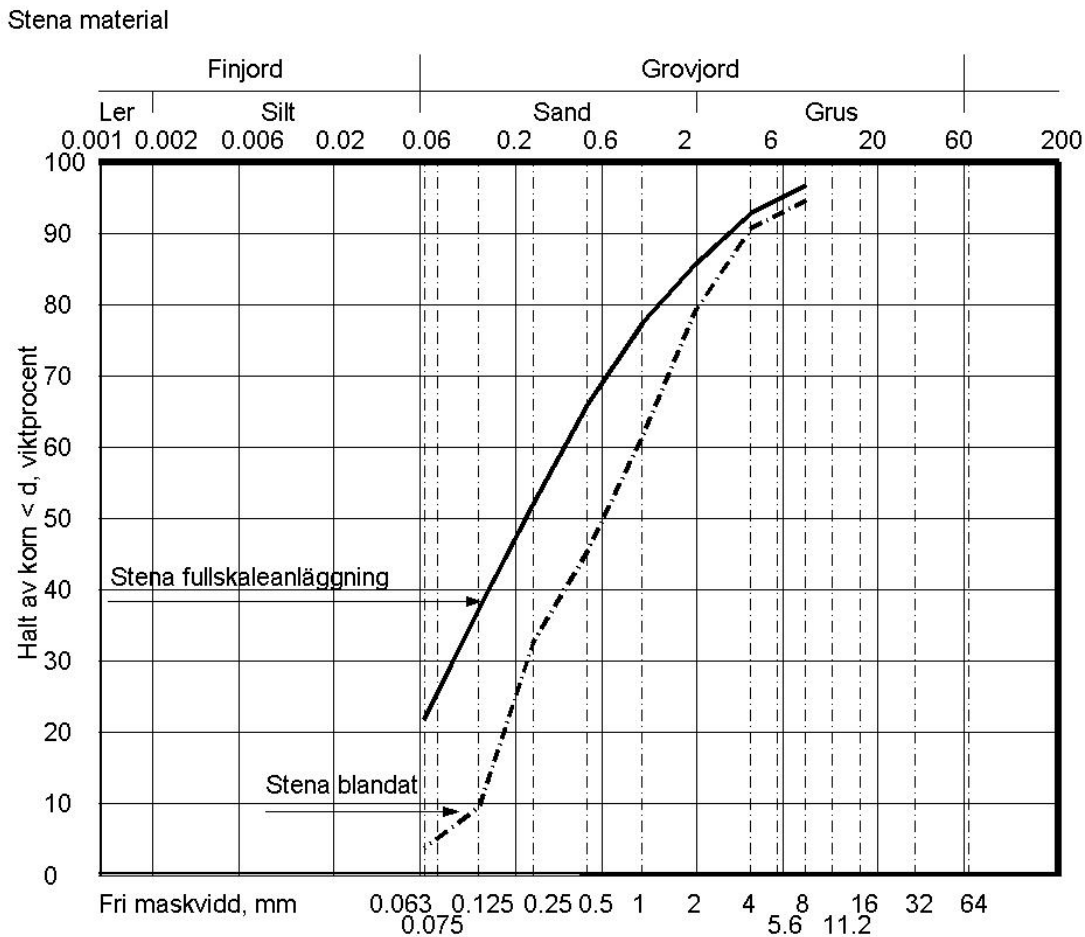
Material	TS [%]	Vattenkvot [%]	Organisk halt [%]
Stena blandat (SB)	55	81	56
Stena fullskaleanläggning (SF)	25	300	76
Stena aska (SA)	95	5,3	57
Stena torv (ST)	87	15	98
Bark (B)	92	8,7	97
Metallbark (MB)	28	260	*
Float Absorb (FA)	86	16	96

* Materialet torkade in i degeln och något resultat gick inte att få fram.

Torrs substansen på de olika materialen varierar. De högsta TS-halterna hade SA, 95 % och B, 92 % dessa var mycket torra material. Den högsta vattenkvoten hade SF, 300 % och MB, 260 % dessa var mycket fuktiga material. Vid mätning av den organiska halten var det ST, B och FA som hade de högsta värdena som låg mellan 96 – 98 %. Lägsta organiska halt hade SB, 56 % och SA, 57 %.

Siktkurva på Stena material

Kornstorleken på de båda materialen Stena fullskaleanläggning och Stena blandat visas i figur 4.1.



Figur 4.1 Kornfördelningsdiagram för Stena fullskaleanläggning (SF) och Stena blandat (SB). Procenthalten på y-axeln anger den del av material som passerar igenom maskstorleken på x-axeln.

Vid jämförelse av filtermaterialet SB och SF syns tydligt att andelen finkornigt material under 0,063 mm har ökat med ca 20 % i SF. Detta visar på att andelen små partiklar har ökat för det använda materialet. I SB är 50 % av kornfördelningen större än 0,6 mm och i SF är 50 % av kornfördelningen större än 0,2 mm.

4.2 Urlakningsstudie med kranvatten

I tabell 4.2 redovisas resultatet på gjorda analyser av Kristianstads kommunala kranvatten. Vattnet har använts till urlakningstestet och även till reningseffektivitetstestet.

Tabell 4.2 Analysresultat för kranvattnet

Parameter	Kranvatten
pH	7,6
Konduktivitet (mS/m)	0,42
Temperatur (°C)	21,3
Total-N (mg/l)	<0,5
NO ₃ -N (mg/l)	< 0,5
NH ₄ -N (mg/l)	<0,015
Cl ⁻ (mg/l)	18
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	20

Resultatet av urlakningen från filtermaterialen redovisas i nedanstående tabell 4.3. Med är också ett jämförvärde med föreslagna gränsvärden för urlakning av icke-farligt avfall. Gränsvärdena är tagna från föreskriften NFS 2004:10 enligt deponeringsdirektivet 1999/31/EG och Rådets beslut 2003/33/EG (Naturvårdsverket, 2004).

Tabell 4.3 Resultat av urlakningstest på de olika filtermaterialen.

Parametrar	SB	SF	SA	ST	B	MB	FA	Föreslaget gränsvärde L/S-10
pH	7,9	8,6	8,3	4,6	4,9	13,4	6,3	>6
Konduktivitet (mS/m)	3,4	1,4	0,63	0,017	0,47	47	0,22	
Temperatur (°C)	21,3	22,0	21,0	19,5	20,8	21,1	21,8	
Total-N (mg/kg)	1581	349	14	44	111	621	114	
NH ₄ -N (mg/kg)	0,57	2,7	0,82	26	0,30	32	40	
NO ₃ -N (mg/kg)	985	249	9,1	5,1	49	*	7,1	
TN av partikelvikten (mg/kg)	97	203	38	196	2553	294	245	
Cl ⁻ (mg/kg)	371	856	194	815	555	7780	140	15000
SO ₄ ²⁻ (mg/kg)	6475	165	82	97	307	8691	66	20000
S (mg/kg)	1989	57	390	35	86	45	44	
CO ₃ -C (mg/kg)	158	512	449	26	60	19346	77	
DOC (mg/kg)	228	649	8,3	281	10328	49760	547	800
TOC (mg/kg)	442	2729	249	5328	53089	69469	3349	
Partiklar (mg/kg)	1551	5795	1504	9347	79778	41934	6283	

* Saknas resultat på grund av svårigheter att analysera.

Vid jämförelse av föreslaget gränsvärde för klassning av icke-farligt avfall är det endast DOC som överskrider i urlakningstestet. Det föreslagna gränsvärdet är 800 mg/kg. Materialen B har ett värde på 10000 mg/kg och MB har ett värde på 50000 mg/kg. MB har ett pH som är 13,4 medan ST och B har ett pH under 5.

Resultatet av metallers urlakning från de olika materialen redovisas i nedanstående tabell. Med är också här ett jämförvärde med föreslagna gränsvärden för icke-farligt avfall enligt föreskriften NFS 2004:10.

Tabell 4.4 Resultat för metaller som lakats ut.

Parametrar	SB	SF	SA	ST	B	MB	FA	Föreslaget gränsvärde L/S-10
Al (µg/kg)	229	17639	470	545	12371	404369	546	
As (µg/kg)	54	44	239	8,9	11	75	211	2000
Br (mg/kg)	0,64	13	1,5	0,74	332	1,1	1,2	
Ca (mg/kg)	3269	98	670	9,5	229	508	129	
Cd (µg/kg)	0,3	3,2	0,37	0,31	7,7	43	0,07	1000
Co (µg/kg)	6,5	15	2,4	0,38	7,1	15	1,7	
Cr (µg/kg)	13	48	28	7,7	32	433	12	10000
Cu (µg/kg)	36	1789	21	22	189	18203	39	50000
Fe (µg/kg)	62	10740	158	98	961	8679	856	
Hg (µg/kg)	0,51	7,6	1,0	0,33	0,5	14	0,6	200
K (mg/kg)	17	314	360	11	503	270	13	
Li (µg/kg)	1922	4545	648	47	195	281	77	
Mg (mg/kg)	289	119	285	20	88	1,7	9,4	
Mn (µg/kg)	5,7	349	23	45	12243	22136	2116	
Na (mg/kg)	1185	1373	56	73	163	103301	63	
Ni (µg/kg)	19	184	3,3	1,3	33	131	4,8	10000
Pb (µg/kg)	0,61	66	0,9	3,4	9,4	399	0,54	10000
Sb (µg/kg)	4,6	28	45	0,21	0,5	15	0,83	700
Sn (µg/kg)	0,19	37	0,33	0,21	2,9	27	0,42	
Zn (µg/kg)	438	395	83	60	9239	4376	18	50000

Alla värden på metaller ligger med goda marginaler under föreslaget gränsvärde för klassning av icke-farligt avfall. Vid jämförelse av materialet SF och SB har SF släppt ifrån sig betydligt större mängder av metaller som Al, Cu, Fe, Li, Ni, Pb, Sb och Sn.

Vid en jämförelse av torvmaterialen ST och FA visar urlakningen att materialet FA släpper betydande mängd utav As, Fe och Mn.

4.3 Reningseffektivitetsstudie med lak- och kranvatten

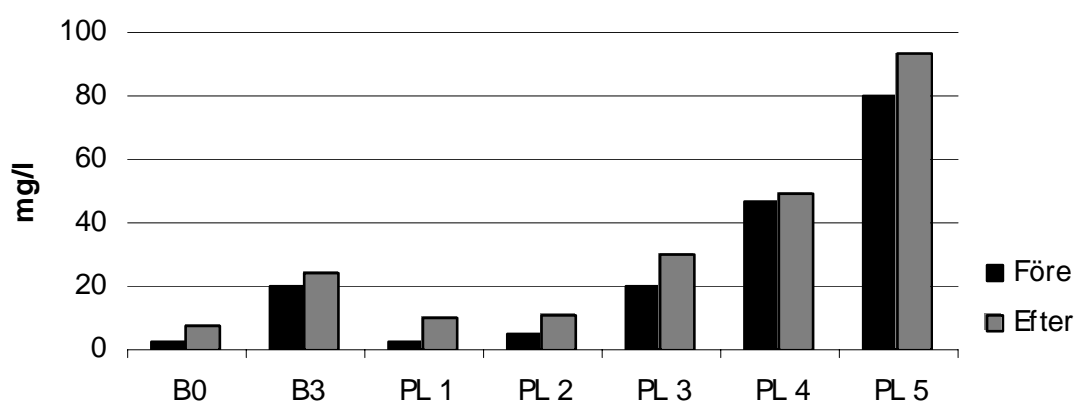
Till försöket användes Lakvatten från Stena Metalls deponianläggning i Halmstad, tabell 4.5 och kommunalt kranvatten från Kristianstad, tabell 4.2.

Tabell 4.5 Analysresultat för lakvattnet.

Parameter	Lakvatten
pH	7,6
Konduktivitet (mS/m)	2,7
Temperatur (°C)	13
Total-N (mg/l)	60
NO ₃ -N (mg/l)	3
NH ₄ -N (mg/l)	72
Cl ⁻ (mg/l)	452
SO ₄ ²⁻ (mg/l)	37
Cu (mg/l)	0,35
TOC (mg/l)	234

Analysresultaten redovisas med blanktest (B) och med de fem olika spikade provlösningarna (PL 1-5) i nedanstående figurer 4.1 – 4.9. För detaljer över blanktest se sidan 23 och för detaljer över provlösning se sidan 22. Samtliga analysresultat på reningseffektivitetsstudien med lakvatten och kranvatten finns redovisat i bilaga 2 och 3.

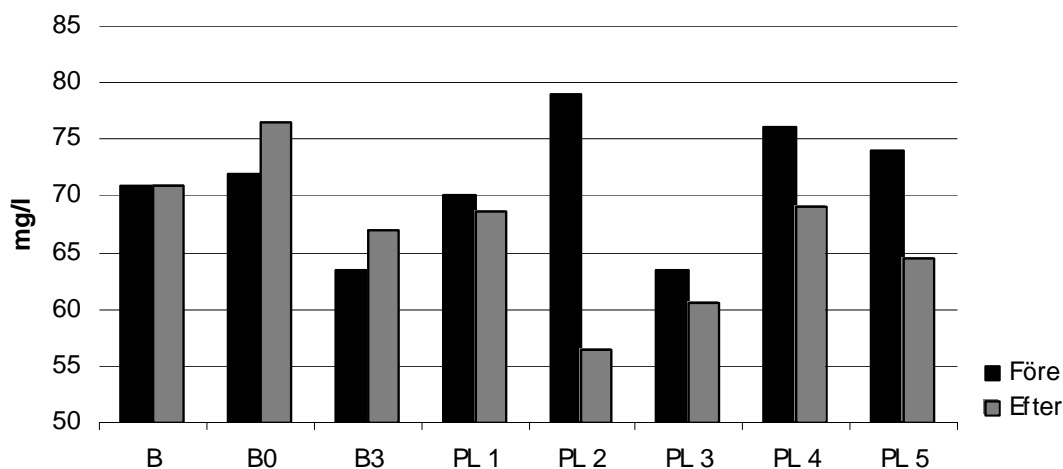
4.3.1 Nitratkväve



Figur 4.2 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten.

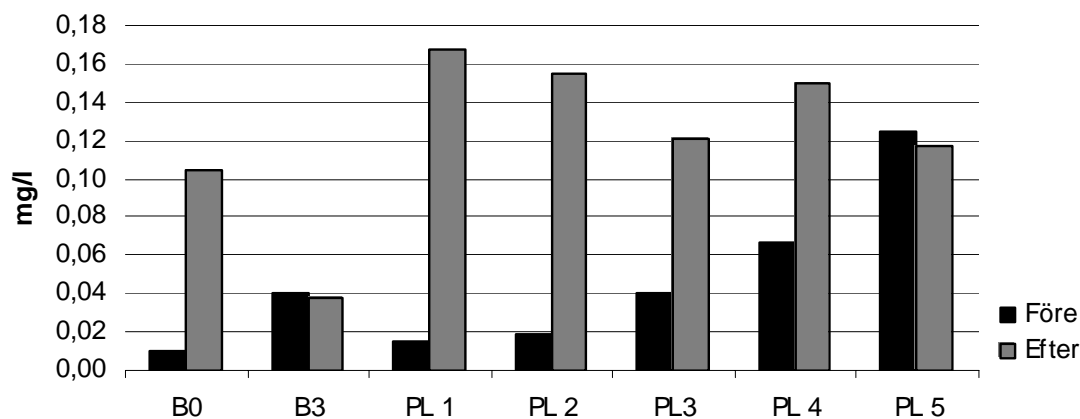
Halten av nitratkväve ökar efter skakning i både blanktestet och i reningseffektivitetstestet. Den största ökningen är 360 % i PL 1 medan den lägsta är 4 % i PL 4.

4.3.2 Ammoniumkväve



Figur 4.3 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten.

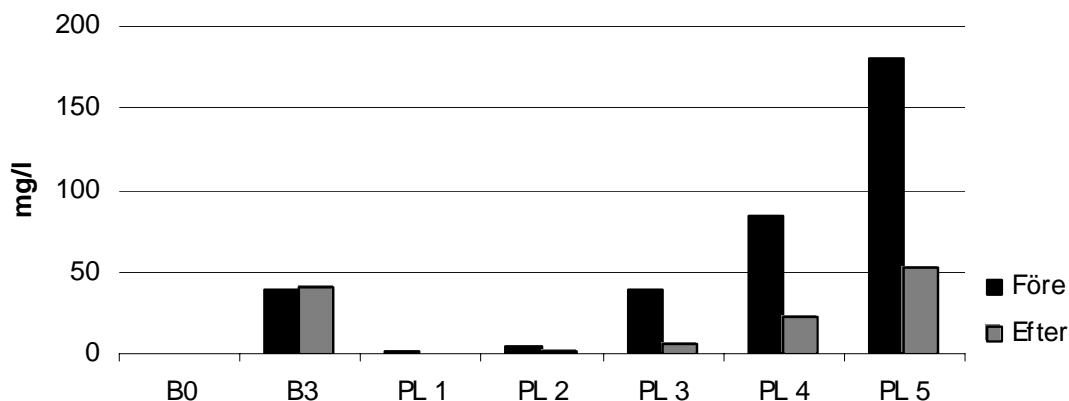
Halten av ammonium förändras inte när lakvattnet skakats 24 h (B). Ammoniumhalten ökar med 6 % efter skakning med SB i blanktestet för lakvatten (B0) och en sådan ökning sker även i blanktest med PL 3 (B3). Medan det i reningseffektivitetstestet med PL 3 minskar med 5 %. I reningseffektivitetstestet minskar ammoniumhalten i alla provlösningar efter skakning. Den största minskningen sker i PL 2, här är reduktionen 28 %.



Figur 4.4 Blanktest och reningseffektivitetstest med kranvatten.

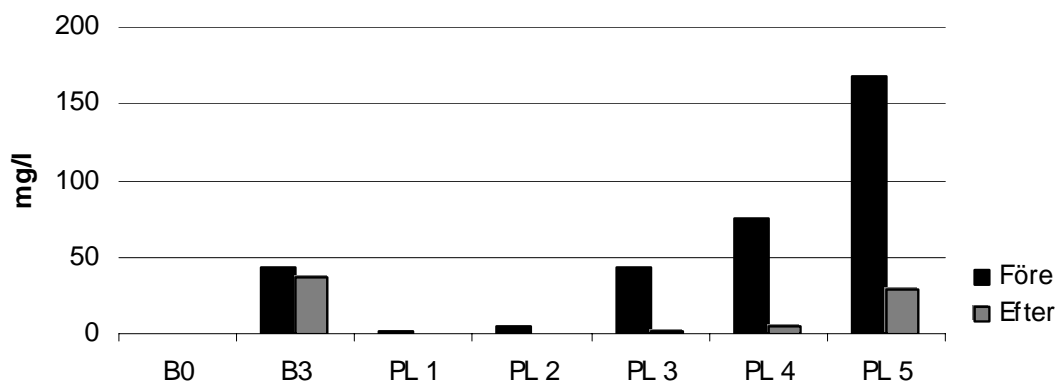
Vid skakning med kranvatten är halterna av ammonium låga i alla vattenprover. I blanktestet ökar ammoniumhalten något när kranvattnet skakats 24 h med SB (B0). I reningseffektivitetstestet ökar ammoniumhalten i PL 1 – 4 efter skakning. Den största ökningen är över 1000 % och sker i PL 1. I PL 5 minskar ammoniumhalten med 6 % efter skakning.

4.3.3 Koppar



Figur 4.5 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten

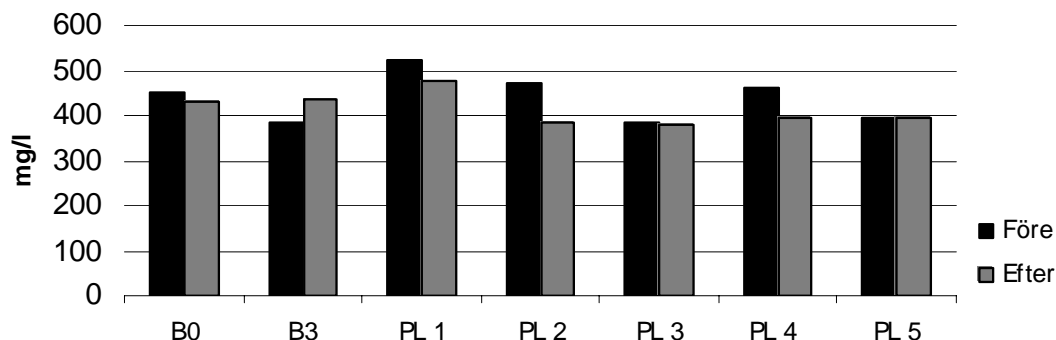
I lakvattnets blanktestet med provlösning 3 (B3) ökar kopparmängden efter skakning med 4 % medan det i motsvarande reningseffektivitetstestet med PL 3 minskar med 83 % efter skakning. I alla spikade vatten minskar kopparhalten efter skakning.



Figur 4.6 Blanktest och reningseffektivitetstest med kranvatten.

Reduktionen av koppar är mellan 66-95 % i reningseffektivitetstestet med kranvatten. I blanktestet med provlösning 3 (B3) minskar kopparmängden med 16 % efter skakning medan minskningen är 95 % i reningseffektivitetstestet med PL 3 efter skakning.

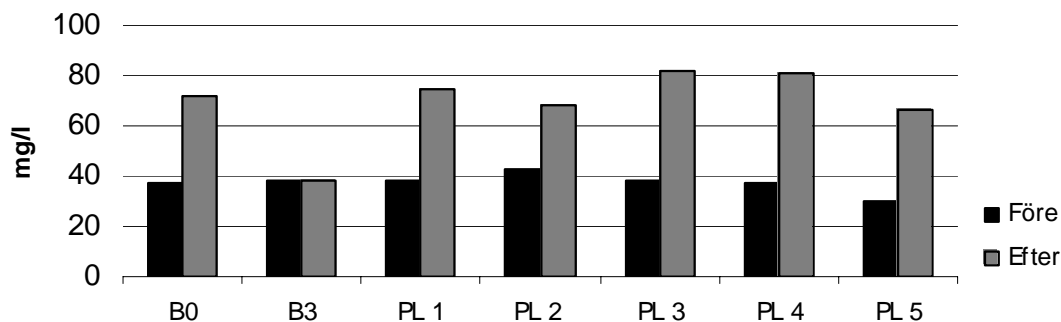
4.3.4 Klorid



Figur 4.7 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten.

Halten av klorid minskar något när lakvattnet skakats 24 h med Stena blandat (B0). Medan det för spikat lakvatten skakat utan material (B3) ökar med 13 %. I reningseffektivitetstestet minskar kloridhalten i PL 1 – PL 4 efter skakning. Den största minskningen är i PL 2 och PL 4 här är reduktionen 19 % respektive 14 %. I PL 5 ökar kloridhalten med endast 1 % efter skakning.

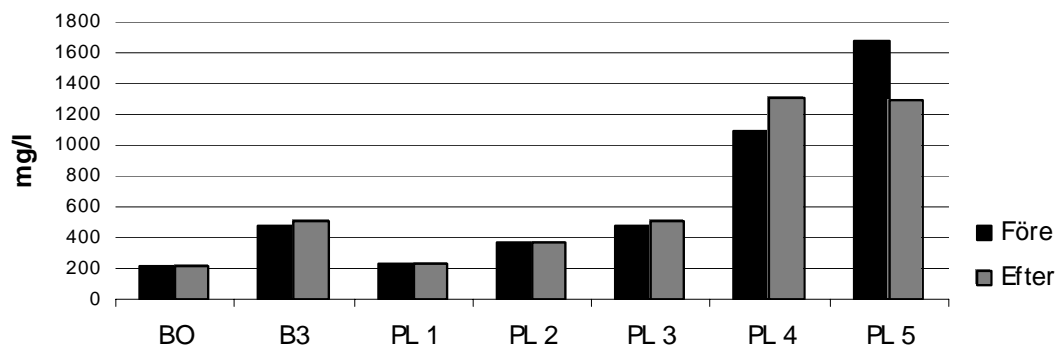
4.3.5 Sulfat



Figur 4.8 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten.

Sulfathalten ökar efter skakning i både blanktestet och reningseffektivitetstestet men i blanktestet B3 sker endast 1 % minskning av sulfat. Den största ökningen i reningseffektivitetstestet sker i PL 4 och PL 5 här är ökningen 117 % för båda.

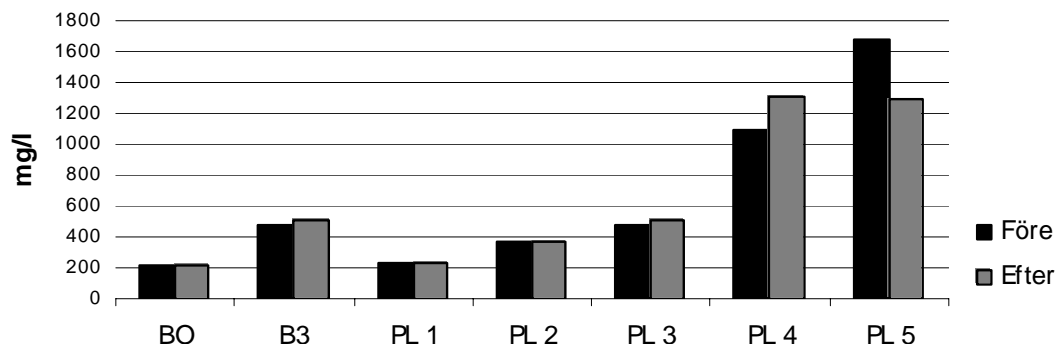
4.3.6 DOC



Figur 4.9 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten.

Mängden löst organiskt kol (DOC) ökar i BO med endast 1 % så även i PL 2. Det sker en reduktion i PL 1 och PL 5 med 3 % respektive 23 %. Den största ökningen efter skakning är 21 % och det sker i PL 4.

4.3.7 TOC



Figur 4.10 Blanktest och reningseffektivitetstest med lakvatten.

Den totala mängden organiskt kol (TOC) ökar i BO med 3 % efter skakning. En ökning sker också i de övriga lösningar förutom i PL 1 och PL 5. I PL 1 är det 1 % reduktion. Den största reduktionen är 24 % som sker i PL 5.

5 Diskussion

5.1 Karakterisering av material

Det har skett en nedbrytning av filtermaterial i fullskaleanläggningen. Vid en jämförelse av materialen SB och SF visar resultatet på siktkurvan att det har skett en förändring utav filtermaterialet. Andelen små partiklar har ökat i materialet SF. Detta beror förmodligen på att torven har brutits ned till mindre beståndsdelar och att små partiklar har fastnat i filtermaterialet. När andelen små partiklar ökar i filtermaterialet kan det ge en effektivare rening eftersom kornstorleken påverkar sorptionskapaciteten. Ju mindre partiklarna är desto större yta per gram material finns tillgängligt för adsorption.

En möjlig felkälla är att materialen inte kommer från samma leverans. Det var ca fyra år sedan Stenas fullskaleanläggning anlades.

5.2 Urlakningsstudie

Vid en grundläggande karakterisering av avfall som tidigare gjorts på Stena Fragmentering AB, Huddinge, visas att batchtest kan ses som ett alternativ till perkolationstest (Svensson *et al*, 2004). Vid denna undersökning med L/S-10 var det inte heller här höga värden jämfört mot gränsvärdet för icke-farligt avfall. Att använda enstegs skaktest ger information om den genomsnittliga koncentrationen i vattnet och uttrycker inget om hur lakningen kan förväntas förändras under tiden men är en betydligt snabbare och billigare metod jämfört mot ett perkolationstest. Skaktest kan således ses som en möjlighet att följa ändringar av utlakningsegenskaperna i ett material, men ändå hålla kostnaderna nere.

För lakvatten finns inga gränsvärden i Sverige. De parametrar som används som föreslagna gränsvärden är grundade från ”Ny föreskrift om deponering och mottagande av avfall vid deponier” NFS 2004:10 enligt deponeringsdirektivet 1999/31/EG och Rådets beslut 2003/33/EG (Naturvårdsverket, 2004).

Vid en jämförelse mellan de olika filtermaterialen i urlakningstestet är det en variation på resultatet. Detta beror bland annat på materielens beskaffenhet. Men totalt vid en jämförelse mot deponeringsdirektivet 1999/31/EG gränsvärde för icke-farligt avfall så ligger de urlakade parametrarna under gränsvärdet, förutom DOC för B och MB. Gränsvärdet är 800 mg/kg och B har ett värde på 10328 mg/kg medan MB har ett värde på 49760 mg/kg vilket är ett högt värde. Det som utmärker dessa två materialen är att de båda innehåller bark vilket inte de andra filtermaterialen gör. Om avfallet överskrider gränsvärdet 800 mg/kg för löst organiskt kol (DOC) vid det egna pH-värdet kan det alternativt provas vid L/S-10 l/kg och ett pH på 7,5-8,0. Avfallet kan anses uppfylla mottagningskriterierna för DOC om resultatet av denna undersökning inte överskrider 800 mg/kg (Naturvårdsverket, 2004)

Utöver urlakningsgränsvärdena skall granulärt avfall uppfylla kriteriet TOC <5 %. Naturvårdsverket som reglerar förbudet att deponera organiskt och brännbart avfall medger endast användning av standardmetod SS-EN 13137 för bestämning av TOC i avfall. Halten TOC enligt standardmetoden utgörs av summan organiskt kol och elementärt kol. Av resursskäl är det olämpligt att deponera avfall med hög andel kol eftersom energin i avfallet i stället kan utnyttjas. Vid en förbränning av förorenat material skulle dessutom metallerna

fångats upp i flygaskan. I vårt försök har alla filtermaterialen glödgats i 950°C. Alla materialen har ett uppmätt organiskt innehåll som ligger över 55 % när materialen glödgats.

När ett filtermaterial överskrider gränsvärden och släpper för höga mängder ut i naturen. Anser vi att det inte förväntas vara ett bra filtermaterial eftersom det vid användning släpper för höga föroreningar.

Materialen som består utav ren torv eller bark utmärker sig tydligt med sitt låga PH, vilket också var väntat. Värdet på pH påverkar ämnenas förekomstform och löslighet ett pH med neutralt värde innebär att lakvattnet oftast är relativt skonsamt mot naturen med låga halter av organiska ämnen och tungmetaller (Öman *et al*, 2000a) Metaller löslighet i vatten bestäms också i mycket hög grad utav redoxpotential och koncentration av komplexbindande substanser (organiska och oorganiska).

Torvfiltren ST och FA skiljer sig en del i urlakningen detta kan bero på det botaniska ursprunget, humifiering och innehåll av t.ex. metaller. Konduktiviteten sjunker i både ST och FA vilket påvisar att torven minskar antalet lösta joner.

Konduktiviteten i SB är 3,4 mS/m vilket är betydligt högre värde än vad de andra materialen som benämns Stena har. ST och SA har låga värden på konduktiviteten men när materialen blandas till SB får det ett betydligt högre värde. Det höga värdet på konduktiviteten kan förklaras med att värdet även är högt på SB resultat av SO_4^{2-} och NO_3^- .

Metallbarken var frätande och väldigt svår att hantera och analysera. I glödgningsförsöket blev resultatet missvisande pga. att materialet frätte upp porslinsdegeln. Något resultat på nitratkväve gick inte heller att få fram, troligtvis för att det var för hög kloridhalt i materialet.

5.3 Reningseffektivitetsstudie

Ingångshalterna av ammonium i lakvatten respektive kranvatten skiljer stort. I kranvattnet är halterna väldigt låga redan från början och halterna ökar sedan efter skakningen. Eftersom inga halter av ammonium förväntas finnas i kranvatten men däremot i torven verkar resultatet rimligt att materialet släpper ammonium. I lakvattnet där innehållande mängd kväve till största delen består av ammoniumjoner, minskar halterna efter skakning.

Vid jämförelse mellan PL3 och B3 på lakvatten minskar ammoniumhalten i PL3 medan det ökar i B3 efter skakning. I B3 där tillgång på material saknas är tillgången på kolkälla begränsad till lakvattnets kolkälla. Skillnaden kan bero på att i PL3 finns det tillgång till organiskt material med innehållande negativa partiklar. Eftersom ammoniumjoner adsorberas till negativt laddade partiklar kan detta vara en förklaring på reduktionen i PL 3.

Vattnets rening i den biologiska filterbädden påverkas bl.a. av uppehållstiden i filterbädden och av den biologiska aktiviteten. En skakning på 24 h speglar inte hela denna process men i resultatet kan man utläsa att det sker en reduktion av ammonium även vid den ökade belastningen. Ammonium kan reduceras genom nitrifikation, bakteriell kväveassimilation eller ammoniakavgång. Nitrifikationens hastighet beror av faktorer som syrgashalt, temperatur, pH och koncentration av ammonium. Giftiga ämnen samt tungmetaller är störande för de nitrifierande bakterierna eftersom deras enzymsystem blockeras. Därmed förhindras nedbrytningen av kvävemolekylen.

Ammonium reduceras efter skakning med lakvatten och filtermaterialet SB trots att nitratmängden ökar och att den totala kvävemängden ökar i de flesta provlösningarna. En möjlig förklaring till detta är att ammoniumkväve kan bindas i metallkomplex eller att ammonium omvandlats genom nitrifikation till nitrat.

Felkällor i försöket är att kväveanalyserna är utförda med olika metoder. Analyssvaren kan därmed vara lite missvisande att jämföras med.

Hur mycket materialet släpper i blanktestet (BO) påverkar reduktionen i reningseffektivitetstestet när det belastas med provlösning. De olika vattnen har inte samma värden i blanktestet.

Att göra en laboratoriestudie och skaka ett filtermaterial med kranvatten ger inte samma resultat som att skaka med ett lakvatten. Ett ingående lakvatten innehåller en betydande större del utav föroreningar. I denna studie har det använts ett lakvatten som belastar filtermaterialet SB i verkligheten. Vid jämförelse av lakvatten och kranvatten påvisar kranvattnet en bättre reduktion på koppar än lakvattnet vid skakning med SB med undantag för den lägsta koncentrationen, se bilaga 2. I provlösningarna med de tillsatta Cu-koncentrationerna 0,5, 5, 50, 100 och 200 mg/l visas en reduktion på 74, 81, 83, 73 och 71 % för lakvatten och 66, 89, 95, 93 och 83 % för kranvatten. Vid en skakning med en högre belastning av koppar visar kranvatten en högre reduktionsförmåga, vilket kan vara en indikation på ett missvisande resultat mot verkligheten vid jämförelse av lakvattnets resultat. Båda vattnen har sin högsta reducerande effekt vid en belastning av kopparmängden 50 mg/l. Därefter avtar reduktionsförmågan betydligt mer för lakvattnet än för kranvattnet. I torv har reduktionen av metalljoner uppvisat liknande resultat vid tidigare försök (Kängsepp, 2003) (Viraraghavan *et al*, 1993). I studie (Kängsepp, 2003) med de tillsatta Cu-lösningarna 5, 20, 40, 60, 80, 100 mg/l skakat med torv är den procentuella adsorptionen av Cu-jonen till torven för respektive lösning 98, 99, 98, 97, 94 och 87 %.

Humusämnen, i torv utgör den dominerande fraktionen och är den ämnesgrupp som mest påverkar torvens egenskaper. Torvens förmåga att uppta metalljoner i lösning påverkas genom en kombination av adsorption, jonbyte samt komplexbildning. Torvens stora reaktiva (specifika), negativt laddade yta är av stor betydelse vid adsorption av de positivt laddade metalljonerna. Eftersom torven och metalljonerna har olika ytladdning attraheras de av varandra. Genom jonbyte kan de adsorberade jonerna bytas ut mot andra joner i en lösning. Komplexbindning innebär att en metallisk katjon reagerar med en organisk eller oorganisk komplexbildare (ligand). Koppar bly, och kvicksilver är exempel på metaller som bildar starka ytkomplex framförallt med karboxyl- (-COOH) och fenol (-OH)grupper (Bohm, 2000). Den polära delen av humus består främst av karboxyl- (-COOH) och fenol (-OH)grupper (Brady, 2002).

Ämnen som klorid och sulfat som förekommer i deponin och därmed i lakvattnet kan bilda komplex med metalljoner. Detta leder till minskad adsorption och ökad rörlighet av metalljoner. Detta kan vara en förklaring på skillnaden av kopparreduktionen i försöket.

Det är en liten mängd prov som används, vilket gör att provets homogenitet påverkar resultatet. Ett mera tillförlitligt resultat hade erhållits om flera replikat hade gjorts.

6 Slutsatser

- Vid en jämförelse mellan oanvänt material (SB) och använt material (SF) visar resultatet att det har skett en förändring under tre år. Vid karakterisering med hjälp av siktkurva visar resultatet att andelen småpartiklar har ökat för det använda materialet.
- Urlakningen för alla Stenamaterialen låg under gränsvärdena för urlakning av icke-farligt avfall. Inte heller filtermaterialet som använts i tre år för rening av lakvatten (SF) på Stena Metall AB överskrider gränsvärdena.
- Resultatet visar att materialet Stena blandat har förmåga att reducera koppar även vid den högre koncentrationsbelastningen av koppar, fenoler och PCB.
- Vid en jämförelse mellan kranvatten och lakvatten visar kopparresultatet att skakning med kranvatten ger en större reduktion. Vid studier av reningseffektivitet av filtermaterial är det därför viktigt att använda det lakvatten som ska renas för att få ett mera realistiskt resultat.
- Försöket visar med ett gott resultat att en blandning av torv och aska kan användas för att avlägsna koppar ur lösningar.

7 Förslag till fortsatt arbete

- För att man skall få en säkrare bedömning av materialen i vår studie behövs det göras fler replikat. Förslagsvis minst tre stycken till varje försök.
- Att göra ett perkolationstest skulle spegla verkligheten bättre under en tidsperiod. Det skulle vara intressant att göra perkolationstest parallellt med skaktest i reningseffektivitetstestet.
- Ett laktest kan aldrig simulera alla processer som påverkar lakningen i naturen men att utföra ett laktest under en längre tid så att man kan anta att man kan uppnå anaeroba förhållanden skulle vara intressant. I filterbädden på Stena Metall AB sker ett flertal processer under anaeroba förhållanden. Anaeroba förhållanden uppnås troligen inte i våra skaktest.

Referenser

- Bergman K., Danielsson B., Dencker L., Hellman B., Henriksson J., Larsson B., Larsson P., Lund B-O. & Tjälve H., 1998, *Toxikologi*, ISBN 91-506-0630-1
- Bohm A-K., 2000, *Adsorption av metaller i torv vid Kavehedens avfallsanläggning*, Examensarbete vid Luleå Tekniska Universitet
- Brandt N., & Gröndahl F., 2000, *Kompendium i miljöskydd, del 4 – Miljöeffekter*, ISBN 91-630-9297-2
- Brady N. & Weil R., 2002, *The Nature and Properties of Soils. Prentice-Hall*, London, 13:e Uppl, ISBN 0-13-016763-0
- Bydén S., Larsson A-M. & Olsson M., 2003. *Mäta vatten*, ISBN 91-8837622-2
- Eriksson L., 2005, *Lakvattenrening och kontroll vid deponier – granskning och sammanställning*, Examensarbete vid Uppsala Universitet.
- Eskilsson L., 2003, *Lakningstester på restfraktionen a fragmenterat skrot – en studie på Stena Fragmentering AB*, Examensarbete vid Kristianstad Högskola.
- International Programme on Chemical Safety, 2006, < www.inchem.org > 2006-03
- Kängsepp P., Hogland W. & Mathiasson L., 2003, *An industrial leachate treatment system based on the filter-bed technique*. (Proceedings of SARDINIA 2003, the Ninth International Waste Management and Landfill Symposium Ed: T.H. Christensen, R. Cossu, R. Stegmann) The Ninth International Waste Management and Landfill Symposium in Sardinia, 6. - 10. October 2003.
- Kängsepp P., 2006, PhD student analytisk kemi och teknik, Lunds universitet/ Kalmar Högskola, muntlig kommunikation.
- Kängsepp P. & Mathiasson L. , 2007, *Performance of a full-scale treatment system based on filter-bed for leachate from an industrial landfill. I. Long-term efficiency of the treatment system with respect to inorganic and organic pollutants*. Manuscript.
- Lindgren G., 2005, *An approach to remove heavy metalions in certain aqueous solutions and waste water by means of suitable matrices and chelators*, KALMAR ECO-TECH 05, pp 257-262, Kalmar 2005
- Lönngrén G., 1995, *Våtmark renare vatten och rikare livsmiljö*, ISBN 91-558 5691-8
- Molander L., 2000, *Metoder för lakvattenbehandling*; RVF rapport 6 2000; Malmö
- Naturvårdsverket, 1992, *Lakvattenbehandling – lokala metoder för behandling av lakvatten från avfallsupplag*, Naturvårdsverket Rapport 4052
- Naturvårdsverket, 1999, *Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet*, Naturvårdsverket Rapport 4913

Naturvårdsverket, 2004, *Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall*, 2004:10, ISSN 1403-8234

Naturvårdsverket, 2006, <<http://www.naturvardsverket.se>> 2006-10

Nilsson L., 2006-03, Hässleholms renhållare AB, muntlig kommunikation

Renhållningsverksföreningen, 2006. <<http://www.rvf.se>> 2006-12-19

Svensson B-M., Mårtensson L., Mathiasson L.& Eskildsson L., 2004, *Leachability testing of metallic wastes*, Waste Manage Res 2005: 23: 457 - 467

Svensk standard, SS 02 81 13, *Vattenundersökningar – Bestämning av torrsubstans och glödningsrest i vatten, slam och sediment*, SIS, 1981.

Svensk standard, SS 02 71 05, *Geotekniska provtagningsmetoder – organisk halt i jord – glödningsförlustmetoden*, SIS, 1990.

Svensk standard, SS 02 71 23, *Geotekniska provtagningsmetoder – Kornfördelning – Siktning*, SIS, 1992.

Svensk standard, SS 02 81 50, *Vattenundersökningar – Bestämning av metaller med atomabsorptionsspektrometri i flamma – Allmänna principer och regler*, SIS, 1993 (1993a).

Svensk standard, SS 02 81 52, *Vattenundersökning – Atomabsorptionsspektrometri i flamma – Speciella anvisningar för aluminium, bly, järn, kadmium, kobolt, koppar, krom, mangan, nickel och zink*, SIS 1993 (1993b).

Svensk standard, SS 12457-3, *Karaktärisering av avfall – Laktest – Kontrolltest för urlakning från granulära material och slam*, SIS, 2003.

Sveriges regering, 2006, *Förordning (2001:512) om deponering av avfall*. <<http://www.riksdagen.se>>2007-02-02

Welander U., 1998, *Lakvattenrening. En sammanställning över erfarenheter av olika metoder*. AFR-RAPPORT 232. Naturvårdsverket.

Viberg H., 2004, *Lokal lakvattenrening vid Löt avfallsanläggning i Vallentuna*. Examensarbete på Stockholms universitet.

Viraraghavan T., Dronamraju, M.M., 1993, *Removal of copper, nickel and zinc from wastewater by adsorption using peat*. *Journal of Environmental Science and Health*.

Yoshiguch H., 2006-04, Stena Metall AB i Halmstad, muntlig kommunikation

Åkesson T., 2003, *Utlakningstester på gatubrunnsslamm från två områden med olika trafikintensitet*. Examensarbete vid Lunds Universitet.

Öman C., Malmberg M. & Wolf-Watz C., april 2000, (2000a) Utveckling av metoder för Karakterisering av lakvatten från avfallsupplag – Slutrapport, IVL, Rapport A-1353, Stockholm.

Öman C., Malmberg M. & Wolf-Watz C., april 2000, (2000b) Handbok för Lakvattenbedömning - Metodik för karakterisering av lakvatten från avfallsupplag, IVL Rapport B-1354, Stockholm.

Definitioner

Aerob	Syrenehållande
Anaerob	Oluftad, syre och nitrat finns inte tillgängligt.
AOX	Adsorberbara organiska halogenerade ämnen eller ämnesgrupper. Är ett mått på den mängd klor som är bundet till organisk substans.
BOD	Biokemisk syreförbrukning (Biochemical Oxygen Demand). Ett mått på den mängd syre som förbrukats vid biologisk nedbrytning av organisk substans under ett visst antal dagar, t.ex. sju (BOD ₇).
COD	Kemisk syreförbrukning (Chemical Oxygen Demand). Ett mått på den mängd syre som krävs för att helt bryta ner det organiska materialet.
Denitrifikation	Mikrobiologisk reduktion av nitrat till kvävgas.
Nitrifikation	Mikrobiologisk oxidation av ammonium till nitrat.
Oxidation	Kemisk reaktion vid vilken ett ämne avger en eller flera elektroner.
Oxidationsmedel	Ämne som i en redoxreaktion lätt tar upp elektroner (reduceras) och därvid verkar oxiderande.
PCB	Polyklorerade bifenyler.
Recipient	Mottagande område exempelvis sjö- och vattendrag.
Redoxpotential	Med kännedom om redoxpotentialerna för två redoxsystem kan man förutsäga resultatet av en reaktion mellan dem. Det delsystem som har högst värde kommer att reduceras, det andra oxideras.
Reduktion	Kemisk reaktion vid vilken ett ämne tar upp en eller flera elektroner.
Reduktionsmedel	Ämne som i en redoxreaktion lätt avger elektroner (oxideras) och därvid verkar reducerande.
Toxicitet	Giftighet

Kemiska beteckningar för grundämnen

Al Aluminium	Cu Koppar	Na Natrium
As Arsenik	Fe Järn	Ni Nickel
Br Brom	Hg Kviksilver	P Fosfor
Ca Kalcium	K Kalium	Pb Bly
Cd Kadmium	Li Litium	S Svavel
Co Kobolt	Mg Magnesium	Sb Antimon
Cr Krom	Mn Mangan	Sn Tenn
	Zn Zink	

Bilaga 1

Tabell över stamlösningar som gjorts till försöket.

Tabell 1.1 Uppvägd mängd av kopparnitrat till 250 ml Cu - stamlösning.

Metallsalt	Kemisk formel	Molvikt (g/mol)	Invägd massa (g)
Kopparnitrat	$\text{Cu}(\text{NO}_3)_2 \cdot 3\text{H}_2\text{O}$	241,6	9,5

Tabell 1.2 Uppvägd och uppmätt mängd av fenoler till 400 ml fenolstamlösning.

Fenoler	Invägd mängd (g)	Uppmät mängd (μl)
Fenol	0,04	
4-klorfenol	0,04	
4-klor-3-metylfenol	0,04	
p-kresol		400
o-kresol		400
2,4-dimetylfenol		400

Tabell 1.3 De använda fenolers löslighet.

Fenoler	g/l	temp. ($^{\circ}\text{C}$)	Referens
Fenol	67	16	www.inchem.org
p-kresol	19	25	www.inchem.org
o-kresol	26	20	www.inchem.org
4-klorfenol	27	25	www.inchem.org
2,4-dimetylfenol	7,9	25	www.inchem.org
4-klor-3-metylfenol	3,8	20	www.inchem.org

Bilaga 2 Analysresultat

Märkning	NH ₄ -N	NO ₃ - N	TN	Cl ⁻	SO ₄ ²⁻	Cu	DOC	TOC	CO ₃ -C	Partiklar	TN av partikelvikten
	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
L	72	3	60	452	37	0,35	211	234	233	121	3,6
LS 1	70	2	48	523	38	1,1	235	261	238	142	4,8
LS 2	79	5	62	471	43	4,6	373	394	236	116	3,4
LS 3	64	20	62	386	38	40	471	498	207	171	4,8
LS 4	76	47	85	464	37	83	1087	1119	205	297	6,2
LS 5	74	80	142	393	30	181	1680	1730	171	500	11
L SB	77	7	54	433	72	0,15	214	242	224	189	3,2
LS SB 1	69	10	90	478	75	0,28	229	258	243	146	4,4
LS SB 2	57	11	66	382	68	0,87	376	403	210	177	5,7
LS SB 3	61	30	69	382	82	6,6	505	526	209	136	4,1
LS SB 4	69	49	105	397	81	22	1313	1337	201	150	4,8
LS SB 5	65	93	135	397	66	52	1300	1322	164	217	6,7
LS 3	67	24	61	438	38	41	507	534	213	190	4,8
L	71	3		452	37	0,35					
L 24 h	71										
K	<0,015					0					
KS 1	0,015					0,95					
KS 2	0,019					4,7					
KS 3	0,040					43					
KS 4	0,067					75					
KS 5	0,125					169					
K SB	0,104					0					
KS SB 1	0,168					0,33					
KS SB 2	0,155					0,50					
KS SB 3	0,121					2,0					
KS SB 4	0,150					5,4					
KS SB 5	0,117					29					
KS 3	0,038					36					

L = Lakvatten

LS = Spikat lakvatten

LS 3= Spikat lakvatten, PL 3

L SB = Lakvatten skakat med SB i 24 h.

LS SB 3 = Spikat lakvatten, PL 3 och skakat med SB i 24 h.

L 24 h = Lakvatten skakat i 24 h.

K = Kranvatten

KS = Spikat kranvatten

KS 3 = Spikat kranvatten, PL 3

K SB = Kranvatten skakat med SB i 24 h.

KS SB 3 = Spikat kranvatten, PL 3 och skakat med SB i 24 h.

Bilaga 3 Analysresultat

Märkning	pH	Kond. mS/m	Syre %	Syre mg/l	Temp °C	*pH	*Kond. mS/cm	*Syre %	*Syre mg/l	*Temp °C	pH	Kond. mS/m	Syre %	Syre mg/l	Temp °C
L	7,6	2,7	41	3,8	13										
LS 1	7,7	3,0	90	8,4	18										
LS 2	7,8	2,8	83	8,3	15										
LS 3	7,6	2,8	99	9,7	18										
LS 4	7,5	3,0	89	8,2	19										
LS 5	7,0	3,0	77	7,2	19										
L SB						7,7	2,8	87	8,9	14	7,7	3,3	71	6,2	22
LS SB 1						7,7	3,0	98	9,5	17	7,5	3,3	34	3,0	21
LS SB 2						7,8	2,8	64	8,5	15	7,7	3,3	80	7,3	21
LS SB 3						7,6	2,8	94	9,4	16	7,7	3,2	107	9,3	23
LS SB 4						7,4	2,9	94	9,3	16	7,5	3,3	100	8,8	21
LS SB 5						7,9	2,9	92	8,9	17	7,4	3,3	99	8,5	22
LS 3						7,6	2,7	103	10	17	7,8	3,1	107	9,4	23
L	7,3	2,7	29	6,7	16										
L 24 h	7,6	3,1	97	8,4	22										
K	7,7	0,40	108	10	18										
KS 1	7,7	0,43	114	10	21										
KS 2	7,6	0,44	95	8,5	22										
KS 3	6,8	0,48	113	10	22										
KS 4	6,4	0,52	103	9,2	21										
KS 5 **	5,9	0,66	104	10	16										
K SB						7,4	0,53	119	11	23	7,5	0,54	102	9,1	22
KS SB 1						7,5	0,51	81	10	21	7,4	0,55	104	9,4	21
KS SB 2						7,5	0,51	97	8,6	22	7,4	0,56	105	9,4	21
KS SB 3						6,9	0,56	113	9,8	22	7,2	0,62	109	9,4	23
KS SB 4						6,3	0,57	117	10	21	6,6	0,69	99	8,8	21
KS SB 5						5,9	0,71	99	10	16	6,2	0,87	101	7,1	22
KS 3						6,8	0,48	113	10	22	7,2	0,48	109	9,5	23

*Detta är en extra mätning gjord i flaskan med vatten och materialet SB före skakning.

** Det tillsattes 0,09ml/l av 0,1 M NaOH på kranvattnet koncentration 5. pH efter justering var 7,8.

Bilaga 4

Standardkurvor för jonkromatograf februari 2006.

