



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE



Passiva filterbarriärer – Vägledning

LENNART LARSSON
JAN ROGBECK
KARSTEN HÅKANSSON

Varia 586

LINKÖPING 2007



STATENS GEOTEKNISKA INSTITUT
SWEDISH GEOTECHNICAL INSTITUTE

Varia **586**

Passiva filterbarriärer
– Vägledning

LENNART LARSSON
JAN ROGBECK
KARSTEN HÅKANSSON

LINKÖPING 2007

Varia	Statens geotekniska institut (SGI) 581 93 Linköping
Beställning	SGI – Informationstjänsten Tel: 013–20 18 04 Fax: 013–20 19 09 E-post: info@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se
ISSN	1100-6692
ISRN	SGI-VARIA--07/586--SE
Dnr SGI	1-0404-0286
Proj.nr SGI	12041

FÖRORD

Fastläggning av urlakade föroreningar har stor betydelse för miljöpåverkan från deponier, men också från förorenade områden och anläggningsobjekt, t.ex. behandling av dagvattnet från vägtrafiken. Fastläggning av föroreningar är emellertid komplexa och därigenom mycket svåra att prognostisera och kvantifiera. Detta genom att olika ämnen binds i varierande grad och under olika yttre förutsättningar som pH, redoxförhållanden, innehåll av organiskt kol m.m. Beroende på de komplexa samband som styr fastläggningen, tar man normalt inte hänsyn till dess effekt vid bl.a. miljöbelastningsberäkningar.

Kraven på botten tätning och geologisk barriär vid en deponi kan leda till att bottenkonstruktionen blir så tät att lakvatten bräddar åt sidorna efter det att aktiva åtgärder för lakvattenuppsamling avetablerats, d.v.s. vid/efter övergången i den passiva fasen. Detta innebär behov av ett skydd enligt 21§ i Förordning (2001:512) om deponering av avfall (SFS 2001:512). Eftersom ett sådant skydd ska ha motsvarande fastläggande förmåga som en geologisk barriär och då det främst behövs under deponins passiva fas, har det kommit att kallas *passiv filterbarriär*. Anläggande av sådana filter kan även vara av intresse som kompletterande skyddsåtgärd vid efterbehandling av förorenade markområden eller vid anläggningsobjekt.

Beroende på osäkerheterna kring fastläggningsmekanismer har endast ett fåtal passiva filterbarriärer anlagts i Sverige. Erfarenheterna är därför begränsade inom landet, medan de använts i större omfattning internationellt. Föreliggande vägledning syftar till att översiktligt sammanställa och beskriva faktorer som bör beaktas vid utformningen av passiva sorptionsfilter, främst avseende lakvattenbehandling vid deponier.

Projektet har utförts på uppdrag av Naturvårdsverket och har genomförts av följande arbetsgrupp vid Statens geotekniska institut (SGI):

Jan Rogbeck (projektledare fram till hösten 2005)

Lennart Larsson (projektledare från och med hösten 2005)

Karsten Håkansson (tidigare SGI, numera GeoInnova)

Rapporten har granskats Jon Petter Gustafsson (Institutionen för mark- och vattenteknik, KTH), Carl-Mikael Svensson (Naturvårdsverket) samt Mikael Stark (Avd. Markmiljö, SGI). Författarna vill ge ett stort tack till dessa granskare som bidragit med viktiga råd och kommentarer.

En referensgrupp har varit knuten till projektet. Gruppen har utgjorts av Per Gullbring, Sofia Tingstorp och Carl-Mikael Svensson från Naturvårdsverket samt Tommy Hammar från länsstyrelsen i Kalmar län. Under det senaste året har Ylva Bjurström varit Naturvårdsverkets kontaktperson.

Linköping i november 2007

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

FÖRORD

LÄSANVISNING

1	VAD ÄR PASSIV FILTERBARRIÄR?	7
2	SORPTION OCH SORPTIONSKAPACITET	8
3	LAKVATTENINNEHÅLL.....	10
4	FILTER	12
4.1	INLEDNING	12
4.2	FILTERTYPER	13
4.3	NÅGRA FAKTORER ATT BEAKTA VID FILTERVAL	13
4.3.1	<i>Föroreningstyp</i>	13
4.3.2	<i>Filtrets beständighet</i>	14
4.3.3	<i>Filterkombinationer</i>	15
4.3.4	<i>Igensättning</i>	15
4.3.5	<i>Kanalströmning</i>	16
4.3.6	<i>Partikelfilter</i>	17
4.3.7	<i>Sorptionsfilter</i>	18
4.3.8	<i>Reaktiva filter</i>	22
4.3.8.1	<i>Kembaserade reaktionsfilter</i>	23
4.3.8.2	<i>Bionedbrytningsstimulerande filter</i>	23
5	MATERIAL FÖR SORPTIONSFILTER.....	25
5.1	AKTIVT KOL	27
5.2	TORV	28
5.3	MASUGNSLAGG, HYTTSSAND, HYTTSTEN	29
5.4	NATURSAND.....	31
5.5	JÄRNOXIDTÄCKT SAND	32
5.6	FINKORNIGA MINEROGENA MATERIAL.....	33
5.7	AKTIVERAD ALUMINA.....	33
5.8	GRANULÄRT JÄRNHYDROXID, FERRIT ("GRANULAR FERRIC HYDROXIDE, GFH")	34
5.9	IMOGOLIT	34
5.10	APATIT.....	34
5.11	KONSTGJORDA ANJONBYTARE.....	34
5.12	SAMMANSTÄLLNING AV SORPTIONSFILTER	36
5.13	SLUTSATS.....	36
6	FUNKTIONSKRAV FÖR PASSIV FILTERBARRIÄR VID DEPONI	37
6.1	KRAV PÅ UTGÅENDE VATTEN FRÅN PASSIV FILTERBARRIÄR	38
6.2	BESTÄNDIGHET	39
6.3	SORPTIONSKAPACITET.....	40
6.4	FILTERVOLYM.....	41
6.5	PRINCIPIELLA TEKNISKA UTFORMNINGAR.....	43
6.6	PASSIVA FILTERBARRIÄRER VID ANLÄGGNINGSOBJEKT OCH EFTERBEHANDLING	48
6.7	KONTROLL OCH PROVTAGNING.....	50
6.8	LIVSCYKELPERSPEKTIV	51
7	DISKUSSION	53
8	REFERENSER (RAPPORT OCH BILAGA).....	56

BILAGA

SORPTION
 UPPSKATTNING / BERÄKNING MAXIMALA FILTERVOLYMER
 FÖRSLAG TILL FILTERTYPER FÖR OLIKA FÖRORENINGAR
 FÖRKLARINGAR

LÄSANVISNING

Syftet med denna vägledning är att ge en introduktion till vad som bör beaktas vid utformning av passiva filterbarriärer med målsättningen att fördröja, fastlägga eller bryta ner föroreningar. Eftersom det är komplexa samband som styr effekten och interaktionen av fastläggning och nedbrytning, är det omöjligt att exakt ange hur ett passivt filter ska vara beskaffat. Därför bör vägledningen främst betraktas som en informationsskrift att ingå i det underlag som kan behövas vid utformning och bedömning av sådana filter. Detta har påverkat vägledningens innehåll och disposition. Tyngdpunkten i vissa avsnitt är huvudsakligen teoretisk, medan andra mer har karaktären av ”praktiskt beskrivande”.

De teoretiska avsnitten har försökt hållas på en enkel och lättbegriplig nivå för att även icke markkemister ska ha möjlighet att dra nytta av dem. Beroende på ämnesområdets komplexitet kan de dock ändå förefalla svåra. Även om vissa avsnitt kan vara svårbegripliga, rekommenderas ändå läsaren att läsa igenom dem för att få ett grepp om problematiken kring passiva filterbarriärer.

Ett problem vid utarbetandet av vägledningen har varit att många olika benämningar används för filter med likartat syfte, nämligen att fördröja, fastlägga och/eller bryta ner föroreningar. Förklaringen till floran av begrepp ligger sannolikt i att likartade filter används inom olika branscher och att flera benämningar baseras på översättningar från engelska. Därför ägnas det första kapitlet till att klargöra vad som i denna vägledning avses med passiv filterbarriär.

1 VAD ÄR PASSIV FILTERBARRIÄR?

Med passiv filterbarriär avses i denna vägledning ett konstruerat filter för fastläggning, fördröjning och/eller nedbrytning av urlakade föroreningar, vilket fungerar för ändamålet under tillräckligt lång tid utan att aktiva driftåtgärder (byten av filtermaterial, pumpning, etc.) erfordras. Just avsaknaden av aktiva driftåtgärder är för övrigt den stora skillnaden gentemot liknande beteckningar som infiltrationsbädd, reaktiv barriär, fastläggningsfilter, m.fl. Begreppet passiv filterbarriär ges här alltså en bred definition som inbegriper:

- *Sorption*: Filter för lösta ämnen som kemiskt eller fysikaliskt binds till en fast fas (t.ex. partiklar). Principiellt kan sorption även innefatta fastläggning av icke lösta ämnen, t.ex. oljor på sågspån. Begreppet sorption avgränsas dock i denna rapport till bindning av i vatten lösta ämnen till en matris. Eftersom sorption bedöms som huvudprocess för passiva sorptionsfilter ges en närmare definition av begreppet i kapitel 2 samt i bilagan till denna rapport.
- *Fysikaliska processer*: Filter där fysikaliska processer utnyttjas är sådana som syftar till att förhindra fortsatt partikelspridning, oavsett vilka processer som föranleder att föroreningar fastnar på partiklar (jmf direktfiltrering).
- *Biologiska processer*: Filter konstruerade för att optimera en aktiv mikrobiell miljö betydelsefull för nedbrytning av organiska föroreningar. Syftet är att upprätthålla tillräckligt lång uppehållstid för föroreningarna i filtret så att föroreningarna hinner brytas ned. Syftet med filtret kan även vara att tillgängliggöra ämnen som stimulerar nedbrytningen.
- *Utfällning*: Filter som skapar förutsättning för kemiska processer som innebär fastläggning genom att ämnen fälls ut. Här kan också sk medfällning räknas in, även om det är en process som är svår att skilja från sorption.

Veterligen har hittills ett fåtal filterbarriärer med passiv karaktär uppförts i Sverige i syfte att långsiktigt fungera som sorptionsfilter för lakvatten från deponi. De troligen mest kända är anlagda under 1990-talet vid SAKAB, Kumla och i vid Ringhals markförvar för lågradioaktivt avfall. Den förra består av torv och stenmjöl, den sistnämnda av torv, skalgrus och minerogent material. På senare tid har filterbarriär med liknande innehåll som vid Ringhals anlagts vid OKG i Simpevarp (figur 1a; 1b) (OKG, 2006).



Figur 1a. Nyetablerad filterbarriär.



Figur 1b. Filterbarriär i drift.

2 SORPTION OCH SORPTIONSKAPACITET

Fastläggning av lakbara föroreningar sker främst genom sorption. Sorption är ett begrepp som definieras och underindelas på olika sätt. I föreliggande rapport avgränsas begreppet sorption till interaktionen mellan ett löst ämne och ett fast material. En i detta fall vanlig underindelning är, enligt med Appelo och Postma (1994), följande;

- Adsorption ("bindning av förening på ett fast materials *yta*").
- Absorption ("upptagning av förening *i* ett fast material").
- Jonbyte ("*utbyte* av joner mellan en lösning och ytan av ett fast material").

Andra forskare, däribland många involverade i slutförvar av kärnavfall, skiljer mellan fysikalisk adsorption, specifik adsorption och jonbyte (alt. elektrostatisk adsorption). Med fysikalisk adsorption menas att neutrala molekyler adsorberas på en neutral yta. Vid specifik adsorption har ytan och jonen samma "medelladdning", medan vid jonbyte så ersätts laddade joner på ytan ut mot joner med samma laddning från lösningen.

Oavsett indelningen i undergrupper så kompliceras bedömningen av sorptionsprocesser av sorption. Med desorption menas att ett ämne åter går i lösning. Detta kan bero på t.ex. koncentrationsförändringar av det lösta ämnet, eller att ämnets laddning förändras till följd av ändrat pH i lösningen. Koncentrationsförändringar kan uppstå genom att filter utsöndrar ämnen som reducerar halt av ett specifikt ämne i lösningen och därigenom förändrar det lösta ämnets fysikaliska och/eller kemiska egenskaper. Förändringar i pH kan ha flera orsaker, t.ex. förändrad jordmån, filtrets buffringskapacitet, försurning.

Av ovan framgår vikten av att känna till vilka mekanismer som styr sorption. Inte minst för att kunna värdera ett filters kapacitet och effektivitet i ett längre tidsperspektiv. Ofta är adsorption och absorption starkare fastläggande processer än jonbyte. Därför är det främst adsorption/absorption som bör eftersträvas i passiva filterbarriärer. Samtidigt kan dessvärre konstateras att det är jonbyteskapaciteten som är enklast att mäta och beräkna.

En fundamentalt krav på passiva filterbarriärer är att de i rimlig omfattning säkerställer en sorptionskapacitet under tillräckligt lång tid (uttrycket sorptionskapacitet likställs med sorptionsförmåga). Många filter för aktiv rening konstrueras så att bindning av ämnen till sorptionsmaterialet blir svag, då det är önskvärt att regenerera filtren när de nått mättnad. Sådana filter är olämpliga som passiva sorptionsfilter, eftersom fastlagda ämnen åter blir mobila allt eftersom flödet genom filtret fortsätter. Detta beror på att ämnen med starkare bindningskrafter "tvingar undan", och därigenom ersätter, det initialt sorberade ämnet. I värsta fall kan detta leda till att ämnen släpper från filtret i högre halter än vad som råder i inkommande vatten.

I mer inhomogena filtermaterial har de ytor där sorption kan ske olika karaktär, varigenom olika ämnen kan hitta specifika bindningsplatser med så stark bindning att de inte desorberas. De blir med andra ord irreversibelt bundna till materialet. Det är sistnämnda typ av sorption som på lång sikt avgör kapaciteten för ett passivt filter.

En annan aspekt som starkt påverkar vilket krav på sorptionskapacitet som ett passivt filter ska uppfylla är de reningskrav som ställs på det vatten som ska filtreras. Exempelvis, för lakvatten från en deponi ska filtret motsvara den fastläggande effekt hos den geologiska barriär det ersätter. Beroende på svårigheterna att närmare beräkna sorptionska-

pacitet för olika ämnen i olika material har man i deponilagstiftningen valt att likställa kravet på sorptionskapacitet för en geologisk barriär med ett k -värde, d.v.s. omräkna den till en uppehållstid ("nominell genomströmningstid").

Det ska påpekas att detta är en grov förenkling och att sorptionskapaciteten kan variera avsevärt mellan olika material, även om de har samma k -värde. Som exempel kan nämnas att sorptionen i allmänhet är större i organiska jordmaterial (organogena material som t.ex. torv) än i rent minerogena sediment som t.ex. lera.

För den som vill fördjupa sig närmare i hur sorptionskapacitet kan bedömas ges i bilaga till denna rapport en beskrivning av några av de vanligare isotermerna, sammanställning av några relevanta studier samt förslag till enklare test av filters sorptionskapacitet.

3 LAKVATTENINNEHÅLL

En fråga som tidigt kan uppkomma är: Vad innehåller ett typiskt lakvatten från t.ex. en deponi som ett passivt filter ska omhänderta? Varje deponi är i sig unik och dess lakvatten beror platsspecifikt av många olika parametrar, såsom deponimaterial, tid materialet varit deponerat, lakvattenflöden etc. Information om vad som kan betecknas som typiskt lakvatteninnehåll från farligt avfallsdeponier (FA) eller från icke-farligt avfallsdeponier (Icke-FA) har inte gått att finna. Detta är sannolikt orsakat av att FA och Icke-FA är relativt nya begrepp.

Data från undersökningar av innehåll i olika lakvatten från svenska äldre avfallsupplag som innehåller bl.a. organiskt material (i princip upplag för kommunalt avfall) har presenteras av Öman m.fl. (2000). Därtill går det att uppskatta vad som teoretiskt maximalt kan laka ut per mängd avfall från olika deponityper, som funktion av mängd lakvatten, deponiyta, höjd, densitet, gränsvärden för lakvatten från avfall till sådana deponier etc. Underlaget till beräkningarna samt exempel ges i bilaga.

Observera att beräkningarna i bilagan samt angivna värden nedan (bl.a. i tabell 1), som är relaterade till Icke-FA och FA, utgår bl.a. från lakgränsvärden för avfall till deponier för Icke-FA och FA enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10)¹. Uppskattningarna i bilaga baseras på beräkningar som begränsas till de ämnen som det finns gränsvärden för i nämnda referens. Utfallet av beräkningarna är överslagsmässiga, teoretiska och motsvarar grovt ett värsta scenario avseende vad som kan lakas ut. Detta gör att utfallen innehar avsevärda osäkerheter. Resultaten ska härav endast ses som vägledning för storleksordning på ackumulerade utlakade mängder vid önskat L/S.

I tabell 1 ges de reella medelvärden som är baserade på uppmätta halter i lakvatten från avfallsupplag (sannolikt kommunala upplag för hushållsavfall och industriavfall), presenterade i Öman m.fl. (2000). I samma tabell ges därtill uppskattning av teoretiskt maximala medelhalter efter 50 år för Icke-FA och 200 år för FA för ett specifikt scenario för var och en av dessa deponityper. Principiell beräkningsgång ges i bilaga. Dessa teoretiskt beräknade värden ska alltså ses som uppskattningar för vägledning avseende storleksordning för angivna scenarion.

Av tabellen framgår att de reella medelhalterna är överlag avsevärt lägre än de i denna rapportens bilaga teoretiskt uppskattade maximala medelhalter för Icke-FA och mycket lägre än för motsvarande för FA. De avfallsupplag som Öman m.fl. undersökt lakvatten från kan dock inte rakt av likställas med Icke-FA eller FA (uppgifter saknas om varje enskild deponis typbeteckning). Jämförelsen ger dock indikation på att reella lakvatten från avfallsupplag kan innehålla avsevärd lägre medelhalter än vad som teoretiskt kan komma att maximalt genereras från Icke-FA och FA. Eventuellt undantag är klorid, fluorid, sulfat (dessa tre är anjoner) och DOC (löst organiskt kol) som uppvisar reella medelhalter i samma storleksordning som de teoretiskt beräknade maximala medelhalterna från Icke-FA (och för någon/några av dessa även i samma storleksordning jämfört med FA).

10

¹ Naturvårdverkets föreskrifter (2004:10) om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall.

Tabell 1. Medelhalter i lakvatten, dels maximalt uppskattade från ett specifikt scenario för Icke-FA och FA, dels reellt uppmätta i lakvatten från avfallsupplag.

	Uppskattad ^{4/} teor. maximal medelhalt, mg/l, för Icke-FA ^{1/}	Uppskattad ^{4/} teor. maximal medelhalt, mg/l, för FA ^{2/}	Medelhalt, mg/l, fr. avfallsupplag ^{3/}
Arsenik	0,3	3	0,0038
Barium	2*10 ¹	6*10 ¹	0,29
Kadmium	0,3	2	0,0003
Krom tot	2	1*10 ¹	0,017
Koppar	3*10 ¹	5*10 ¹	0,022
Kvicksilver	0,03	0,3	0,000029
Molybden	3	1*10 ¹	-
Nickel	3	1*10 ¹	0,030
Bly	3	1*10 ¹	0,0049
Antimon	0,1	1	0,00074
Selen	0,2	3	0,036
Zink	1*10 ¹	6*10 ¹	0,063
Klorid	8*10 ³	1*10 ⁴	1730
Fluorid	4*10 ¹	1*10 ²	11
Sulfat	7*10 ³	2*10 ⁴	180
DOC	2*10 ²	3*10 ²	250

1/ Uppskattat teoretiskt maximal medelhalt i lakvatten från Icke-FA under 50 år, baserat bl.a. på antagen höjd (2 m), yta (50 000 m²), flöde (6 l/m²/år), densitet (1,3 ton/m³), beräknat L/S av 0,115 l/kg, porositet 0,2, maximalt tillåten hydraulisk konduktivitet samt gränsvärden för lakvatten för avfall till Icke-FA. Principiella beräkningar, se bilaga.

2/ Uppskattat teoretiskt maximal medelhalt i lakvatten från FA under 200 år, baserat bl.a. på antagen höjd (2 m), yta (50 000 m²), flöde (5 l/m²/år), densitet (1,3 ton/m³), beräknat L/S av 0,385 l/kg, porositet 0,18 samt maximalt tillåten hydraulisk konduktivitet samt gränsvärden för lakvatten för avfall till FA.. Principiella beräkningar, se bilaga.

3/ Medelhalt baserad på reellt uppmätta halter i lakvatten från avfallsupplag, Öman m.fl. (2000).

4/ Utfallet av beräkningarna är överslagsmässiga, teoretiska och motsvarar ett värsta scenario avseende vad som kan lakas ut. På grund av osäkerheten anges värdena med en siffras noggrannhet (exempelvis 8*10³ har osäkerhetsintervallet 8500 > 8*10³ > 7499). Angivna värden i de två mittenkolumnerna är härav endast avsedda att indikera storleksordningen vid jämförelse med angivna medelhalter uppmätta från avfallsupplag i högra kolumnen.

4 FILTER

4.1 Inledning

Val av material till en passiv filterbarriär för rening av ett lakvatten styrs bl.a. av om föroreningarna i lakvattnet är partikelbundna eller om de är lösta, samt om föroreningarna har potential att kemiskt eller biologiskt omvandlas till mindre farliga ämnen. Föroreningar som är starkt partikelbundna kan tas om hand i ett partikelfilter, medan det för lösta ämnen oftast gäller att skapa förutsättning för sorption. Om sorption inte är lämpligt får man undersöka möjligheter att med hjälp av ämnen i filtret (som stödjer önskade kemiska eller biologiska reaktioner) omvandla föroreningarna till mindre farliga föreningar.

Grövre partikelfilter används vanligtvis för att ta hand om medelstora – stora partiklar i lakvattnet. Sådant filter (grovfilter) brukar inte sällan sitta först i ett filtersystem. Finare partikelfilter kan användas för att ta hand om partikelbundna föroreningar. Emellertid är filtrering i sådant finare filter begränsat av bl.a. lakvattnets minsta acceptabla genomströmningshastighet. Detta kan orsaka att en del finpartikulärt material släpps igenom men det brukar i så fall stoppas upp i efterföljande delar av filtersystemet.

Vattenlösliga ämnen är normalt antingen plus- eller minusladdade. Metaller är ofta plusladdade men vissa metaller kan även föreligga som minusladdade joner (t.ex. som oxidjon). Normalt är filter som baseras på sorption funktionellt antingen för den ena eller den andra laddningstypen. I kapitel 5 ges först exempel på filter som sorberar främst plusladdade joner (katjoner). Detta efterföljs av exempel på filter som sorberar minusladdade joner (anjoner). Som indikerades redan i förra kapitlet så är det anjoner (främst klorid och sulfat) och DOC som lakas mest från deponi.

Organiska föroreningar är inte sällan hydrofoba, d.v.s. svårösliga i vatten. Filtermaterial som är avsedda att avskilja plus- eller minusladdade ämnen är då inte lämpliga. Principiellt gäller att hydrofoba föreningar i vatten främst föreligger bundna till partiklar. De kan då tas omhand med partikelfilter. Om de föreligger i en separat fri fas kan de tas omhand i ett hydrofobt filter, d.v.s. ett filtermaterial som sorberar hydrofoba föreningar. Om de till mindre del föreligger lösta i vatten (de kan föreligga som någorlunda mobila/lösliga kolloider eller inte vara helt hydrofoba i sin molekylstruktur) kan de sorberas i hydrofoba filter (även om de alltså inte är 100 % hydrofoba är deras hydrofoba styrka ändå tillräckligt stark för att kunna sorberas i hydrofoba filter).

För föroreningar som kan omvandlas eller med tiden brytas ner i filtret (t.ex. vissa organiska), är det viktigt att skapa en tillräckligt lång uppehållstid i filtret (d.v.s. tid under vilken själva föroreningen finns i filtret och utsätts för reaktionerna så att tillräcklig omvandling/nedbrytning erhålls). Är omvandlingen kemiskt baserad brukar omvandlingen gå fort. Kort uppehållstid i filtret är då tillräckligt. Men om omvandlingen baseras på biologisk nedbrytning kan det ta avsevärt längre tid. Upphållstiden i filtret behöver då vara avsevärt längre, innan tillräcklig mängd har omvandlas/brutits ned.

4.2 Filtertyster

Filter för passiv filtrering/sorption/nedbrytning kan grovt delas in i följande tre typer:

1. PARTIKELFILTER
2. SORPTIONSFILTER
3. REAKTIVA FILTER

De beskrivs mer ingående i följande avsnitt. I denna rapport har fokus främst lagts på sorptionsfilter. I det följande tas översiktligt även upp partikelfilter och reaktiva filter.

Observera att ”Reaktiva filter” ibland bedöms innefatta sorptionsfilter som kemiskt binder joner. Begreppen används ofta synonymt. I föreliggande fall har sådana filter inkluderats i begreppet sorptionsfilter. Begreppet reaktiva filter ges alltså här en mer begränsad tolkning. Denna har förenklas till att enbart innefatta sådana filter där förening bryts ned biologiskt eller kemiskt (organiska föreningar) eller kemiskt omvandlas till en annan förening (kan gälla både organiska och oorganiska ämnen och föreningar). Denna omvandling eller nedbrytning förutsätts ske utan att den nya föreningen fälls ut, sorberas eller på annat sätt fastläggs i filtret eller nedströms filtret. Detta innebär att filter som t.ex. via kemiska reaktioner bildar svårlösliga komplex som fastläggs i filtret eller överför en löslig oorganisk förorening till en form som är mindre löslig, och som därav fastläggs i filtret, inkluderas i begreppet sorptionsfilter. I föreliggande fall har alltså fastläggning och utfällning i filtret getts större bredd i begreppet sorptionsfilter (sorptionsfilter kan alltså åstadkomma reaktiv process som genererar fastläggning i filtret).

4.3 Några faktorer att beakta vid filterval

4.3.1 Föroreningstyp

Baserat på ovanstående resonemang ges i tabell 2 exempel på filtertyster som bedöms lämpliga för några olika typer av föroreningar.

Tabell 2. Exempel på lämplig filtertyp för några olika typer av föroreningar.

FILTERTYP	FÖRORENINGSTYP
Partikelfilter	Många svårlösliga och därmed svårnedbrytbara organiska ämnen som PAH-er, PCB, dioxiner
	Metaller som Pb och i viss mån Cu, Hg
Sorptionsfilter	Lättlösliga organiska ämnen (fenoler, vissa fettsyror, klorerade alifater etc.).
	Merparten metaller, halvmetaller och andra oorganiska ämnen som t.ex. Al, As, Cd, Cr, Cu, Hg, Mn, Ni, Co, Zn, reduktion av sulfat till svårlösliga sulfider, omvandling av Cr(VI) etc.
Reaktiva filter (”nedbrytningsfilter”)	Flertalet av de vanligast förekommande organiska ämnena i lakvatten. Vanligtvis, ju mer vattenlöslig en organisk förorening är desto snabbare kan den biologiskt brytas ned, och ju kortare uppehållstid behövs i filtret.

4.3.2 Filtrets beständighet

Inför ett filterval är det lämpligt att betrakta varje lakvatten som unikt. Egenskaper hos ett lakvatten förändras normalt med tiden. Ju längre tid som ett lakvatten passerar ett filter desto större potential för förändringar i lakvatteninnehållet. Det kan i sin tur påverka och i värsta fall allvarligt försämra filtrets reningseffektivitet över tid. Förändringen har betydelse inte minst vad gäller lakvatten från deponier som ska omhändertas under deponins tidsmässigt långa passiva fas. Val av filtermaterial och filterstorlek för sådan fas bör baseras på analyser av lakvatten under tillräckligt lång tid under den föregående aktiva fasen så att en statistisk godtagbar trend avseende haltförändringar av aktuella föroreningar kan erhållas. Trenderna kan då användas för extrapolation/prognos av framtida belastningar, förutsatt att framtida genererade lakvattenvolymer kan uppskattas. Filtertester, t.ex. med avseende på sorption, som inledningsvis utförs på labb med potentiella filtermaterial bör inkludera tester med lakvatten. Dessa lakvatten bör innehålla reellt uppmätta extremhaltvärden (under den aktiva fasen) och medelhalter (på främst lång sikt, prognostiserat). Testerna bör också fokusera på filterkapacitet för beräknad totalmängd av föroreningar som kommer att belasta filtret under hela den tid som man avser att nyttja filtret.

Hur länge ett filter behöver fungera tillfredställande i ett filtersystem beror på om systemet ska vara aktivt eller passivt. Med aktivt system menas att man när som helst kan gå in och byta ut materialet, justera filterflöden etc., medan i ett passivt system lämnas systemet åt sig självt. I ett passivt system ska alltså filtersystemet fungera under betydligt längre tid än i ett aktivt system. Detta är i sin tur avgörande för val av filtermaterial och filterkonstruktion. I det följande används två begrepp, dels deponis aktiva fas, dels dess passiva fas. Passiva filterbarriärer avses att främst användas under deponins passiva fas.

Definition av en deponis aktiva fas ges i Förordning (2001:512) om deponering av avfall (SFS 2001:512), nedan kallad Deponeringsförordningen (SFS 2001:512). Aktiv fas består av driftfas och efterbehandlingsfas. Driftfas är den del av den aktiva fasen som omfattar tiden från första tillfället då avfall tas emot vid en deponi fram till dess att deponin är sluttäckt. Efterbehandlingsfas är den del av den aktiva fasen som omfattar tiden för aktiva åtgärder för utsläpps begränsning och kontroll efter driftfasen. I samma skrift kan också utläsas att efterbehandlingsfasen är minst 30 år (33§).

Man kan eventuellt tolka 19§ i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512) så att passiv fas är minst 50 år för en deponi för icke farligt avfall (Icke-FA deponi) och minst 200 år för deponi för farligt avfall (FA-deponi). Detta baseras på transporttider av lakvatten genom geologisk barriär. Men i ett allmänt råd från Naturvårdsverket (NFS 2004:5)² anges i ett tillägg till 19§ i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512): ”En geologisk barriär bör fungera utan aktiva åtgärder under en lång tidsrymd och bör inte kräva insatser av skötselkaraktär.”

I rådet (NFS 2004:5) står som tillägg till 21§ i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512): ”... . Skyddet bör bestå av t.ex. filter och/eller reaktiva barriärer som lägger fast, fördröjer eller bryter ned föroreningarna. Skyddet bör ge en långsiktig rening och vara likvärdig kraven i 19-20 §§ vad avser fastläggning, fördröjning och nedbrytning av föroreningar. Ett material med porösa och adsorberande egenskaper bör väljas.” Detta

² Naturvårdsverkets allmänna råd till 3-33 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall.

kan tolkas så att det passiva filtersystemet ska kunna vara brukligt under lång tidsrymd utan att aktiva åtgärder behöver sättas in.

Det kan tilläggas att i NV rapport 4638 (1996) står ”Riskbedömning för förorenade områden gäller både människor och miljö och riskerna bedöms i ett långt tidsperspektiv (100-tals till 1000-tals år).”

4.3.3 Filterkombinationer

I normalfallet är innehållet i lakvatten från deponier komplexa. Föroreningarna föreligger i olika förekomstformer och med varierande förutsättningar att kunna fastläggas, alternativt brytas ner. Som nämnts ovan är vissa filter bäst på att sorbera anjoner, andra på sorption av katjoner, etc. Vanligtvis föreligger båda jontyperna i lakvatten och det kan då vara nödvändigt att designa en passiv filterbarriär så att det innefattar två eller flera olika filtermaterial, t.ex. kopplade i serie. Det kan till och med vara så att det kan behövas flera olika filtermaterial för att kunna erhålla tillfredställande reduktionsgrader av olika joner, fastän de enbart är plus- eller minusladdare (t.ex. olika anjoner).

Exempelvis om ett lakvatten innehåller de negativt laddade jonerna A, B och C kan situationer uppkomma att det endast finns ett lämpligt filter för att reducera/sorbera A. Till A behöver då kopplas ett filter som tillfredställande kan sorbera B och C. Om filter för sorption av både B och C inte finns, får filter för dels B och dels C kopplas. Det är alltså viktigt att man inledningsvis så långt möjligt fastställer aktuellt, och möjligt framtida, innehåll i det lakvatten som ska renas och testar olika kombinationer av filtermaterial i labb och pilotskala gentemot lakvattnets platspecifika föroreningsmix.

Vid kombination av olika filtermaterial måste hänsyn tas till materialens olika hydrauliska konduktiviteter och med tiden eventuellt förändrade dito. Variation i materials genomsläpplighet samt lakvattenflöde har inverkan på om och var i systemet de olika filtren kan placeras för att uppnå tillräcklig genomsläpplighet i hela systemet under dess nyttjandetid.

4.3.4 Igensättning

En viktig aspekt som gäller val av filtertyp och filterkonstruktion är att minimera igensättning av filtersystemet. Risken för tidig igensättning ökar ju lägre hydraulisk konduktivitet filtret har från början samt ju mer suspenderat material som finns i ingående lakvatten. Därtill, ett filter som renar ett lakvatten som gynnar bakterietillväxt i filtret har större potential att snabbare sättas igen än om bakterietillväxt inte blir stimulerad. Tillväxt kan ske då lakvattnet (eller filtermaterialet) innehåller lättnedbrytbart organiskt material samtidigt som lakvattnet (eller filtermaterialet) innehåller tillräckligt med elektronacceptorer och gödningsämnen.

Även om lakvattnet i sig inte innehåller organiskt material kan filtret ändå stödja bakterietillväxt, förutsatt att filtret består av lättnedbrytbart material. Vidare blir filtret med tiden mer belastat av sorberade ämnen och dessa kan i sig minska genomsläppligheten. Filter som agerar genom att fälla ut föreningar i filtret kan snabbare sättas igen än filter som agerar som jonbytare. Potential för igensättning är alltså en viktig aspekt att beakta i sitt val av filtersystem, inte minst om filtret ska agera passivt under lång tid.

I de fall filtren ska används för omhändertagande av lakvatten från deponier som befinner sig i den passiva fasen måste samtliga i tabell 2 nämnda filtertyper baseras på att en naturlig avrinning (självfall) föreligger. Detta eftersom aktiva åtgärder som pumpning inte godtas i sådan fas. Passiva sorptionsfilter måste i sådana fall därför alltid anläggas nedströms utsläppskällan. Detta innebär att filtret under hela den passiva fasen måste ha tillräckligt god genomsläpplighet så att inte flödet bromsas upp och tar andra okontrollerade vägar. Om filtret sätts igen finns inget utrymme för t.ex. backspolning eller manuell rengöring.

4.3.5 Kanalströmning

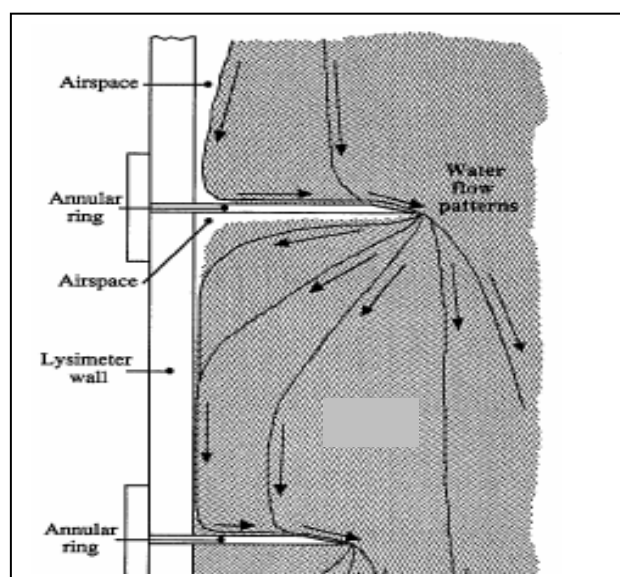
Vid val av filtermaterial samt konstruktion av filterbehållare är det viktigt att minimera kanalbildning och kanalströmning i filtret (även kallat preferentiellt flöde). Ju större del av flödet genom filtret som transporteras genom kanaler desto lägre reningseffektivitet.

Kanalströmning ger starkt nedsatt filterförmåga och kan ha flera orsaker. Exempelvis kan igensättning ske inhomogent, varvid flödet forceras att ta vägar/bilda kanaler där igensättningen är som minst. Orsakas igensättningen av partiklar i lakvattnet är det viktigt att installera ett förfilter som tar hand om dessa partiklar. Annan orsak till kanalströmning kan vara att filtermediet med tiden kan bli inhomogent med varierande genomsläpplighet som följd. Detta kan t.ex. ske då filtermaterialet är nedbrytbart. Därtill har filtermaterial som både har låg hydraulisk konduktivitet och viss inre mobilitet (d.v.s. filtermaterial som kan röra sig med flödet genom filtret), en ökad potential att med tiden bilda kanaler och potentialen ökar ju högre hydrauliskt tryck sådant filter utsätts för.

Det är alltså mycket viktigt att vidta åtgärder som förhindrar kanalströmning. Kanalströmning i små filter orsakas alltså främst av att flödet föredrar att gå längs filterbehållarens väggar och kanter (kanteffekter). Detta är vanligtvis orsakat av en luftspalt mellan vägg och filtermaterial. Kanalströmningens betydelse i små filter kan i princip minimeras genom att öka ytarean, d.v.s. den yta som flödet går vinkelrätt igenom.

Det finns ett fåtal tekniker som utvärderats avseende deras effektivitet att reducera flödet längs väggarna. Hansen m.fl. (2000) ger en sammanställning och utvärdering av dessa samt hur man kvalitativt och kvantitativt kan bestämma kanalströmningen. Sammantaget har metoden, som innebär att man placerar inre packningar/ringar på behållarens inre yta, potential att generera önskad reduktion, figur 2.

En annan metod som beskrivs i Hansen m.fl. (2000) är att göra inre väggytan inhomogen genom oregelbunden placering av gel/vax



Figur 2. Minskning av kanalströmning i små filter med inre packningar/ringar (Hansen m. fl, 2000).

eller liknande längs med väggarna. Metoden är olämplig om lakvattnet innehåller ämnen som kan interagera med vaxet.

I större filterkonstruktioner är kanalströmning inuti filtret det vanligaste orsaken till nedsatt effektivitet. Forskare från KTH har visat att detta kan minskas genom att fördela inflödet av lakvatten jämnt över filtret med hjälp av t.ex. polyester och mineralull (Kietlinska och Renman, 2005). Nämnade författare rekommenderar inblandning av mineralogent material (kvarssand) i filtermaterial som är speciellt känsliga för kanalströmning såsom t.ex. torv.

I vissa fall kan det vara nödvändigt att styra vattenflödet in mot filtret m.h.a. konstruktioner som t.ex. slitsmurar eller liknande. Sådana måste konstrueras så att deras funktion kvarstår under lika lång tid som filtret behövs. Det är härvid viktigt att konstruktionen syftar till att ta så stor del som möjligt av filtermassan i anspråk under hela den passiva fasen samt att flödet över filtersystemet blir så jämt som möjligt. Lakvattenflödet kan ju variera med tiden vilket vid lågflödesperioder kan innebära att enbart delar av filtret nyttjas. En lösning för att motverka detta kan vara att bygga in fördämningsvallar och överfall i filtret. Sådana kan också utnyttjas för att särskilja olika sektioner i de fall kombinationer av filtertyper används.

4.3.6 Partikelfilter

Fastläggning i en passiv filterbarriär av partikelbundna föroreningar sker vanligtvis genom att låta lakvattnet passera passivt partikelfilter. Detta kallas ibland för direktfiltrering.

Vid utformning av partikelfilter bör följande faktorer särskilt beaktas (utöver vad som inledningsvis är beskrivet om igensättning och kanalbildning som gäller generellt för alla typer av filter):

- Miljöpåverkan som kan förväntas uppkomma om filtrets effekt på lång sikt radikalt minskar eller helt upphör
- Kornstorlek hos de partiklar till vilka föroreningarna är vidhäftade
- Beständighet hos filtermaterialet i det långa tidsperspektivet
- Behov av eventuella kompletterande åtgärder (t.ex. att låta lakvattnet först passera pH-justerande material)
- Prognostiserade flöden per tidsenhet som filtret måste klara.

Flera av dessa punkter gäller även för andra passiva filtersystem (som sorptionsfilter och reaktiva system). En passiv filterbarriär designas lämpligen så att oönskad miljöpåverkan minimeras. Sådan miljöpåverkan kan orsakas av att filtrets effekt minskar med tiden (utgående halter och mängder ökar med tiden). Effektminskningen kan bero på att filtret är fullt med partiklar, blivit igensatt eller att kanaler uppkommit i filtret. Effektminskningen kan också leda till att lakvattnet tar andra vägar. Designen kan då inkludera en konstruktion som vid ökade lakvattennivåer möjliggör alternativa flödesvägar. Detta kan ske t.ex. via alternativa filter eller att filtersystemet dimensioneras så att en viss minskad procentandel filtreringseffekt kan accepteras utan att negativ miljöpåverkan åstadkoms.

Val av kornstorlek till ett partikelfilter baseras vanligtvis på det partikelstorleksintervall i lakvattnet som den största andelen föroreningar sitter bundna till. Det senare får klargöras genom undersökning av kornstorleksfördelningen samt analys av föroreningar i de olika partikelstorleksintervallen. Vanligtvis, ju mindre partikeldiameter desto högre andel förorening. Ett filtermaterial kan bestå dels av material som hindrar dessa partiklar (finmaterial) och dels material som främst gör filtret mer genomsläppligt (grovmaterial). Det senare har så stor diameter att den föroreningsmängd som eventuellt fångas upp av detta är försumbar i förhållande till de uppfångade förorenade partiklarna i det finare filtermaterialet.

Avvägning mellan andel grovt och fint filtermaterial görs utifrån filtreringsbehov och önskat flöde genom filtret. Denna avvägning styrs alltså delvis av filtermaterialets kornfördelning relativt kornfördelning av de partiklar i lakvattnet som ska filtreras. Därtill bör det eftersträvas att filtermaterialets kornkurva (kornstorleksfördelning) är så parallell som möjligt med det material som föroreningarna transporteras med. Partikelsprång får inte förekomma i filtermaterialets kornkurva, eftersom detta kan föranleda intern partikelvandring.

Filtermaterialet måste vara beständigt i det långa tidsperspektivet gentemot fysikalisk-, kemisk-, biologisk- och termisk påverkan. Den påverkan som erhålls av de föroreningar som filtret är avsett för, måste därvid särskilt beaktas. Inom industrin används ofta ensgraderad kvartssand vid direktfiltrering. Denna har lång beständighet. Eftersom sådan ”specialsand” är dyr och då de partikelfilter som här avses vanligtvis kräver betydande volymer, är det ofta tillfyllest att använda naturmaterial som sand eller silt. Produkter som stenhjul eller liknande inerta material kan också anses lämpliga att ingå (andel kan variera bl.a. med hänsyn till lämplig hydraulisk konduktivitet). På grund av beständighetsaspekter är det i deponeringssammanhang inte lämpligt att använda konventionella geotextilier som passiva partikelfilter.

Dimensionering av partikelfilter måste utgå från de maximala flöden som kan förväntas. Permeabiliteten i filtermaterialet måste vara tillräckligt hög så att inte tryckgradienter uppstår. Detta för att inte filtret ska luckras upp eller föranleda förhöjda portryck som t.ex. kan resultera i materialbrott. Detta kan delvis motverkas genom att tilldela filtret tillräcklig mäktighet. Viktiga faktorer att beakta vid dimensionering av filtrets mäktighet är:

- om filtret är sammansatt av en kombination av filtertyper
- om filtret behöver byggas upp enligt principen för naturligt filter
- om vegetering av ytan kan medföra igensättning
- om strömningsriktningen genom filtret främst är horisontell eller vertikal

Det rekommenderas att samtliga delar i ett passivt partikelfilter överdimensioneras, eftersom filtret ska fungera i ett långt tidsperspektiv. Vid utformning av partikelfilter kan bl.a. Anläggnings AMA 98, Handboken Bygg samt Vägverkets ATB vara till hjälp.

4.3.7 Sorptionsfilter

Generellt sett kan merparten av vattenburna föroreningar fastläggas i sorptionsfilter. Några aspekter som särskilt bör beaktas vid val och utformning av sådana filter är (utöver vad som inledningsvis är beskrivet om igensättning och kanalbildning som gäller generellt för alla typer av filter):

- Filtermaterialiets sorptionsförmåga i förhållande till aktuellt/a ämne/n
- Filtermaterialiets långtidsbeständighet
- Lämpligt pH i filtret
- Om speciella redoxförhållanden bör eftersträvas
- Förändring/minskning av hydraulisk konduktivitet genom sorption (en speciell form av igensättning).

Sorptionsförmågan har fundamental betydelse för att fastläggning av vattenburna föroreningar ska erhållas. Den varierar från material till material i förhållande till det eller de ämnen som ska sorberas. Den varierar därtill med den laddning som ämnet/ämnen har (ett och samma ämne kan därtill ha olika laddningar). Sorptionsförmågan varierar också i förhållande till de enskilda ämnernas koncentrationer. Dessa variabler, samt önskad reningsgrad, är bland de faktorer som främst påverkar filtrets storlek (volym).

Filtermaterial som är konstgjort baserade (tillverkade, vanligtvis syntetiska, material) kan produceras så att en högeffektiv avskiljning av ett, eller några få, specifika ämnen erhålls. Det kan också framställas så att filtermaterialet ger högre total sorptionskapacitet, jämfört med naturbaserade filtermaterial. Kostnaden för de syntetbaserade är dock normalt dyrare än för de naturbaserade materialen (undantag finns). Sorptionskapaciteten hos naturliga material brukar i bästa fall uppgå till några % av filtrets vikt. Konstgjorda dito kan ha betydligt högre kapaciteter. Exempel på olika kapaciteter och reningsgrad för några naturliga och konstgjorda filtermaterial ges i det följande. I nästa kapitel beskrivs dessa material mer ingående.

En litteraturgenomgång som gjorts av IVL (1998) visar att torv kan sorbera ca 1–2 vikt-% metall och naturlig zeolit ca 4 vikt-% (främst baserat på Zn). Färm (2003) fann genom labbstudier bl.a. att en blandning av naturmaterialen opoka (Ca-silikat/karbonat med mindre inslag av Al och Fe) dels bränd, dels obränd, och zeolit (klineptilolit) hade en sorptionskapacitet avseende Cd, Cr och Cu (vattenlösning, mix, 1 mg/l av varje) av vardera ca 1,3–1,8 kg/m³ filtermaterial. Detta motsvarar en sorptionskapacitet av ca 3 vikt-%. Angående opoka kan nämnas att Kietlinska och Renman (2005) fann att Polonite[®], som är en upphettad form av opoka, visade hög reduktionsgrad av ett urval av metaller i lakvatten från Tvetaverksdeponin.

Vad gäller syntetmaterial anger IVL (1998) i sin litteratursökning att svavelsyra-behandlad torv kan sorbera 5 ggr mer metall än obehandlad torv. Kalciumbehandlad torv anges kunna sorbera koppar motsvarande 6 vikt-% och av zink motsvarande 12 vikt-%. IVL anger vidare att man funnit information om att sulfonerad bark har sorptionskapacitet av Pb av ca 4 vikt-%, Cd ca 2 vikt-%, och av Cu, Cr³⁺, Ni och Zn vardera ca 1 vikt-%. Sulfhydrerad viskos har på försök tillverkats och befunnits ha sorptionskapaciteter i storleksordningen 5–10 vikt-% gentemot flera av dessa ämnen.

De vanligaste använda konstgjorda jonbytarna tillverkas antingen av polystyren med tvärbindingar divinylbensen eller av polyakryl. IVL fann i nämnda rapport att dessa hade sorptionskapaciteter m.a.p Zn mellan 1–11 vikt-%. Emellertid visade det sig att den bästa av dessa i sig läckte ut andra ämnen. I nämnda IVL-rapport redovisas flertal andra sorbenters kapaciteter samt kostnadsjämförelser.

Hjelm (2005) har testat de något mindre kostsamma konstgjorda filtermaterialen kalciumoxiddopad masugnslagg (avsnitt 5.3) och järnoxidtäckt sand (avsnitt 5.5), gentemot

ett urval av tungmetalljoner i lakvatten. Beräknat utifrån haltinnehåll av bly, kadmium och zink i reellt lakvatten (Högbytorp), samt resultat från parallella sorptionstester, erhöles att behovet av masugnslagg som förbrukades eller behövde regenereras motsvarade 684 m³ per år för 60 % rening av de tre nämnda metallerna i aktuellt lakvatten. Det kan ur rapportens data beräknas att masugnslaggen härav hade en adsorptionskapacitet motsvarande ca 2,8 vikt-% av de tre metallerna sammantaget.

Nehrenheim och Gustafsson (2007) jämförde sorption av lösta joner av Zn, Cu, Pb, Cr och Ni i dels tallbark och dels masugnslagg. Man fann att barken genererade bättre reningsgrad då halterna av dessa metaller var relativt låga medan slaggen var betydligt bättre då halterna var höga. Därtill skedde sorptionen snabbare med slaggen än med barken.

Inte minst viktigt är enskilda sorptionsmaterials ytladdningar eller frånvaro av dito (det senare fallet hydrofoba). Då materialen är naturbaserade är det mer vanligt med negativa ytladdningar (framför allt då materialen är mineralbaserade), varvid positivt laddade joner (katjoner) kan sorberas. Det finns färre naturmaterial som kan sorbera negativt laddade joner (anjoner). Dessutom är sorptionskapaciteten ofta mycket högre för filtermaterial som sorberar hydrofoba föreningar, jämfört med filter som sorberar lösliga ämnen i form av joner. Som jämförelse med ovan nämnda filterkapaciteter för lösliga joner kan nämnas att bark och träflis har mycket hög sorption av hydrofoba föreningar (eldningsolja, motorolja), ca 3 g olja/g sorbent (300 vikt-%) (Fejes och Lindblom, 2003; Svenson, 2003).

Sammantaget, ovanstående indikerar att naturmaterialens sorptionskapacitet m.a.p. lösta föreningar i bästa fall uppgår till några vikt-%, medan syntetmaterial kan ha signifikant högre kapacitet.

Ett filters möjlighet att sorbera föroreningar minskar vanligtvis ju mer som har sorberats, upp till att filtrets specifika mättnadsgrad nås (då sorptionen kan avstanna helt). Det är sällsynt att en separationseffektivitet på 90–100 % kan upprätthållas efter att ett stort antal bäddvolym (ca 10³) har strömmat genom filtret, samtidigt som ämneshalten i ingående lakvatten är i storleksordningen några mg/l. Detta kan behöva beaktas om filtrering av lakvatten från deponier ska generera hög effektivitet under deponins hela passiva fas. Filtersystemet bör då volymmässigt designas så att den passiva fasens lakvattenvolym endast genererar måttliga/(låga) totala bäddvolym. Beroende på hur mycket vatten som totalt ska behandlas, ingående ämneshalter i vattnet samt reningsbehov så kan filtrets teoretiska volym eller vikt behöva vara avsevärd (i avsnitt 6.4 diskuteras teoretiska filtervolym).

Förutom att beakta sorptionsförmåga vid val av filtermaterial så angavs inledningsvis bl.a. att sorptionsfiltrens långtidsbeständighet är en viktig faktor. Beständigheten hos ett passivt sorptionsfilter beror på dess applikation. Det är önskvärt att funktionen hos ett filter, som t.ex. ska användas under en deponis passiva fas, bibehålls under hela tiden det ska nyttjas. Detta kan uppskattas innebära upp till minst 50–200 år för en deponi. Beständighetsaspekter får därmed stor betydelse för valet av sorbent. Dessvärre har flera material med god sorptionsförmåga för ett brett urval föroreningar inte sällan stort organiskt innehåll, varigenom deras långtidsbeständighet kan ifrågasättas.

Ett exempel är torv som förutom god sorptionsförmåga också är enkelt att anskaffa till låg kostnad. Emellertid kan det brytas ned biologiskt. Därtill kan torv med tiden få en minskad genomsläplighet genom mikrobiell igentäppning. Beständigheten hos ett sorptionsmaterial kan även påverkas av andra faktorer. Föroreningar i inkommande lakvatten, samt dess pH och redox kan kemiskt försämra materialets sorptionskapacitet och genomsläplighet genom utfällningar och/eller i värsta fall bringa tidigare sorberade ämnen ut i utgående filtervatten. Högt pH kan därtill delvis lösa upp torven.

Vad gäller lämpligt pH i sorptionsfilter så bör i allmänhet låga pH undvikas. Generellt sett har flertalet oorganiska ämnen sitt lakbarhetsminimum vid $\text{pH} \geq 7$. Filtret bör därför normalt innehålla material som ger en basisk miljö och som har god buffringskapacitet. Det ska dock påpekas att vissa, synnerligen effektiva sorbenter fungerar bäst vid neutrala pH eller t.o.m. i svagt sur miljö ($> \text{pH} 5$). Därtill, om filtret är av typen jonbytare är det viktigt att klargöra om filtrets huvudsyfte är att sorbera katjoner eller anjoner. Det finns då att tillgå både starkt sura och starkt basiska jonbytare. Basiska jonbytare används för att byta anjoner och sura jonbytare för katjoner.

Enligt IVL (1998) används vissa jonbytare av starkt sur typ vid pH över ca 2 och starkt basiska jonbytare då pH understiger ca 11. Svagt sura jonbytare kan endast användas över pH 5 och svagt basiska under pH 8. Svagt basiska och svagt sura jonbytare har, enligt nämnda referens, mycket god selektivitet för flervärt laddade ämnen gentemot envärda. Detta innebär att kapaciteten oftast är mycket god för t.ex. tvåvärda metalljoner. Ett alternativ till de svagt- och starkt sura jonbytarna är, enligt IVL, kelatjonbytare med aktiva grupper av exempelvis iminodiacetat. Kelatjonbytare har förmåga att komplexbinda metalljoner selektivt och kan arbeta även i det sura området.

I princip samtliga sorptionsfilter kan komma att ha zoner där aeroba respektive anaeroba förhållanden råder. Om filtret ska nyttja mikrobiella processer har sådana zoner betydelse i ett relativt snävt pH-intervall (ca pH 6–8 är optimalt intervall för mikrobiell aktivitet, undantag finns dock). I de fall potential finns för aeroba (syrerika) förhållanden i filtret kan sådana förväntas föreligga främst i de övre delarna av filtret (förutsatt att där sker inflöde av aerobt vatten eller att filtret där föreligger öppet mot luft/syre).

Hur stor del av filtret som kommer att vara aerobt beror till stor del på redox i ingående lakvatten, andel nedbrytbart organiskt material i lakvattnet, organiskt nedbrytbart innehåll i själva filtret och förhållanden för upprätthållande av mikrobiell nedbrytning i filtret. Finns organiskt nedbrytbart material brukar syret snabbt konsumeras av mikroorganismerna under nedbrytning av detta material. Tillförs inte nytt syre övergår förhållandena till att bli anaeroba. Under sådana förhållanden kan det organiska materialet fortsätta att brytas ned, dock vanligtvis i betydligt långsammare takt. Mikroorganismerna nyttjar då andra elektronacceptorer än syre (nitrat, Fe^{3+} , sulfat etc. i inkommande lakvatten eller i filtermaterialet). Alltför kraftig stimulerad bionedbrytning kan resultera i ökad biomassa i filtret varvid filtret kan sättas igen.

Ur kemisk synvinkel kan redox-zoner ha betydelse i ett stort pH-intervall. Flertal toxiska ämnen/joner kan få sina laddningar förändrade beroende på vilket redox som föreligger. Därmed kan också deras löslighet och toxicitet förändras. För en del tungmetaller kan aeroba förhållanden föranleda oxidation/utfällning. Krom(III) däremot, kan överföras till toxiskt och lösligt krom(VI) under syrerika förhållanden.

Minskad genomsläpplighet verkar vara gemensamt för flertal undersökningar som tillåts gå med ett måttligt flöde (måttlig hydraulisk belastning) och stort antal bäddvolymeter (ca 10^3 bäddvolymeter har angetts). I Färm (2003) (se inledning i detta avsnitt) skedde detta speciellt i den testade brända opokan (cementering kan ske i material som innehåller kalciumoxid) och i försök av Bockgård (1999) med järnoxid. Som nämnts ovan, om förutsättningar finns för mikrobiell tillväxt kan även detta täppa igen flödesvägarna i filtret. Är problemet så enkelt att den minskade genomsläppligheten beror av höga DOC-halter, partiklar etc. i ingående lakvatten som täpper igen filtret, är det lämpligt att separera dessa i ett för-filter innan lakvattnet kommer i kontakt med sorptionsfiltret.

4.3.8 Reaktiva filter

Med reaktiva filter menas här främst filtermaterial som kemiskt eller biologiskt oxiderar eller reducerar förorening så att den omvandlas eller bryts ned. Den bildade föreningen fastläggs inte primärt i filtret utan fastläggning sker istället nedströms filtret. Omvandlingsreaktionerna kan ske i filtret och/eller nedströms filtret. I det senare fallet utsöndrar filtret ämnen som initierar kemisk eller biologisk förändring av föroreningen främst när den passerat filtret eller i en förbipasserande vattenström. Den övervägande delen av föroreningar som härvid kan behandlas med reaktivt filter är organiskt baserade (men behandling av metalljoner samt andra oorganiska joner/anjoner är inte försumbar).

Reaktiva filter kan grovt delas in i dels kembaserade filter, dels i biobaserade filter. De senare nyttjar biologiska processer som omvandlar eller bryter ned föroreningen till mindre farliga föreningar. Båda dessa typer beskrivs nedan.

Vid utformning av reaktivt filter bör följande faktorer särskilt beaktas (utöver vad som inledningsvis är beskrivet om igensättning och kanalbildning som gäller generellt för alla typer av filter):

- Miljöpåverkan som kan förväntas uppkomma av de ämnen som åstadkommer reaktionerna.
- Egenskaper hos de bildade produkterna (mobilitet, toxicitet, nedbrytbarhet, etc).
- Filtermaterialets långtidsbeständighet, inte minst tid som filtret kan åstadkomma önskade reaktioner utan aktiv regenerering.
- Fysikaliska förändringar i filtret som orsakas av att reaktionsstimulerande ämnen lakas ut ur filtret eller genom biologisk/kemisk förändring i filtret.

De föroreningar som fram till 2002 visat sig behandlingsbara med reaktiva filter är (US EPA, 2002b; US EPA, 1998):

- kloreter och klorerade –metaner, –etaner, –propaner, –butadiener
- PAH, fenoler och bekämpningsmedel
- aromater som bensen, toluen, etylbensen, xylener
- andra organiska föreningar som bromerade alifater och nitrosdimetylamin
- metaller som Cr, Ni, Pb, Fe, Mn, Se, Cu, Co, Cd, As, Zn, U, Tc
- anjoner som nitrat, sulfat, fosfat.

Fastän de flesta reaktiva filter är designade för lång operationell tid in situ med åtskilliga år av obefintligt underhåll och utan extern energikälla, är det hittills inte känt hur

deras funktioner (reaktionerna åstadkomna av filtermaterialet samt geohydrologiska/geotekniska funktionskrav) egentligen är under mycket lång tid (US EPA, 2000). Det kan antas föreligga behov av aktiv och i vissa fall relativt frekvent regenerering, t.ex. om oönskad utfällning av metaller, eller igensättning på grund av mikrobiell aktivitet, uppstår som kraftigt minskar genomsläppligheten.

4.3.8.1 Kembaserade reaktionsfilter

En del kembaserade reaktionsfilter baseras på innehåll av järn i matrisen och separationseffektiviteten ökar i allmänhet ju mer finpartikulärt det är (dock minskar genomsläppligheten). En blandning av järn och sand har visat sig kunna rena arsenikhaltigt vatten. När järnet ($\text{Fe}(0)$) i filtret oxiderades på ytan överfördes/kemiskt reducerades lösligt As (III och V) till icke lösliga/utfällda komplex med FeOOH (Goethite) (Bain m.fl., 2003). Apatitbaserade mineral har visat sig kunna fälla ut Pb, Zn, Cr och Cu i form av olika svårlösliga fosfater (Crannell m.fl., 2001). Peld m.fl. (2004) fann att konstgjort framtagna hydroxy-, fluorid- och karbonat-substituerade apatiters separationsförmåga av Cd^{2+} och Zn^{2+} i vatten var mycket god (i vissa fall upp till 5–10 vikt-%).

Nämnda järnpartikelfilter kan även användas för nedbrytning av klorerade omättade alifater (klorerade lösningsmedel) (Reeter m.fl., 1998). Reaktionsmekanismerna för nedbrytning av klorerade alifater med nollvärt järn är inte fullständigt klarlagda men anses involvera produktion av vätgas/vätejoner och/eller hydroxyljoner som i båda fallen ersätter kloratomerna på molekylerna. De slutliga reaktionsprodukterna från de klorerade alifaterna är eten och klorid (Richardson och Nicklow, 2002).

Pilotundersökning av s.k. permeabel reaktiv barriär (PRB) med järnfilspån har nyligen utförts i Linköping för in situ sanering av grundvatten förorenat med klorerade lösningsmedel (här främst tetrakloretylen, PCE). Utifrån tester utförda i laboratorium med olika typer av järn kunde konstateras att den specifika ytan styr effektiviteten i omvandlingen (ju mer finkornigt desto bättre reaktion men desto sämre genomsläpplighet). Resultat från labbtesterna indikerade att 50 % järn och 50 % sand var den bästa blandningen med hänsyn till den platsspecifika tjockleken på det reaktiva filtret (stämde av mot grundvattenhastigheten och kraven på föroreningens uppehållstid i barriären).

Geotekniska problem under pilotstudien försvårade utvärderingen. Undersökning pekade på att grundvattnet inte genomströmmade barriären på naturlig väg. Vatten trängde istället in i barriären underifrån, sannolikt orsakat av att schaktning för barriären genererade bottenuppluckring samt att högre grundvattentryck i underliggande morän skapat önskat utströmningsområde (Miljöteknikdelegationen, 2001).

Det kan slutligen nämnas att det finns andra mindre reaktiva, mer långsamt reagerande, reaktiva filtermaterial. Ett exempel är material som enbart utsöndrar väteperoxid eller andra peroxidbaserade ämnen. Därtill har även perkarbonat-baserade ämnen nyttjats för att kemiskt bryta ned föroreningar in situ (Detox, 2005). I båda fallen åstadkommer de utsöndrade materialen en oxidering av förorening.

4.3.8.2 Bionedbrytningsstimulerande filter

Bionedbrytningsstimulerande filter består av material som befrämjar mikrobiell nedbrytning av förorening. Materialet kan antingen underlätta etablering av kolonier av mikroorganismer som bryter ned förorening i filtret eller utsöndra ämnen som stimulerar befintliga mikroorganismer att bryta ned föroreningen främst nedströms filtret. I det

förra fallet kan filtret bestå av t.ex. bark, flis eller kompost tillsammans med sand/grus och i det senare fallet t.ex. av kapslar med ämnen som långsamt utsöndras i omgivningen. Exempel på de senare ges nedan.

Syrebaserade

Ämnen i filter som brukar nyttjas för aerob (syrerik) biostimulering är främst olika typer av peroxider. När dessa kommer i kontakt med vatten produceras löst syre. Detta underlättar biologisk aerob nedbrytning av organiska föroreningar i t.ex. ett lakvatten. Det behövs dock stora mängder av dessa syreproducerande ämnen i filtersystemen. För att mikrobiellt bryta ned 1 g kolväte i en vattenström kan det behövas upp till ca 150 g av syregenererande magnesiumdioxid (MgO_2 , kallas även magnesiumperoxid). Detta kan tyckas vara mycket, speciellt då det teoretiskt åtgår ca 3,5 g syre för nedbrytning av 1 g kolväte, men syret från filtret förbrukas parallellt på andra sätt i en akvifär. Härav är metoden ur ett långsiktigt perspektiv främst avsedd för låga halter av föroreningar (för hanterliga filtervolymer).

Vätebaserade

Som nämnts ovan kan finpartikulärt nollvärt järn (Fe^0 , metalliskt järn) i vatten generera väte (produceras under anaerob korrosion av metalliskt järn i vatten). Detta kan nyttjas mikrobiologiskt, speciellt i anaerob (syrefattig) miljö, resulterande i deklorering av klorerade kolväten (kloret på molekylens ersätts med väte).

Andra vätegenererande metoder som också används är att låta mikroorganismerna själva producera väte. De vätegenererande ämnen som då främst används är specialdesignade polylaktater-baserade (E-expert, 2004) eller glycerolpolylaktat-baserade material (Regenesis, 2005). Dessa material kan utformas som filter och kan utsöndra t.ex. mjölk-syra vilket bryts ned i vattnet av vissa mikroorganismer (mycket vanligt förekommande i bl.a. lak- och grundvatten) under bildandet av väte. Detta väte som kan nyttjas av andra mikroorganismer för att bryta ned klorerade kolväten. Mjölksyran (eller liknade ämnen) kan tillföras reaktiva filter i t.ex. pastaform, i speciella genomsläppliga behållare eller i form av permeabla pellets (Richardson och Nicklow, 2002; Chase, 2004).

Sulfatreducerande (kem- och bio-baserad kombination)

PRB har använts för behandling av sulfat- och tungmetallinnehållande lakvatten från gruvavfall i Canada (Herbert m.fl., 1998; Blowes m.fl., 2000). I en fältstudie vid Nickel Rime användes ett filter som till stora delar innehöll en blandning av kompost, träflis och hushållsavfall. Lakvattnet, som passerade genom filtret, var starkt anaerobt. När mikroorganismerna i filtret bröt ned det organiska materialet i filtret nyttjade de inkommande sulfat som därvid omvandlades till sulfid. Sulfatet fanns i lakvattnet (kan alternativt tillföras i filtret) och den bildade sulfiden åstadkom utfällning (i form av metallsulfider) av de tungmetaller som lakvattnet innehöll. Likartade erfarenheter har presenterats av Morales (2001).

5 MATERIAL FÖR SORPTIONSFILTER

I kapitel 4 angavs flertal typer av material som används som sorptionsfilter. I detta kapitel beskrivs de flesta av dessa mer ingående samt ett urval av andra filtermaterial som nationellt/internationellt betraktas som intressanta för sorption av olika föroreningar samt nått mer eller mindre fullskalestatus.

I stort kan nedanstående urval ses som en komplettering till den omfattande sammanställning av filtermaterial, speciellt jonbytare, som ges i IVL (1998). De material som tas upp i föreliggande rapport och de som tagits upp i IVL-rapporten ges i tabell 3.

Tabell 3. Filtermaterial för sorption som tas upp i denna rapport, därtill några som redan beskrivits i IVL (1998).

Föreliggande rapport	IVL (1998)
<u>Organisk matris</u>	<u>Organisk matris</u>
Aktivt kol, Torv, Konstgjorda anjonbytare	Jonbytare av plast, Stärkelse, Cellulosa, Viskos, Bark, Lignosulfonat, Torv
<u>Oorganisk matris</u>	<u>Oorganisk matris</u>
Masugnslagg (samt hyttsand och hyttsten), Natursand, Järnoxidtäckt sand, Finkorniga minerogena material, Aktiverad alumina, Granulärt järnhydroxid (GFH), Imogolit	Lecakulor, Zeoliter

Ett viktigt användningsområde för passiva filtermaterial är deras tänkta användande under den passiva fasen hos deponier. De ämnen som mängdmässigt kan visa sig utgöra huvudparten i lakvatten från deponier kan vara anjoner såsom t.ex. sulfater, klorider och fluorider (beaktat lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10)). Det finns betydligt sämre utbud av filtermaterial som sorberar anjoner, jämfört med material som sorberar katjoner. Härav har senare delen av detta kapitel inriktats på att exemplifiera filtermaterial med förmåga att sorbera just anjoner.

Vissa av de nedan beskrivna materialen utgör kvalificerade produkter och har därigenom relativt högt pris, medan andra är rena naturmaterial. Eftersom passiva filter normalt kräver förhållandevis stora volymer, har ofta kostnadsaspekten avgörande betydelse vid valet av sorbent. Trots detta kan det ibland vara av intresse att överväga mer kvalificerade filtermaterial då deras sorptionskapacitet ofta avsevärt överstiger billigare alternativ.

Observera att några av nedan beskrivna sorbenter har begränsad varaktighet och att de därför inte är helt lämpliga för användning i passiva långtidsfilter. De beskrivs dock ändå för att de eventuellt har potential att initialt förstärka sorptionskapaciteten och/eller nyttjas som filter av mer temporär karaktär.

Som nämnts i tidigare kapitel beror val av filtermaterial, förutom av beständighets- och kostnadsaspekten, bl.a. av vad som ska sorberas och vilka förhållanden som detta ska ske under. I ett lakvatten kan ämnen med olika laddningar och laddningsstyrka föreligga. De kan vara positivt eller negativt laddade eller inte ha någon nämndvärd laddning

alls. Vissa filter kan endast sorbera positivt laddade joner, andra enbart negativa joner därtill finns filter som kan sorbera båda laddningstyperna men där det normalt är en typ av laddningar som starkt överväger.

Förhållandena i ett lakvatten kan därtill innefatta stor variation i t.ex. pH och konduktivitet. Måttligt förhöjda eller sänkta pH (i förhållande till neutralt pH) kan påverka filtrets sorptionskapacitet avseende den eller de specifika ämnen som filtret är avsett att sorbera. pH påverkar konkurrens mellan vätejoner (eller hydroxidjoner) och den eller de ämnen som avses att sorberas. Om konduktiviteten ökar innebär det ökad potential för konkurrens från andra joner om sorptionsplatser i filtret.

I tabell 4 ges några enkla tumregler som generellt påverkar ett filters förmåga att avskilja föroreningar i t.ex. ett lakvatten. Notera bl.a. att hög DOC-halt, vilket är vanligt i deponilakvatten, gör det svårt att avskilja metaller för sorptionsfilter. Få material klarar mycket höga DOC-halter (se t.ex. Hörnsten, 2000 och Nehrenheim, 2007). Undantag finns naturligtvis, exemplifierat med följande. Materialet polonit har angivits ha relativt hög sorptionskapacitet även vid höga DOC-halter (Kietlinska och Renman 2005). Granulerad masugnsslagg har visat sig ha god sorptionseffekt på vissa metaller även om konduktiviteten ökas genom ökning av salthalten (Hallberg, 2007).

Tabell 4. Några förenklade tumregler för faktorer som generellt påverkar avskiljning i olika material. Observera att reglerna är generella och att undantag finns.

Lakvatten-faktorer	Bra avskiljning av katjoner	Dålig avskiljning av katjoner	Bra avskiljning av anjoner	Dålig avskiljning av anjoner
pH-värdet	Högt pH	Lågt pH	Lågt pH	Högt pH
DOC	Låg DOC-halt	Hög DOC-halt	Låg DOC-halt	Hög DOC-halt
Hydraulisk konduktivitet.	Hög kond. möjliggör bra flöde genom filtret.	Låg kond. motverkar flöde genom filtret, ger dålig effektivitet.	Hög kond. möjliggör bra flöde genom filtret.	Låg kond. motverkar flöde genom filtret, ger dålig effektivitet.
Elektrisk konduktivitet	Måttlig/låg kond. Låg andel andra joner i förh. till de som ska separeras.	Hög kond. Högt andel andra joner (konkurrens) i förh. till de som ska separeras.	Måttlig/låg kond. Låg andel andra joner i förh. till de som ska separeras.	Hög kond. Högt andel andra joner (konkurrens) i förh. till de som ska separeras.

Utöver detta ges i bilaga (dess tabell 4) en sammanställning av olika filtertyper (partikelfilter, filter för nedbrytning och sorption), deras bedömda känslighet för pH och syre samt lämplighet gentemot olika oorganiska och organiska föroreningar. Eventuellt vore det också önskvärt att lista de olika filtermaterialens sorptionskapaciteter, dels generellt, dels för varje enskild förorening, men något underlag för sådan djupgående sammanställning har inte kunnat tas fram. Filtermaterial anges ibland ha specifika sorptionskapaciteter. Erfarenhetsmässigt kan dock dessa i viss mån variera platsspecifikt, dels m.a.p. varje enskilt ämne, dels m.a.p. den platsspecifika mix av föroreningar m.m. som finns i ett lakvatten. Enskilda filtermaterials sorptionskapaciteter tas lämpligen fram laboratoriemässigt med platsspecifikt lakvatten.

I det följande ges först exempel på filtermaterial som är avsedda för att främst sorbera katjoner. Dessa efterföljs av exempel på filtermaterial som främst kan sorbera anjoner. De joner som här är i fokus är de som har gränsvärden enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Fosfor kan eventuellt vara en annan jon som i vissa fall kan vara av intresse. Sammanställning av filtermaterial och sorptionskapaciteter för fosfor ges i Renman (2004). De nedan angivna materialen kan ses som ett delvis komplement till IVL (1998). Vissa material (tabell 3) beskrivs ingående och omfattande i nämnda referens varför de inte tas upp här.

Observera att nedan exemplifierade materials förmåga att sorbera föroreningar är starkt beroende av att det kan ske ett homogent och signifikant flöde genom materialet. Materialets hydrauliska konduktivitet är alltså av stor betydelse för materialets effektivitet. Detta innebär att flera av dessa material, främst finkorniga minerogena material, imogolit och finkornigt GFH (granulärt järnhydroxid, avsnitt 5.8) kan kräva granulering. Tillgänglig information om granuleringsmetod är starkt bristfällig för de flesta av dessa material. Materialens angivna effekter nedan bör alltså kritiskt betraktas utifrån deras möjlighet att upprätthålla tillräckligt hög hydraulisk konduktivitet m.a.p. de tänkta flöden som filtersystemen ska designas för.

5.1 Aktivt kol

Sorption med aktivt kol har använts under lång tid för att rena kommunala och industriella vatten. Aktivt kol används främst för att sorbera organiska föroreningar. Aktivt kol kan även användas för sorption av oorganiska föroreningar, men applikationen är då något mer begränsad (aktivt kol är inte förstahandsval för sorption av metalljoner). Galdon m.fl. (1996) har visat att aktivt kol kan vara en effektiv sorbent för Cd och Zn.

Aktivt kol, normalt i form av granulerat dito (GAC), används vanligtvis för rening av vatten under begränsad tid (veckor/månader till något år). Dess effektiva användningstid kan förlängas om belastningen per tidsenhet är tillräckligt låg, i förhållande till krav på utgående halter, filtervolymen samt på ämnen i inkommande vatten som kan orsaka igensättningsproblem. Om GAC ska användas under längre tid är det mest lämpligt för att ”putsas” ett redan någorlunda renat lakvatten.

För att nå maximal effekt bör filtret utformas så att vattnet flödar genom flera steg med olika kornstorlekar av aktivt kol. Med tiden minskar effektiviteten ner till en effektivitetsnivå där kolet kan anses förbrukat. För att processen ska kunna fortsätta måste kolet bytas ut eller regenereras. Regenerering är inte alltid att rekommendera om kolet använts för tungmetaller eftersom det då kan krävas förhöjd temperatur för god regenerering. Detta kan dessvärre förändra och försämma kolets porösa struktur. Hur mycket temperaturen behöver höjas beror bl.a. på omfattning av parallell sorption av järn, kalcium och svavel.

Aktiva kolfilter är speciellt kostnadseffektiva för att polera vatten från andra behandlingsmetoder. Bäst reningseffekt erhålls då vattnet endast innehåller en förening som ska separeras. Innehåller vattnet flera föreningar kan metoden uppvisa olika reningsgrad för var och en av dessa. Generellt sett ökar effektiviteten med ökad fettlöslighet hos föroreningen samt med ökad molekylstorlek hos föroreningen (alltså låg effektivitet, dålig adsorption, för små molekyler med hög vattenlöslighet).

Vidare fungerar GAC-filter bäst vid låga ingångshalter (<10 mg/l) om få restriktioner i genomflödes hastighet föreligger eller alternativt vid högre halter då flödes hastigheten max är ca 2–4 liter per minut (baserat på standardutförande av behållarvolym). Beroende på hur många enheter som kan serie- och/eller parallellkopplas så är det inte ovanligt med system som renar 400 m³ vatten per dag. Dock, dessa parametervärden är baserade på ett relativt kortsiktigt perspektiv.

Lämplig partikelstorlek hos kolpartiklarna i GAC samt lämplig hydraulisk belastning väljs ofta så att tryckfallet över filtret blir så lågt som möjligt samt så att backflödes tvättning kan elimineras eller reduceras. Om kolfiltret beräknas användas längre än 6 månader och förhållandet mellan föroreningskoncentration ut och föroreningskoncentration in (Cut/Cin) ska vara < 0,05 så används med fördel parallell uppsättning (kolfiltren parallellkopplas). Om kolfiltersystemet beräknas bli mättat inom 6 månader samtidigt som filtret ska uppnå en reningseffektivitet motsvarande Cut/Cin < 0,05 så brukar istället seriekopplade filter användas. Om Cut/Cin < 0,3 är acceptabelt kan delvis mättade (d.v.s. delvis använda) kolfilter användas. Val av typ, kvalitet, porstorlek och arbetstemperatur påverkar processeffekten. Metoden är dyr om den används som primärt reningsteg för höga föroreningshalter (FRTR, 2004b; USACE, 2001; US EPA, 2000b).

5.2 Torv

Torv har god potential att fungera som sorbent, både för organiska föroreningar och metaller. Detta är orsakat av torvs höga andel av ett organiskt innehåll/material som uppvisar både opolära och polära sorptionssäten. Torv är det material som hittills använts mest som sorbent i passiva filterbarriärer. Detta beror på en kombination av god fastläggningsförmåga och lågt pris.

Sorptionskapaciteten hos torv styrs av hur förmultnad (humifierad, nedbruten) den är. Den s.k. humifieringsgraden mäts i en tiogradig skala, där 1 motsvarar ringa och 10 fullständig humifiering. Generellt gäller att en humifieringsgrad mellan 5–8 är att föredra då torv ska användas som sorbent i passiva filter.

Eftersom torv med tiden bryts ned/humifieras bör torven blandas med minerogent material så att ett ”kornskelett” erhålls, vilket bibehåller en tillräckligt hög permeabilitet genom filtret under nedbrytningens gång. Hur fort nedbrytningen sker beror bl.a. på om aeroba eller anaeroba förhållanden råder i lakvattnet och i torvfiltret. Anaerob nedbrytning går vanligtvis långsammare än aerob dito. Viktigt att beakta är att nedbrytningen har potential att lösgöra tidigare bundna tungmetaller.

Torv kan minska sin sorptionsförmåga för vissa tungmetaller med ökat pH (Hörnsten, 2000). Man testade denna förmåga m.a.p. bly, koppar och zink (liknande förmåga kan sannolikt gälla även för andra katjoner). Man fann att zink hade sorptionsmaxima vid ca pH 7 (inom pH-intervallet 4,5–9), medan sorptionen av bly och koppar generellt minskade med ökat pH (inom pH-intervallet 5–9). Minskad sorption vid höga pH orsakades troligtvis av att ökat pH ökade andelen lösliga komplexbindande organiska syror (på vilka tungmetallerna alltså var komplexbundna). Man vet att torvs stabilitet generellt minskar med ökat (höga) pH (torv löses mer eller mindre upp vid höga pH; enl. Gustafsson, 2001, börjar torv bli instabil vid pH 8,5).

Gustafsson (2001) testade sorption av Cd, Cu, Ni, Pb och Zn på bl.a. torv (hårt pellete-rad, torkad, volymvikt 0,3 g/cm³). Vid jämförelse med masugnslagg, rostjord och järn-oxidtäckt olivinsand fann man att torven hade bäst sorptionseffekt endast m.a.p. Ni. För de övriga metallerna uppvisade slagen bäst sorptionseffekt.

De internationellt mest kända svenska undersökningarna inom metallavskiljning med bl.a. naturmaterialet torv är genomförda av Ringqvist m.fl. (2002) samt Ringqvist och Öborn (2002). I den förra artikeln redovisas resultat från sorptionstester (kolonn- och skaktester) med komplexa lakvatten på två olika torvtyper (låghumifierad *Spagnum* och *Carex*), jämfört med bl.a. klinoptilolit, glauconit och flygaska (från stålproduktion). Lakvattnen var dels från en sulfidgruva, dels från en deponi (Dåvamyran) och dels från en tvättanläggning. Man fann bl.a. att haltreduktionen i lakvattnen var främst beroende av lakvatteninnehållet (betydande variation i metallinnehåll).

Lakvattnet från sulfidgruvan innehöll flertal olika metalljoner. Vattnet hade lågt pH. Generellt hög sorption av metallerna erhöles med både torv och de oorganiska materia-len. Bäst resultat erhöles med *Carex* torv som reducerade Zn- och Cu-innehållet i lak-vattnet med 97–99 %, respektive 85–100 %. Bland de oorganiska materialen uppvisade flygaskan bäst sorption. Sorptionen av Cd var dock mycket dålig.

Hög sorption erhöles generellt för de testade materialen även för tvättvattnet (pH 10,8). Detta tvättvatten innehöll mycket suspenderade partiklar och antogs till betydande del ha orsakat den relativt höga reduktionen (upp till 80 % för Cu och upp till 60 % för Zn). Lakvattnen från deponi (pH 7,8) innehöll metallkarbonater samt metallorganiska kom-plex. Låg metallavskiljning erhöles generellt för alla de testade filtermaterialen. För de tre lakvattnen gav kombination av torv och klinoptilolit eller torv och glauconit ingen större förbättring.

Den senare av de två ovan nämnda artiklarna (Ringqvist och Öborn, 2002) redovisar undersökning av samma typer av torv som ovan (låghumifierad *Spagnum* och *Carex*) med avseende på lakvatten med olika pH (4–8), jonstyrka och halter av Cu och Zn. Sorption av Zn ökade mer än för Cu med ökat pH och störst ökning i sorption erhöles med *Carex*. Jonstyrkan hade mindre effekt. Man menade att torvens ursprung hade be-tydande effekt. *Carex* hade högre halt aska, kväve och sulfat medan *Spagnum* hade hög-re halt av urońska (sur organisk naturlig förening).

Generellt befanns torv ge bättre sorption vid högre undersökt pH (max pH 8) än vid lågt pH (min pH 4). Låghumifierad *Carex* visade sig ha den högsta sorptionseffektiviteten av de två undersökta då lakvattnen innehöll höga pH (pH 8). En delorsak till att nämnda sorption ökade kan ha varit ökat pH i lakvattnet. Denna effekt kan eventuellt förstärkas genom inblandning av krossad kalksten eller krossad skalgrus. Som nämnts ovan kan höga pH negativt påverka torvs struktur (delvis upplösning). pH 8 bedöms dock inte motsvara ”högt pH”. Därtill är troligtvis låghumifierad torv minde känslig för höga pH än höghumifierad dito.

5.3 Masugnslagg, hyttsand, hyttsten

Masugnslagg fås vid järnframställning i masugnar. Framställningen sker under reduce-rade (syrefattiga) förhållanden. Svavel i malmen överförs i olika grad till slagen i form av sulfider. För att binda så mycket som möjligt av dessa sulfider i slagen kan i efter-

hand tillsätts kalciumoxid, varvid kalciumsulfid faller ut och hamnar i slaggen. Slaggen kallas då kalciumoxiddopad masugnslag. Kalciumsulfiden är dock vattenlös i rumstemperatur. Masugnslag som snabbkyls med vatten kallas hyttsand och masugnslag som kyls med luft kallas hyttsten (Hjelm, 2005).

Sorptionsegenskaper hos masugnslag har studerats väl. Försök har visat att sådan slag har god sorptionseffekt på bl.a. metaller i vatten. Den har också en alkaliserande (pH-höjande) effekt, vilket gör den särskilt lämplig för rening av vatten med låga pH (inkommande lakvatten får emellertid inte ha alltför lågt pH så att den alkaliserande effekten resulterar i ett fortfarande signifikant surt pH).

Bockgård (1999) och Lundström (2002) fann att masugnslag har sämre sorption av zink vid sura pH ($\text{pH} < 7$) än vid basiska pH. Lundström fann därtill att slaggen verkar som sorptionsmedel bäst då halter av tungmetaller inte är vare sig för höga eller för låga. Enligt Bockgård (1999) har dock masugnslag bättre avskiljningseffekt på Cd, Cu och Zn, jämfört med rostjord och järnoxidtäckt kvartssand, då relativt höga metallhalter, och höga pH, föreligger. Likartad slutsats drar Åberg (2001). Man jämförde sorptionsförmåga hos masugnslag, torv, järnoxidbelagd olivinsand samt rostjord och fann att då lakvatten innehåller relativt höga halter av både DOC (ca 0,3–0,5 g/l) och metaller (ca 50–100 µg/l) samt relativt högt pH (ca 8) så är masugnslagen det bästa alternativet (se även under ”Järnoxidtäckt sand” nedan).

Hallberg (2007) studerade i pilotförsök avskiljning av lösta metaller (vattenmix likartad dagvatten från vägar) med vattenkyld granulerad masugnslag. Han fann att slaggen hade god avskiljning av Cd (>90 %), Cu (>75 %), Ni (>40 %) och Zn (>97 %) oberoende av förhöjda halter av tillfört salt (NaCl). Ringa avskiljning erhöles för Cr.

Förmågan att avskilja sju tungmetaller (Cr, Cd, Cu, Ni, Zn, Pb och Hg) ur dagvatten undersöktes med bl.a. kalciumoxiddopad masugnslag, järnoxidsand och olivin (Lindquist, 2005). Resultaten visade att slaggen var det effektivaste filtermaterialet. Även järnoxidsanden fungerade tillfredsställande. De metaller som avskiljdes bäst var Pb, Cd och Ni (avskiljning >90 % fortfarande efter en belastning motsvarande 300 bäddvolymer). För Cu, Cr och Hg försämrades avskiljningen betydligt när löst organiskt material fanns närvarande.

Masugnslag har visat sig generera svavelväte i kontakt med vatten (erfarenheter vid bl.a. SGI labb; samt Bockgård, 1999, som också fann att obehandlad slag genererade mer än hydratiserad). En hypotes är att svavelföreningar i slaggen löses ut i vattnet och där omvandlas mikrobiellt till sulfid. En annan hypotes är att det vid framställningen samlas sulfider i slaggen som, genom olika kemiska förändringar i vatten, bildar svavelväte. Oavsett orsak så är det något oklart huruvida slaggens reningsförmåga främst är av typen fysikalisk sorption eller kemisk utfällning via sulfider. Slaggens höga pH kan i sig vara en faktor. Vissa metaller minskar sin löslighet/faller ut med ökat pH, t.ex. som hydroxider. En del masugnslag kan i sig innehålla relativt höga metallhalter som på lång sikt teoretiskt kan gå i lösning i signifikanta andelar.

Hyttsand har god sorptionseffekt av bly och effekten ökar med ökat pH i lakvattnet. Förutsatt att lakvattnet har lågt DOC har också hyttsten visat sig ge bra sorption på tungmetaller, där effekten ökar med ökat pH inom intervallet 4-9 (Hjelm, 2005 och referenser däri). Dimitrova och Mehandgiev (1998) fann bl.a. att masugnslags sorption av

bly var beroende av pH. Vid låga pH ($\text{pH} < 5$) var sorptionen liten men ökade markant upp genom pH-intervallet 5–7, varefter ökningen avtog med ökat pH.

Gustafsson (2001) testade sorption av Cd, Cu, Ni, Pb och Zn (vattenlösning med, enligt referensen ”måttlig” DOC-halt kring ca 20 mg/l) i bl.a. masugnslagg. Man fann att slaggen hade bäst sorptionseffekt på alla tungmetallerna, undantaget Ni (torv bäst, se ovan), jämfört med rostjord, torv och järnoxidtäckt olivinsand. Dessa resultat gällde oavsett pH (torv undantaget). Man kunde fastslå att affinitetsmässigt gällde för slaggen $\text{Pb} = \text{Cd} > \text{Zn} > \text{Cu} > \text{Ni}$. Man menade att om enbart dessa filtermaterial står till buds, samt om vatten är likartat testvattnet, är optimal kombination masugnslagg + torv. Eftersom torv blir instabilt vid höga pH, samt då slaggen kan orsaka pH höjning, placeras torvfiltret lämpligen före slaggen.

Alternativt, om ingående lakvatten är relativt surt, skulle slaggen kunna användas i ett första filter för att skapa en gynnsam miljö för ett efterföljande oxiskt (oxiderande) filter av t.ex. rostjord eller järnoxidtäckt sand. Det gäller dock att pH-höjningen inte blir alltför hög eftersom de sistnämnda fungerar tillfredsställande endast vid ca pH 8 (Gustafsson, 2001). Vid behov kan pH-höjning uthållighetsmässigt förbättras genom ett mellanfilter av dolomitkalk. Används kombinationen slagg – rostjord är hög organiskt halt i sådan jord att föredra.

För masugnslagg gäller generellt, enligt Hörnsten (2000), att om halter av tungmetaller i ingående lakvatten är alltför låga kan potential föreligga att halterna i utgående lakvatten av vissa tungmetaller bli högre eftersom själva materialet innehåller lakbara tungmetaller. Detta är visat för bly, koppar och zink.

5.4 Natursand

Sandbaserade material kan ha relativt låga hydrauliska konduktiviteter, speciellt om de består av finkornig sand. Sådana filter är endast lämpliga som s.k. långsamfilter, d.v.s. filter som behandlar små flöden. Ju grövre sand desto högre hydraulisk konduktivitet och desto större flöden kan behandlas.

Sorptionsförmågan hos ett utvalt natursandbaserat filtermaterial har undersökts av bl.a. Hjelm (2005). Sanden var av en typ som innehöll betydande andelar järn och mangan, framför allt på sandkornens ytor (mineralet Göthite, $\alpha\text{-FeO(OH)}$, dominerade sannolikt på ytan). De avskiljningsmekanismer som är troliga för detta material är metalljonbindning antingen till järnhydroxider eller till manganhydroxider som sitter på materialets yta. Bindningsstyrkan avseende flertal katjoner (främst kadmium, nickel, zink) ökade med ökat pH, förutom för bly och krom som sorberades i stort sett över hela pH-intervallet. Detta gällde ej kvicksilver för vilket sorptionen sjönk kraftigt vid $\text{pH} > 9$ (sorptionen började avta redan vid ca pH 6–7). Man fann också indikationer på att DOC i vatten minskade sorptionen av tungmetaller i det undersökta sandmaterialet. Därtill uppvisade sanden gentemot det DOC-innehållande vattnet en kraftig desorption av koppar över hela pH-intervallet.

Bockgård (1999) fann att sand av typen Fontainbleu hade bättre sorptionsegenskaper på flertal metaller, jämfört med rostjord innehållande 2 vikt-% av materialet Imogolit (Imogolit behandlas i separat avsnitt), förutsatt att pH översteg 5,5 (rostjord mer effektiv vid låga pH).

De flesta av de ovan, i detta kapitel, nämnda filtermaterial är främst avsedda för katjoner. Material för sorption av anjoner är betydligt mindre undersökta. I det följande redovisas kortfattat några tänkbara sorptionsmaterial för vissa anjoner. Inledningsvis beskrivs järnoxidtäckt sand som kan ha förmåga att ta hand om både anjoner och katjoner.

5.5 Järnoxidtäckt sand

I förra avsnittet beskrevs undersökning av en speciell natursand som innehöll järn, bl.a. på sandkornens ytor. Indikationer finns att det är just järnet (i form av järnoxider) på dessa ytor som gör sanden intressant som filtermaterial. Detta har orsakat intresse av att undersöka s.k. ”järnoxidtäckt sand”. Med detta menas en sand som i en industriell process täcks med järnoxid. Det slutliga järninnehållet är troligtvis Hematitbaserat (Fe_2O_3). I flertal fall används en olivinbaserad (kiselbas) sand som utgångsmaterial eftersom järnoxiden fäster ovanligt väl till just sådan sand. Olivinsandens ytkemiska egenskaper är i övrigt av underordnad betydelse.

Järnoxidtäckt sand kan ha sorberande effekter på både anjoner och katjoner. Man har funnit att sådan sand har principiellt likartat beroende mellan bindingsstyrka och pH med avseende på bly, koppar och zink som den ovan beskrivna järninnehållande natursanden. Man fann att sorption av katjoner började göra sig gällande då pH 6 överstegs i det testade lakvattnet. Koppar och bly sorberades bäst, följt av zink. Man fann därtill att för ett utvalt lakvatten samt urval av filtermaterial uppvisade denna järnoxidtäckta sand bättre sorption än torv men sämre än masugnslagg (Hörnsten, 2000; Berggren m.fl., 2004).

Åberg (2001) testade bl.a. järnoxidtäckt olivinsand med lakvatten innehållande relativt höga metall- och DOC-halter (DOC ca 0,3–0,5 g/l) och pH upp till 8. Ursprungligt lakvattnen togs från en deponi i Västerås och vattnets innehåll av tungmetaller höjdes syntetiskt (labbmässig spikning) med avseende på Cd, Cu, Ni, Pb och Zn. Avsikten var att simulera högre metallhalter än vad som förelåg i det ursprungliga lakvattnet. Man konstaterade att masugnslagg gav betydligt bättre sorption än den järnoxidtäckta olivinsanden då lakvatten innehöll DOC-halter, pH och metallhalter som bedömdes vara relativt höga.

Järnoxidtäckt olivinsand testades även av Hjelm (2005). Bland de metaller som ingick i studien fann man att Cr och Pb sorberades bäst, samt i vissa fall Ni. Bra sorption av Ni förutsatte att pH var högt. Låga pH resulterade istället i att sanden släppte ifrån sig nickel. Det kan nämnas att man även testade sand av typen nefelin (nefelinsyenit, $(\text{Na}, \text{K})\text{AlSiO}_4$, en s.k. fackverksilikat, tillhör gruppen fältspatersättare). Detta material uppvisade avsevärt sämre sorptionseffekt, jämfört med kvarts- och olivinbaserad sand.

Järnoxidtäckt olivinsand bedöms ha teoretiska möjligheter att även kunna sorbera negativt laddade organiska joner. Bakomliggande fakta är att man nyligen funnit att sorptionsförmågan med avseende på organiskt material i vatten (NOM) hos järnoxidtäckt olivinsand är god även vid höga pH ($\text{pH} > 8$) (Berggren m.fl., 2004). Denna goda NOM-sorption vid höga pH kan eventuellt indikera att materialets ytor i sig har hög positiv laddningspotential.

Den kiselbaserade sanden har troligtvis, till del, plusladdade ytor på vilka negativt laddade joner (anjoner) kan sorberas. Härvid borde denna typ av sand även kunna ha god

sorption, förutom av NOM, även av anjoner. Framtida tester får utvisa sorptionseffektiviteten för anjoner. Resultat av Bhakhar (2006) indikerar redan detta, specifikt för antimon. Man fann att järnoxidtäckt olivinsand hade god avskiljning av femvärt antimon (Sb(V)), speciellt då pH < 8. Sb(V) förelåg som anjon i form av Sb(OH)_6^- (antimonat).

5.6 Finkorniga minerogena material

Minerogena material, som t.ex. lera och finkorniga moräner (siltig, lerig morän), kan användas för att rena lakvatten innehållande både organiska och oorganiska föroreningar. Eftersom dessa material har mycket låg hydraulisk konduktivitet är de endast lämpliga som filtermaterial då flödet kan tillåtas vara mycket lågt. Rening sker dels genom sorption, dels genom partikelfiltrering. Lera och finkornig morän är normalt de som utgör naturliga geologiska barriärer vid deponier. Lera och finkornig morän har mycket god långtidsbeständighet. Främst lera men i viss mån även finkornig morän är känslig för uttorkning som kan generera torksprickor, vilket måste beaktas vid användning.

5.7 Aktiverad alumina

Aktiverad aluminiumoxid ("activated alumina") är en aluminiumoxid som behandlats så att den blivit porös med hög sorberande förmåga. Materialbasen är ofta en granulär form av Al_2O_3 (finns även som sfärisk form). Aktivering innebär att utspädd aluminiumsulfatlösning (~29 g $\text{Al}_2(\text{SO}_4)_3 \cdot 18 \text{H}_2\text{O}$ per liter) tillåts komma i kontakt med granulär eller sfärisk aluminiumoxid under 1 timma (sfärisk form har högst hydraulisk konduktivitet av de två varianterna).

Aktiverad alumina kan sorbera olika typer av föroreningar, inkluderande fluorid, arsenik och selen. Materialet har främst använts för rening av fluorid i dricksvatten (US EPA, 2004; HC-SC, 2005). Tramfloc (2004), som gått igenom olika rapporter, anger att aktiverad aluminiumoxid är det bästa sättet att reducera halter av fluorid i vatten ned till under 1 mg/l. Man kan nå ned till en resthalt i renat vatten av ca 0,2 mg fluorid/liter vatten om ursprungshalten av fluorid i inkommande vatten är ca 10–20 mg fluorid/liter. Om ursprunglig halt fluorid överskrider 15–20 mg/liter och om man samtidigt vill nå ned till under 1 mg/l i utgående vatten från ett filter med aktiverad alumina så anges det vara ekonomiskt lönsamt att förbehandla vattnet genom att tillsätta kalk. Aktiverad aluminas sorptionskapacitet avseende fluorid anges i ovanstående referenser till ca 0,46 vikt-%. Veressinia m.fl. (2001) anger liknande värde på sorptionskapaciteten hos aktiverad alumina, 4,5 g/kg. Detta motsvarade en volumetrisk kapacitet av 3,95 g/l.

Eftersom filtermediet är stabilt mot nedbrytning kan det vara aktivt under lång tid, förutsatt att den totalsorption som ska uppnås är tillräckligt långt under materialets totala sorptionskapacitet. Börjar totalsorptionen närma sig den totala sorptionskapaciteten av vald anjon (kapaciteten är delvis materialspecifik men för vald anjon framför allt beroende av vilka andra joner som finns i lakvattnet) krävs för fortsatt användande en rening/regenerering med lämpliga reagenser som alun eller syra. Observera att naturligt befintligt karbonat i lakvattnet kan drastiskt minska reningseffektiviteten hos detta material, ju högre halt desto sämre effekt.

Enligt WHO (2005) är aktiverad alumina bland de mest kostnadseffektiva materialen för rening av fluorid i dricksvatten. Dock anses kostnaderna ändå ligga på en hög nivå

och därtill anses metoderna relativt komplicerade (men båda dessa faktorer anses ändå vara normala då vatten ska renas från fluorid).

5.8 Granulärt järnhydroxid, Ferrit ("Granular Ferric Hydroxide, GFH")

Enligt GEH (2005) består granulärt järnhydroxid (GFH) av upp till 50-60 % av en mix av $\text{Fe}(\text{OH})_3$ och $\beta\text{-FeOOH}$ (Akaganeite). Materialet har en partikelstorlek av 0,3-2 mm och kan användas för att rena vatten från arsenik, antimon, selen, vanadin, molybden, koppar, bly och fosfat. Canyonwater (2005) anger att sorption med GFH är den mest lovande tekniken att rena vatten innehållande antimon. Ovan nämnda partikelstorlek hos materialet indikerar att det har relativt låg hydraulisk konduktivitet vilket gör det olämpligt för höga lakvattenflöden.

Enligt Vance (2002) kan järnhydroxid sorbera ett brett spektrum av både anjoner och katjoner inom ett pH-intervall som är normalt för grundvatten. Mer extrema pH kan negativt påverka, och eventuellt sönderdela, materialet. Lämpliga halter av jonerna i det vatten som ska behandlas anges vara 40–80 mg/l.

5.9 Imogolit

Imogolit, $(\text{HO})_3\text{Al}_2\text{O}_3\text{SiOH}$, som finns i s.k. rostjord (bl.a. i Småland), har visat sig kunna avskilja As ur vatten (Lindberg m.fl., 1997). Imogolits nettoladdning är positiv upp till pH 10 (Gustafsson m.fl., 1998) vilket ger den goda förutsättningar för sorption av negativa joner (anjoner), inte minst arsenat ($\text{As}(\text{V})$). Eftersom också fulvussyror (organiska syror i bl.a. humus) har negativa laddningar kan humusämnen i grundvatten starkt minska sorptionen av oorganiska anjoner (konkurrens om de positivt laddade platserna på mineralytorna). Materialet har låg hydraulisk konduktivitet vilket innebär att det bara klarar låga flöden (om det inte t.ex. blandas ut med eller binds till grövre material).

5.10 Apatit

Ett flertal lågkostnadsmaterials förmåga att rena vatten från fluorid har undersökts av Fan m.fl. (2003). Man testade hydroxyapatit (trikalciumfosfat), fluorspar, kalцит, kvarts samt kvarts aktiverad med järnjoner. Man fann följande rangordning avseende effektivitet: hydroxyapatit > fluorspar > kvarts aktiverad med järnjoner > kalцит > kvarts. Ying m.fl. (2001) fann att syntetiserad hydroxyapatit hade betydligt högre adsorptionskapacitet på fluorid, jämfört med aktiverad alumina.

5.11 Konstgjorda anjonbytare

De flesta konstgjorda jonbytare är avsedda att ta hand om katjoner. Information om flertal av dessa ges i IVL (1998). I de följande ges information om sådana jonbytare för anjoner.

Alla jonbytare baseras på principen att i jonbytarskelettet byta ut en jon mot en annan. Den jon som ska avskiljas från t.ex. ett lakvatten via upptag av jonbytaren har vanligtvis starkare bindning till jonbytaren än den jon som sitter i jonbytaren från början. Detta innebär att jonbytare släpper ifrån sig ämnen i utbyte mot de joner som ska avskiljas från vattenfasen (t.ex. lakvatten). För anjonbytare kan den jon som då lakas ut från jon-

bytaren vara t.ex. hydroxyljon (OH^-). Sådan jonbytare genererar en pH-höjning i utgående vatten, samtidigt som önskad jon tas upp av jonbytare.

Varje enskilt typ av jon har sin specifika bindningsstyrka till varje enskild typ av jonbytare. Man brukar ange denna bindningsstyrka i förhållande till bindningsstyrkan hos den motjon som sitter i jonbytare från början. För anjonbytare är denna jon vanligtvis hydroxyljon. För att en sådan jonbytare ska fungera effektivt bör alltså bindningsstyrkan för den jon som ska avskiljas från lakvattnet vara betydligt över värdet 1,0. Värdet 1,0 innebär att aktuell jon binder lika svagt (eller starkt) till jonbytare som hydroxyljonen. Teoretiskt kommer då bara 50 % av jonbytarens kapacitet att nås.

Konstgjorda anjonbytare för rening av lakvatten används främst då man vill ta bort fluorid och/eller klorid från lakvattnet (ICOH, 2005). Konstgjorda anjonbytare har normalt hög adsorptionskapacitet m.a.p. de flesta oorganiska anjoner i ett lakvatten men de är i regel dyra - mycket dyra för fullskalering av sådant vatten. Flertal olika konstgjorda anjonbytare finns på marknaden. Val beror främst av vilken negativt laddad jon som ska avskiljas från lakvattnet, lakvattnets pH samt dess organiska innehåll. Exempel på några olika anjonbytare för bl.a. halogener (t.ex. klorider, fluorider) ges i Dow (2005).

Det är viktigt att välja jonbytare så att dess utbytbara joner inte negativt påverkar innehåller i det "renade" lakvattnet. Som nämns ovan är hydroxylgrupp vanlig som ursprungsjon i anjonbytare. Dessa genererar vid jonbytet ökat pH i utgående lakvatten. Det är heller inte ovanligt att anjonbytare istället har klorid som ursprungsjon i sitt skelett. Detta gäller t.ex. jonbytare för separering av nitrater eller fosfater (Sigma, 2005; Levin, 2002). Sådana jonbytare är inte lämpliga om lakvattnet redan innehåller höga halter och mängder av klorider.

En jonbytare behöver inte nödvändigtvis vara designad för att ta hand om enbart anjoner. Detta gäller jonbytare som består av en matris av t.ex. högpolymera konsthartser. De kan ha både negativa och positivt laddade grupper i sin matris. Sådana jonbytare är då bara delvis anjonbytare (och delvis katjonbytare). De positivt laddade grupperna på jonbytarens skelett har potential att binda negativt laddade joner ur t.ex. ett lakvatten, medan de negativt laddade grupperna på jonbytarens matris kan binda positivt laddade joner.

Några exempel på konstgjorda anjonbytare är *Amberlite®* och *Dowex Type I 550A* med ett skelett av trialkylbensylammonium på polystyren med OH^- som ursprungsjon. Jonbytare tillhör gruppen starka anjonbytare och är lämpade för separation av de flesta anjoner, inklusive klorid och fluorid (Sigma, 2005; Dow, 2005). Detsamma gäller flertal s.k. *Styren-Divinylbensen anjonbytare* (Dow, 2005b). *Behandlad polyuretan*, d.v.s. polyuretanskum (PUF) behandlat med diphenylthiocarbazon (H2DZ) har visat sig kunna effektivt separera antimon(V) ur vatten, i närvaro av saltet kaliumjodid (Saeed m.fl., 2003). *Melaminbaserade polymerer* av typen SGS (Spatial Globular Structure) kan rena lakvatten från anjoner, bl.a. antimon(V) (UTT, 2005). SGS är speciellt lämplig för höga flöden under lång tid. *Purolite*, en makroporisk polystyrenbaserad jonbytare, är specialdesignad för att rena vatten från anjoner som molybden, arsenik, selen etc. Den är effektiv i ett brett pH- och koncentrationsintervall (Purolite, 2005).

5.12 Sammanställning av sorptionsfilter

I tabell 5 ges en generell sammanställning av olika filtertyper som har potential att användas för sorption av oorganiska eller organiska föroreningar i vatten. Listan gäller material som bedöms ha testats i större skala.

I bilaga ges alternativt förslag i tabellform på olika filtertyper där en grövre avvägning görs mot effektivitet för ett urval av enskilda oorganiska och organiska föroreningar.

Tabell 5. *Generell sammanställning av sorptionsfilter som bedöms ha testats i större skala för vattenburna föroreningar. Observera att angivna beständigheter är grovt uppskattade.*

Sorptionsfilter (inkl. utfällning)	Föroreningar	Beständighet (enbart materialets matris, hänsyn ej till livslängd / belastning).
- Aktivt kol, GAC	Ospecifikt (främst organiska)	Kort-Medel
- Polymerkelaterad cellulosa	Oorganiska	Kort(-Medel)
- Naturlig bark/flis	Oorganiska/organiska	Kort
- Aktiverad bark	Organiska	Kort
- Torv	Tungmetaller/organiska	Kort
- Lera/Finkorniga moräner	Oorganiska (delvis organiska)	Lång
- Naturliga jonbytare/zeoliter	Oorganiska	Lång
- Lecakulor	Oorganiska	Medel-Lång
- Masugnslagg, hyttsand, hyttsten	Oorganiska	Lång
- Natursand	Oorganiska	Lång
- Järnoxidtäckt sand	Oorganiska (ev. polära org.)	Lång
- Aktiverad alumina	Oorganiska (främst anjoner)	Lång
- Granulär järnhydroxid, Ferrit	Oorganiska (främst anjoner)	(Medel-)Lång
- Imogolit	Oorganiska (främst anjoner)	Lång
- Kalk (Dolomit, skalgrus etc.)	Oorganiska	(Medel-)Lång
- Apatitbaserade material	Oorganiska (inkl. anjoner)	Medel-Lång
- Konstgjorda katjonbytare	Oorganiska	(Medel-)Lång
- Konstgjorda anjonbytare	Oorganiska	(Medel-)Lång

Not: Ett urval av dessa material tas upp i föreliggande rapport, andra beskrivs i bl.a. IVL (1998).

5.13 Slutsats

Relativt billiga filtermaterial med måttligt till goda sorptionskapaciteter finns på marknaden i relativt stor omfattning för metallkatjoner (plusladdade joner) samt för organiska föreningar. För negativt laddade joner (anjoner) är marknadsutbudet betydligt mer begränsat (för rimliga kostnader). Speciellt gäller detta för klorid vilket är problematiskt eftersom en stor del av innehållet i lakvatten från bl.a. deponier består av klorid. Det finns inga filtermaterial som kan sorbera klorider med måttlig till hög kapacitet, samtidigt som materialet har en låg till måttlig kostnad. Därtill, om beständighetsaspekter samt god genomsläpplighet tas med, samtidigt som hög sorptionskapacitet ska kunna uppnås, är det endast dyra, konstgjorda, anjonbytare som kan uppfylla kraven.

6 FUNKTIONSKRAV FÖR PASSIV FILTERBARRIÄR VID DEPONI

Enligt Deponeringsförordningen ska deponier för icke-farligt samt farligt avfall vara försedda med botten tätning under sin aktiva fas (liksom under den efterföljande passiva fasen). Under denna tid ska lakvatten samlas upp och behandlas. När deponin sedan övergår i sin passiva fas ska dess design medge att så kan ske utan att aktiva åtgärder som pumpning och rening av lakvatten erfordras. Kraven på botten tätning och geologisk barriär kan dock ofta leda till att bottenkonstruktionen blir så tät att lakvatten bräddar åt sidorna efter att aktiva åtgärder för lakvatten uppsamling avetablerats, d.v.s. övergått i deponins passiva fas. Detta innebär behov av ett skydd enligt 21§ i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512). Sådant skydd kan bestå av en passiv filterbarriär.

Svensk deponeringsstrategi kan tolkas så att den utgår från att lakbara föroreningar kommer att lämna en deponi i det långa tidsperspektivet, oavsett vilka skyddsåtgärder som vidtagits. Detta då både topp- och botten tätningens funktion förutsätts försämrats med tiden. På lång sikt måste man istället förlita sig på utspädnings-, nedbrytnings- och fastläggningsmekanismer för att en deponi inte ska generera en oacceptabel miljöbelastning.

I EG:s deponeringsdirektiv (1999/31/EG) och i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512) har begreppet geologisk barriär införts som ett komplement till övriga skyddsåtgärder. Syftet med en geologisk barriär är att förhindra och fördröja förorenings spridning från en deponi genom att skapa förutsättning för fastläggning och/eller nedbrytning av urlakade ämnen.

Passiva filterbarriärer har alltså sin främsta användning vid deponier där risk finns för att lakvatten svämmas över eller på annat sätt läcker ut, t.ex. vid sidan om en geologisk barriär.

Beträffande filterbarriärer för lakvatten från deponier kan konstateras att enligt 21§ i Deponeringsförordningen ska ett skydd ha motsvarande effekt som en geologisk barriär. Ett passivt sorptionsfilter kan dock inte ha motsvarande krav på lågt k-värde som gäller för den geologiska barriären den ersätter (skulle annars leda till att lakvattnet fortsätter avrinna ytligt). Transporttiden av förorening ska dock vara samma som genom en geologisk barriär.

För rening av lakvatten från deponier bör man redan inledningsvis ställa frågorna (förutsatt att den passiva fasen verkligen ska vara passiv): Finns det över huvud taget filter som kan upprätthålla sina funktionskrav under hela denna passiva fas (d.v.s. utan förnyelse/regenerering/aktiv förändring)? Kan de upprätthålla önskad reningsförmåga utan att deras volymer blir orimligt stora? Kan de upprätthålla sina funktionskrav till en rimlig kostnad?

Ett vanligt krav på passiva filterbarriärer som anlagts före ikraftträdande av Deponeringsförordningen (SFS 2001:512) har varit att de ska kunna fungera tillfredställande på lång sikt med så lite underhåll som möjligt och helst vara helt underhållsfria. Det har dock varit svårt för miljökonstulter att fastsätta den långsiktiga effekten av passiva filterbarriärer. Detta har medfört att man i anläggningsobjekt och vid efterbehandling mer förlitat sig på vanliga markbarriärer som enbart minskar omsättningen av vatten.

Ju längre ett filtersystem ska användas desto svårare är det att uppskatta och beräkna filtrets effekt. Med tiden blir det allt svårare att undvika igensättning och/eller kanalströmning i filtret (t.ex. av höga tryckgradienter), varvid bara delar av filtret i så fall blir nyttjat. Detta har lett till att man i kravspecifikationerna för filtersystem satt att det ska vara kontrollerbart, åtkomligt samt möjligt att reparera. Dessa krav strider mot att ett filtersystem ska vara "passivt" om man med passivt menar att filtersystemet ska fungera under lång tid utan övervakning, och eventuell reparation, av själva systemet.

Om begränsad övervakning accepteras kan det utföras indirekt genom regelbunden kontroll av t.ex. grundvatten nedströms systemet, men omfattningen av "begränsad" beror på hur "passivt" tolkas. Ju mer passivt systemet ska vara desto högre krav måste ställas på filterfunktionen som långt ifrån alltid kan realiseras. Det kan då föreligga teoretiska situationer där funktionskraven nödvändiggör filtervolymerna som i realiteten blir orimligt stora. Det kan alltså hypotetiskt komma att föreligga situationer där det istället är filtersystemet som styr funktionskraven.

6.1 Krav på utgående vatten från passiv filterbarriär

Vilka krav ska ställas på innehåll i utgående lakvatten från en passiv filterbarriär och därmed på filtret som sådant? Deponeringsförordningen (SFS 2001:512) ger utrymme för tolkningar av vad en passiv filterbarriär ska ta hand om samt vad som får lämna en filterbarriären. Föreliggande rapport tar inte ställning till vilken tolkning som är den rätta men ger information om vilka konsekvenserna kan bli vid olika tolkningar.

Ett sätt att tolka 19§, 20§ samt 21§ i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512) är att bräddat vatten (d.v.s. lakvatten som svämmar över eller läcker vid sidan om den geologiska barriären) måste tas omhand med ett resultat som motsvarar vad som skulle ha skett om allt vatten istället perkolerade genom den geologiska barriären.

Vidare kan nämnda paragrafer tolkas så att det inte är vattnet i sig (vattenmolekylerna) som ska fördröjas i barriären utan istället föroreningarna i vattnet. En utvidgad tolkning av detta skulle eventuellt kunna innebära att inga föroreningar i lakvatten tillåts lämna en deponi för farligt avfall på 200 år eller en deponi för icke farligt avfall på 50 år. Emellertid, om den geologiska barriären består av t.ex. lera borde lerans naturliga lakbarhet kunna godtas. Detta skulle i så fall innebära att viss utlakning ändå skulle kunna accepteras, förutsatt att den har naturligt ursprung.

En annan, avsevärt mer konservativ, tolkning skulle kunna vara att det inte tillåts att deponin, inklusive barriär, lakar ut över huvud taget något på 50 år eller 200 år. Mot det kan ställas en avsevärt mindre konservativ tolkning att den passiva filterbarriären tillåts släppa ifrån sig föroreningar, maximalt i den omfattning att påverkan på omgivning, ur både human- och miljömässig synvinkel, kan anses acceptabel. Om den mest konservativa tolkningen gäller, föreligger teoretisk potential att nödvändig filtervolym kan bli avsevärd, i vissa fall t.o.m. orimligt stor (avsnitt 6.4). Därtill är det mycket osäkert om filtersystemet kan upprätthålla nödvändig beständighet under hela den passiva fasen. Härav bör det finnas tolkningsutrymme som vid behov möjliggör ett aktivt utbyte, regenerering och reovering av filtersystemet under den passiva fasen. Alternativt att det kan accepteras att ett vatten som passerat passiv filterbarriär innehåller vissa platsspecifika halter av föroreningar. Vilka halter, eller mängder/flöden, kan i så fall accepteras att komma ut från ett sådant filtersystem?

En tänkbar rimlig bedömning kan eventuellt vara att skyddet mot grundvattnet ska motsvara dricksvattenkraven. Som indikeras ovan, för att dimensionera rimliga volymer av filtersystemen bör skrivningen i de ovan nämnda paragraferna i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512), kopplat till dess 24§ om avsteg/undantag, kunna tolkas så att samtliga föroreningar inte behöver fastläggas i filtersystemet. Eftersom lagstiftningen avseende deponier kopplar dessa till geologiska barriärer skulle det kunna alternativt tolkas så att lakvatten från ett deponiområde kan tillåtas inneha halter av ämnen som motsvarar naturlig utlakning från ett naturligt geologiskt barriärmaterial.

6.2 Beständighet

De funktionskrav som måste ställas på en passiv filterbarriär har direkta kopplingar till frågeställningar kring filtermaterialets och det designade systemets beständighet. Aspekter kring beständighet är bl.a. en funktion av hur länge filtrets ska fungera tillfredsställande. Ju längre tid ett filter ska verka desto större potential för att filtrets renande förmåga reduceras. Detta kan orsakas av t.ex. igensättning, kanalströmning eller att filtret helt enkelt med tiden blir fullt (med de ämnen det ska sorberas). Eftersom den passiva fasen kan vara mer än 50 år eller mer än 200 år beroende på typ av deponi, samt förutsatt att den passiva filterkonstruktionen ska fungera under den passiva fasen utan aktiva driftåtgärder, är filtrets beständighet ytterst viktigt.

Omfattning av igensättning och kanalströmning beror delvis av samspelet mellan innehållet i lakvattnet och filtermaterialet. Kanalströmning längs filtersystemets väggar kan delvis motverkas med lämplig design (avsnitt 4.3.3). Kanalströmning kan alternativt uppkomma med tiden om delar av de ursprungliga flödesvägarna blir igensatta. Detta gäller speciellt om filtret består av material som är mottagligt för kanalerosion, orsakat av ökat tryck i kvarstående kanaler vilket i sin tur orsakats av delvis igensättning.

Själva igensättningen kan t.ex. ske om lakvattnet och/eller filtret består av organiskt material som understödjer biologisk tillväxt i lakvattnets flödesvägar i filtret. Filtermaterialet kan även få sin matris kemiskt förändrad med tiden. Som exempel kan nämnas att om hyttsand nyttjas som sorptionsfilter kan potential föreligga att denna hårdnar med tiden (potentialen ökar om sådant filter är kopplat till kalkfilter). Generellt blir genomströmningen då mer inhomogen över hela filtret och därtill blir genomflödet sannolikt generellt lägre (minskad hydraulisk konduktivitet), med minskad kapacitet som följd. Om hyttsanden alternativt används som partikelfilter kan även i sådant fall uppstå problem eftersom hårdnade filter kan ge sämre partikelavskiljande egenskaper.

Beständighetsaspekten är också kopplad till filtervolymen och denna i sin tur till att den totala sorptionskapaciteten motsvarar de ökade ackumulerade utlakade mängderna per tidsenhet från deponiinnehållet. Filtervolymen måste alltså vara tillräckligt tilltagen så att filtersystemet kan klara av att ta hand om innehållet i det kontinuerligt inkommande lakvattnet under hela nyttjandetiden.

Vid val av organiska filtermaterial som bedöms ha god effekt på både organiska ämnen och metaller, t.ex. torv är bl.a. beständigheten en viktig fråga. Om ett lågt redox (anaerobt) är för handen kommer beständigheten hos organiska material att vara betydligt bättre än om höga redoxförhållanden (aeroba) gäller, samtidigt som risken för utfällningar och igensättningar minskar. Därtill, om torv ska användas, får lakvattnets pH inte var högt (helst inte över pH 8) eftersom torv delvis löses upp vid höga pH.

I kapitel 5.12 gavs grova bedömningar av olika filtermaterials beständighet. Det går inte att ge någon detaljerad redogörelse för olika filtermaterials beständighet eftersom kunskapsläget på detta område är ytterst begränsat. Det är troligt att flertal filtermaterials beständighet är kortare än vad man ibland antar vid korttidsstudier i t.ex. laboratorium. Filtermaterial som med sina alkalina egenskaper (t.ex. masugnslag) genererar avskiljning av vissa metalljoner, förlorar sin alkalinitet som funktion av filtreringstid, med minskad avskiljningseffektivitet som följd. Det är härvid viktigt att påpeka att beräkningar av beständighet och dimensionering utifrån korttidsstudier sannolikt ger osäkra utfall.

Det föreligger ytterst begränsad långtidserfarenhet av olika filtermaterials beständighet i ett lakvatten från deponier. Eventuellt krav på att ett filter ska vara fullständigt ”passivt” under en deponis hela passiva fas kan härav generera alltför stora osäkerheter. För att kontrollera att ett filter fungerar i fullskala under en längre tid är det lämpligt att som minimum tillåta löpande miljökontrollprogram vilket inkluderar mätningar både före och efter filter av t.ex. pH och föroreningshalter. Tolkningsmässigt kan detta dock eventuellt strida mot ”passiv”-begreppet.

6.3 Sorptionskapacitet

Lakvatten från bl.a. deponier kan innehålla både lösta och partikulärt bundna föreningar. Som inledningsvis angivits definitionsmässigt är sorptionskapacitet här främst kopplad till de lösta föreningarna. Dessa kan föreligga antingen som negativt eller positivt laddade ämnen, samt i avsevärd mindre omfattning som någorlunda opolära föreningar (främst av organisk natur). Filtermaterial brukar normalt vara anpassade till enbart en eller högst två av dessa varianter, i det senare fallet en laddningstyp (ofta plusladdade ämnen) och partikulärt. I det fall filtrets huvudsakliga egenskap är att sorbera lösta föreningar brukar maximal sorptionsegenskap anges som antal adsorberade laddningsekvivalenter per kg filtermaterial eller direkt som procentuellt förhållande mellan maximal mängdbaserad sorptionskapacitet och vikt filtermaterial.

Beroende på filtermateriallets natur sorberas vissa ämnen bättre än andra (se t.ex. kapitel 4). Därtill påverkas filtermaterials sorptionsförmåga för ett ämne av vilka andra ämnen som ingår i den mix av ämnen som finns i lakvattnet. En laklösning av flertal ämnen från t.ex. en deponi varierar sitt innehåll över tiden, både totalt sett och inbördes mellan olika ämnen. Härvid kan ett filters sorptionskapacitet tidsmässigt komma att variera i förhållande till enskilda ämnen, utöver att själva filtret med tiden kan minska sin totala kapacitet generellt sett.

För en passiv filterbarriär som ska verka under lång tid kan det vara mindre lämpligt att enbart förlita sig på leverantörens information om filtrets maximala sorptionsförmåga baserad på laddningsekvivalenter. En säkerhetsmarginal, eller en faktor som multipliceras med angiven sorptionsförmåga, bör inkluderas vid filterdesign. Detta gäller inte minst i de fall det lakvatten som ska renas är komplext i sitt innehåll samt kommer att haltmässigt variera sitt innehåll över tid.

Med fördel kan filtrets egenskaper testas i pilotskala i förhållande till det vatten som ska renas. Det kan vara svårt att vid ett sådant test, som normalt utförs under en kort tid, simulera de variationer i lakvattnet som kan komma att uppträda efter en längre tidsperiod. En siffermässig säkerhetsfaktor bör även i sådant test appliceras för filtrets sorp-

tionsegenskaper i det långsiktiga fallet. I avsikt att göra en första grövre val av filtermaterial inför ett efterföljande pilottest kan olika filtermaterials sorptionsegenskaper på aktuella vatten testas i labbskala, t.ex. enligt ASTM (2003).

Exemplifierade resultat från sorptionstester på filtermaterial (kapitel 5) ger vid handen att filterkapaciteter kan variera stort, både vad gäller material och den ämnen som ska sorberas. Kapaciteter kring några vikt-% ligger i det övre intervallet av vad som kan anses möjligt för naturliga material. Detta gäller främst för sorption av positivt laddade joner. I ett lakvatten från deponi finns dock framför allt negativt laddade joner och då i form av klorid och sulfat (kapitel 3). Som beskrevs i kapitel 5 är utbudet av filtermaterial som kan ta hand om dessa med kapaciteter kring några vikt-% starkt begränsade. För klorid gäller i princip enbart konstgjorda jonbytare.

6.4 Filtervolym

Som nämndes redan i kapitel 1 tar föreliggande rapport inte ställning till vilken tolkning som är den rätta avseende vad som menas med ”passiv” filterbarriär. Rapporten ger information om bl.a. vilka konsekvenser avseende nödvändiga filtervolym som kan bli aktuella om den mest konservativa tolkningen ska gälla. Denna tolkning innebär att inget vatten/lakvatten som lämnar deponin (och dess filtersystem) under dess passiva fas får innehålla föroreningar. Detta resulterar alltså i att det passiva filtersystemet måste ta hand om alla föroreningar i ett lakvatten som passerar filtersystemet under deponins passiva fas.

Om detta kopplas till lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10) för respektive deponityp, kan detta teoretiskt generera orimligt stora filtervolym. Detta förutsatt att filterkapaciteten måste designas för att klara de maximalt tillåtna lakvattenhalter av alla de ämnen som motsvaras av de enskilda avfallsmaterialens lakvattengränsvärden. Utfall av beräkningssätt beskrivet i bilaga indikerar att filtervolymen i vissa fall då kan behöva vara upp till flera tiotals vol-% relativt hela deponins volym. Detta skulle i så fall innebära orimliga filtervolym. I det följande ges en mer ingående beskrivning av de förutsättningar och utfall som detta baseras på.

Vid bedömning av vilka funktionskrav som bör ställas på lämpliga material till passiva filtersystem ingår att klarlägga den teoretiskt maximala belastning av ämnen som filtret måste klara, d.v.s. skillnaden mellan maximalt ackumulerat utlakat i ingående lakvatten och i utgående filtervatten, under total nyttjandetid. Detta kan därefter kopplas till enskilda materials maximala sorptionskapacitet varvid erhålls den filtervikt eller filtervolym som teoretiskt behövs för uppgiften.

I bilaga ges en teoretisk beräkningsmodell som ger relationer mellan lakgränsvärden och maximalt L/S för olika deponivolymer av typen Icke-FA och FA. Utifrån detta ges relation mellan maximalt utlakat av enskilda ämnen och vilken volym ett filter med önskad sorptionskapacitet behöver ha för dessa ämnen (totalt eller för enskilt ämne). Beräkningsmodellen kan överföras till Excel (Microsoft) för att på ett enkelt sätt beräkna platsspecifika fall.

Mer specifikt utför nämnda beräkningsmodell följande. Först utförs en beräkning av den enskilda deponins L/S vid slutet av den passiva fasen, utifrån den enskilda deponins geometriska och fysikaliska egenskaper samt krav som ställs i Deponeringsförordningen

(SFS 2001:512). Detta L/S ställs därefter i relation till teoretiskt maximalt tillåten utlakning av enskilt ämne (d.v.s. baserat på lakgränsvärdena) från material (vid detta L/S) som avses att gå till olika deponityper enligt mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Detta resulterar i ämnesspecifika ekvationer avseende mängd maximalt teoretiskt utlakat vid det önskade L/S (upp till L/S 10). Med dessa ekvationer kan maximalt utlakad mängd av varje enskilt ämne sättas i relation till nödvändig filtervolym vid önskad reningsgrad, förutsatt att filtrets maximala sorptionskapacitet i vikt-% anges (samt dess densitet).

I det maximala konservativa scenariot är ansatt att reningsgraden är 100 %, d.v.s. inga föroreningar tillåts lämna varken den geologiska barriären eller filtersystemet under deponins passiva fas. Därtill motsvarar flödet genom filtersystemet det maximala flöde genom den geologiska barriären som kan räknas ut utifrån krav i Deponeringsförordningen (SFS 2001:512).

Bilagan beskriver alltså beräkning av den teoretiskt mest konservativa maximala filtervolym som kan behövas om det kopplas till gränsvärdeskraven i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Beräkningssättet ger dock även möjlighet att beräkna alternativa mindre konservativa scenarier. Med detta menas t.ex. att olika filtervolymerna kan beräknas utifrån ansättande av olika procentuella andelar av vad som teoretiskt maximalt kan lakas ut, utifrån gränsvärdena i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Detta kan göras för varje enskilt ämne med ämnesspecifik procentsats. Alternativt kan utfallet baseras på att valfri procentandel av lakvattenvolymer passerar genom filtersystemet. Beräkningarna ger överslagsmässiga värden och utfallen är tänkta att kunna ingå i ett första grovre underlag för bedömning av passiva filters volymer.

I de teoretiska överslagsberäkningar som ligger till grund för nedan diskuterade nödvändiga filtervolymerna, har förenklat använts filterkapaciteter motsvarande maximalt några få vikt-% av filtrets totala vikt. Relativt få filter kan dock preliminärt bedömas komma att klara så hög sorptionskapacitet under hela den tid den passiva filterbarriären kan behöva fungera vid en deponi (beror på vilken tolkning som görs av ordet ”passiv”, eventuellt minst 50 år–200 år). Ur denna aspekt bör de beräknade filtervolymerna ses i underkant, d.v.s. det kan behövas än större filtervolymerna än vad beräkningarna ger vid handen, förutsatt angivet scenario.

Ur en annan aspekt skulle beräknade filtervolymerna eventuellt kunna ses i överkant. Detta gäller då filtervolymerna beräknas utifrån lakvattnen som teoretiskt innehåller de maximalt ackumulerade utlakade mängder som motsvarar de enskilda ämnernas lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). I realiteten kommer inte alla dessa ämnen att föreligga i lakvattnen med maximalt tillåtna halter och ackumulerade utlakade mängder. En viktig begränsning är dock att beräkningarna endast är baserade på dessa ämnen. Åtskilliga andra ämnen kommer att föreligga i lakvattnen och de kommer att konkurrera om sorptionsplatser i filtersystemet. Ingen hänsyn har tagits till dessa ämnen i beräkningarna. De filtervolymerna som i realiteten kan bli nödvändiga kan härav sammantaget bedömas ha potential att bli större än de här framräknade filtervolymerna.

Vid genomräkning av de ekvationer som ges i bilaga fås att det är ett fåtal ämnen, speciellt sulfat och klorid, som teoretiskt kan kräva stor del av den totala nödvändiga filtervolymerna. Andra joner som påverkar filtervolymbehovet, men i mindre utsträckning, är bl.a. fluorid, koppar och zink. Även mängden TS lösta ämnen har signifikant potential

att påverka filtersystemets volym. De övriga tungmetaller som har lakgränsvärden genererar relativt små filtervolym. Vilka filtervolym som därutöver kan behövas för att ta hänsyn till konkurrens i sorption från övriga ämnen som kan föreligga i lakvatten från deponier, men som inte har lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10), har inte beräknats.

Även om dessa konkurrerande ämnen bortses ifrån så indikerar alltså beräkningarna att det teoretiskt kan föreligga situationer när det kan behövas utrymmesmässigt orimligt stora filtervolym för att klara av deponikraven. Detta gäller speciellt för klorid och sulfat i lakvatten från deponier med farligt avfall.

Om man hypotetiskt ansätter att det eventuellt accepteras att en deponis passiva filtersystem i sitt utgående lakvatten tillåts lämna ifrån sig ackumulerade mängder som motsvarar gränsvärdena för inert avfall så ger det ändå ingen avsevärd minskning i teoretiskt filtervolymbehov (i förhållande till om inget tillåts lämna filtersystemet). Vad som i stället är avgörande för filtervolym är hur mycket mindre av klorid och sulfat som lakas ut från deponimaterialet (och som därmed ska tas om hand av filtermaterialet), jämfört med gränsvärdena för respektive avfall.

Om det i realiteten skulle visa sig att utlakade halter och mängder av klorid och sulfat blir långt under de värden som motsvaras av gränsvärdena för avfall till olika deponier så kan nödvändiga filtervolym eventuellt bli rimliga. Detta förutsatt att konkurrens i sorption från ämnen som inte har lakgränsvärden i mottagningskriterierna (NFS 2004:10) kan försummas. Men enligt givna data i kapitel 3 ligger utlakade medelhalter av klorid från dagens kommunala avfallsupplag i nivå med, eller något under, vad som teoretiskt maximalt kan uppskattas komma att laka ut från en Icke-FA deponi. De teoretiska beräkningarna i bilaga av maximalt utlakade halter och mängder av klorid som alltså kan generera behov av stora filtervolym bör alltså inte vara orimliga.

I mottagningskriterierna (NFS 2004:10) ges utrymme för en tillsynsmyndighet att lämna dispens med upp till tre ggr högre halt av bl.a. klorid och sulfat än de som anges som halt- och mängdgränser. En sådan dispens kan innebära att filtervolymerna behöver ökas med upp till tre ggr. Detta förutsatt att allt klorid och sulfat tas om hand i filtersystemet. Om man istället skulle kunna generellt tillåta att halter och ackumulerade utlakade mängder ut från filtersystemet får motsvara lakgränsvärdena i mottagningskriterierna (NFS 2004:10) för inert avfall samt att dispensen i ett specialfall även skulle få gälla halterna i detta utgående lakvatten från filtersystemet skulle filtervolymen reduceras i motsvarande grad. Till detta skulle då kopplas att man måste visa att de högre halterna ut från filtersystemet inte medför någon ytterligare risk för människors hälsa eller miljö. För sådan bedömning skulle i så fall en platsspecifik riskbedömning behöva utföras, inklusive beräkning med den s.k. TAC-modellen. Denna beskrivs för klorid och sulfat i Åkerlund m.fl. (2006).

6.5 Principiella tekniska utformningar

Som nämnts ovan indikerar beräkningar i bilaga att det teoretiskt kan behövas orimligt stora filtervolym, framför allt för sulfat och klorid med koppling till deponier för farligt avfall. Detta förutsätter de krav som idag ställs på avfall till deponier avseende lakgränsvärden samt på själva deponikonstruktionen (geologisk barriär, lakvatten passera passiv filterbarriär etc.)

Beräkningarna i bilaga är kopplade till en antagen maximal sorptionskapacitet i filtersystemet av 4 vikt-%. Litteratursökning har dock indikerat att passiva filter för sorption av klorid, som både har god sorptionskapacitet (minst 4 vikt-%) och medel till lång beständighet, är sällsynta och begränsade till dyrbara konstgjorda anjonbytare.

Med ”passiv” förutsätts menas att ingen mänsklig aktivitet får fokuseras på det passiva filtersystemet under deponins passiva fas. Om man därtill förutsätter att allt eller mycket stor del av de utlakade föroreningarna från deponimaterialet måste tas omhand av det passiva filtersystemet, så är urtvättning under dess aktiva fas en av de få åtgärder som troligtvis återstår. Detta förutsatt att inte orimliga filtervolymmer ska behövas.

Baserat på ovanstående vore det önskvärt att utlakningen av främst klorid och sulfat på något sätt kunde påskyndas under den aktiva fasen. Alternativt att det kunde accepteras att filtersystemet under den passiva fasen endast behövde sorbera dessa ämnen till en bråkdel av vad som kan komma att lakas ut från deponimaterialet (d.v.s. utgående halter från filtersystemet tillåts blir signifikanta).

Klorid och sulfat är mycket lättlösliga joner och därmed lättlakade, d.v.s. lätta att tvätta ur. Beräkningar av Åkerlund m.fl. (2006) indikerar att en genomtvättning av deponimaterialet med relativt måttligt vattenflöde under deponins aktiva fas kan åstadkomma radikal minskning av den totalt lakbara mängd klorid och sulfat som annars måste tas omhand av filtersystemet i den efterföljande passiva fasen. Härvid kan nödvändig teoretiskt filtervolym radikalt minskas. De utgick initialt från en totalt genomströmmande volym vatten motsvarande L/S 10, ansatte olika nederbörd per år och beräknade hur lång tid det skulle ta innan vissa andelar av teoretiskt utlakat vid L/S 10 uppnåddes. Vid L/S 10 bedömdes en mycket stor del av totalt utlakbart klorid och sulfat ha lakats ut. Författarna beräknade utifrån dessa förutsättningar vilka halter, volymer och mängder av klorid och sulfat som skulle kunna vara rimliga att genereras från olika typer av deponier (dels täckt deponi, dels ej täckt deponi, i båda fallen med tre olika mäktigheter) vid olika nederbörder.

I ett scenario där deponin var öppen under dess aktiva fas (ca 30 år) samt att all nettonebörd, minst ca 600 mm/år, infiltrerade genom deponimassorna före täckning så indikerade deras beräkningar att uppåt 50 % av såväl klorid som sulfat (av motsvarande teoretiskt totala ackumulerbara utlakade mängd vid L/S 10) skulle kunna lakas ut redan inom några år. Därtill skulle en utlakning motsvarande 90 % av mängden klorid vid L/S 10 teoretiskt kunna ske redan efter ca 10–30 år.

Dessa beräkningar ger intressanta anspelningar på nödvändig passiv filtervolym, förutsatt att utlakning skulle kunna inrymmas under en deponis driftfas (aktiva fas). En passiv filterbarriär vars volymer så gott som enbart styrs av utlakat klorid och sulfat skulle alltså under deponins passiva fas kunna reducera sin volym med uppåt 90 % i förhållande till det maximalt konservativa scenario som ges i bilaga. Detta förutsätter att deponin har ca 30 års aktiv fas innan den passiva fasen inträder samt att all nettonebörd av minst 600 mm/år infiltrerar genom deponimassorna före täckning (d.v.s. före passiv fas).

I stället för, eller som komplement till, att förlita sig på nederbörden under den aktiva fasen skulle önskad utlakning kunna säkerställas med någon form av aktiv urtvättning av deponimaterialet med aktiv rening av filtervattnet. Det kan förmodas att en deponi

kommer att kontinuerligt motta avfall under den aktiva fasen. Urtvättningen skulle härvid troligtvis ge störst totaleffekt om den utfördes under senare delen av den aktiva fasen.

Andra aspekter som styr en deponis principiella utformning är den recipient som ska skyddas samt acceptabel maximal belastning från deponin på denna recipient. De gränsvärden som finns i mottagningskriterierna (NFS 2004:10) är baserade på TAC-modellen som i sin tur baseras på att grundvattnet ska ha dricksvattenkvalitet. Platsspecifikt kan andra förhållanden gälla, t.ex. om recipienten istället är ett ytvattendrag. Då kan eventuellt större utspädningsfaktorer ansättas som i sig kan generera högre platsspecifika gränsvärden.

I dagsläget finns dock ingen vedertagen beräkningsmodell för transport av föroreningar från deponi till ytvattendrag. Som föreslås i Åkerlund m.fl. (2006) bör föroreningarnas farlighet för den aktuella recipienten ändå bedömas varvid större tålighet för högre halter av klorid och sulfat ut från en deponi bör kunna accepteras då recipienten är havsvatten eller bräcktatten.

Filtersystem, som både ska vara passiva och fungera tillfredsställande under lång tid, måste designas så att oönskad fysikalisk, kemisk och biologisk påverkan på filtersystemets sorptionsförmåga minimeras. I detta ingår t.ex. att minimera förändring i filtrets hydrauliska konduktivitet (partiklar, redox/utfällningar, bakterietillväxt, kanalströmning etc), sorptionsegenskaper (förutom mättnad, t.ex. pH-förändringar i lakvattnen) samt nedbrytbarhet (främst om filtret består av organiskt material, men kan delvis också brytas ned om filtret består av elektronacceptorer samtidigt som nedbrytbart organiskt material tillförs med lakvattnet).

Eftersom ett filtermaterial inte kan sorbera alla de föreningar som det föreligger gränsvärden för avseende utlakning från avfall till deponier, kan filtersystemet behöva designas med olika filtermaterial. Design av filtersystem är egentligen en rent ingenjörsmässigt kemiteknisk fråga och bör relativt enkelt kunna tas fram, förutsatt att nödvändiga filter- och lakvattenparametrar finns vid handen. I kapitel 4 gavs förslag på olika filtermaterial samt i vissa fall kopplat till förslag på design.

Generellt, för att ta hand om en stor variation av olika föroreningar behövs alltså olika typer av filter. Dessa kan med fördel placeras kopplade i serie. Kopplingssekvensen styrs av lakvatteninnehållet samt val av filtermaterial. Eventuellt kan det platsspecifikt vara lämpligt att vissa delar av filtersystemet placeras parallellt. Detta kan t.ex. gälla då differensen mellan halten ut från filterdelen i förhållande till halten in i filterdelen är stor. Vanligtvis, system som ska användas länge brukar vara parallellkopplade. Om hög reduktionsgrad önskas uppnås, speciellt under begränsad tid, brukar filtersystemen vara seriekopplade.

Innehåller lakvattnet signifikanta halter, och över tid betydande mängder, av både anjoner och katjoner är det lämpligt att ett delsystem enbart designas för katjonerna medan ett annat delsystem designas för anjonerna, samt att dessa system placeras i serie. Inom varje delsystem kan dock parallellfiltrering vara lämpligt.

Om vattnet därtill innehåller organiska föreningar kan behov av eventuell bionedbrytning av det organiska innehållet komma att till del styra designen av filtersystemet. Om

halten joner är så hög att de motverkar nedbrytning kan det eventuellt vara lämpligt att placera sorptionsfilter före det biologiska steget. Dock kan det organiska innehållet, beroende på i vilken form det föreligger, sätta igen sorptionsfilter varvid det kan vara nödvändigt med något försteg för att separera partiklar/ kolloider.

Val av filtertyp är även beroende av vilka flöden som ska passera filtret. Höga flöden kräver ofta ett filter med hög hydraulisk konduktivitet, d.v.s. de bör bestå av material som är relativt grovkornigt. Finkorniga material däremot är endast lämpade för låga flöden. Om höga flöden kan uppkomma, samt om endast finkorniga filtermaterial är lämpade för det plats specifika innehållet i lakvattnet, kan flera filter kopplas parallellt för att minska flödet per enskilt filter, dock med ökad total filtervolym som följd.

Det kan vara lämpligt att låta lakvattnet initialt passera olika steg med material med olika, men starkt avgränsade, kornstorlekar för att sekventiellt separera bort partiklar med olika partikelstorlekar från lösta föroreningar.

Innehåller lakvattnet främst ämnen vars löslighet beror av pH är det fördelaktigt att använda filtermaterial som både har förmåga att justera pH i lakvattnet till sådant pH som gör föroreningen mindre löslig, samtidigt som filtret i sig kan sorbera föroreningarna.

Flera erfarenheter från tekniska utformningar av filtersystem för lakvatten som har låga pH kan hämtas från USA. Som ett resultat av kolbrytning bildas surt dräneringsvatten. I syfte att åtgärda detta används gärna passiva system för rening. Avgörande för utformningen är halter av järn och aluminium samt pH och redoxförhållanden i det utströmmande vattnet.

I Skousen (2005) ges en översikt över passiva system för att behandla surt dräneringsvatten. I artikeln diskuteras aeroba och anaeroba våtmarker, alkalinitets-producerande system, s.k. SAPS (successive alkalinity producing systems), anaeroba dräneringar med kalksten samt öppna kanaler av kalksten. Dessa system är utformade för att åtgärda specifika faktorer, såsom neutralisering av det sura utströmmande vattnet eller tillförsel av alkalinitet till vattnet. Detta för att skydda mot latent surhet (aciditet) som är ett resultat av oxidation och hydrolys av trevärt järn.

Valet av passivt system i det enskilda fallet får göras med utgångspunkt från vattenkemien i det utströmmande vattnet, flödes hastigheten och topografin. Avgörande skiljelinjer för vilken metod som ska användas för surt dräneringsvatten är om det utströmmande vattnet är anaerobt eller aerobt och vilken nivå halterna av Fe(III) och Al(III) ligger på. Dessa faktorer har också betydelse vid anläggningen av sidoskydd för andra deponier, även om frågeställningarna i övrigt kan vara olika.

I en deponis passiva fas är inte problemet begränsat till pH och alkalinitet men ovan nämnda artikel av Skousen kan eventuellt ändå bidra med några tänkbara problemställningar och lösningar. Exempelvis, artikeln presenterar en omfattande lista på åtgärdade objekt och erfarenheter av konstruktioner som designats för att minska aciditet eller latent aciditet i det utströmmande vattnet. En genomgående slutsats är att markyta tagen i anspråk för passiva system ofta underskattats, liksom behovet av underhåll, skötsel och reningseffekten per ytenhet av våtmark eller per längdmeter av filterkonstruktion.

Med hjälp av Naturvårdsverkets rapport 4915 kan en grövre uppdelning i redoxklasser göras. Uppdelningen baseras på halterna av järn och mangan samt sulfathalter i vattnet (om möjligt bör redox även mätas direkt). Om man vill dra nytta av sulfatinnehållet genom utfällning av tungmetaller med sulfid är det viktigt att åstadkomma mycket lågt redox i lakvattnet. Om lakvattnen har högt redox (och sulfat) så är det lämpligt att nyttja någon form av relativt lättnedbrytbart organiskt material i det föregående steget så att det genom nedbrytning av det organiska materialet bildas sulfider.

I de fall man önskar mikrobiellt omvandla sulfat till sulfid, för t.ex. utfällning av metall-sulfider, krävs att miljön är starkt anaerob, d.v.s. lågt redox. Om produktion av sulfid ska ske m.h.a. ett organiskt filter bör det organiska materialet placeras i ett föregående steg så att sulfiden hinner produceras till den punkt där utfällningen ska ske. Detta förutsätter bl.a. att ingående lakvatten till det organiska materialet har ju relativt högt redox (tillräckligt högt för att sulfat inte redan brutits ned) samt att nedbrytning av det organiska materialet sker tillräckligt lätt och snabbt (i förhållande till flödet). Därtill, lakvattnet får inte vara så toxiskt att det avsevärt hämmar bakteriell aktivitet.

Generellt sett kan det bli svårt att få till stånd en reducerad miljö (lågt redox) i ett system med strömmande vatten (som är aerobt). I kapitel 3 gavs visserligen exempel på hur en anaerob miljö kan vidmakthållas i ett långsamt flödande grundvatten men troligen kräver en uthållig anaerob miljö lättillgängligt kol, alternativt långa uppehållstider. Troligen kan detta göras bäst med hjälp av anaeroba våtmarker som innehåller betydande mängder organiskt material och en kolkälla som är mer lättillgänglig än torv.

Om torv, eller liknande organiskt material, ska nyttjas samtidigt som inkommande lakvatten har lågt pH, är det lämpligt att torven placeras efter ett filtermaterial som kan höja pH till neutralt pH. För att stimulera bionedbrytning är pH 6–8 bäst, därtill kan torv lösas upp vid pH >8. pH-höjning kan göras med något av ovan beskrivna alkalinitetsproducerande system. Om lakvattnet har relativt neutralt pH, samtidigt som slagg med pH-höjande egenskap är tänkt att användas som sorptionsmaterial, är det lämpligt att placera torvfiltret före slaggen.

Om torven istället primärt ska användas som mer beständigt sorptionsmaterial (d.v.s. inte primärt som kolkälla för nedbrytning samt produktion av sulfider av sulfat från det inkommande lakvattnet) måste typ av torv väljas som uppvisar god motståndskraft mot biologisk nedbrytning. Kemiskt nedbrytning undviks genom att hålla $\text{pH} \leq 7$. Är då inkommande vatten surt, samt ökat pH önskas för ökad sorption, kan pH-justering utföras med måttliga mängder kalkkross eller liknande (ger inte stark pH höjning).

Som angetts bl.a. i kapitel 3 så är det mycket viktigt att filtersystemet designas så att kanalströmning och igensättning minimeras. Dessa två faktorer kan var och en orsaka mycket stor reduktion i ett filters reningskapacitet.

Passiv filterbarriär är, som namnet indikerar, ett passivt system. Detta kan tolkas så att det inte är kopplat någon pump till systemet och att det inte utförs någon aktiv justering, regenerering etc. För att ett flöde då ska kunna uppkomma genom filtersystemet behöver systemet byggas så att självfall hos lakvattnet genereras. Om systemet ska placeras ovan mark måste det finnas en plats inom deponiområdet som är belägen nedströms det deponerade avfallet, till vilken uppsamlingsystem för lakvattnet får dras. Alternativt får

filtersystemet grävas ned till en nivå som dels är lägre än den lägsta nivån för avfallet, dels är tillräcklig för att generera önskat självfall.

Slutligen, teknisk utformning av en passiv filterbarriär är starkt beroende av hur länge den ska fungera tillfredsställande. Erfarenheter av olika filtermaterials långtidsegenskaper är hittills ytterst begränsade. Om tillfredsställande avskiljning av föroreningar i lakvattnet önskas under en deponis hela passiva fas, så kan det i framtiden visa sig att man måste se begreppet ”passivt” ett mindre strikt perspektiv. Det bör inte uteslutas att en passiv filterbarriär kan komma att kräva byte av filtermaterial och kanske även förbättring av den tekniska utformningen (baserat på ännu inte erhållna erfarenheter).

6.6 Passiva filterbarriärer vid anläggningsobjekt och efterbehandling

Föreliggande rapport är främst fokuserad på passiva filterbarriärer för rening av lakvatten från deponier. Men principiellt kan sådana system naturligtvis även användas vid anläggningsobjekt, t.ex. för vägtagvatten från vägtrafiken samt vid sanering av förorenade markområden. Helldén m.fl. (2006) ger exempel på sådana filterkonstruktioner i Sverige och deras huvudsakliga tillämpning. Figur 3 visar ett markfilter för att hindra läckage av tungmetaller vid sanering.



Figur 3. Exempel på passivt markfilter som har anlagts nedströms ett förorenat markområde för att hindra spridning/läckage av metallförorening i samband med schaktning av förorenad jord (Johan Helldén AB / Helldén m.fl., 2006).

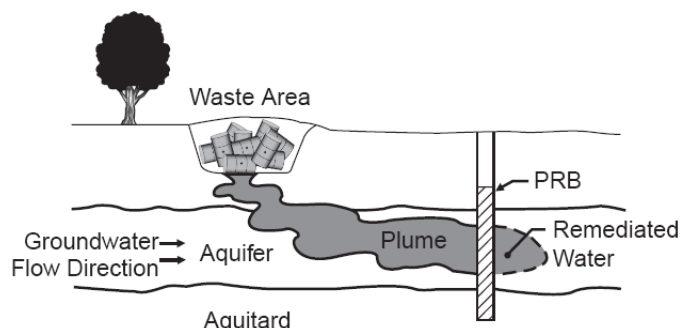
Det finns en ”fördel” med att applicera sorptionsfilter som efterbehandlingsåtgärd för förorenade markområden samt vattenburna emissioner från vägtrafik, jämfört med deponier. Fördelen är att utlakade föroreningar ofta utgör ett något smalare spektrum än vad som kan förväntas från en deponi. Dessutom används de vanligtvis betydligt kortare tid än vad som kan behövas under en deponis passiva fas. Detta bör medföra att ett mindre antal olika filtertyper, samt mindre volymer (förutsatt mindre totalt utlakad mängd än deponi), krävs för rening av lakvatten som inte kommer från deponi. Men för dessa alternativa ändamål är det ändå, generellt sett, likartade faktorer som styr val av filtermaterial och filtervolymer. Sådana faktorer innefattar bl.a. nyttjandetid, volymflö-

desvariationer samt de totalt ackumulerade mängder av enskilda ämnen som filtersystemet ska omhänderta.

Filterbarriärer som nyttjas vid efterbehandling av förorenade markområden är vanligtvis kopplade till att rena grundvatten eller ytvatten men de kan även minska påverkan av en lakbar jordförorening på t.ex. grundvattnet. Om ett markområde lakar ut tungmetaller vars löslighet är känsliga för låga pH, samtidigt som lakvattnet har lågt pH, kan en horisontell barriär anläggas uppströms med material som genom perkolerat vatten ökar pH i det nedströms förorenade markområdet. Barriären, t.ex. krossad kalksten, är i princip inte ett sorptionsfilter eftersom den själv inte sorberar föroreningen, men den släpper ifrån sig ämnen som i sin tur genererar fastläggning nedströms barriären. Den har, liksom filterbarriär, reducerat omgivningspåverkan från det förorenade området men detta har inte skett genom sorption i filtret.

Grundvatten och ytvatten vid förorenade områden, samt avrunnet vatten från vägar, innehåller inte sällan signifikanta halter av kolväten i form av drivmedel. Om vattnet enbart innehåller drivmedel som är lättare än vatten, samtidigt som de till stora delar är hydrofoba och delvis föreligger i fri fas, blir systemet relativt enkelt. Man kan då förlita sig på dels grövre separation genom ytavrinning (hydrofoba föreningar lättare än vatten tillåts rinna över ett bräddavlopp) och sorption av detta i hydrofobt material (t.ex. behandlad torv eller liknande), dels sorption av kvarvarande lösta föreningar i ett mindre hydrofobt filter. Den mindre mängd drivmedelsföreningar som är lösta i vattnet kan alternativt tas omhand i filter som stimulerar bionedbrytning. Om de hydrofoba föreningarna istället är bundna till partiklar / kolloider kan partikelfilter med lämplig kornstorleksfördelning användas.

Vid nyttjandet av filter vid efterbehandling av förorenat grundvatten finns filtersystem som varken arbetar med partikelfiltrering eller sorption. Exempel gavs i kapitel 3 under rubriken reaktiva filter. Användningsområdena för reaktiva filter har hittills varit begränsade i efterbehandlingssammanhang. De har internationellt använts främst in situ som s.k. ”permeabla reaktiva barriärer” (PRB), figur 4. Möjliga användningsområden som har angetts är främst kemisk och/eller biologisk nedbrytning av organiska föroreningar i grundvattnet.



Figur 4. PRB, princip, installerad nedströms föroreningsplym (US EPA, 2002b).

En viktig aspekt att klargöra då filtersystem, som t.ex. PRB, ska nyttjas in situ i en akvifer är om föroreningen är tyngre eller lättare än vatten. Speciella problem kan uppkom-

ma då föroreningen är tyngre än vatten. Det inte ovanligt att dessa föroreningar detekteras på signifikanta djup i en akvifär. Ju djupare en PRB ska installeras i marken desto svårare är det tekniskt att konstruera den med hög funktionalitet. Detta kräver djupa schakter för PRB installation, vilket i sig är en nackdel.

Om markföroreningen är både tyngre än vatten och relativt löslig (t.ex. klorerade alifater) är det vanligt att de uppvisar en starkt heterogen utbredning, både vertikalt och horisontellt i akvifären, varvid lämplig placering av PRB är svår att optimera. Detta har visat sig skapa problemen med funktionaliteten. Härav har nyttjandet av PRB, med koppling till klorerade alifater, blivit begränsad. Till detta kommer att lämplig och homogen tryckgradient generellt behövs över hela barriären, samt att barriären i sig är homogen under hela sin aktiva tid. Det sistnämnda innebär att designen måste motverka och minimera kanalströmning (i filtermaterialet och längs filterkonstruktionens väggar) och igentäppning, vilket annars kan innebära att det förorenade grundvattnet bara strömmar genom delar av barriären.

Det finns andra användningsområden för PRB där problem med funktionaliteten kan vara mindre. Det beror då bl.a. på att föroreningarna i de fallen är mer homogent fördelade i akvifären samt fördelade på grundare nivåer (t.ex. petroleumprodukter). Som exempel kan nämnas Herbert m.fl. (1998) som beskriver ett PRB system som fungerat i flera år. I det fallet innehöll systemet organiskt material som stimulerade mikrobiell produktion av sulfid (från sulfat i inkommande vatten), varvid anaerobt grundvatten innehållande metallhaltigt lakvatten kunde renas genom sulfidutfällningar. Flertal andra fall där PRB anses lyckade finns angivna i ITRC (2005; 2000; 1999; 1999b).

Filtersystem i anläggningssammanhang har i Sverige använts i betydligt större utsträckning för att rena vägddagvatten, jämfört med vid efterbehandling av förorenade markområden. Erfarenheten av hur sådana system fungerar på lång sikt är dock generellt begränsad. Sammantaget bedöms det föreligga behov av att i Sverige verifiera den långsiktiga hållbarheten, med praktiska mätningar, även av passiva filtersystem i dessa sammanhang.

6.7 Kontroll och provtagning

Utgående halter i behandlat vatten från det passiva filtersystemet kommer att bero av vilka krav som sätts på filtersystemet samt naturligtvis vilka platsspecifika krav som gäller för deponin och dess omgivning. Kontroll och provtagning av utgående halter kan härvid variera i sin omfattning. Om mycket konservativt krav sätts att inga föroreningar får komma ut från systemet bör kontroll och provtagning vara mer omfattande än om lakvattnet ut från barriären tillåts inneha vissa halter. I det förra fallet måste åtgärder sättas in direkt för att se till att kraven upprätthålls. I det senare fallet, d.v.s. om begränsad utlakning av föroreningar tillåts, måste viss fluktuation i halter tillåtas. Detta eftersom det kan förutsättas att lakvattenflödena kan komma att variera med tiden med olika utspädningseffekter som följd som inte är kopplade till själva utlakningen.

Utifrån ett förenklat synsätt, där utlakningen är en funktion av konstant diffusion, kommer halterna att variera med flödet. Konstant mängd förorening kommer då ut från materialet per tidsenhet, oavsett flöde. Alternativt kan utlakade halter vara någorlunda oberoende av flödet (inom begränsat tidsintervall) varvid utlakad mängd/tidsenhet blir beroende av flödet. Vanligtvis avtar ackumulerad utlakad mängd med tiden vid konstant

flöde. Krav på hur kontrollprogrammet ska vara utformat (provtagning vid förbestämda tidpunkter, samlingsprov över förbestämda tidsintervall, etc.), kan alltså bero på typ av lakbeteende (kan vara olika för olika huvudföreningar och i vilka matriser de sitter) samt flödet och dess variationer.

Utöver provtagning (och analys) av lakvatten från filtersystemet bör provtagning regelbundet utföras i grundvattnet både uppströms och nedströms deponin. Helst bör även grundvattnet under deponin provtas för att få en fullständig bild av situationen, men det motverkas av att deponin ska ha tät barriär i botten. Även om deponin är konstruerad med en geologisk barriär eller helt tät dito, samt att inget grundvattenrör finns genom barriären, kan skador på barriären ändå uppkomma på naturlig väg. Detta kan markant öka utläckage av lakvatten och därmed negativt påverka grundvattnet samt eventuellt hota recipient nedströms deponin. Kontrollprogram kan alltså behövas oavsett om passiv filterbarriär finns eller ej.

Om föroreningshalter i grundvattnet visar sig vara signifikanta kan resultat från upprepade provtagningar av grundvattnet uppströms och nedströms deponin modelleras för att ta fram prognoser huruvida eventuell/-a föroreningsplym/-er expanderar, är stagnanta eller drar sig tillbaka. Om plymen visar sig expandera kan provtagningen behöva utvidgas till eventuell recipient nedströms deponin. Om modelleringen indikerar hot på recipient inom nära framtid kan aktiva åtgärder behöva snabbt sättas in för att minimera detta hot.

Frekvens på provtagningen bör vara störst för deponier för farligt avfall, förutsatt likartade riskscenarion i övrigt. Normalt föreligger större säkerhet mot eventuell påverkan på omgivning via grundvattnet, t.ex. på recipient, vid sådana deponier (placeras på betryggande avstånd från deponier relativt den säkerhetsfaktor som deponin konstrueras utifrån). Emellertid, även om sannolikheten är liten för farligt avfallsdeponi, skulle ändå ett stort läckage ske från sådan deponi kan påverkan på omgivning bli avsevärd. Detta eftersom halterna i det då utläckande lakvattnet, samt dess innehåll av olika miljöfarliga föreningar, har betydande potential att vara är mycket höga och toxiska (konsekvens av att avfallet är placerat på just sådan deponi).

6.8 Livscykelperspektiv

Vid val av filtermaterial är det principiellt viktigt att beakta, förutom själva reningsaspekten, andra miljökonsekvenser som användningen av olika reningslösningar kan ge upphov till. Detta kan t.ex. vara emissioner av växthusgaser vid tillverkning och/eller transport av materialen.

Weiss (2007) har nyligen genomfört en miljösystemanalys (med metodik från livscykelanalys, LCA) avseende fyra olika reningstekniker (främst infiltration/filterbäddar men även kemikaliefällning). Systemgränserna omfattade extraktion av råmaterial, produktion av anläggningsmaterial och komponenter, uppförande och drift av systemen samt avveckling av anläggningarna och återföring av restmaterial. Förutom påverkan på människans hälsa och försurningspotentialen i miljön, omfattade analysen även en undersökning av energianvändning, förbrukning av abiotiska resurser, potential för global uppvärmning och eutrofieringspotential.

Resultatet kan sammanfattas så att infiltrationslösningen gav mest fördelaktiga resultatvärden i alla kategorierna förutom eutrofieringspotential. Detta förklarades med systemets låga energi- och resursbehov samt dess höga livslängd. Studien visade också att goda fosforavskiljningsegenskaper (minskad eutrofiering) kan medföra att andra typer av miljöpåverkan ökar. Detta kan i vissa fall leda till att de negativa konsekvenserna överväger nyttan av minskad eutrofiering. Fler studier av alternativa filtermaterials tillverkningsprocesser föreslås, eftersom tillverkningen av vissa material kan kräva hög förbrukning av icke-förnyelsebara energikällor. Fokus borde ligga på återvunna eller naturliga material (som exempel anges snäcksand) med låg miljöpåverkan vid tillverkning.

Sammantaget rekommenderar Weiss att användare av filtermaterial tar hänsyn till livscykelaspekter, men det innebär inte nödvändigtvis att man behöver gå så långt som till regelrätt LCA.

7 DISKUSSION

Design av passiva filterbarriärer är egentligen en rent ingenjörsmässig, kemiteknisk, fråga och bör relativt enkelt kunna tas fram, förutsatt att nödvändiga filter- och lakvattenparametrar finns vid handen. Eftersom en typ av filtermaterial inte ensamt effektivt sorberar alla de föreningar som det föreligger gränsvärden för avseende utlakning från avfall till deponier, behöver filtersystemet designas med olika filtermaterial.

Litteratursökning ger vid handen att filtermaterial med naturligt ursprung har sorptionskapaciteter avseende anjoner eller katjoner som sällan överstiger några vikt-%. Om sådana filtersystem ska nyttjas indikerar beräkningar att det kan behövas måttligt-mycket stora filtervolymerna, förutsatt att allt innehåll i lakvatten som genereras under den passiva fasen ska sorberas. Det är framför allt gränsvärdena för anjonerna klorid och sulfat som genererar de stora filtervolymerna. Därtill kan ytterligare filtervolymerna komma att behövas för att klara konkurrensen med ämnen som inte ingått i denna rapportens beräkningar. Beräkningarna är endast baserade på de ämnen som det finns lakgränsvärden för i mottagningskriterierna (NFS 2004:10).

Det bedöms dock inte vara realistiskt att kräva att en passiv filterbarriär ska fastlägga samtliga urlakade föroreningar som lakas ut under den passiva fasen (speciellt inte avseende lakvatten från deponier för farligt avfall), något som är av väsentlig betydelse vid bl.a. dimensionering. En viktig frågeställning är då på vilka grunder filtervolymerna ska kunna reduceras.

Ett teoretiskt angreppssätt skulle kunna vara att tillåta att filtren inte renar lakvattnet till 100 %. Ju lägre reningsgrad desto mindre filtervolymerna och/eller desto längre funktions-tid bör kunna erhållas. De krav som då måste ställas på lakvatten ut från den passiva filterbarriären blir plats-specifika. Som undre gräns bör kunna accepteras en utlakning som motsvarar vad som naturligt lakas ut från material som avses att användas som geologisk barriär. Skydd av grundvattnet motsvarande dricksvattenkraven kan i vissa fall vara ett lämpligt krav. Finns en recipient i närheten kan krav på utgående lakvatten ställas i förhållande till acceptabel påverkan på recipienten.

En annan teoretisk möjlighet är någon form av accelererad utlakning under den inledande aktiva fasen så att utlakade mängder under den efterföljande passiva fasen enbart blir en liten bråkdel av vad den annars skulle bli. Detta bör vara den mest framkomliga vägen för att slutligt kunna nå ned till realistiska filtervolymerna under den passiva fasen. Hur avfallet i deponin ska tvättas ur, och när det mest är lämpligt att sätta in sådan tvättning, är något som designmässigt behöver utredas. En av flera faktorer som kan ha betydelse i det sammanhanget är hur och var det kontinuerligt eller sekventiellt inkommande avfallet deponeras under den aktiva fasen.

En tredje hypotetisk möjlighet att reducera filtervolymerna är om tillsynsmyndighet godtar plats-specifikt att vatten från deponins passiva filtersystem får innehålla halter och ackumulerade utlakade mängder av främst klorid och sulfat som är högre än gränsvärdena i mottagningskriterierna (NFS 2004:10). Beräkningssätt som ges i Åkerlund m.fl. (2006) kan härvid vara till hjälp. Deponier som angränsar till havsvatten bör kunna tillåtas att lämna ifrån sig högre halter och mängder av klorid och eventuellt sulfat än om deponin ligger i inlandet.

Ett fjärde möjlighet är om lakvattnet innehåller både höga halter sulfat och metaller där sulfat på något sätt i så fall skulle kunde brytas ned innan det passerat det passiva filtret. Sulfat kan i vissa fall, via anaeroba organiska filter, biologiskt omvandlas till sulfider varvid mängd sorberad sulfat skulle kunna reduceras (förutsatt att ökande mängder sulfid tillåts genereras). Produktion av sulfider skulle då också kunna minska belastningen av vissa tungmetalljoner genom att sulfiderna kan falla ut/immobilisera dessa tungmetaller.

Möjligheter att upprätthålla anaerob miljö under hela den passiva fasen bör dock betraktas som osäkert. Om redox ökas (t.ex. genom att syrgas/luft tränger in i deponin/filtret eller syrerikt vatten kommer in), ökar även potentialen för att sulfiderna oxideras med frisättande av tungmetallerna som följd.

Förutsatt att sulfidproduktion skulle tillåtas i tillräcklig omfattning samt att tillräckligt lågt redox (starkt anaerob miljö) kunde upprätthållas under den passiva fasen (måste kontrolleras under passiv fas) är problemet (orimlig filtervolym) främst klorid och i viss mån bl.a. fluorid. För klorid finns enbart fåtal filtermaterial som kan bedömas lämpliga. Dessa är främst baserade på olika hartser innehållande kvartära ammoniumgrupper eller polyaminer. För anjonkomplex, t.ex. av molybden (Mo(VI)), antimon (Sb(V)) och arsenik (As(V)), finns filtermaterial med varierande sorptionsförmåga i förhållande till enskild typ av anjon. Det föreligger dock tyvärr starkt begränsat utbud av billiga sorptionsfiltermaterial för negativt laddade joner. Därtill är deras sorptionskapaciteter oklara i förhållande till lakvatten med komplexa innehåll.

Det är designmässigt viktigt att minimera potential för kanalströmning och igensättning. Viss vägledning för att avhjälpa detta har getts i kapitel 3 men behov av ytterligare forskning och utveckling behövs, inte minst med fokus på de komplexa lakvatten som kan genereras vid deponier. Andra aspekter att ta hänsyn till är filtersystems tidsmässiga beständighet, d.v.s. dess fysikaliska, kemiska och biologiska hållbarhet över tid i förhållande till sorptionsförmåga.

Mineralbaserade material har avsevärt längre beständighet mot biologisk nedbrytning än organiskt baserade naturmaterial. Som ett led i detta har de mineralbaserade också betydligt bättre fysikalisk hållbarhet. Kemisk nedbrytning kan orsakas av t.ex. extrema pH i lakvattnet eller att lakvattnet innehåller ämnen som oxiderar materialet. Hållbarheten kan synas vara god under en längre tid men kan relativt snabbt förändras. Beständigheten är platsspecifik och labbtester utförs lämpligen innan filterval, för att klargöra beständigheten under tänkbara nuvarande och framtida extremförhållanden.

Slutligen, om deponimaterialet inledningsvis har signifikanta andelar organiskt innehåll kan detta med tiden komma att brytas ned varvid de ämnen som inledningsvis fanns bundna till detta material då kan frigöras. Liknande resultat kan uppkomma om deponi-innehållet efter en tid övergår från att vara anaerobt till att bli aerobt eller att pH av någon anledning sjunker, t.ex. orsakat biologisk aktivitet. Det finns alltså parametrar i en deponi som med tiden kan komma att förändras till den grad att utlakade mängder/tidsenhet blir betydligt större än förväntat, varvid större volym filtermaterial kan behövas än vad som bedöms från början.

Lämpligen utförs i varje enskilt fall en riskbedömning, och vid behov även riskvärdering, för att slutgiltigt kunna fastsätta krav på halter och ackumulerade mängder ut ur

filtersystemet. En viktig del i sådan bedömning är alltså närhet till recipient och dess nuvarande och framtida skyddsvärde. Även här föreligger behov av att studera, inklusive modellera, hur påverkan av lakvatten med varierat innehåll, både avseende ämnen och halter samt ackumulerade utlakade mängder, över tiden kan påverka recipient under en mycket lång tidsperiod (minst 50 år / 200 år).

8 REFERENSER (rapport och bilaga)

- Appelo C., Postma D., 1994. *Geochemistry groundwater and pollution*. Balkema, Rotterdam.
- Arpadjan S., Vuchkova L. Kostadinova E., 1997. Sorption of arsenic, bismuth, mercury, antimony, selenium and tin on dithiocarbamate loaded polyurethane foam as a preconcentration method for their determination in water samples by simultaneous inductively coupled plasma atomic emission spectrometry and electrothermal atomic absorption spectrometry. *Analyst*, Vol. 122, pp. 243–246.
- ASTM, 2003. Standard Test Method for 24-h Batch-Type Measurement of Contaminant Sorption by Soils and Sediments. Designation: D 4646 – 03.
- Bain J., Spink L., Blowes D., Smyth D., 2003. The removal of arsenic from groundwater using permeable reactive materials. Department of Earth Sciences, University of Waterloo, Waterloo, Ontario, N2L 3G1.
<http://www.ott.wrcc.osmre.gov/library/proceed/sudbury2003/sudbury03/7.pdf>
- Berggren D., Jonsson E., Johansson P.-O., Gustafsson J.P., Abrahamsson J., 2004. Filter av olivinsand för avskiljning av naturligt organiskt material vid dricksvattenrening. VA-Forsk Rapport 2004-01.
- Berggren Kleja D., Elert M., Gustafsson J.P., Jarvis N., Norrström A.C., 2006. Metaller's mobilitet i mark. Naturvårdsverket. Rapport 5536. Stockholm.
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5536-4.pdf>
- Bhakhar N., 2006. Antimony removal by iron-oxide-coated olivine and water treatment residual. Examensarbete, KTH. TRITA-LWR Master Thesis. ISSN 1651-064X. LWR-EX-06-02.
http://www.lwr.kth.se/Publikationer/PDF_Files/LWR_EX_06_2.PDF
- Blowes D., Ptacek C., Benner S., McRae C., Bennett T., Puls R., 2000. Treatment of inorganic components using permeable reactive barriers. *Journal of Contaminant Hydrology*. Vol.45, pp. 123 -137.
- Bockgård N., 1999. Reaktiva filtermaterial för avskiljning av tungmetaller ur vatten. Examensarbete. Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. UPTEC W99 001. ISSN 1401-5765.
- Brady, P.V., Bethke, C.M., 2000. Beyond the K_d approach. *Ground Water*, May/June 2000; Vol. 38, No 3; pp. 321-322.
- Canyonwater, 2005. Antimony in drinking water, history and remediation efforts.
<http://www.canyonwater.com/remediation%20efforts.htm>
- CEMS, 2003. Fluoride Adsorption by Goethite. Nancy Roback, Humboldt University.
<http://www.cems.stonybrook.edu/Education&Outreach/2004Students/Roback/>
- Chase, 2004. In situ remediation. <http://www.chaseenv.com/INSITU.htm>
- Claesson M., Fagerberg J., 2003. Arsenic in groundwater of Santiago del Estero, Argentina. Sources, mobilization controls and remediation with natural material. A Minor Field Study. Examensarbete. Dept Land and Water Resources Engineering. KTH, Stockholm, Sweden.
http://www.lwr.kth.se/Publikationer/PDF_Files/LWR_EX_03_5.PDF
- Crannell B., Eighmy T., Butler L., Cartledge F., Emery E., Wilson C., Reible D., Yin M., 2001. Reactive barriers for containment of metals-contaminated dredged materials: Diffusion studies. *Int. Conf. Beneficial Use of Recycled Mat. In Transport. Applic.*. VA 13-15 Nov., Proceedings, pp. 377-388.
- Detox, 2005. Utveckling av ny marksaneringsmetod baserad på kemisk oxidation.
<http://www.detox.se>

- Dimitrova S., Mehandgiev D., 1998. Lead removal from aqueous solutions by granulated blast-furnace slag. *Wat. Res.*, Vol. 32, No. 11, pp. 3289-3292.
- DOW, 2005. http://www.dow.com/liquidseps/prod/pt_halogens.htm
- DOW, 2005b. http://www.dow.com/PublishedLiterature/dh_061c/09002f138061c12c.pdf?filepath=liquidseps/pdfs/noreg/177-01755.pdf&fromPage=GetDoc
- E-expert, 2004. Enhanced CAH dechlorination using slow and fast releasing polylactate esters. <http://www.environmental-expert.com/articles/article1050/SHARMA%20VOSCOTT%20and%20SWANN%20-%20B2001%20-%20Paper.pdf>
- Elert M., Fanger G., Höglund L.O., Jones C., Suér P., Wadstein E., Bjerre-Hansen J., Groen, C., 2006. Laktester för riskbedömning av förorenade områden. Naturvårdsverket. Hållbar sanering. Rapport 5535, Stockholm. Huvudrapport och underlagsrapport 1a: <http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5535-6.pdf>
- Fan X., Parker D., Smith M., 2003. Adsorption kinetics of fluoride on low cost materials. *Water Res.* Vol. 37, No 20, pp 4929-4937.
- Fejes J., Lindblom E., 2003. Sorbenter för olje- och kemikaliespill. Utveckling av en bedömningsmetodik för miljöanpassad produktion, användning och omhändertagande. IVL Rapport B1525. <http://www.ivl.se/rapporter/pdf/B1525.pdf>
- FRTR, 2004. Federal Remediation Technologies Roundtable, USA. <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-44.html>
- FRTR, 2004b. Federal Remediation Technologies Roundtable, USA. <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-47.html>
- FRTR, 2004c. Federal Remediation Technologies Roundtable, USA. <http://www.frtr.gov/matrix2/section4/4-49.html>
- Färm C., 2003. Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. VA-Forsk Rapport Nr 16. Svenskt Vatten AB. ISSN 1102-5638. ISBN 91-89182-80-4.
- Gabalton C., Marzal P., Ferrer J., Seco A., 1996. Single and competitive adsorption of Cd and Zn onto granular activated carbon. *Water Research* Vol. 30, no 12, pp 3050-3060.
- GEH, 2005. Granular Ferric Hydroxide, Technical Information. GEH Wasserchemie GmbH. www.geh-wasserchemie.de
- Gustafsson J., 2001. Avskiljning av tungmetaller från kontaminerat markvatten med reaktiva filtermaterial. Examens och seminariearbeten, 41. Inst. markvetenskap, SLU.
- Gustafsson J.P., Karlstun E., Bhattacharya P., 1998. Allophane and imogolite in Swedish soils. *Avd. Mark o Vattenresurser, KTH, Forskningsrapport TRITA-AMI 3046.*
- Gustafsson J.P., Pechová P., Berggren D., 2003. Modelling metal binding to soils: The role of organic matter. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 37, pp. 2767-2774. Sammanfattning ges på: <http://www.lwr.kth.se/forskningsprojekt/metallmodeller/index.htm>
- Gustafsson J.P., Elert M., Berggren Kleja D., Jarvis N., 2007. Modeller för spridning av oorganiska föroreningar från mark till vatten. Naturvårdsverket, rapportmanuskript under granskning.
- GWC, 2002. Ground water currents. <http://www.epa.gov/tio/products/newsletters/gwc/gwccurre.htm>
- GWRTAC, 1996. Treatment Walls. http://www.gwrtac.org/pdf/tmt_wall.pdf
- GWRTAC, 2001. Permeable Reactive Barriers: Case Study Review, <http://www.gwrtac.org/pdf/PRBtmp.pdf>

- Hallberg M., 2007. Treatment conditions for the removal of contaminants from road runoff. PhD Thesis, KTH Sthlm. TRITA-LWR PHD 1032. ISSN 1650-8602.
http://www.lwr.kth.se/Publikationer/PDF_Files/LWR_PHD_1032.pdf
- Handboken Bygg, Geoteknik, 1984. Liber Förlag, Stockholm
- Hansen J.-B., Engelund Holm P., Aagård Hansen E., Hjelmar O., 2000. Use of lysimeters for characterisation of leaching from soil and mainly inorganic waste materials. Nordtest Technical Report 473. Nordtest project 1494-00.
<http://www.nordicinnovation.net/nordtestfiler/tec473.pdf>
- HC-SC, 2005. http://www.hc-sc.gc.ca/ewh-semt/pubs/water-eau/doc_sup-appui/fluoride-fluorure/i_e.html
- Hellén J., Juvonen B., Liljedahl T., Broms S., Wiklund U., 2006. Åtgärdslösningar – Erfarenheter och tillgängliga metoder. Rapport 5637. Kunskapsprogrammet Hållbar sanering.
<http://www.naturvardsverket.se/Documents/publikationer/620-5637-9.pdf>
- Herbert R., Benner S., Blowes D., 1998. Reactive barrier treatment of groundwater contaminated by acid mine drainage: Sulfur accumulation and sulfide formation, In: GQ98 – Groundwater Quality: Remediation and Protection (M. Herbert and K. Kovar, eds.), IAHS publication no. 250, IAHS.
- Herrmann I., 2004. Leaching of antimony (Sb) from municipal solid waste incineration (MSWI) residues. Examensarbete 2004:196 CIV. Luleå Tekniska Universitet.
<http://epubl.luth.se/1402-1617/2004/196/LTU-EX-04196-SE.pdf>
- Hjelm V., 2005. Tungmetaller i lakvatten – Avskiljning med mineraliska filtermaterial. Ex. arbete. Inst. för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala. UPTEC W 05 006; ISSN 1401-5765.
- Hörnsten L., 2000. Reaktiva filtermaterial för rening av rökgaskondensat från Kiruna Värmeverk. En studie i labbskala. Ex.-arb.; Inst. Markvetenskap, Sv. Lantbruksuniversitet.
- ICOH, 2005. http://www.icoh.org/resource/resources_eng_fluoride.htm
- ICOH, 2005b. http://www.icoh.org/fluoride/fluoridationdeflu_eng02.htm
- IMO, 2003. Chemistry of Molybdenum. <http://www.imoa.info/Default.asp?Page=113>
- ITRC, 1999. Regulatory guidance for permeable reactive barriers designed to remediate chlorinated solvents. http://www.itrcweb.org/gd_PRB.asp http://www.itrcweb.org/PBW_1.pdf
- ITRC, 1999b. Regulatory guidance for permeable reactive barriers designed to remediate inorganic and radionuclide contamination.
http://www.itrcweb.org/gd_PRB.asp http://www.itrcweb.org/PRB_3.pdf ;
http://www.itrcweb.org/PRB_3b.pdf
- ITRC, 2000. Design guidance for application of permeable barriers for groundwater remediation.
http://www.itrcweb.org/gd_PRB.asp <http://www.itrcweb.org/PRB2a.pdf> ;
<http://www.itrcweb.org/PRB2b.pdf> ; <http://www.itrcweb.org/PRB2c.pdf> ;
<http://www.itrcweb.org/PRB2d.pdf> ; <http://www.itrcweb.org/PRB2e.pdf> ;
<http://www.itrcweb.org/PRB2f.pdf> ; <http://www.itrcweb.org/PRB2g.pdf> ;
<http://www.itrcweb.org/PRB2h.pdf> ; <http://www.itrcweb.org/PRB2i.pdf>
- ITRC, 2005. Permeable Reactive Barriers: Lessons Learned/New Directions.
http://www.itrcweb.org/gd_PRB.asp
<http://www.itrcweb.org/Documents/PRB-4.pdf>
- IVL, 1998. Kretsloppsanpassad återvinning av metaller ur industriella avloppsvatten. Författare: Filipsson S., Ekengren Ö., IVL Rapport B1311.

- Kamolpornwijit W., Liang L., Moline G., Hart T., West O., 2004. Identification and quantification of mineral precipitation in Fe⁰ filings from a column study. *Environ. Sci. Technol.*, Vol. 38, pp. 5757-5765.
- Kemi, 2002. Oorganiska kromsalter (2002). Kemikalieinspektionen.
<http://apps.kemi.se/flodessok/floden/kemamne/oorganiskakromsalter.htm>
- Kietlinska A., Renman G., 2005. An evaluation of reactive filter media for treating landfill leachate. *Chemosphere*. Vol, 61, No. 7, pp. 933-940.
- Kinniburgh D., 1986. General purpose adsorption isotherms. *Envir. Sci. Tech.* Vol.20, pp. 895-904.
- Kunai A., Hata S., Ito S., Sasaki K., 1986. The role of oxygen in the hydroxylation reaction of benzene with Fenton's Reagent. 18O-Tracer Study. *J. Am. Chem. Soc.* 108, 6012-6016.
- Larsson L., Lind B., 2001. Biologiska metoder för in situ sanering av organiska markföroreningar. En kunskapssammanställning, "State of the art". SGI Varia 499.
<http://www.swedgeo.se/publikationer/Varia/pdf/SGI-V499-ver2.pdf>
- Levin E., 2002. Recovery of phosphate from sewage sludge and separation of metals by ion exchange. http://www.lwr.kth.se/personal/personer/levlin_erik/Ionexchn.pdf
- Leyva A., Marrero J., Smichowski P., Cicerone D., 2001. Sorption of antimony onto hydroxyapatite. *Environ. Sci. Technol.* Vol. 35, No 18, pp 3669-3675.
- Lindberg J., Sterneland J., Johansson P-O., Gustafsson J.P., 1997. Spodic material for in situ treatment of arsenic in ground water. *Ground Water Mon. Remed.*, No 17, pp.125-130.
- Lindquist A. 2005. Mineraliska material som reaktiva filter för avskiljning av tungmetaller från dagvatten. Ex.arbete. SLU. http://www.w-program.nu/filer/exjobb/anna_Lindquist.pdf
- Lst Södermanlands län, 2005. Inventering av förorenade områden (enligt MIFO fas 1). Träimregneringsbranschen. Rapport Nr 2005:7.
- Lundberg K., Lindmark P., Abbassi H., 1994. Retention of metals in geological materials in Swedish soils. AFR-Report 46. Naturvårdsverket, Sweden.
- Lundström L., 2002. Avskiljning av tungmetaller i filter med masugnsslagg. Examens- och seminariearbete Nr 49, Institutionen för markvetenskap, SLU.
- Miljöteknikdelegationen, 2001. Utvärdering av pilotdemonstration. Reaktiv barriär med järnfilspån för nedbrytning av klorerade lösningsmedel. Slutrapport.
- Morales T., 2001. Groundwater treatment of acid mine drainage. Lic. avhandl., Sthlm Univ., Inst. Geol. Geokem.
- Nehrenheim E., Gustafsson J.P., 2007. Kinetic sorption modelling of Cu, Ni, Zn, Pb and Cr ions to pine bark and blast furnace slag by using batch experiments. *Bioresource Technol.* In press. http://heureka.iet.mdh.se/research/functions/publication_show.php?ID=258
- NFS 2004:5. Naturvårdsverkets allmänna råd till 3-33 §§ förordningen (2001:512) om deponering av avfall. ISSN 1403-8234.
- NFS 2004:10. Naturvårdsverkets föreskrifter om deponering, kriterier och förfaranden för mottagning av avfall vid anläggningar för deponering av avfall;
2004:10.http://www.naturvardsverket.se/Documents/foreskrifter/nfs2004/NFS2004_10k.pdf
- NHM, 2005. <http://www.nhm.ac.uk/mineralogy/phos/p&k213.html>
- Nicole, 2003. <http://www.nicole.org/news/downloads/ann259a6.PDF>
- Nicole, 2004.
<http://www.nicole.org/news/downloads/NICOLE%20NEWSLETTER%202004%20V2.PDF>

- Nordbäck J., Wahlström M., Laerke Jensen D., 2004. Användning av extraktionstester för undersökning av metaller i förorenad jord. SGI Varia 545.
- NV Rapport 4473, 1995. Föroreningar i deponier och mark. Förutsättningar för spridning och omvandling. Författare: Elert M., Karlsson L.-G. och Petsonk A.
- NV rapport 4638, 1996. Generella riktvärden för förorenad mark. Naturvårdsverket.
- NV rapport 4639, 1997. Development of generic guideline values. Naturvårdsverket.
- NV rapport 4654, 1996. Geologiska barriärer för avfallsupplag. Naturvårdsverket. Författare: Elander P. och Rosén B.
- NV rapport 4915, 1999. Grundvatten. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Naturvårdsverket.
- OKG, 2006. Rena fakta. <http://www.okg.se/upload/Milj%C3%B6/Rena%20Fakta%202003.pdf>
- Peld M., Tönsuaadu K., Bender V., 2004. Sorption and desorption of Cd²⁺ and Zn²⁺ ions in Apatite-aqueous systems. Environ. Sci. Technol., Vol. 38, pp. 5626-5631.
- Pohl P., Eriksson G., 1978. 220 +/-30 exempel i numeriska metoder. Teknisk Högskolelitteratur i Sthlm AB. THS-Kompandieförmedl., 100 44 Sthlm. ISBN 91-85486-34-2.
- Purolite, 2005. D-3777. Selective anion exchange resin (for the removal of arsenic, selenium and molybdenum salts from aqueous solutions). Product description. http://www.puroliteusa.com/ftp/ProductData/Chelation/D3777_1299.pdf
- Reeter C., Gavaskar A., Gupta N., Sass B., 1998. Evaluating the performance of a permeable reactive barrier. Moffett Field, Mountain View, California. Proceedings. "Environmental Technology: Preserving the Balance" Third Tri-Service Environmental Technology Workshop. 18-20 August 1998 - San Diego, California. <http://aec-www.apgea.army.mil/prod/usaec/et/etw/12.htm>
- Regenesis, 2005. Hydrogen Release Compounds. www.regenesis.com
- Renman G., 2004. Småskalig, hållbar reningsteknik med sorptionsfilter. PPT-presentation. http://www.lwr.kth.se/Personal/personer/renman_gunno/Gunno%20Renman%20presentation%20extra.pdf
- Richardson J., Nicklow J., 2002. In situ permeable reactive barriers for groundwater contamination. Soil and Sediment Contamination, vol. 11, No. 2, pp. 241-268.
- Ringqvist L., Holmgren A., Öborn I., 2002. Poorly humified peat as an adsorbent for metals in wastewater. Water Research. Vol., 36, pp. 2394-2404.
- Ringqvist L., Öborn I., 2002. Copper and zinc adsorption onto poorly humified Sphagnum and Carex peat. Water Research. Vol. 36, pp. 2233-2242.
- Roehl K.E., Czurda K.A., 1997. Study of Heavy Metal Speciation in Clayey Landfill Liners by Sequential Extraction. In: Kodama, Mermut, Torrance (eds.), Clays for our Future. Proc. 11th Int. Clay Conf., Ottawa, Canada, June 1997, pp. 139-144.
- Saeed M., Ahmed M., Ghaffar A., 2003. Adsorption modeling of antimony(V) on diphenylthiocarbazone loaded polyurethane foam. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, Vol. 256, No 1, pp 121 – 126. http://www.pu2pu.com/htdocs/paper_niveau2.asp?ref=453058471
- SFS 2001:512. Förordning (2001:512) om deponering av avfall. Svensk författningssamling. <http://62.95.69.3/SFSDOC/01/010512.PDF>
- SGU, 2005. Mineralmarknaden. Tema: Arsenik. Sveriges geologiska undersökning. Program Mineralpolitiska utredningar. Per. publ. 2005:4. ISSN 0283-2038.
- Sigma, 2005. Applications. Ion exchange resins: Classification and properties http://www.sigmaaldrich.com/img/assets/3900/Ion_Exchange_Resins.pdf

- Sivapullaiah P., Lakshmikantha H., 2004. Properties of fly ash as hydraulic barrier. *Soil & Sediment Contamination*, No 13, pp. 391-406.
- Skousen J. 2005. Overview of Passive Systems for Treating Acid Mine Drainage. West Virginia University, USA. Jan. 2005: <http://www.wvu.edu/~agexten/landrec/passtr/passtr.htm>
- Stollenwerk, 1995. Modeling the effects of variable groundwater chemistry on adsorption of molybdate. *Water Resour. Res.* Vol. 31 , No. 2 , pp. 347-357.
- Svenson A., 2003. Test av sorptionskapacitet hos några av marknadens produkter. Sorbenter för olje- och kemikaliespill. Ingår som bilaga, benämnd "Projektrapport 4", till IVL Rapport B1525 "Sorbenter för olje- och kemikaliespill" av Fejes J. och Lindblom E., (2003).
- T-APRBI, 2002. Evaluation of permeable reactive barrier performance. Tri-Agency Permeable Reactive Barrier Initiative. http://clu-in.org/download/rtdf/2-PRBperformance_web.pdf
- Tessier A., Campbell P.G.C., Bisson M., 1979. Sequential extraction procedure for the specification of particulate trace metals. *Anal. Chem.* Vol. 51, pp. 844 – 851.
- Tramfloc, 2004. Fluoride removal by activated alumina. <http://www.tramfloc.com/tf133.html>
- USA-EC, 2000. Innovative techniques to emplace zero-valent iron. US Army - Environ. Center, <http://aec-www.ap-gea.army.mil/prod/usaec/et/etw/11.htm>
- USACE, 2001. Engineering and design. Adsorption design guide, DG 1110-1-2. <http://www.usace.army.mil/publications/design-guides/dg1110-1-2/entire.pdf>
- USACE, 2001b. Engineering and design - Precipitation/coagulation/flocculation, EM 1110-1-4012. <http://www.usace.army.mil/inet/usace-docs/eng-manuals/em1110-1-4012/entire.pdf>
- US EPA, 1997. Permeable reactive subsurface barriers for the interception and remediation of chlorinated hydrocarbon and chromium(VI) plumes in ground water. EPA/600/F-97/008. <http://clu-in.org/download/toolkit/remediat.pdf>
- US EPA, 1998. Permeable reactive barrier technologies for contaminant remediation. EPA/600/R-98/125. <http://207.86.51.66/download/rtdf/prb/reactbar.pdf>
- US EPA, 1998b. Evaluation of subsurface engineered barriers at waste sites. EPA 542-R-98-005. <http://207.86.51.66/download/techdrct/tdsubsrfr.pdf>
- US EPA, 1999. Field applications of in situ remediation technologies: Permeable reactive barriers. EPA 542-R-99-002. <http://clu-in.org/download/remed/field-prb.pdf>
- US EPA, 2000. Water permeable treatment walls. United States Environmental Protection Agency. <http://www.epa.gov/swertio1/products/moreinfo/istrtwl.htm>.
- US EPA, 2000b. Multi-phase extraction using fluidized bed reactor and granular activated carbon at the Sparks Solvent/Fuel Superfund Site, <http://bigisland.tclients.com/frtr/pdf/SparksMPE.pdf>.
- US EPA, 2000c. Innovative remediation technologies: Field-scale demonstration projects in North America, 2nd Edition. Year 2000 Report. EPA 542-B-00-004. <http://clu-in.org/goto.cfm?link=%2Fpublications%2Fdb%2Fdb%5Fsearch%2Fecgi%3Fepa%5Fnum%3DEPA%2B542-B-00-004%26submit%5Fsearch%3D1&id=227>
- US EPA, 2001. Cost analyses for selected groundwater cleanup projects: Pump and treat systems and permeable reactive barriers, EPA 542-R-00-013. <http://clu-in.org/download/remed/542R00013.pdf>
- US EPA, 2002. Proven alternatives for above-ground treatment of arsenic in groundwater, EPA-542-S-02-002. http://www.epa.gov/swertio1/tsp/download/arsenic_issue_paper.pdf
- US EPA, 2002b. Field applications of In situ remediation technologies: Permeable reactive barriers. US EPA. http://clu-in.org/download/rtdf/fieldapp_prb.pdf

- US EPA, 2004. Primary drinking water standards.
<http://www.epa.gov/seahome/groundwater/src/primary2.htm>
- US Navy, 2002. GAC adsorption (Liquid Phase).
http://erb.nfesc.navy.mil/restoration/technologies/remed/phys_chem/phc-13.asp
- UTT, 2005. Umwelttechnologietransfer GmbH. www.utt-gmbh.de/engl/rgs/info-rgs.htm
- Vance D., 2002. Reactive barriers – A passive treatment alternative adjacent to source zones.
<http://2the4.net/reactbara.htm> (koppling till “Iron – The environmental impact of a universal element. <http://2the4.net/iron.htm>”)
- Vasconcelos Teles de L., Beca G., 1997. Chemical activation of pine bark to improve its adsorption capacity of heavy metal ions. Part 1: By acid treatment. *European Water Pollution Control*. Vol.,7, No. 1, pp. 41-46.
- Weiss P., 2007. Enskilda avloppslösningar med fosforbindning i Stockholms län. Examensarbete, Uppsala Universitet. http://www.w-program.nu/filer/exjobb/Philipp_Weiss.pdf
- Veressinina Y., Trapido M., Ahelik V., Munter R., . Fluoride in drinking water: The problem and its possible solutions. *Proc. Estonian Acad. Sci. Chem.*, Vol. 50, No. 2, pp. 81–88.
<http://www.kirj.ee/esi-l-k/k50-2-2.pdf>
- WHO, 2000. Water treatment chemicals and construction materials.
http://whqlibdoc.who.int/hq/2000/a68673_tech_aspects_4.pdf
- WHO, 2003. Chloride in drinking-water.
http://www.who.int/water_sanitation_health/dwq/en/chloride.pdf
- WHO, 2005. Fluoride.
http://www.who.int/water_sanitation_health/naturalhazards/en/index2.html
- Wildman M., Alvarez P., 2001. RDX degradation using an integrated Fe(0)-microbial treatment approach. *Water Science & Technology*, Vol. 43 No. 2, pp 25–33.
- VSEP, 2001. Landfill leachate treatment: VSEP offers a revolutionary solution.
<http://www.vsep.com/company/articles/2.html>
- Ying B, Li X, Zheng D, Gao J., 2001. Optimizing the synthesis of hydroxyapatite as a method for the defluoridation of drinking water. *Wei Sheng Yan Jiu*, vol. 30, No, 4, pp. 244-246. (på kinesiska, endast abstract på engelska).
- Zoumis T., Calmano W., Förstner U., 2000. Demobilization of heavy metals from mine waters. *Acta Hydrochimica et Hydrobiologica*. Vol. 28, No. 4, pp. 212-218. Wiley Verlag.
- Åberg A., 2001. Avskiljning av tungmetaller i lakvatten med reaktiva material. Examensarbete Inst. för markvetenskap, Sveriges Lantbruksuniversitet, Uppsala.
- Åkerlund E., Wadstein E., Rosqvist H., Frogner Kockum P., 2006. Hälso- och miljörisker vid deponering av avfall som lakar höga halter av klorid och sulfat – En förstudie. SGI Varia 564. <http://www.swedgeo.se/upload/publikationer/Varia/pdf/SGI-V564.pdf>
- Öman C., Malmberg M., Wolf-Watz C., 2000. Handbok för lakvattenbedömning. Metodik för karaktärisering av lakvatten från avfallsupplag. IVL rapport B-1354. RVF rapport 00:7. ISSN 1103-4092.



Statens geotekniska institut
Swedish Geotechnical Institute

SE-581 93 Linköping, Sweden

Tel: 013-20 18 00, Int + 46 13 201800

Fax: 013-20 19 14, Int + 46 13 201914

E-mail: sgi@swedgeo.se Internet: www.swedgeo.se