

Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation

Carina Färm



VA-Forsk

VA-Forsk är kommunernas eget FoU-program om kommunal VA-teknik. Programmet finansieras i sin helhet av kommunerna, vilket är unikt på så sätt att statliga medel tidigare alltid använts för denna typ av verksamhet. FoU-avgiften är för närvarande 1,05 kronor per kommuninnevånare och år. Avgiften är frivillig. Nästan alla kommuner är med i programmet, vilket innebär att budgeten årligen omfattar drygt åtta miljoner kronor.

VA-Forsk initierades gemensamt av Kommunförbundet och Svenskt Vatten. Verksamheten påbörjades år 1990. Programmet lägger tonvikten på tillämpad forskning och utveckling inom det kommunala VA-området. Projekt bedrivs inom hela det VA-tekniska fältet under huvudrubrikerna:

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

VA-Forsk styrs av en kommitté, som utses av styrelsen för Svenskt Vatten AB. För närvarande har kommittén följande sammansättning:

Ola Burström, ordförande
Roger Bergström
Bengt Göran Hellström
Staffan Holmberg
Pär Jönsson
Peeter Maripuu
Stefan Marklund
Peter Stahre
Jan Söderström

Skellefteå
Svenskt Vatten AB
Stockholm Vatten AB
Haninge
Östersund
Vaxholm
Luleå
VA-verket Malmö
Sv kommunförbundet

Asle Aasen, adjungerad
Thomas Hellström, sekreterare

NORVAR, Norge
Svenskt Vatten AB

Författaren är ensam ansvarig för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

VA-Forsk
Svenskt Vatten AB
Box 47607
117 94 Stockholm
Tfn 08-506 002 00
Fax 08-506 002 10
E-post svensktvatten@svensktvatten.se
www.svensktvatten.se

Svenskt Vatten AB är servicebolag till föreningen Svenskt Vatten.

Rapportens titel:	Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation
Title of the report:	Storm water treatment using filtration and sedimentation
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2003-16
ISSN-nummer:	1102-5638
ISBN-nummer:	91-89182-80-4
Författare:	Carina Färm, Institutionen för Energiteknik, Mälardalens Högskola
VA-Forsk projekt nr:	99-102
Projektets namn:	Rening av vägdagvatten med ny teknik – Vallbyanläggningen i Västerås
Projektets finansiering:	VA-Forsk, Mälarenergi, Vägverket, Mälardalens Högskola
Rapportens omfattning Sidantal:	43
Format:	A4
Sökord:	Dagvatten, damm, filter, furubarkflis, opoka, sorption, zeolit
Keywords:	Storm water, pond, filter, pine bark, opoka, sorption, zeolite
Sammandrag:	Rapporten redovisar en uppföljning av en fullskaleanläggning för rening av vägdagvatten. Rapporten redovisar också försök med olika filtermaterial för reduktion av metaller från dagvatten. En del av rapporten sammanställer en litteraturstudie av filtermaterial som har testats för metallreduktion samt processer för föroreningstransport genom filtermaterial.
Abstract:	The report presents an investigation of a full scale storm water treatment plant. The report also presents experiments using different filter materials in order to evaluate their efficiency in reducing metals in storm water. One part of this report reviews filter substrates that have been tested for metal reduction and processes for contaminant transport through filter substrates.
Målgrupper:	Forskare, konsulter, tekniker, ingenjörer, handläggare i kommunal och statlig verksamhet
Omslagsbild:	Foto Carina Färm
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som PDF-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2003
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Sammanfattning

Dagvatten från vägar innehåller ofta betydande mängder metaller och andra föroreningar som bör avlägsnas före infiltration i marken eller utsläpp till recipienten. Dagvatten från trafikytor innehåller metaller som är antingen lösta i vattnet eller partikulärt bundna. Många behandlingsmetoder anlagda på senare år är baserade på ekologiska principer, genom att använda t.ex. dammar och våtmarker. Användande av dammar där partiklar kan sedimentera kan reducera de partikulärt bundna metallerna medan den lösta fraktionen passerar genom dammen. Reningsanläggningar för reduktion av dessa föroreningar måste baseras på adsorption, jonbyte och/eller utfällning. Delar av de lösta metallerna kan avlägsnas genom filtrering av dagvattnet genom konstruerade filtersystem. Ökade krav på dagvattenrening har lett till en utveckling av filtreringstekniker för dagvatten. Tillverkarna använder olika metoder och filtermaterial. Det finns därför ett behov att sammanställa den kunskap som finns på området och peka på vilka aspekter som är viktiga vid val av denna reningsteknik för dagvatten. En del i den här rapporten redovisar en litteraturstudie av tekniker för dagvattenfiltrering och filtermaterial som har testats för metallreduktion samt processer för föroreningstransport genom filtermaterial. Rapporten presenterar också undersökningar av olika filtermaterial som har testats för metallreduktion med avseende att fungera som sorbenter vid filtrering av dagvatten.

Två underökningar som presenteras i rapporten är kolonnförsök gjorda dels i laboratorium dels ute i fält. Olika filtermaterial testades med syfte att studera deras reningseffekt av metaller i vatten. I laboratorieförsöken filtrerades metalllösningar genom kolonner fyllda med olika substrat, bestående av kombinationer av kalciumsilikat (opoka), zeolit och torv. Av testade filtersubstrat visade sig blandningar av opoka och zeolit vara mest användbara med avseende på reduktion av metaller och hydrauliska aspekter. Fältförsöken innebar filtrering av dagvatten genom kolonner fyllda med materialblandningar av naturlig och bränd opoka samt furubarkflis. Furubarkflis tycks vara det material som vad gäller bland annat kostnader och kvittblivning av använt material är det mest fördelaktiga. Däremot verkar furubarkflis ha lägre sorptionskapacitet än övriga testade material i fältförsöket. Furubarkflisen har även testats i brunnsfilterinsatser i dagvattenbrunnar under sex månader för reduktion av metaller. Dessa resultat visade på mycket lågt metallupptag i materialen, vilket troligen beror på konstruktionen av brunnsfilterinsatserna och dålig vattengenomströmning i filtermaterialet.

Ytterligare en undersökning som redovisas i rapporten är en uppföljning av en fullskaleanläggning för rening av väg dagvatten. Reningsanläggningen består av tre delar: en damm för sedimentation av partiklar, ett filtersystem och i det tredje reningssteget öppna diken och ytterligare en damm. I sedimenteringsdammen undersöktes ackumulerat sediment och vattenkvaliteten. Undersökningen visade att efter de första 18 månader som gått sedan dammen konstruerades hade 5-8 cm löst sediment samlats vid inloppet och ca 1,5 cm vid utloppet från dammen. Dagvatten som passerat genom sedimenteringsdammen visade en genomsnittlig reduktion på 26-84 % för metaller, 67 % för total N, 78 % för total P och 92 % för COD.

Summary

Storm water runoff from roads often contains significant quantities of metals and other solids that should be removed before infiltrating into the soil or being discharged into recipients. Many treatment methods based upon ecological-engineering principles, utilising such features as detention ponds and wetlands have been presented during the last number of years. Metals found in storm water from traffic areas are either dissolved or particulate bound. Using detention ponds, where particles can settle, can reduce the particulate bound metals. Still small particles and dissolved matters will be passing through the detention pond. Any treatment measures intended to immobilise the dissolved metals must be based on adsorption, ion exchange, and/or precipitation. Some of these metals can be removed by filtrating water through constructed filter systems. Increased demands for storm water treatment have created a development in filtration technologies for storm water. Manufacturers are using different filtration facilities and different filter materials. Therefore there is a need of putting together current knowledge and to clarify important aspects concerning constructed filter systems. One part of this paper reviews filtration facilities for storm water, filter substrates that have been tested for heavy metal reduction and processes for contaminant transport through filter substrates.

Two investigations in this report are column experiments carried out as a laboratory study and as a field experiment. Different filter substrates were tested in order to evaluate their efficiency in reducing heavy metals in water. In the laboratory study metal solutions were filtered through columns filled with substrates consisting of combinations of calcium silicate rock (opoka), zeolite and peat. Among tested filter substrates, mixtures of opoka and zeolite seemed to be the most suitable combinations with regard to reduction efficiency and clogging aspects. In the field experiment, storm water was filtered through columns filled with natural and burned opoka and pine bark. Pine bark was found to be the most useful filter substrate with regard to parameters such as cost and what to do with used material. However, it had lower sorption capacity than the other filter substrates. The pine bark was also tested as filters in gully-holes during six months of investigation. This investigation showed very low metal reductions for the gully-hole filters, which most likely depend on the construction of the filters and insufficient water flow through the filter material.

Another investigation, also presented in this report, is an investigation of a full scale storm water treatment plant. The system consists of three treatment steps: a detention pond, a system of prefabricated filters installed in manholes and finally, a third step where the water enters a stream and pond system created in a golf course. Accumulation of sediments and water quality were investigated in the detention pond. The investigation showed that during the 18 months that had passed since the pond was constructed, a 5–8 cm layer of sediments had accumulated near the inlet, and a 1,5 cm layer near the outlet of the pond. Storm water passing through the detention pond showed an average reduction rate of 26–84 % for total metal content, 67 % for total N, 78 % for total P and 92 % for COD.

Förord

Den här rapporten har sammanställts för att redovisa det arbete som har utförts med avseende på forskning kring rening av väg dagvatten vid Mälardalens Högskola (MdH) och redovisar erhållna resultat inom ramen för forskningsprojektet. Forskningsprojektet innefattar utvärdering av en dagvattenanläggning i Västerås samt kolonnförsök vid Mälardalens Högskola i syfte att erhålla kunskap om tekniker för filtrering av dagvatten. Rapportens första delar som beskriver filtreringstekniker och filtreringsprocesser, är baserad på litteraturstudier.

Jag vill tacka mina kollegor Sylvia Waara, Lena Johansson Westholm och Christina Ingwall-Johansson, på Institutionen för Energiteknik, för samarbetet under projektets gång, samt deltagarna i HAD-gruppen (Hantering Av Dagvatten) från Mälarenergi och Västerås Stad. Några studenter på miljöingenjörsprogrammet har inom ramen för projekt- och examensarbeten hjälpt till med provtagning och uppföljning av anläggning och kolonnförsök. Till dessa riktas också ett tack.

Forskningsprojektet har finansierats av Mälarenergi, Vägverket, VA-Forsk och Mälardalens Högskola.

Västerås i juni 2002

Carina Färm
Tekn Lic

Mälardalens Högskola

Innehållsförteckning

1. INLEDNING.....	1
1.1 SYFTE	1
1.2 METOD	2
1.3 AVGRÄNSNING	2
2. FILTRERING AV DAGVATTEN – EN LITTERATURSTUDIE	3
2.1 FILTRERINGSTEKNIKER	3
2.2 PROCESSER FÖR FÖRORENINGSTRANSPORT I ETT FILTERMATERIAL	3
2.2.1 <i>Transportprocesser</i>	3
2.2.2 <i>Kemiska processer</i>	4
2.2.3 <i>Biologiska processer</i>	5
2.3 FILTERMATERIAL	5
2.3.1 <i>Sand</i>	5
2.3.2 <i>Sorbenter</i>	5
3. KOLONNFÖRSÖK	8
3.1 SYFTE OCH FRÅGESTÄLLNINGAR	8
3.2 FILTERMATERIAL	8
3.3 FÖRSÖKSANLÄGGNING OCH UNDERSÖKNINGSMETODIK	9
3.3.1 <i>Laboratorieförsök</i>	9
3.3.2 <i>Fältförsök</i>	10
3.4 RESULTAT OCH DISKUSSION	12
3.4.1 <i>Laboratorieförsök</i>	12
3.4.2 <i>Fältförsök</i>	15
3.5 SLUTSATSER OCH SAMMANFATTANDE DISKUSSION	19
4. BRUNNSFILTERINSATSER FÖR DAGVATTENRENING.....	21
4.1 MATERIAL OCH METODER	21
4.2 RESULTAT OCH DISKUSSION	22
4.3 SLUTSATSER	23
5. VALLBY DAGVATTENANLÄGGNING.....	24
5.1 ANLÄGGNINGENS UTFORMNING	24
5.1.1 <i>Sedimenteringsdammen</i>	25
5.1.2 <i>Filteranläggningen</i>	25
5.1.3 <i>Konstruerad våtmark – diken och damm</i>	26
5.1.4 <i>Drift och underhåll av anläggningen</i>	26
5.2 UNDERSÖKNINGSMETOD	26
5.3 RESULTAT OCH DISKUSSION	27
5.3.1 <i>Vattenkvalitet</i>	27
5.3.2 <i>Sediment</i>	29
5.3.3 <i>Filtersystemet</i>	31
5.3.4 <i>Konstruerad våtmark</i>	31
5.4 SLUTSATSER	32
6. SAMMANFATTANDE SLUTSATSER	33
7. REFERENSER.....	34

1. Inledning

Dagvatten från trafikerade vägar innehåller många olika föroreningar vilka riskerar att förorena sjöar och vattendrag, marken och grundvattnet. De parametrar som vanligen analyseras i dagvatten är suspenderade ämnen, BOD, COD, närsalter, metaller och kolväten. Föroreningarna är antingen lösta i vatten eller bundna till partiklar. Genom att använda dammar där partiklar kan sedimentera kan dagvattenkvaliteten förbättras. Mycket små partiklar och lösta ämnen kommer dock att följa med dagvattnet från dammen. För att ytterligare förbättra dagvattenkvaliteten måste kompletterande reningsmetoder användas. De kan vara olika tekniker, som våtmarker och infiltrationsanläggningar, vilka varierar beroende på t.ex. tillgänglig yta för behandlingsanläggning.

Många dammar för dagvattenrening har byggts i Sverige under de senaste åren. Uppföljningen av dessa dammar har däremot inte skett i så stor omfattning. Det finns frågor kring dammarnas effektivitet med avseende på vattenkvaliteten och det sediment som ackumuleras i dammen. En viktig fråga gäller drift och underhåll av dammar, som borttagande och behandling av sediment. Hantering av sediment från dagvattendammar är beroende på dess kvalitet och kvantitet.

Filtrering av dagvatten i konstruerade filter kan vara en möjlig metod för dagvattenrening. Syftet med sådana filter är att fastlägga lösta föroreningar eller mycket små partiklar. Filtret är inte i huvudsak ett mekaniskt filter utan ett kemiskt, sorptionsfilter, där olika kemiska processer fångar in föroreningar i vattnet. Flera faktorer påverkar dessa processer, bland annat mineral-sammansättningen i filtermaterialet, den hydrauliska konduktiviteten och porositeten i materialet. Ökade krav på dagvattenrening har lett till en utveckling av filtreringstekniker för dagvatten. Tillverkarna använder dock olika metoder och filtermaterial. Det finns därför ett behov att sammanställa den kunskap som finns på området och peka på vilka aspekter som är viktiga vid val av denna reningsteknik.

1.1 Syfte

Syftet med detta forskningsprojekt var att utvärdera två olika reningsprinciper för dagvattenrening: partikelavskiljning genom sedimentering i sedimenteringsdamm och filtrering av dagvatten i konstruerade filtersystem. Vid filtreringsförsöken har syftet varit att utvärdera några utvalda naturliga filtermaterial med avseende på metallreduktion för dagvattenrening. En del av forskningsrapporten presenterar en litteraturstudie som sammanfattar processer för förorenings-transport i ett filtermaterial med syfte att öka kunskapen om dessa processer för att öka förståelsen av skillnaden mellan olika typer av filtermaterial.

1.2 Metod

En fullskaleanläggning för rening av vägdragvatten i Västerås har utvärderats med avseende på vattenkvalitet och ackumulerat sediment i sedimenteringsdammen. Filtermaterialen har undersökts genom kolonnförsök i laboratorium och fält. Materialen har också testats genom användande i brunnfilterinsatser och i en fullskaleanläggning för rening av vägdragvatten. Litteraturstudien har utförts genom sökning i databaser och är baserad på forskningsrapporter och vetenskapliga artiklar från 1990 och fram till idag.

1.3 Avgränsning

Undersökningarna av filtermaterial har endast gjorts utifrån reduktion av metaller och på ett mindre antal filtermaterial. Testade filtermaterial har inte undersökts med avseende på kostnader, tillgänglighet, behandling eller användning av använt material. Vidare har inte någon miljökonsekvensanalys gjorts av de olika filtermaterialen.

2. Filtrering av dagvatten – en litteraturstudie

2.1 Filtreringstekniker

Det finns många olika typer av filtreringsanläggningar för dagvatten som infiltrationsdammar, vegetationsytor, öppna diken, genomsläpplig asfalt, perkolationsmagasin och konstruerade filter med speciellt tillsatt filtermaterial (Barrett et al., 1998b; Bäckström, 2002; Fujita, 1994; Färm, 2001; Stenmark, 1992). Infiltration av regnvatten användes från början för att reducera dagvattenvolymer men var också viktigt för att upprätthålla grundvattenbildningen. Föroreningarna i dagvattnet reduceras vid infiltration innan det når grundvatten eller vattendrag. I det översta marklagret ackumuleras metaller, fosfor och andra ämnen framförallt till markens lerfraktion (Ferguson, 1990). Infiltration av dagvatten genom vegetationsytor är den teknik som kommer närmast naturlig infiltration av regnvatten. Detta möjliggör långsamma infiltrationsprocesser där mikrobiologiska och kemiska processer i rotzonen har tid att reagera och hindrar därmed grundvattnet från att förorenas (Mikkelsen et al., 1996).

I konstruerade filter för dagvattenrening används olika typer av tillsatt filtermaterial. Dessa system kan antingen vara placerade i slutet av ett avrinningssystem, för att behandla stora dagvattenvolymer, eller i dagvattenbrunnar i direkt anslutning till avrinningsytan, till exempel på en parkeringsyta, industritomt eller vid ett stuprör. I Sverige finns ett 10-tal tillverkare av olika varianter på brunnsinsatser med olika typer av filtermaterial (Winnfors, 2000).

2.2 Processer för föroreningstransport i ett filtermaterial

Föroreningar i dagvatten är antingen lösta i vattnet eller bundna till partiklar. En förståelse för ingående processer för transport och fastläggning av föroreningar i ett filtermaterial är nödvändiga för att förstå funktionen och skillnaden mellan olika filtermaterial. Processer för föroreningstransport i ett filtermaterial kan delas upp i processer för transport av vattenmassan och kemiska och biologiska processer som påverkar fastläggning och omvandling av föroreningar.

2.2.1 Transportprocesser

Den viktigaste transportprocessen är advektion. Advektion är den process genom vilken lösta ämnen transporteras med vattenflödet genom filtermaterialet. Även kolloider transporteras med vattenflödet, så kallad kolloidal transport. Advektionen är beroende av materialets hydrauliska konduktivitet, liksom av den effektiva porositeten och den hydrauliska gradienten. Dispersion är en annan transportprocess vilken innebär en utspädning av en lösning och en sänkning av dess koncentration under transporten genom filter materialet. Dispersionen beror på att föroreningarna tar olika vägar genom materialet, vilket

tar olika lång tid och då resulterar i en spridning av ämnet. Diffusion är också en transportprocess, vilken innebär att ett ämne i en lösning transporteras från ett område med hög koncentration till ett område med låg koncentration. I en mättad zon kommer diffusionen att ske så länge det finns en koncentrationsgradient, även om vätskan är stillastående. Dessa transportprocesser finns beskrivna i detalj i Domenico & Schwartz (1990), Espeby & Gustafsson (1997), Fetter (1994, 1999) och Naturvårdsverket (1995).

Små partiklar kan också transporteras med vattnet. Dessa partiklar kan avskiljas i filtermaterialet genom fysikaliska processer, vilket slutligen reducerar den hydrauliska kapaciteten då partiklarna fastnar och täpper till porerna. Andra viktiga processer för filtrering av små partiklar och lösta ämnen är sorption, som beskrivs nedan.

2.2.2 Kemiska processer

Det finns flera olika kemiska processer som kan ske och därigenom avlägsna lösta ämnen i dagvattnet vid filtrering genom ett sorptionsmaterial. Dessa processer är sorptionsprocesser, reduktions-/oxidationsreaktioner, komplexbildning och kemisk fällning. Detaljerade beskrivningar av processerna återfinns i Domenico & Schwartz (1990), Espeby & Gustafsson (1997), Fetter (1994, 1999) och Naturvårdsverket (1995).

Det är flera olika processer som inbegrips i ordet sorptionsprocesser; dessa är adsorption, absorption och jonbytesprocesser (Fetter, 1999). Adsorption är den viktigaste processen (Espeby & Gustafsson, 1997) och innebär att lösta ämnen fastnar på ytan av ett fast ämne. Adsorptionen är beroende av parametrar som filtermaterialets specifika yta, koncentrationen av det lösta ämnet samt dagvattnets pH (Naturvårdsverket, 1995). Sorption hos ett filtermaterial bestäms genom experimentella försök som går ut på att fastställa hur mycket av ett ämne i lösning som kan sorberas till ett filtermaterial.

Reduktions-/oxidationsreaktioner, eller redox-reaktioner, i ett filtermaterial påverkar rörligheten hos metaller. Redox-reaktioner påverkas av tillgängligheten till syre, nedbrytningsprocesser hos organiskt material samt andra kemiska processer.

Komplexbildning innebär att ett komplex bildas genom en kombination av metallkationer och en anjon, en ligand. Liganderna kan vara oorganiska ämnen såsom Cl^- , SO_4^{2-} , OH^- men även organiska molekyler. Komplexbildningen påverkar rörligheten hos metallerna i dagvattnet.

Metaller och andra föroreningar i dagvattnet kan också avlägsnas genom kemisk fällning. Kemisk fällning används till exempel vid fosforreduktion i avloppsreningsverk, då den lösta fosfor omvandlas till fast ämne med låg löslighet genom tillsats av ett metallsalt, vanligtvis järn, aluminium eller kalk. Genom att använda filtermaterial med ett högt innehåll av järn, aluminium eller kalk kan en fällningsreaktion ske vilken då reducerar föroreningarna i dagvattnet, såsom metaller och fosfor. Fällningsreaktionen beror av flera parametrar, t.ex. föroreningskoncentrationen i vattnet, samt pH.

2.2.3 Biologiska processer

Biologiska processer i filtersystem kan bestå av mikroorganismer vilka bildar en biofilm på den fasta ytan av filtermaterialet. Biofilter, som utgörs av en biofilm på grus och sand har visat sig reducera både partiklar och lösta metaller i dagvatten (Andersson et al., 1997; Marsalek et al., 2000).

2.3 Filtermaterial

Filtersystem för dagvattenfiltrering kan fyllas med sand eller andra filtersubstrat. Sand är det mest använda materialet men det pågår också en utveckling av andra material, sorbenter, för att åstadkomma ett mer effektivt material för reduktion av små partiklar samt lösta ämnen i dagvattnet.

2.3.1 Sand

Utvecklingen av sandfiltertekniken för att förbättra dagvattenkvaliteten finns beskriven av flera forskare (Fujita, 1994; Herndon, 1994; Mikkelsen et al., 1996; Urbonas, 1999). Sandfilter används för reduktion av föroreningar i dagvatten primärt genom fysikaliska processer. Vid sandfiltrering avlägsnas partikulära föroreningar men i princip inga lösta. Sandfilter för vattenrening är ingen ny företeelse utan har använts i många år för rening av dricksvatten och avloppsvatten i många delar av världen. Det har visat sig vara både en ekonomisk och effektiv reningsmetod. Sandfilter har mellan medel och hög reningseffektivitet, kräver relativt liten yta och kan anläggas på de flesta platser. Detta har gjort sandfiltret till ett attraktivt alternativ för dagvattenrening (Herndon, 1994).

Sandens kornstorleksfördelning avgör hur små partiklar som kan avskiljas från dagvattnet. Grövre sand har större hålrum vilket ger en högre hydraulisk konduktivitet men släpper igenom mer suspenderat material. Mycket fin sand ger ett renare vatten men tillåter då istället bara ett lågt flöde genom filtret.

2.3.2 Sorbenter

Det pågår en utveckling av andra filtermaterial än sand, sorbenter, vilka kan bidra till kemiska reningsprocesser i kombination med den fysikaliska filtreringen. Naturliga material som är tillgängliga i stora kvantiteter, eller vissa restprodukter från industriell verksamhet eller jord- och skogsbruk, kan ha en potential som sorbenter.

Det är flera parametrar som är viktiga för att ett sorbent material ska åstadkomma en effektiv rening av föroreningar i vatten. Enligt genomgången ovan av verksamma processer vid föroreningstransport genom ett poröst material bör följande viktiga parametrar beaktas för ett sorbent:

- Hög sorptionskapacitet
- Stor specifik yta
- Lämplig hydraulisk kapacitet
- Innehåll av Al, Fe och/eller Ca

Det finns också andra viktiga parametrar för ett filtermaterial än avskiljningskapaciteten och reduktionseffektiviteten av föroreningar. Filtertechnik för dagvattenrening bör planeras och utvecklas utifrån ett uthålligt perspektiv. Miljökonsekvensanalys för reningstekniken liksom livscykelanalys för filtermaterialet är viktigt att beakta liksom kostnader ur ett ekologiskt perspektiv. Följande aspekter för ett filtermaterial bör tas med:

- Lättillgängligt i stora kvantiteter
- Billigt
- Naturligt förekommande eller producerat av naturliga råvaror
- Innehålla endast mycket låga halter av toxiska föreningar
- Hur hanteras använt filtermaterial – återanvändning eller deponi?

Filtermaterial som kan användas som sorbent för föroreningsreduktion kan delas in på olika sätt beroende på t.ex. dess innehåll av olika ämnen eller dess ursprung. Följande lista är exempel på material som är naturliga, tillverkade eller restprodukter som återfinns i litteraturen med avsikt på reduktion av fosfor (Johansson, 1998; 2002) och metaller (Bailey et al., 1999; Kesraoui-Ouki et al., 1994; McKay, 1996).

- Naturliga material
 - rostjord, opoka, kalk, zeolit, torv, barkflis, lignin, lera
- Tillverkade material
 - LECA och andra LWA(Light Weight Aggregate) -produkter
 - järnoxidtäckt sand
 - aktivt kol
- Industriella restprodukter
 - masugnsslagg

Det är bara några av dessa material som har testats med avseende på rening av dagvatten. Opoka, zeolit, furubarkflis och torv har testats av Färm (2001; 2002a-b). Dessa undersökningar beskrivs utförligt i denna rapport. Järnoxidtäckt sand har undersökts av flera forskare (Benjamin et al., 1996; Sansalone, 1999; Smith, 1996; Steiner & Boller, 2000) som ett adsorbent för lösta metaller och som ett filter för partikelavskiljning. Järnoxidtäckt sand har visat sig vara effektivt för att fastlägga tungmetaller associerade till suspenderat material från vägdagvatten, speciellt vad gäller smältvatten (Sansalone & Buschberger, 1995).

Beträffande sorbenter för metallavskiljning fann Steiner & Boller (1997) att tre möjliga adsorbenter kunde identifieras: metallhydroxider (järn och aluminium), aktivt kol och zeoliter. Metallhydroxiderna föreföll bättre än aktivt kol och zeoliter. Kesraoui-Ouki et al. (1994) genomförde en litteraturstudie och fann att naturliga zeoliter kan användas som ett kostnadseffektivt alternativ för behandling av tungmetallförorenade vatten. De fann också att forskningen kring

zeoliter enbart var fokuserad på identifiering av metallavskiljning och inte på frågor rörande implementering av naturliga zeoliter i praktiken.

I en granskning av potentiella, billiga sorbenter för reduktion av tungmetaller från lösningar fann Bailey et al. (1999) flera effektiva material som kan användas, dessa var bark och andra tannin-rika material, lignin, biomassa, zeoliter, lera och torv.

Masugnsslagg, en restprodukt vid utvinning av järn från järnmalm, har testats som ett sorbent för metallreduktion av Bockgård (1999), Dimitrova (1996) och Hörnsten (2000). Materialet visade på hög metallreduktion.

Rostjord, vilken är rik på aluminium och järn, har testats för att reducera fosfor, med goda resultat (Gustafsson et al., 1998; Johansson, 1998). Rostjord har också undersökts med avseende på metallsorption (Lindberg et al., 1997). Kalk, LECA och andra LWA-produkter har undersökts som sorbenter för reduktion av fosfor (Johansson, 2002) och har visat varierande resultat beroende på förbehandling av materialet. Med hänsyn till materialens sammansättning och egenskaper är det troligt att de också är användbara för metallreduktion.

Aktivt kol används i stor utsträckning som en sorbent inom industrin med flera tillämpningar såsom behandling av dricksvatten, luft och annan processindustri (McKay, 1996). Aktivt kol har visat sig vara en effektiv sorbent för Cd och Zn (Gabaldon et al., 1996).

För alla sorbenter finns ett behov av ytterligare kunskap avseende livslängd, dimensioneringskriterier av filtersystemet, förbehandling av det förorenade vattnet, drift och underhåll av filteranläggningen. Alla dessa parametrar är beroende av varandra varför det behövs ytterligare forskning och utveckling av filtertekniken för att kunna optimera tekniken. En annan viktig fråga är vad man gör med använt filtermaterial, om det kan regenereras och användas för samma tillämpning igen, om det kan återanvändas i ett annat syfte eller om det måste deponeras. För organiskt material finns t.ex. möjligheten att det bränns som biobränsle efter användning, vilket reducerar volymen som måste deponeras då metallerna blir kvar i askan. Organiskt material kan också komposteras, vilket dock ställer krav på metallinnehållet och måste relateras till hur komposten sedan kan användas.

3. Kolonnförsök

3.1 Syfte och frågeställningar

I syfte att erhålla information om några naturliga filtermaterials förmåga att reducera metaller från vatten och för att få svar på filtermaterialens potential som sorbenter i dagvattenfilter utfördes kolonnförsök. Kolonnförsöken gjordes dels i laboratorium med tillverkad metallösning och små kolonner och dels med större kolonner i fält med dagvatten. Kolonnförsöken utfördes med avsikt att studera reningseffektiviteten hos olika filtermaterial med avseende på hydraulisk belastning och uppehållstid i filtret för att få kunskap om hur ett filter bör konstrueras för att uppnå god föroreningsreduktion.

3.2 Filtermaterial

Fyra naturliga material har använts vid försöken: kalciumsilikat (opoka), zeolit, torv och furubarkflis.

Kalciumsilikat (opoka), är ett sorbent som är utgrävd från avlagringar i Polen och Ryssland. Opoka har visat sig användbar för fosforreduktion (Johansson, 1998) och för metaller (Färm, 2001). Två varianter av opoka användes – naturlig opoka (OpN) och bränd opoka (OpB). Naturlig opoka har följande sammansättning: CaCO_3 (51 %), SiO_2 (34 %), Al_2O_3 (9 %), Fe_2O_3 (5 %) och övrigt innehåll (1 %). Den brända opokan framställdes genom upphettning av naturlig opoka till över 900°C. Den brända opoka som användes i experimenten hade en partikelstorlek på 0–5 mm, medan den naturliga opokan hade partikelstorleken 0–2 mm i laboratorieförsöken och 0–5 mm i fältförsöken. Den opoka som använts i försöken kommer från Polen.

Zeolit (Zeo) är ett material med hög katjonbyteskapacitet och används som ett sorbent vid reningsteknik men även för återvinning av metaller (Kesraoui-Ouki et al., 1994). Den zeolit som använts kallas klinoptilolit och har den kemiska sammansättningen; SiO_2 (70 %), Al_2O_3 (13 %), Fe_2O_3 (1 %), $\text{K}_2\text{O} + \text{Na}_2\text{O}$ (5 %), CaO (2 %), TiO_2 (0,2 %), MnO (0,2 %) och övrigt innehåll (8,6 %). Zeolitens partikelstorlek i experimenten var 1–2 mm. Zeoliten som använts kommer från Ungern.

Furubarkflis är en restprodukt från cellulosa- och pappersindustrin och har använts i många år som ett sorbentmaterial för rening av oljeförorenat vatten. Den furubarkflis som använts i studien är en produkt som kallas Zugol™. Det finns även andra varumärken på marknaden för den här typen av produkt. Zugol™ består av 85–90 % torkad och granulerad furubark och 10–15 % träfibrer (KIFS, 1994). Partikelstorleken på använt material är: < 0,25 mm (7,5 %), 0,25–5,0 mm (76,2 %), och > 5,0 mm (16,3 %). Furubarkflisen som använts till experimenten siktades för att avlägsna partiklar < 4 mm för att erhålla en tillräcklig hydraulisk konduktivitet. Inga resultat från andra studier av metallreduktion i furubarkflis har hittats.

Den torv som användes vid laboratorieförsöken var naturlig obehandlad torv, vilken inte har analyserats med avseende på dess innehåll.

3.3 Försöksanläggning och undersökningsmetodik

3.3.1 Laboratorieförsök

Laboratorieförsöken utfördes med kolonner med två olika innerdiametrar, 28 mm respektive 50 mm. Syftet med 50 mm kolonnerna var att studera filtermaterialens kapacitet att ta upp metaller, dvs. att mäta materialet med avseende på tillförda metaller för att kunna uppskatta materialets livslängd som dagvattenfilter. Syftet med 28 mm kolonnerna var att studera föroreningsreduktionen i korrelation till flödet genom kolonnerna, vilket skulle ge information om dimensioneringsaspekter för ett filtersystem.

Flödet genom kolonnerna har omräknats och redovisas som hydraulisk belastning ($\text{m}^3/\text{m}^2\cdot\text{h}$), dvs. flödet i relation till filtrets ytareal för att på bättre sätt kunna jämföra resultat mellan olika undersökningar. Kolonnerna fylldes med olika blandningar av naturlig och bränd opoka, zeolit och torv enligt tabell 1. Ett nät ($\varnothing$ 0,5 mm) placerades i botten av kolonnerna för att förhindra att materialet transporterades ut från kolonnen. En lösning innehållande olika metaller filtrerades genom kolonnerna. Information om metallösningarna finns i tabell 1. De metallsalt som användes var kadmiumsulfat (CdSO_4), kopparsulfat (CuSO_4), kromnitrat $\text{Cr}(\text{NO}_3)_3$ och zinknitrat $\text{Zn}(\text{NO}_3)_2$.

Tabell 1. Arrangemang av kolonner i laboratorieförsöket.

Kolonner	Ø 50 mm				Ø 28 mm			
	1	2	3	4	1	2	3	4
Sammansättning av filtermaterial (%)	Zeo 50 OpB 50 lager	OpN	OpB50 Zeo 50 mix	OpB 90 Torv 10 mix	OpN 80 Zeo 20 mix	OpB 50 Zeo 50 mix	OpB 80 Torv 20 mix	OpN 50 Zeo 50 mix
Total volym av filtermaterial (ml)	500	250			60			
Metallösning och koncentrationer	Zn, Cr, Cu, Cd, Pb - standard lösning 1,0 mg/l	Cd, Cu, Cr - metallsalt 1,0 mg/l			Cr, Cu, Zn - metallsalt 0,1-0,5 mg/l			
pH	Medel 6,45				6,5-7,0			

50 mm kolonnerna var utförda av transparent polyeten och var 600 mm höga. Transparenta kolonner användes för att kunna observera flödet genom filtermaterialet. I kolonn 1 placerades ett lager zeolit ovanpå ett lager bränd opoka. I kolonnerna 3 och 4 var de olika filtermaterialen blandade. En 20-liters dunk med en kran för att reglera flödet användes för att distribuera metallösningen över filtret. Flödet uppmättes genom att bestämma tiden för att

fylla en viss volym i en glasbägare. Prov togs ut var tionde liter för att analysera pH och metallinnehållet. Flödet, beräknat som hydraulisk belastning, var 1,5–2,0 m³/m²·h för kolonn 1. För kolonnerna 2–4 var den hydrauliska belastningen 2,5; 3,5 och 4 m³/m²·h. Filtreringen utfördes under omättade förhållanden.

Med avsikt att bestämma den optimala hydrauliska belastningen för olika filtermaterial användes 28 mm kolonnerna. Metallreduktionen studerades vid olika hydrauliska belastningar. Den hydrauliska belastningen varierade från 0,3 till 24 m³/m²·h, och reglerades med en pump och mättes upp enligt ovan. Koncentrationerna av metaller i lösningen valdes till en nivå som liknar metallkoncentrationer i vägddagvatten. Kadmium användes inte i detta vatten då naturliga halter i dagvatten ligger nära detektionsgränsen för analysinstrumentet. Prover på filtratet togs vid varje ändring av den hydrauliska belastningen.

Vid provtagningen användes glasflaskor som tvättats med 7 M HNO₃ i 50°C i 2 h, eller i rumstemperatur i 24 h. Metallkoncentrationerna bestämdes genom atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) med ett Perkin-Elmer 4100 instrument, enligt Svensk Standard (SS 02 81 50).

3.3.2 Fältförsök

Syftet med fältförsöket var att testa olika filtermaterial med dagvatten och en större filtervolym än i laboratorieförsöken för att bättre kunna bedöma materialens reningskapacitet och funktion. I fältförsöket pumpades dagvatten från en sedimenteringsdamm för vägddagvatten till en uppsättning av kolonner installerade i ett specialbyggt skåp, se figur 1 och 2. Undersökningen genomfördes under en regnperiod i juli 2001.

Kolonnerna i fältförsöket var av PVC med en innerdiameter av 150 mm och en höjd av 600 mm. Dessa fylldes med olika kombinationer av filtermaterial. Första kolonnen fylldes med 5,0 l naturlig opoka, den andra med 4,7 l furubarkflis (Zugol™) och den tredje med en blandning av 50 % bränd opoka och 50 % zeolit till en volym av 5,0 l. I botten av kolonnerna lades ett nät (Ø 0,5 mm) för att förhindra uttransport av filtermaterialet. En pump och ventiler reglerade flödet genom varje kolonn. Den hydrauliska belastningen var 4,8 m³/m²·h. Filtreringen utfördes under omättade förhållanden.

Under filtreringen togs prover efter var 100:e l som passerat filtermaterialet, vilket motsvarade 20 bäddvolymer. Prov togs även på det ofiltrerade dagvattnet. Vattenproverna analyserades med avseende på pH och totalhalterna av tungmetallerna bly (Pb), zink (Zn), koppar (Cu), krom (Cr) och kadmium (Cd). Metallreduktionen i filtermaterialet beräknades utifrån ett medelvärde i det ofiltrerade dagvattnet och med det specifika värdet av ämnena i varje vattenprov från det filtrerade vatten. Metallkoncentrationerna bestämdes genom atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) med ett Perkin-Elmer 4100 instrument, enligt Svensk Standard (SS 02 81 50, SS 02 81 83).



Figur 1. *Dagvatten dammen och skåp för kolonnerna i fältförsöket.*



Figur 2. *Arrangemang av kolonnerna i fältförsöket.*

3.4 Resultat och diskussion

3.4.1 Laboratorieförsök

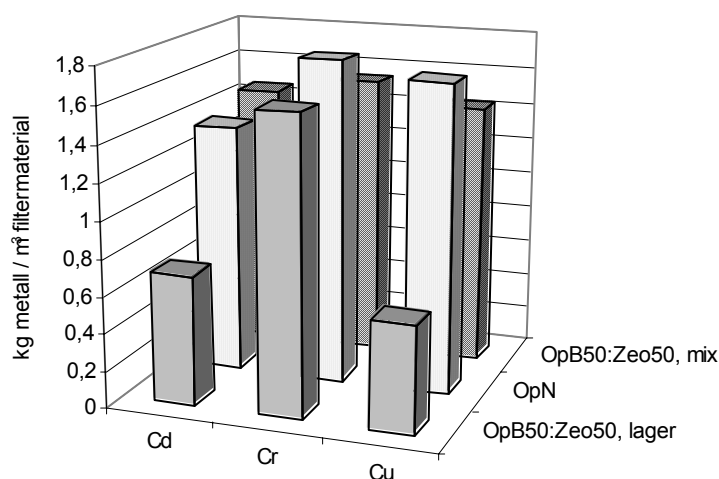
I 50 mm kolonnen med zeolit ovanpå bränd opoka blev avskiljningen för de olika metallerna i medeltal: Pb (>90 %), Cd (87 %), Zn (78 %), Cr (75 %) och Cu (72 %). I den brända opokan visade sig tecken på igensättning efter att ca 230 l vatten hade passerat. Försöket avslutades efter att 400 l passerat (motsvarar 800 bäddvolym) då igensättningen var fullständig. Igensättningen antas bero på cementering av materialet på grund av dess innehåll av kalciumoxid.

Avskiljningseffektiviteten i 50 mm-kolonnerna med naturlig opoka och bränd opoka blandad med zeolit presenteras i tabell 2. Metallreduktionen var hög vid låg hydraulisk belastning och låg vid hög belastning på filtret, vilket visar på vikten av lång uppehållstid för metalllösningen i filtermaterialet för att få en hög reduktion. Liknande resultat har observerats av Singh et al. (1998) och Jain & Ram (1997). I naturlig opoka minskar metallreduktionen snabbare för Cd än för Cr och Cu vilket sannolikt beror på en mättnad av Cd i materialet. Genom naturlig opoka och blandningen av bränd opoka och zeolit passerade sammanlagt 460 l metallösning, vilket motsvarar 1840 bäddvolym filtrerat vatten. Den naturliga opoka hade då blivit nästan helt igensatt. Igensättningen antas bero på cementering av opoka men också på sorption och utfällning av metaller i filtermaterialet, varför reduktionen minskade. Ingen igensättning visade sig i blandningen av bränd opoka och zeolit, däremot blev kolonnen med torv och bränd opoka snabbt igensatt och försöket fick avslutas efter 260 l filtrerat vatten.

Tabell 2. Avskiljningseffektivitet för filtermaterial i 50 mm kolonner 2 och 3.

Kolonn	Filtermaterial	Hydraulisk belastning (m ³ /m ² ·h)	Cd (%)	Cr (%)	Cu (%)
2	OpN	2,5	99,1	97,9	98,4
3	OpB50:Zeo50 mix	2,5	99,2	96,8	97,5
2	OpN	3,5	62	98	79,6
3	OpB50:Zeo50 mix	3,5	-	97	95,3
2	OpN	4	61,4	92,3	72,4
3	OpB50:Zeo50 mix	4	58,3	58,7	51,2

En viktig parameter för varje applikation med filtrering genom ett sorbent är avskiljningskapaciteten i filtermaterialet. Parametern beskriver den totala mängden metall som sorberats under försöket uttryckt per m³ filter substrat. I figur 3 redovisas sorptionskapaciteten i materialen som kg metall per m³ filtersubstrat. Av figuren framgår att av testade material hade naturlig opoka högst sorptionskapacitet av metaller. Medelvärde för metallupptaget i naturlig opoka var 1,6 kg metaller per m³ filtermaterial, för blandningen av bränd opoka och zeolit samt för bränd opoka och zeolit lagda i olika lager var värdena 1,5 respektive 1,0 kg per m³ filtermaterial.

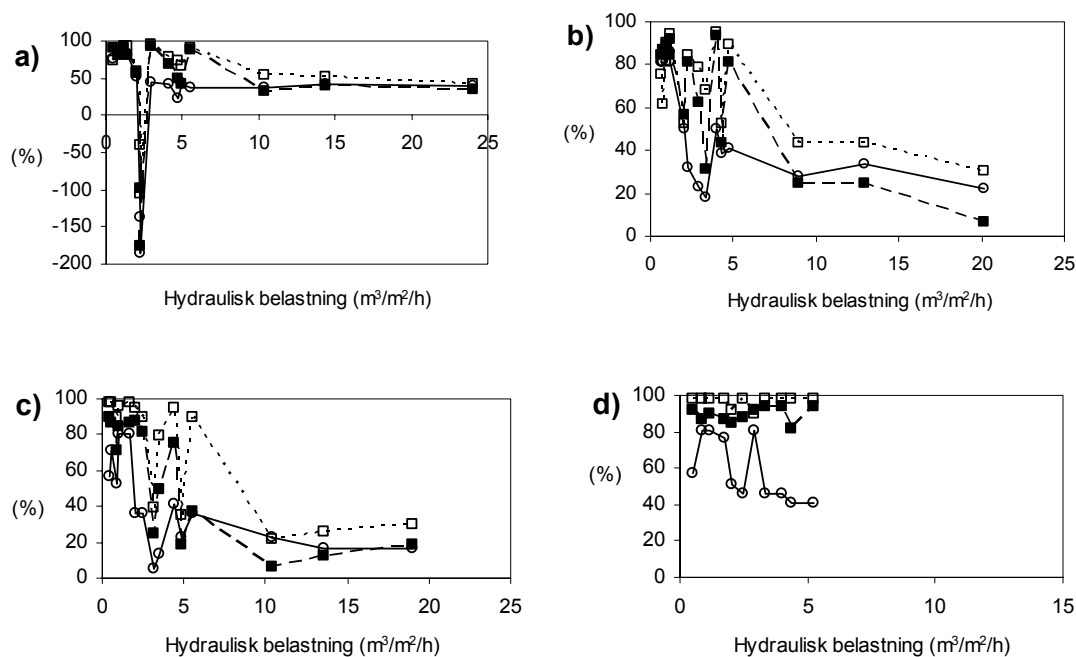


Figur 3. Sorption av Cd, Cr och Cu i olika filtermaterial. OpB är bränd opoka, OpN är naturlig opoka och Zeo är zeolit.

I försöket med 28 mm kolonner undersöktes metallavskiljningen i relation till den hydrauliska belastningen på filtret. Resultatet av undersökningen visas i figur 4. En hög metallreduktion observerades för alla filtermaterial vid låg hydraulisk belastning på filtret. Avskiljningseffektiviteten sjönk kraftigt vid ca 3 m³/m²·h för alla filtermaterial utom för blandningen med bränd opoka och torv (figur 5d). Metallkoncentrationerna i filtratet från kolonnen med 50 % naturlig opoka och 50 % zeolit varierade kraftigt (figur 4a). Negativ reduktion för vissa prover, dvs. en uttransport av metaller, kan ifrågasättas i jämförelse med övriga prover. Prover tagna både före och efter prover med en negativ reduktion visar på positiv reduktion vilket eventuellt kan förklaras med kanalisering av vattnet genom kolonnen. Dessa resultat överensstämmer inte med kolonnförsök gjorda av Benjamin et al. (1996) och Sansalone (1999) vilka inte haft liknande problem. När den hydrauliska belastningen översteg 5 m³/m²·h blev reduktionen av metaller tydligt sämre (figur 4a-c). Det är viktigt att inte ha för hög hydraulisk belastning. En lång uppehållstid mellan vatten och filtermaterial måste eftersträvas för att få en hög reduktion av metaller. Tabell 3 visar statistik på reduktionen av Cr, Cu och Zn i olika filtermaterial. På grund av dessa extrema värden för metallerna från blandningen av naturlig opoka 50 % och zeolit 50 % blir medelvärdet av metallreduktionen låg i jämförelse med medianvärdet, och standardavvikelsen blir stor.

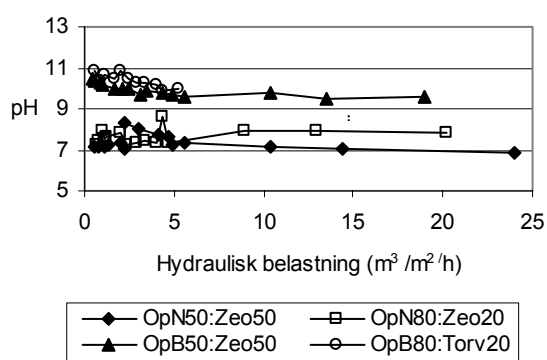
Tabell 3. Statistik för metallreduktionen i olika filtermaterial (%).

	OpN50:Zeo50 mix			OpN80:Zeo20 mix			OpB50:Zeo50 mix			OpB80:Torv20 mix		
Parameter	Cr	Cu	Zn	Cr	Cu	Zn	Cr	Cu	Zn	Cr	Cu	Zn
Min.	-186	-175	-105	18	6	30	5	6	22	41	81	90
Max.	86	94	95	86	94	95	81	90	98	81	94	98
Median	43	55	74	41	81	75	36	71	90	51	90	98
Medel	24	38	53	50	63	67	39	55	72	59	89	97
SD	78	76	55	25	29	21	24	32	31	17	4	3
Antal prover	15	15	15	15	15	15	15	15	15	11	11	11



Figur 4. Avskiljningseffektivitet av Cr (○), Cu (■) och Zn (□) i olika filtersubstrat i förhållande till hydraulisk belastning. **a)** visar OpN50:Zeo50 mix, **b)** OpN80:Zeo20 mix, **c)** OpB50:Zeo50 mix, och **d)** OpB80:Torv20 mix.

pH förändringarna i förhållande till den hydrauliska belastning visas i figur 5. pH för filtermaterial blandad med bränd opoka var från början högt och sjönk med avtagande metallavskiljning.



Figur 5. pH-förändringar i filtrerat vatten plottat mot hydraulisk belastning för olika filtersubstrat.

En avtagande avskiljningskapacitet med ökande hydraulisk belastning var väntad på grund av kortare kontakttid mellan vatten och filtermaterial. För materialblandningen med bränd opoka och torv var denna sänkning av

metallavskiljningen liten på grund av lång uppehållstid i materialet och låg hydraulisk kapacitet. Under experimentet transporterades torven ner genom kolonnen och satte igen nätet i botten.

Av testade filtermaterial i laboratorieförsöket tycks blandningar av opoka och zeolit var de mest effektiva vad gäller avskiljningseffektivitet och igensättningsaspekter. Enbart opoka blev igensatt på grund av cementering av materialet.

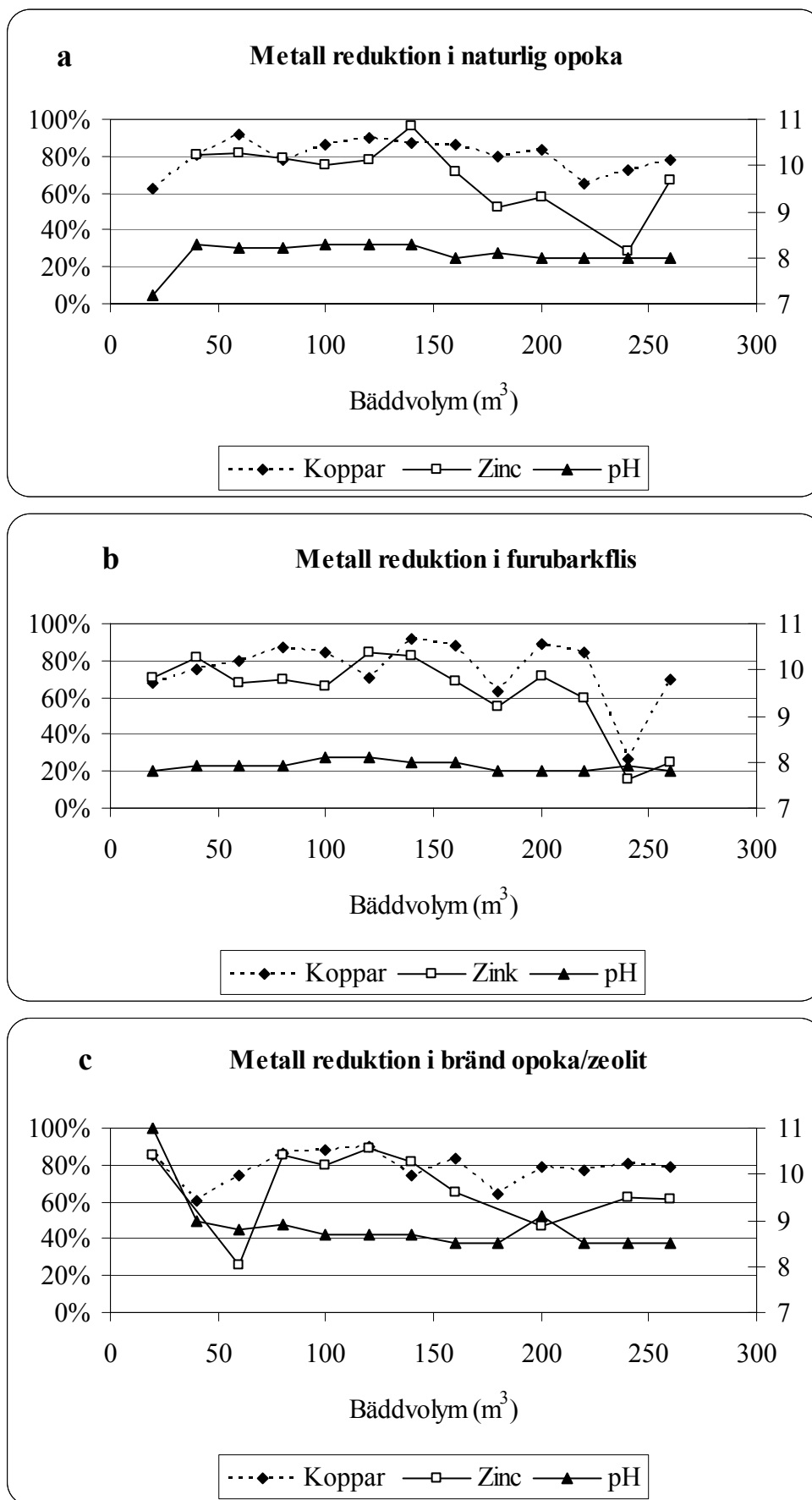
3.4.2 Fältförsök

De kemiska analyserna av det ofiltrerade dagvattnet presenteras i tabell 4. Koncentrationerna av Pb, Cd och Cr var mycket låga och låg nära detektionsgränsen för analysinstrumentet. Därför blev endast metallerna Cu och Zn undersökta i fältförsöket med dagvatten.

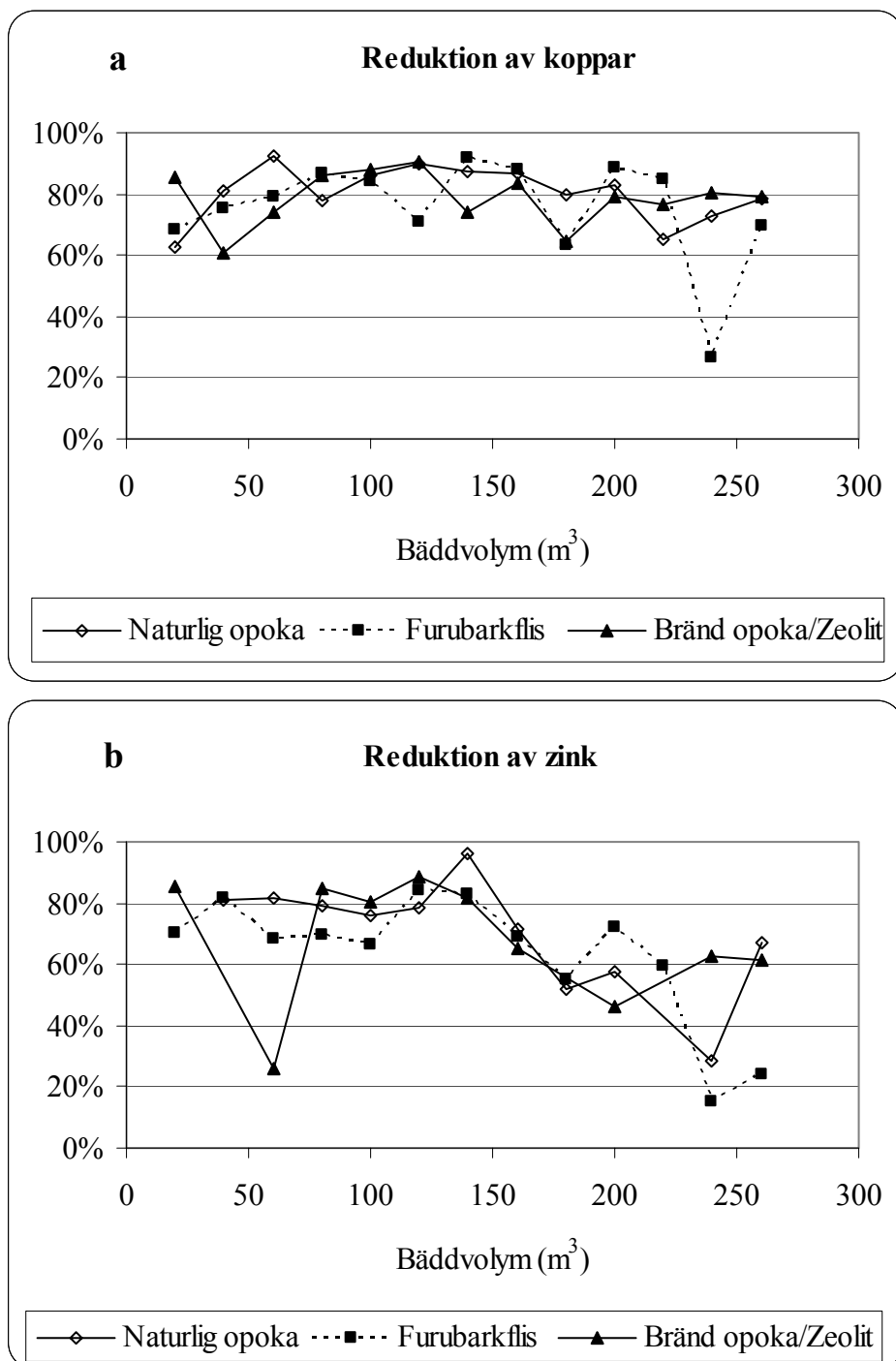
Tabell 4. Resultat från kemiska analyser av 12 ofiltrerade dagvatten prover.

Parameter	Medel (µg/l)	Median (µg/l)
Koppar	40,80	9,00
Bly	5,40	1,70
Zink	27,10	20,00
Kadmium	0,15	0,31
Krom	2,12	3,00
pH	8,2	8,4

Metallreduktionen för de olika filtermaterialen är presenterade i figur 6 och figur 7. Figur 6 visar reduktionen av Cu och Zn i varje filtermaterial, medan figur 7 visar en jämförelse mellan olika filtermaterial i förhållande till deras avskiljningseffektivitet.



Figur 6. pH (höger axel) och reduktion (vänster axel) av Cu and Zn i filtrerat dagvatten med: **a)** naturlig opoka, **b)** furubarkflis, och **c)** bränd opoka/zeolit som filtermaterial.



Figur 7. Jämförelse mellan olika filtermaterial med avseende på metallreduktionen i (%) för **a)** koppar och **b)** zink i dagvatten.

Förmågan att avskilja Cu varierade inte mycket mellan de olika filtermaterialen. Medelvärdet för kopparreduktionen var nära 80 % för alla filtermaterial. Reduktionen av koppar varierade mellan approximativt 60–90 %, utom för ett prov från furubarkflisen där reduktionen var 25 %, efter 240 bäddvolymmer av filtrerat dagvatten.

Koncentrationerna av Zn i det filtrerade dagvattnet visade å andra sidan en stor variation. I två prover på filtrat från naturlig opoka och i tre prover på filtrat från blandningen av bränd opoka och zeolit var mängden Zn mycket högre än i det

ofiltrerade vattnet. Dessa höga värden kan ifrågasättas i jämförelse med prover tagna före och efter dessa prover. Koncentrationer av Zn kan vara svårbestämbars beroende på att provet lätt kan kontamineras vid provtagning eller vid analys. Därför har dessa värden exkluderats från figur 6 och 7 men är presenterade i tabell 5 vilken presenterar statistik över Cu och Zn reduktionen i de olika filtermaterialen. På grund av de höga värdena för Zn i naturlig opoka och i blandningen av bränd opoka och zeolit är medelvärdena låga i jämförelse med medianvärdet och standardavvikelsen är stor.

Tabell 5. Statistik över metallreduktionen i olika filtermaterial (%).

	Naturlig opoka		Furubarkflis		Bränd opoka och zeolit	
Parameter	Cu	Zn	Cu	Zn	Cu	Zn
Min.	62.8	-420.3	26.5	15.5	60.8	-350.2
Max.	92.2	95.9	91.7	84.1	90.2	88.6
Median	81.1	71.6	79.4	69.0	79.2	62.7
Medel	80.2	23.7	75.2	63.0	78.7	21.0
SD	9.0	137.8	17.3	21.0	8.7	118.9

Den naturliga opokan och blandningen av bränd opoka och zeolit hade nästan samma effektivitet med avseende på reduktionen av Cu och Zn. Därför är det inte möjligt att rekommendera något av dessa material utifrån studier av denna parameter. Det är däremot andra aspekter som också måste beaktas som den totala avskiljningskapaciteten hos materialet, kostnader, tillgänglighet, avyttrande av använt material etc. Den totala avskiljningskapaciteten, presenterad som mängd metall (kg) per mängd filtermaterial (m³), kunde inte beräknas utifrån erhållna resultat på grund av att mättnad inte uppnåts i materialen. Det är inte troligt att avskiljningskapaciteten uppgår till samma nivå vid filtrering av dagvatten jämfört med kolonnförsöken i laboratorieskala där avskiljningskapaciteten av Cd, Cr och Cu uppgick till ca 1,3-1,8 kg/m³ filtermaterial. Detta på grund av dagvattnets mer komplexa sammansättning jämfört med den tillverkade metallösningen i laborieförsöken samt att dagvattnet innehåller suspenderat material som också ger en fysikalisk filtrering och igensättning av porerna i filtermaterialet.

Bränd opoka och blandningar med detta material blev med tiden delvis igensatt på grund av cementering och därmed uppstod problem med den hydrauliska kapaciteten. Vad gäller opoka och zeolit bör också beaktas att dessa material inte finns lokalt tillgängligt utan kräver transport från Polen eller Ungern, alternativt andra länder.

Furubarkflis visade jämförbar metallreduktion med naturlig opoka och blandningen av bränd opoka och zeolit. Furubarkflis hade dock en avtagande metallreduktion i de två sista proven, efter 240 och 260 m³ bäddvolymen filtrerat vatten, vilket antas bero på en begynnande mättnad i materialet. Den totala avskiljningskapaciteten har inte kunnat beräknas eftersom mättnaden i materialet inte var fullständig. Med avseende på kostnader, tillgänglighet och behandling av använt material är furubarkflis intressant, eftersom det är tillgängligt i stora volymer i Sverige som en restprodukt från cellulos- och pappersindustrin. Efter användning kan materialet brännas som biobränsle för att reducera volymen, varvid metallerna hamnar i askan som sedan deponeras. Materialet kan också komposteras, dock måste metallinnehållet i materialet tas i

beaktande beroende på hur komposten sedan kan komma att användas efter avslutad behandling.

Baserat på ovanstående aspekter och resultaten från fältförsöket tycks furubarkflisen vara det material som är att föredra, ur ett svenskt perspektiv med avseende på tillgänglighet. Det finns dock alltså frågor som måste besvaras om furubarkflisens avskiljningskapacitet och effektivitet, om drift och underhåll samt om dimensioneringsaspekter varför ett filtersystem i full skala behöver studeras.

3.5 Slutsatser och sammanfattande diskussion

Den centrala frågan i kolonnförsöken var ifall utvalda naturliga material kan fungera som filtermaterial för reduktion av metaller i dagvatten. Naturlig och bränd opoka (kalciumsilikat), zeolit, furubarkflis och torv undersöktes. De viktigaste resultaten och erfarenheterna var:

- Alla material visade en hög metallreduktion. I fältförsöken var medelvärdet för reduktion av Cu ca 80 % och för Zn 63–72 %, beroende på filtermaterial.
- Vid filtrering med dagvatten visade naturlig opoka och blandningen av bränd opoka och zeolit nästan samma reduktionseffektivitet med avseende på Cu och Zn. Inga tecken på mättnad syntes i dessa material. Furubarkflisen visade dock en nedgång i avskiljningseffektivitet vilket troligen beror på mättnad i materialet.
- Bränd opoka och blandningar med detta material fick problem med igensättning på grund av cementering.
- Av laboratorieförsöken framgick att medelvärdet för metallupptaget i kg per m³ filtermaterial var 1,6 i naturlig opoka, 1,5 för blandningen av bränd opoka och zeolit respektive 1,0 för bränd opoka och zeolit lagda i lager på varandra.
- Med avseende på aspekter som kostnader, tillgänglighet och behandling av använt material tycks furubarkflis vara det mest användbara materialet. Det är en organisk restprodukt som finns tillgänglig i stora mängder i Sverige och kan behandlas på olika sätt efter användandet, t.ex. som biobränsle eller kompostering. Kännedom om dess sorptionskapacitet är dock inte tillräcklig.

Att dimensionerna dagvattenfilter är svårt eftersom de ska fungera vid vissa tillfällen snarare än regelbundet. Dagvattenfilter måste göras tillräckligt stora för att kunna behandla förväntade regnvattenmängder men ändå så små som möjligt med tanke på kostnader för konstruktion och drift av anläggningen. För att åstadkomma ett effektivt system för rening av dagvatten med konstruerade filter i full skala, krävs förbehandling av dagvattnet bestående av partikelavskiljning för att undvika en snabb igensättning av filtret med suspenderat material från

dagvattnet. Filtermaterialen är avsedda för reduktion av lösta föroreningar genom sorption och andra kemiska processer, varför igensättning på grund av fysikalisk filtrering måste undvikas.

Livslängden för ett filtermaterial, dvs. tiden tills att materialet är mättat och måste bytas ut, är svårt att uppskatta beroende på att sorptionskapaciteten är beroende av flera faktorer. Dagvattnets kvalitet varierar också från plats till plats och över tiden beroende på faktorer som regnets intensitet och varaktighet, tid mellan regntillfällen, avrinningsytans användning och underhåll. Om ett konstruerat filter är placerat nedströms en sedimenteringsdamm eller annan partikelavskiljande åtgärd är även kunskap om denna förbehandling viktig. Frågan om storleken och konstruktionen av ett dagvattenfilter beror också på tillgänglig yta för en behandlingsanläggning liksom på kostnader och underhållsaspekter. Ett litet filter är naturligtvis inte lika dyrt att anlägga som ett stort men kräver å andra sidan oftare underhållsåtgärder på grund av snabbare igensättning och mättnad av materialet.

En grov uppskattning av tiden till mättnad av ett filtermaterial i ett konstruerat filter placerat nedströms den sedimenteringsdamm där fältförsöken utfördes, visar att de i undersökningen testade filtermaterialen behöver bytas approximativt en gång per år.

Fortsatt forskning och utveckling behövs av dessa sorbenter med avseende på livslängd, dimensioneringskriterier, förbehandling och underhåll av systemet. Ytterligare en viktig fråga avser vad och hur man gör med använt filtermaterial. Kan materialet regenereras, kan det få andra användningsmöjligheter eller måste det deponeras?

4. Brunnsfilterinsatser för dagvattenrening

Brunnsfilterinsatser för placering i dagvattenbrunnar är en relativt ny typ av behandlingsmöjlighet för dagvatten. Det finns ett flertal tillverkare på marknaden som marknadsför produkter vilka är dåligt utvärderade med avseende på reningseffektivitet och funktion (Winnfors, 2000).

I syfte att testa brunnsfilterinsatser innehållande furubarkflis har en undersökning utförts under 6 månader i urban miljö. Studien har begränsats till undersökning av metallreduktion i filtret.

4.1 Material och Metoder

Dagvatten från två små avrinningsområden i Västerås tätort har filtrerats genom furubarkflis placerat i brunnsinsatser av två typer. Brunnsfiltren sitter i dagvattenbrunnar på en parkering och på en stadsgata kantad av bostadshus. Furubarkflisen ligger i en påse av geotextil, se figur 8, som läggs ner i filterbrunnen. Brunnsfiltret på parkeringsytan innehöll 2,5 kg furubarkflis medan filtret på stadsgatan innehöll knappt 3,8 kg filtermaterial. Furubarkflisen analyserades före och efter filtrering med dagvatten med avseende på dess innehåll av As, Pb, Cd, Co, Cu, Cr, Ni, V och Zn.

a)



b)



Figur 8. a) Furubarkflis och b) filterpåse av geotextil.

Den oanvända furubarkflisens innehåll av metaller presenteras i tabell 6.

Tabell 6. Metallinnehåll i oanvänd furubarkflis.

Parameter	As	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	V	Zn
mg/kg TS	0,11	2,5	0,6	0,25	6,0	1,8	0,8	0,54	83

För beräkningen av filtrerade dagvattenvolymer under försöksperioden, som varade från november 2001 till april 2002, erhöles nederbördsdata från en mätstation i omedelbar närhet till undersökningsområdet. Den anslutna

hårdgjorda ytan till varje brunn bestämdes utifrån ledningskartor över området. Parkeringsytan är 576 m² och stadsgatan är 1512 m².

Beräkning av mängden tillförda föroreningar med dagvattnet har gjorts utifrån statistiska data. Det finns ett flertal rapporter om dagvattnets sammansättning (Larm, 1997; Malmqvist et al., 1994) vilka beskriver dess sammansättning beroende av ytans användning. I tabell 7 och 8 redovisas de värden som har använts vid beräkning av mängden tillförda metaller från avrinningsytorna. Inga prover på dagvattnet har tagits för utvärderingen av brunnfilterna.

Tabell 7. Metallinnehållet i dagvatten från trafikytor och vägar, generellt (Larm, 1997).

Metall	Medel (mg/l)	Median (mg/l)	Min-max (mg/l)
Cd	0,003	0,003	0,001–0,006
Pb	0,28	0,28	0,05–0,52
Zn	0,3	0,3	0,15–0,6
Cu	0,07	0,07	0,02–0,1

Tabell 8. Metallinnehållet i dagvatten från parkeringsytor (Larm, 1997).

Metall	Medel (mg/l)	Median (mg/l)	Min-max (mg/l)
Cd	0,002	0,002	0,0001–0,004
Pb	0,1	0,05	0,00048–0,3
Zn	0,13	0,11	0,02–0,4
Cu	0,04	0,03	0,006–0,1
Cr	0,005	0,003	0,001–0,02

4.2 Resultat och diskussion

Nederbörden under sexmånadersperioden var 186,5 mm. Den beräknade dagvattenvolymen som passerade brunnfiltren blev därmed 282 m³ från stadsgatan respektive 107 m³ från parkeringsytan. Utifrån schablonvärdena på dagvattnets innehåll från respektive typ av yta har mängd metall som teoretiskt passerat filtren beräknats. Denna metallmängd har sedan jämförts med den mängd metall som ackumulerats i filtermaterialet under försöksperioden. Analysresultatet av metallinnehållet i använt filtermaterial presenteras i tabell 9.

Tabell 9. Metallinnehåll i furubarkflisen efter 6 månaders användning (mg/kg TS).

Provtagn. plats	As	Pb	Cd	Co	Cu	Cr	Ni	V	Zn
Parkering	0,29	4,9	0,51	1,4	20	3,3	2,9	5,5	74
Stadsgata	0,23	3,8	0,53	0,59	19	2,4	1,5	2,6	63

Den i furubarkflisen upptagna mängden metall från passerat dagvatten blir mycket låg, beräknad utifrån analyser och schablonvärden. För Cd och Zn är

mängderna lägre i använt filtermaterial än innan filtrering vilket innebär att metallerna lakats ur. För Pb, Cu och Cr är reduktionen mycket liten, under 1 %. För övriga metaller har inga beräkningar gjorts på grund av osäkra värden av dessa ämnen i dagvatten att jämföra med i referensmaterialet.

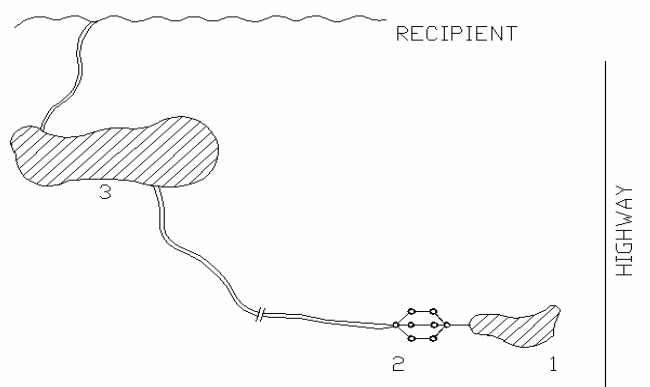
Liknande resultat har erhållits vid studier av brunnsinsatser i Örebro kommun innehållande en blandning av träfibrer och aktivt kol. Resultat därifrån visade att en jämförelse mellan den teoretiskt alstrade mängden föroreningar och den mängd föroreningar som fastnat i filtren gav en reningseffektivitet på delar av en procent (Lundin, 1999).

4.3 Slutsatser

Brunnsfilterinsatserna visar på mycket låg metallreduktion vilket kan ha flera orsaker. Det kan dels bero på dålig reningskapacitet hos filtermaterialet med avseende på metaller. Det kan även bero på konstruktionen av filterinsatsen och vattenströmningen genom denna, vilket är en mycket trolig orsak i jämförelse med tidigare beskrivna kolonnförsök med furubarkflis. Vattnet tar alltid den enklaste vägen och om vattnet passerar i kanaler mellan filterpåsarna och inte genom materialet blir reningseffekten låg. Då vattenflödet inte är kontinuerligt ökar risken för detta. Slutsatsen är att undersökta brunnsfilterinsatser inte fungerade tillfredsställande för metallreduktion i dagvattnet.

5. Vallby dagvattenanläggning

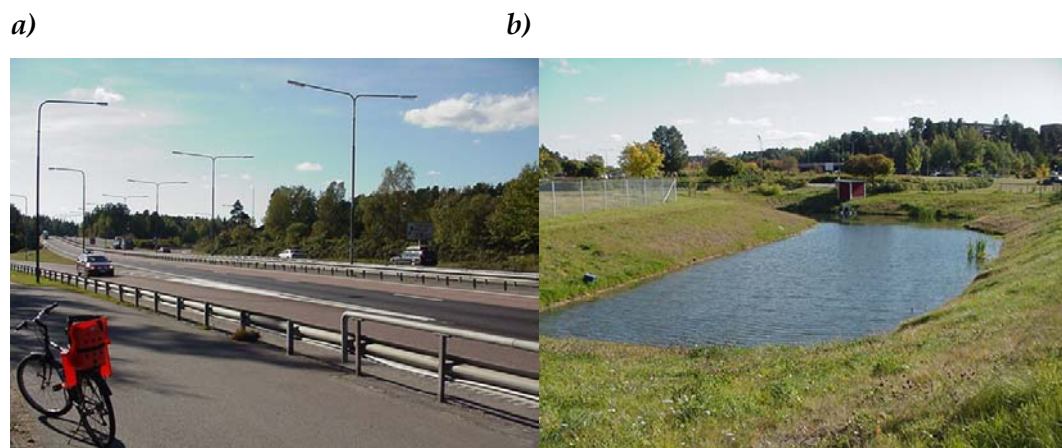
En reningsanläggning för vägdagvatten anlades 1998 vid Vallbymotet i Västerås. Anläggningen tar emot dagvatten från delar av E18 och vägar kring Vallbymotet. Anläggningen består av en sedimenteringsdamm, ett efterföljande reningssteg med filterbrunnar samt en konstruerad våtmark med en genomströmningsdamm och ett dikessystem innan dagvattnet leds ut i Svartån, se figur 9. Syftet med anläggningen är att avskilja i första hand fosfor, suspenderat material och metaller från dagvattnet. Den totala avrinningsytan är 4,3 ha och ca 20 000 fordon per dygn passerar området. Anläggningen har utvärderats under tre år med avseende på vatten- och sedimentkvalitet. Nedan beskrivs anläggningen i detalj samt de undersökningar som utförts och resultaten av dessa.



Figur 9. Vallby dagvattenanläggning där 1) är sedimenteringsdammen, 2) är filtersystemet och 3) är genomströmningsdammen och dikessystemet.

5.1 Anläggningens utformning

Dagvattnet som rinner av ytan till anläggningen kommer först till en sedimenteringsdamm, figur 10.



Figur 10. a) Avrinningsområdet och b) sedimenteringsdammen , Vallby, Västerås.

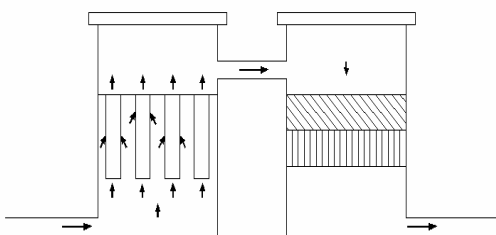
5.1.1 Sedimenteringsdammen

Sedimenteringsdammen tar omhand delar av den s.k. smutspulsen. Smutspulsen består av de första 15 mm av nederbörden eftersom det är känt att ca 90 % av partiklarna från en avrinningsyta då har transporterats bort (Vägverket, 1998). Den beräknade smutspulsen har en volym av ca 700 m³. Det var inte möjligt att anlägga en damm större än ca 160 m³ beroende på områdets utformning. När volymen överstiger 160 m³ bräddas dagvattnet förbi dammen och mynnar i dikessystemet längre nedströms i anläggningen. Dammens yta är 200 m² vilket motsvarar 46 m² dammyta per ha avrinningsyta. Dammen har ett medeldjup på 0,8 m.

5.1.2 Filteranläggningen

Vattnet som kommer från sedimenteringsdammen passerar sedan genom ett konstruerat filtersystem. Filtersystemet består av tre parallella linjer med två filtersteg. Filterstegen är installerade i 1200 mm betongringar. Det första filtersteget innebär en uppströmsfiltrering genom ett permeabelt plastmaterial (HDPE-filter) för att ta bort små partiklar ur vattnet och förhindra igensättning av efterföljande filtersteg. Det andra filtersteget består av nedströmsfiltrering genom filtersubstrat, ett sorptionsmaterial för reduktion av metaller och fosfor, se figur 11. Steg ett innehåller 10 st. plasttuber med en area av 0,15 m² vardera (figur 11 b). I steg två är två rostfria behållare fyllda med filtermaterial i två lager och nedsänkta i betongringarna. I den genomförda studien fylldes det övre filterlagret med 730 l zeolit och det undre med 800 l bränd opoka. Filteranläggningen fylldes med material i slutet av oktober 1998. Figur 12a visar brunnsområdet och figur 12b filtermaterialet opoka fyllt i en behållare. Förbi filteranläggningen finns en bräddledning från sedimenteringsdammen till dikessystemet nedströms.

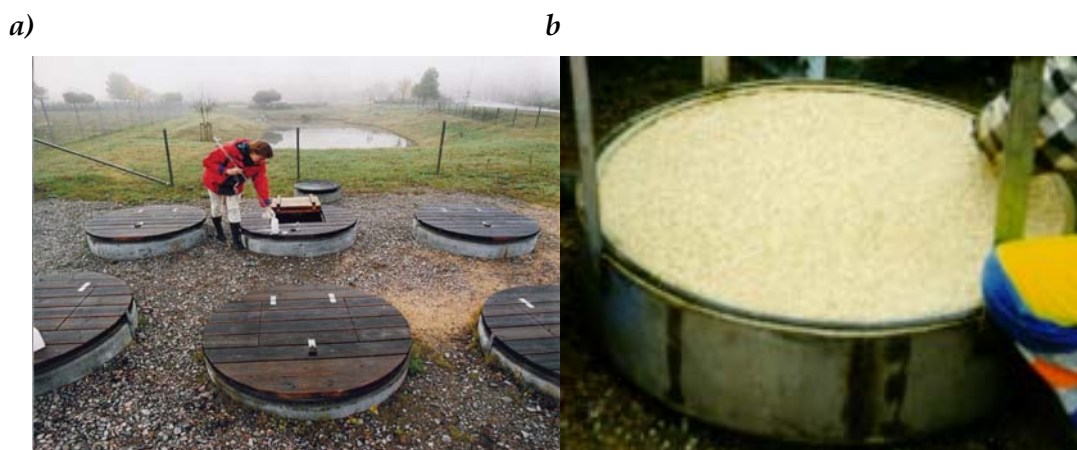
a)



b)



Figur 11. a) Filteranläggningen och b) permeabla plasttuber i filtersteg 1.



Figur 12. a) Brunnsfilterområdet och b) filtermaterialet bränd opoka i rostfri behållare.

5.1.3 Konstruerad våtmark – diken och damm

Filtersystemet följs av ett dike, ca 210 m långt, och ytterligare en damm. Dammen har en volym av 700 m³ och djupet 1,0 m. I dessa delar av anläggningen kan kvävereduktion ske genom nitrifikation i diket och denitrifikation i dammen samt ytterligare partikelreduktion. Dessa delar ligger på Bjärby golfbana.

5.1.4 Drift och underhåll av anläggningen

Under regn- och smältperioder måste funktionen kontrolleras regelbundet i anläggningen. Kontroll av igensättning av galler vid in- och utlopp till sedimenteringsdammen behöver göras ett par gånger per år. I det första filtersteget måste de permeabla plasttuberna tas upp och spolas med vatten med jämna mellanrum vilket uppskattas till vart annat år. Intervallet beror av dagvattnets kvalitet och sedimenteringsdammens funktion. Det andra filtersteget med filtermaterial måste bytas ut då materialet är mättat. Filtergångtiden, dvs. filtermaterialets livslängd, är beroende av filtermaterialets sorptionskapacitet men naturligtvis också av partikelavskiljningen i föregående reningssteg vilket påverkar den fysikaliska igensättningen av filtermaterialet. Sedimentet som ackumuleras i dammen måste med tiden avlägsnas för att inte transporteras ut från dammen vid stora regn. Tiden mellan borttagning av sedimentet uppskattas till 10 år. Hur förorenat material och sediment måste tas omhand är beroende på dess innehåll av föroreningar.

5.2 Undersökningsmetod

Ett provtagningsprogram upprättades för att observera anläggningen under tre år. Vattenprovtagning gjordes på inkommande dagvatten till dammen genom en automatisk provtagare för analys av pH, suspenderat material, näringsämnen (total P och total N), kemisk syreförbrukning (COD) och metaller (Zn, Pb, Cr, Cd, Cu). Den automatiska provtagaren, ISCO 6700, tog nederbördsproportionella prover med hjälp av en nederbördsjäkmätare i direkt anslutning till damm och provtagare. Provtog tog på inkommande vatten vid varje 0.2 mm regn under ett

nederbördstillfälle. Rinntiden för avrinningsområdet är ca 20 minuter. Manuella prover togs på följande tre platser i anläggningen: inkommande och utgående vatten till och från sedimenteringsdammen samt utgående vatten från filtersystemet. Sedimentprover från dammen togs under februari månad genom att borra hål i isen. Sedimentproverna analyserades med avseende på metaller (Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn) och organisk substans.

Metallanalyserna utfördes med atomabsorptionsspektrofotometri (AAS) med ett Perkin-Elmer 4100 instrument, enligt Svensk Standard (SS 02 81 50, SS 02 81 83). Näringsämnena och COD analyserades med spektrofotometriskt analysinstrument (Dr Lange, Tyskland) enligt följande metoder: ISO 6878-1-1986 (total P), 2,6-dimethylphenol (total N) och ISO 6060-1989 (COD).

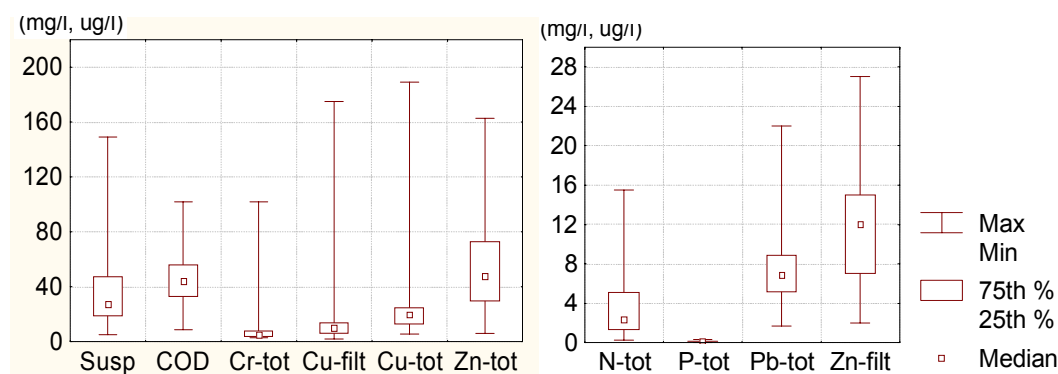
Koncentrationer av vissa ämnen i dagvattnet kan vara låga, och i några fall under detektionsgränsen för analysinstrumentet. Ämnen i dagvattnet vilka varit under detektionsgränsen har givits värdet för respektive detektionsgräns vid bearbetning av data. Detta innebär att dessa givna värden kan vara högre än den verkliga koncentrationen av ämnet i provet.

5.3 Resultat och diskussion

Under de första 18 månaderna efter anläggningens konstruktion (från maj 1998 till december 1999) var nederbörden 907 mm och från januari till augusti 2000 339 mm. Sommaren 1999 var torr medan sommaren 2000 var regnig i det undersökta området.

5.3.1 Vattenkvalitet

Resultaten av vattenanalyserna på inkommande dagvatten till sedimenteringsdammen presenteras i figur 13. Kvaliteten på inkommande dagvatten till dammen har jämförts med andra undersökningar av dagvattnet från liknande avrinningsytor (Hares & Ward, 1999; Larm, 1997; Pettersson, 1998; Sansalone & Buchberger, 1997). Jämförelsen visar att det undersökta dagvattnet har en lägre koncentration av föroreningar än referensmaterialet, se tabell 10.



Figur 13. Analysresultat från kemiska analyser av inkommande dagvatten till sedimenteringsdammen.

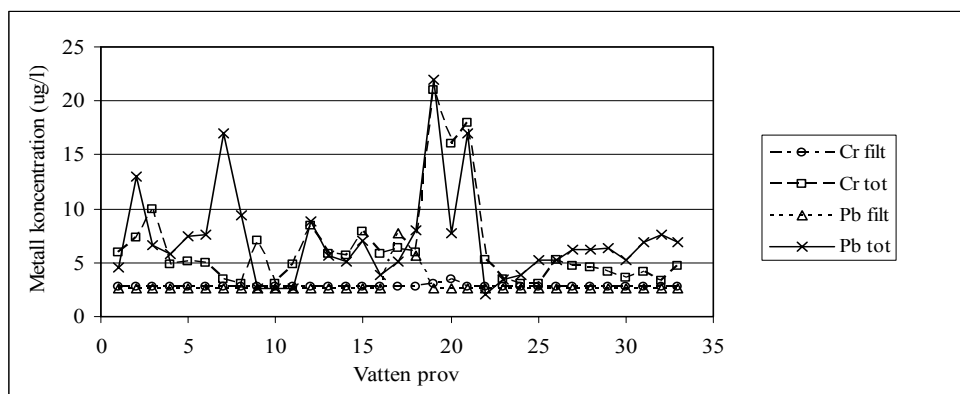
Tabell 10. Jämförelse av kvalitet på inkommande dagvatten till Vallbydammen med resultat från andra studier.

Parameter	Tot N	Tot P	COD	SS	Cr	Cd	Cu	Pb	Zn
Överens- stämmelse med andra studier	Bra	Något lägre	Bra	10 ggr lägre	10 ggr lägre	10– 100 ggr lägre	Bra	10– 100 ggr lägre	10 ggr lägre

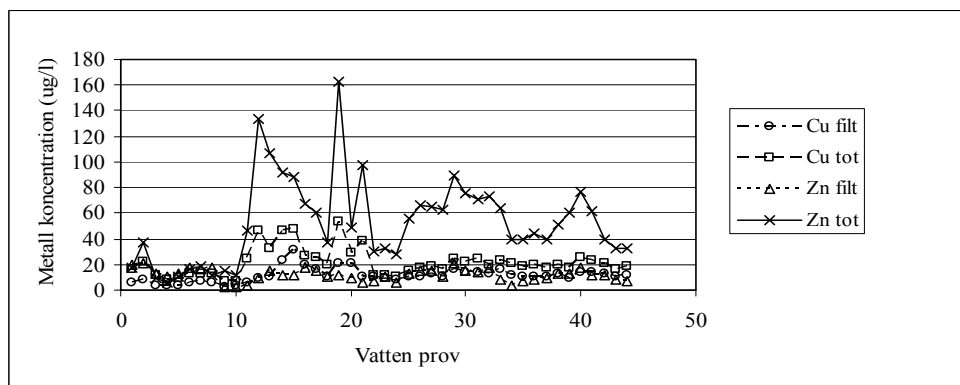
Resultaten från inkommande dagvatten under 2000 påvisade inte någon smutspuls. Det finns flera undersökningar av smutspulsen från dagvatten (Barbosa & Hvitved-Jacobsen, 1999; Characklis & Wiesner, 1997; Deletic & Maksimovic, 1998) där resultaten varierar från att ingen smutspuls påträffats till smutspuls på vissa eller ett flertal parametrar. Variationen är beroende på faktorer som torrperiod mellan nederbördstillfällena och på specifika faktorer på avrinningsytan, t.ex. reduktion av partiklar vid flöde över gräsbevuxna ytor vilket ger effektiv fastläggning av suspenderat material (Barrett et al., 1998a; Bäckström, 2002).

Koncentrationerna av tungmetaller i dagvatten undersöktes med avseende på löst och partikulärt bunden fraktion. Figur 14 visar en jämförelse mellan koncentrationen av lösta metaller (filtrerade prover $\varnothing$ 0,45 μ m) och totalhalter av tungmetaller i inkommande vatten till sedimenteringsdammen.

a)



b)



Figur 14. Koncentrationer av lösa metaller (filtrerat prov) och totalhalter av tungmetaller i inkommande dagvatten till sedimenteringsdammen; a) resultat för Cr och Pb, och b) resultat för Cu och Zn.

Andelen partikulärt bunden metall har beräknats utifrån dessa resultat och presenteras i tabell 11.

Tabell 11. *Partikulärt bundna metaller i inkommande dagvatten till sedimenteringsdammen, presenterad som % av total mängd metall i vattenproven.*

Parameter	Cr	Cu	Pb	Zn
Min-Max	10-85	17-79	0-88	0-94
Medel	46	45	50	67
Median	48	43	58	77
Antal prov	32	44	33	44

Medianvärdena för den partikulärt bundna fraktionen av Pb (58 %) och Zn (77 %) i tabell 7 visar att dessa metaller huvudsakligen är partikulärt bundna medan Cr och Cu (48 % respektive 43 %) är lösta i vattnet i större utsträckning.

Resultat från analyser på utgående vatten från sedimenteringsdammen presenteras i tabell 12.

Tabell 12. *Resultat av kemiska analyser på utgående vatten från sedimenteringsdammen.*

Parameter	Tot N (mg/l)	Tot P (mg/l)	COD (mg/l)	Tot Cr (µg/l)	Tot Cu (µg/l)	Tot Pb (µg/l)	Tot Zn (µg/l)
Medel	1,0	0,03	2,9	4,6	10,4	6,8	52,3
Median	0,8	0,03	3,5	2,5	9,8	5,0	7,8
Min-Max	0,67-1,7	0,02-0,06	0,8-3,8	2,0-21,0	6,1-22,0	3,1-21,0	3,6-290
Antal prov	4	4	4	10	10	8	9

Reduktionen av dessa ämnen i sedimenteringsdammen är beräknad med medianvärdet av varje parameter från in- och utgående vattenprover. Sedimenteringsdammen visade sig då ha haft följande reduktionskapacitet: 67 % för total N, 78 % för total P, 92 % för COD, 52 % för Cr, 51 % för Cu, 26 % för Pb och 84 % för Zn. Andra undersökningar visar att dammars reningseffektivitet varierar stort beroende på konstruktion, design och dimensionering av dammen. Föroreningsavskiljningen är allt från 80 till 90 % för vissa parametrar till negativa värden för andra (Lundberg et al., 1999; Pettersson, 1999).

5.3.2 Sediment

Ackumulerade mängder löst sediment i sedimenteringsdammen under 18 månader var 50-80 mm vid inloppet och 10-15 mm vid utloppet. Metallhalterna i sedimentet i dammen presenteras i tabell 13. Andra studier i USA och England har visat att sedimenteringsdammar för väg dagvatten har haft en ackumulering på 10-40 mm sediment per år (Buren et al., 1996; Marsalek, 1995).

Tabell 13. Resultat från sedimentanalyser i Vallby sedimenteringsdamm.

Provtag- ningsplats	Tjocklek (cm)	Cd (µg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)	TS (%)	GF (%)
Inlopp 1	8	853	36	78	53	45	269	52	44
Inlopp 2	5	269	22	45	32	31	174	39	83
Utlopp	1,5	172	19	31	31	26	124	-	34

För att få en uppfattning om storleken på dessa halter har en jämförelse gjorts med Naturvårdsverkets värden på:

- Generella riktvärden för förorenad mark, tabell 14 (Naturvårdsverket, 1997)
- Jämförvärden för halter i förorenade sediment, tabell 14 (Naturvårdsverket, 1999a)
- Gränsvärden för avloppsslam som ska användas på åkermark, tabell 14 (Naturvårdsverket, 1998)
- Metallhalter i sjösediment, tabell 15 (Naturvårdsverket, 1999b).

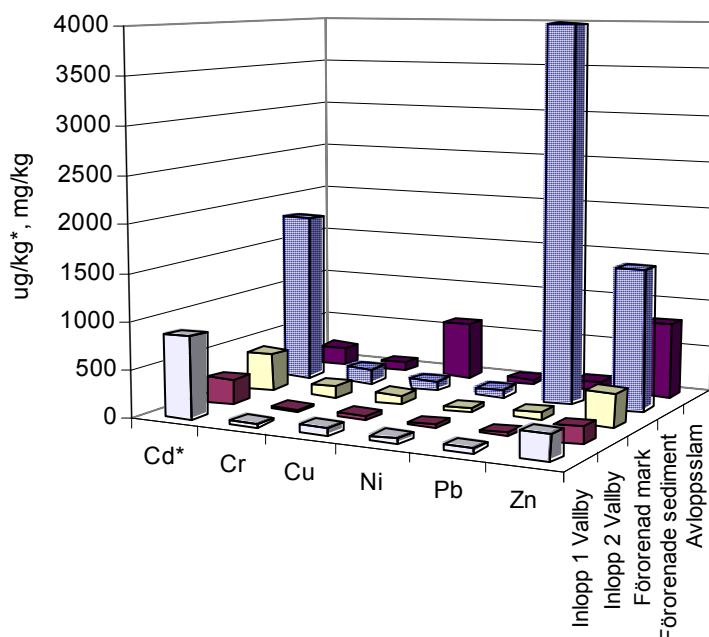
Tabell 14. Metallhalter i olika media för jämförelse med sediment från dagvattendamm.

Jämförelsedokument	Cd (µg/kg)	Cr (mg/kg)	Cu (mg/kg)	Ni (mg/kg)	Pb (mg/kg)	Zn (mg/kg)
Riktvärden för förorenad mark	400	120	100	35	80	350
Jämförvärden för förorenade sediment	18	160	100	80	4000	1500
Gränsvärden för avloppsslam	2	100	600	50	100	800

Tabell 15. Metallhalter i sjösediment (mg/kg torrs substans i ytsediment, 0–10 cm).

Metall	Klass 1 Mkt låg halt	Klass 2 Låg halt	Klass 3 Måttligt hög halt	Klass 4 Hög halt	Klass 5 Mkt hög halt
Arsenik	<5	5–10	10–30	30–150	>150
Kadmium	<0,8	0,8–2	2–7	7–35	>35
Krom	<10	10–20	20–100	100–500	>500
Koppar	<15	15–25	25–100	100–500	>500
Kvicksilver	<0,15	0,15–0,3	0,3–1	1–5	>5
Nickel	<5	5–15	15–50	50–250	>250
Bly	<50	50–150	150–400	400–2000	>5000
Zink	<150	150–300	300–1000	1000–5000	>5000

I jämförelse med riktvärden för förorenad mark är det bara värdena för Ni och Cd som överskrids. Dagvattensedimentet innehåller lägre halter både i jämförelse med jämförvärden för förorenade sediment och i jämförelse med gränsvärden för metaller i avloppsslam (tabell 14). I jämförelse med metaller i sjösediment (tabell 15) är halterna i sedimentet vid inloppet i sedimenteringsdammen låga eller måttligt höga. Jämförelsen illustreras också i form av ett diagram, se figur 15.



Figur 15. Jämförelse mellan metallhalter i sediment i dagvattendammen och olika media. För Cd är enheten $\mu\text{g/kg}$, för övriga metaller mg/kg .

5.3.3 Filtersystemet

Det konstruerade filtret var igensatt efter vinterperioden och vatten kunde inte passera genom filtersystemet. Behållarna med filtermaterial togs upp ur brunnarna vilket visade att lagret med bränd opoka hade satt igen. Ovanpå opokan låg ett tunt lager fina partiklar vilka passerat genom det permeabla plastfiltret i föregående filtersteg. Igensättningen antogs bero på cementering av materialet. Samma tendenser har även visat sig i kolonnförsöken redovisade i denna rapport. Filtermaterial med enbart bränd opoka måste därför betraktas som olämpligt som filtermaterial på grund av igensättning.

5.3.4 Konstruerad våtmark

Dagvattnets flöde och kvalitet påverkades av flera faktorer i den konstruerade våtmarken, vilka var svåra att ta med i undersökningen av reningsanläggningen. De faktorer som påverkade dagvattnet genom diket och genomströmningsdammen var anslutande dränering från golfbanan, bevattning samt spridning av gödningsmedel och bekämpningsmedel på golfbanan. Denna del i anläggningen har därför inte följts upp i forskningsprojektet.

5.4 Slutsatser

Dagvattnets kvalitet in till sedimenteringsdammen visade sig vara mindre förorenat än dagvatten från liknande ytor vilken antas bero på fastläggning av föroreningar i anslutande gräsytor för del av dagvattenflödet.

Metallhalter i recipienten Svartån, se tabell 16, visar ändå på behovet av rening av dagvattnet då recipienten har lägre halter av alla undersökta parametrar i dagvattnet. Eftersom delar av dagvattnet från avrinningsområdet har passerat gräsytor där partiklar effektivt fångas upp, är det viktigt att förstå betydelsen av dagvattenrening för vatten som inte passerar diken el. dyl. utan är direkt kopplade till recipienten utan någon partikelavskiljning.

Tabell 16. Metallhalter i Svartån (Mälarenergi, 2000) jämfört med metallhalter i dagvattnet från avrinningsytan vid Vallby under år 2000.

Metall	Min (µg/l) Svartån/Dagvatten	Medel (µg/l) Svartån/Dagvatten	Max (µg/l) Svartån/Dagvatten
Cr	0,5/3,0	1,6/6,7	3,9/25,0
Cu	1,6/4,0	3,7/23,6	6,3/189
Zn	1/6	10/53	28/163
Pb	0,1/1,7	1,1/7,3	2,6/22,0

Sedimentet i dagvattendammen har inte ackumulerats under lång tid, därför är det naturligt att det inte innehåller lika höga koncentrationer som förorenade sediment, sjösediment eller förorenad mark. Det finns ändå skäl att jämföra dessa material för att förstå storleken av halterna i dagvattensedimentet. De riktlinjer för värdering och hantering av dagvattensediment som finns idag är otydliga. Det är flera lagar och förordningar som påverkar bedömningen av hantering av dagvatten och sediment såsom miljöbalken, plan- och bygglagen och va-lagen. Det har också kommit nya direktiv som påverkar hanteringen av dagvatten och sediment såsom ramdirektivet för vatten, EU-direktivet om deponering av avfall samt ny avfallsordning.

6. Sammanfattande slutsatser

- Av testade filtermaterial är furubarkflis det material som är mest intressant att undersöka vidare. Materialet visade på ett visst metallupptag vid kolonnförsöken, men fungerade däremot dåligt vid undersökningen av brunnsfilterinsatser. Furubarksflis har fördelarna, jämfört med övriga testade material, att kunna reducera olja från dagvattnet samt att det kan komposteras eller förbrännas efter användning. Furubarkflisen är dessutom tillgänglig i Sverige som en restprodukt.
- Kalciumsilikatet i upphettad form (bränd opoka) fungerade inte på grund av igensättning av materialet.
- Mer kunskap om filtermaterialsfunktion i dagvattenanläggningar behövs. Det finns fler typer av material som har testats med avseende på metallreduktion enligt litteratursammanställningen. De flesta av dessa material har dock undersökts med avseende på specifikt metallupptag i laborieförsök och inte applicerats i fält.
- Hanteringen av förbrukat filtermaterial är fortfarande dåligt undersökt för de flesta av materialen och behöver utredas ytterligare.
- Dagvattenkvaliteten i den undersökta sedimenteringsdammen i Vallby, Västerås, visade en genomsnittlig reduktion på 26–84 % för metaller, 67 % för total N, 78 % för total P och 92 % för COD. Sedimentet i dammen ackumulerade med 3–5 cm per år vid dammens inlopp.
- Det finns fortfarande frågor kring sediment i dagvattendammar avseende drift och underhåll, exempelvis hur ofta ska sedimenten tas upp från dammarna och hur ska det hanteras beroende på dess kvalitet och kvantitet? Nationella riktlinjer kring dessa frågor är otydliga och behöver klargöras.

7. Referenser

- Andersson, B. C., Caldwell, R. J., Crowder, A. A., Marsalek, J. & Watt, W. E., 1997. Design and operation of an aerobic biological filter for the treatment of urban stormwater runoff. *Water Qual. Res. J. Canada* 32:119-137.
- Bailey, S. E., Olin, T. J., Bricka, R. M. & Adrian, D. D., 1999. A review of potentially low-cost sorbents for heavy metals. *Water Research* 33:11, 2469-2479.
- Barbosa, A. E., & Hvitved-Jacobsen, T. 1999. Highway runoff and potential for removal of heavy metals in an infiltration pond in Portugal. *The Science of the Total Environment*, 235, 151-159.
- Barrett, M. E., Irish, L. B., Malina, J. F., & Charbeneau, R. J., 1998a. Characterization of highway runoff in Austin, Texas area. *Journal of Environmental Engineering* 124:2, 131-137.
- Barrett, M. E., Walsh, P. M., Malina, J. F., & Charbeneau, R. J., 1998b. Performance of vegetative controls for treating highway runoff. *Journal of Environmental Engineering* 124:11, 1121-1128.
- Benjamin, M., Sletten, R. S., Bailey, R. P., & Benneth, T., 1996. Sorption and filtration of metals using iron-oxide-coated sand. *Water Research* 30:11, 2609-2620.
- Bockgård, N., 1999. Reaktiva material för avskiljning av tungmetaller ur vatten. Examensarbete UPTEC W99 001, Uppsala Universitet, Sverige.
- Buren, M. A. V., Watt, W. E., & Marsalek, J., 1996. Enhancing the removal of pollutants by an on-stream pond. *Water Science and Technology*, 33:4-5, 325-332.
- Bäckström, M., 2002. Grassed swales for urban storm drainage. Doktorsavhandling 2002:06, Luleå Tekniska Universitet, Sverige.
- Characklis, G. W., & Wiesner, M. R., 1997. Particles, metals and water quality in runoff from large urban watershed. *Journal of Environmental Engineering* 123:8, 753-759.
- Deletic, A., & Maksimovic, C. T., 1998. Evaluation of water quality factors in storm runoff from paved areas. *Journal of Environmental Engineering* 124:9, 869-879.
- Dimitrova, S. V., 1996. Metal sorption on blast-furnace slag. *Water Research*, 30:1, 228-232.
- Domenico, P. A. & Schwartz, F. W., 1990. Physical and chemical hydrogeology. John Wiley & Sons, Inc. ISBN 0-471-50744-X.
- Espeby, B. & Gustafsson, J-P., 1997. Vatten- och ämnestransport i den omättade zonen. Rapport, Avdelningen för mark- och vattenresurser, Kungliga Tekniska Högskolan, Stockholm.

Ferguson, B. K., 1990. Urban stormwater infiltration. *Journal of Soil and Water Conservation*. Vol 45 (6), 605-609.

Fetter, C. W., 1994. *Applied Hydrogeology*, third edition. Prentice Hall Inc. ISBN 0-02-336490-4.

Fetter, C. W., 1999. *Contaminant Hydrogeology*, second edition. Prentice Hall Inc. ISBN 0-13-751215-5.

Fujita, S., 1994. Infiltration structures in Tokyo. *Water Science and Technology* 30:1, 33-41.

Färm, C., 2001. Pollution reduction in storm water using detention pond and constructed filters. Licentiate thesis in Engineering 2001-04, Mälardalens Högskola, Sverige.

Färm, C., 2002a. Metal sorption to Natural Filter Substrates for Storm Water treatment – Column Studies. Accepterad för publicering i *The Science of the Total Environment*, in press.

Färm, C., 2002b. Filtration of storm water for metal reduction using natural filter substrates. Accepted for publication in *Proc. 9th Int. Conf. Urban Storm Drainage*, Oregon, Portland, USA, 8-13 Sep.

Gabaldon, C., Marzal, P., Ferrer, J. & Seco, A., 1996. Single and competitive adsorption of Cd and Zn onto granular activated carbon. *Water Research* 30:12, 3050-3060.

Gustafsson, J-P., Karlton, E. & Bhattacharya, P., 1998. Allophane and imogolite in Swedish soils. *Forskningsrapport Trita-Ami 3406*, Inst för anläggning och miljö, Kungliga Tekniska Högskolan, Sverige.

Hares, R. J., & Ward, N. I. 1999. Comparison of the heavy metal content of motorway stormwater following discharge into wet biofiltration and dry detention ponds along the London Orbital (M25) motorway. *The Science of the Total Environment*, 235, 169-178.

Herndon, V. A., 1994. Developments in sand filter technology to improve stormwater runoff quality. *Watershed Protection Techniques* 1:2, 47-54.

Hörnsten, L., 2000. Reaktiva filtermaterial för rening av rökgaskondensat från Kiruna Värmeverk – en studie i labbskala. Examensarbete 2000:228, Luleå Tekniska Universitet, Sverige.

Jain, C. K., & Ram, D., 1997. Adsorption of lead and zinc on bed sediments of river Kali. *Water Research*, 31, 154-162.

Johansson, L. 1998. Phosphorus Sorption to Filter Substrates - Potential Benefits for On-site Wastewater Treatment. Doktorsavhandling, Kungliga Tekniska Högskolan, Sverige.

Johansson, L. 2002. Filter substrates for phosphorus reduction – a literature review. Forskningsrapport 2002:1, Inst för Energiteknik, Mälardalens Högskola, Sverige.

Kesraoui-Ouki, S., Cheeseman, C. R., & Perry, R., 1994. Natural Zeolite utilisation in pollution control: a review of applications to metals' effluents. J. Chem. Tech. Biotechnol., 59, 121-126.

Larm, T., 1997. Schablonhalter av föroreningar och näringsämnen i dagvatten. Stockholm Vatten och VBB Viak.

Lindberg, J., Streneland, J. & Johansson, P-O., 1997. Spodic material for insitu treatment of arsenic in ground water. Ground water – Monitoring & Remediation, Autumn 1997, 125-130.

Lundberg, K., Carling, M., & Lindmark, P., 1999. Treatment of highway runoff: a study of three detention ponds. The Science of the Total Environment, 235, 363-365.

Lundin, B., 1999. Utvärdering av insats i rännstensbrunn. Örebro Tekniska Förvaltning, Rörnät, Internrapport, opublicerad.

Malmqvist, P.-A., Svensson, G., & Fjellström, C., 1994. Dagvattnets sammansättning VA-forsk 94:11, Svenska vatten- och avloppsverksföreningen.

Marsalek, J., 1995. Stormwater ponds sediment: characteristics removal and disposal. Stormwater Management Monitoring and Maintenance Seminar, Toronto, May 9.

Marsalek, J. & Rochfort, Q., 2000. Use of a biofilter for treatment of heavy metals in highway runoff. Water Qual. Res. J. Canada 35:3, 563-580.

McKay, G. (ed.), 1996. Use of adsorbents for the removal of pollutants from wastewaters. CRC Press, Inc., Boca Raton, Florida, USA.

Mikkelsen, P. S., Jacobsen, P., & Fujita, S., 1996. Infiltration practice for control of urban stormwater. Journal of hydraulic research 34 :6, 827-840.

Mälarenergi, 2000. Recipientkontroll av Västeråsfjärden och Svartån 2000. Mälarenergi, Västerås, Sverige.

Naturvårdsverket, 1995. Föroreningar i deponier och mark: ämnens spridning och omvandling Rapport 4473.

Naturvårdsverket, 1997. Generella riktvärden för förorenad mark: beräkningsprinciper och vägledning för tillämpning. Rapport 4638.

Naturvårdsverket, 1998. Metaller och organiska ämnen i avloppsslam. Gränsvärden för slam som ska användas på åkermark. www.environ.se

Naturvårdsverket, 1999a. Metodik för inventering av förorenade områden. Rapport 4918.

Naturvårdsverket, 1999b. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.

Pettersson, T., 1998. Water quality improvement in a small stormwater detention pond. *Water Science and Technology*, 38:10, 115-122.

Pettersson, T., 1999. Pollutant removal efficiency in two stormwater ponds in Sweden. *Proc. 8th Int. Conf. Urban Storm Drainage*, Sydney, Australia, 30 Aug-3 Sep, vol 2, 866-873.

Sansalone, J. J., 1999. Adsorptive infiltration of metals in urban drainage - media characteristics. *The Science of the Total Environment* 235, 179-188.

Sansalone, J. J., & Buchberger, S. G., 1995. An infiltration device as a best management practice for immobilizing heavy metals in highway runoff. *Water Science and Technology* 32, 119-125.

Sansalone, J., & Buchberger, S. G., 1997. Partitioning and first flush of metals in urban roadway storm water. *Journal of Environmental Engineering* 123:2, 134-143.

Singh, D. B., Rupainwar, D. C., Prasad, G., & Jayaprakas, K. C., 1998. Studies on the CD(II) removal from water by adsorption. *Journal of Hazardous Materials* 60, 29-40.

Smith, E. H., 1996. Uptake of heavy metals in batch systems by a recycled iron-bearing material. *Water Research* 30:10, 2424-2434.

Steiner, M., & Boller, M., 1997. Literaturstudie: Untersuchungen zur Eignung poröser Materialien zur Adsorption von Verunreinigungen bei der Versickerung von Meteorwasser. Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).

Steiner, M., & Boller, M., 2000. Copper removal in infiltration facilities for storm water runoff (manuscript). Swiss Federal Institute for Environmental Science and Technology (EAWAG).

Stenmark C., 1992. Local disposal of storm water in cold climate. Licentiat avhandling, Institutionen för Samhällsbyggnadsteknik, Luleå Tekniska Universitet.

Urubonas, B. R., 1999. Design of a sand filter for stormwater quality enhancement. *Water Environment Research*. Vol 71:1, 102-112.

Vägverket, 1998. Rening av vägdagvatten. Publikation 98:009.

Winnfors, E. (red), 2000. Brunnsfilter för dagvattenrening. *Cirkulation VA-tidskriften* 1/00.



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08-506 002 00

Fax 08-506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se