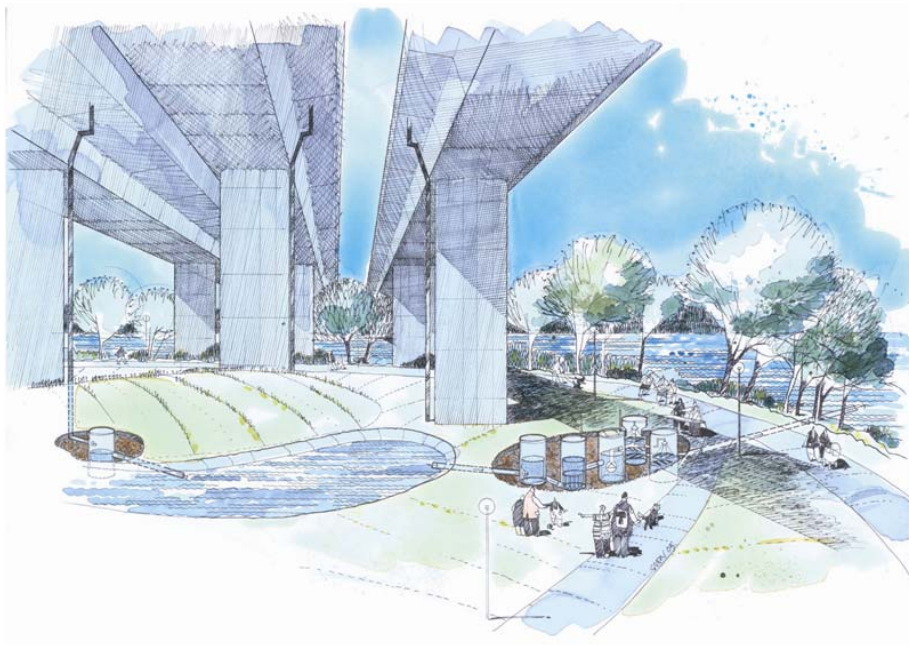


Sorbus

Reningsanläggning för dagvatten



Rapport 12 2006

Gudrun Aldheimer

*Ledningsnät, Utveckling och utredning
Stockholm Vatten AB*

FÖRORD

Denna rapport presenterar resultat och slutsatser från en utvärdering av en reningsanläggning för dagvatten, kallad SORBUS. Anläggningen har byggts av Vägverket och utvärderingen har genomförts av Stockholm Vatten AB med projektledare Gudrun Aldheimer. Jan Stenlycke, Stockholm Vatten AB, har ansvarat för mätning och provtagning i samarbete med Lars-Gunnar Jansson, SWECO VIAK. Rapporten har skrivits av Gudrun Aldheimer och Mathias Linder, Thomas Larm och Brita Stenvall på SWECO VIAK.

SAMMANFATTNING

Uppförandet av dagvattenreningsanläggningen SORBUS är resultatet av en tekniktävling som genomfördes 1999-2001. SORBUS var ett av två förslag som premierades med att anläggas i full skala. Anläggningen byggde på metoden att rena dagvatten i två steg: 1) sedimentering av partiklar i en damm, 2) filtrering av vattnet genom ett biofilter och två parallella reaktiva filter. SORBUS är byggd på Lilla Essingen, Stockholm, och dagvatten från den hårt trafikerade Essingeleden och områden på Lilla Essingen leds till SORBUS. Avrinningsområdet är ca 1 ha stort. Dammen har en permanent volym på 150 m³ och en reglervolym på ca 190 m³. Den dimensionerande flödesvolymen från avrinningsområdet är ca 80 m³. Dammen är överdimensionerad i förhållande till avrinningsområdet. Filterreningen är uppbyggd av ett biofilter och två reaktiva filter bestående av furubark och Polonite respektive furubark och zeolit. Biofiltret har till syfte att få mikroorganismer att leva på nedbrytbara föroreningar. Filtret är även till för att filtrera partiklar. Furubarken har som syfte att absorbera olja, och Polonite och zeolit att binda lösta föroreningar.

Provtagningen av dagvattnet påbörjades i mars 04 och pågick till maj 05. Prov på vattnet togs i fyra punkter: före damm, efter damm (men före filter) och efter filter samt på bräddat vatten. Efter oktober 04 togs prover efter respektive reaktivt filter. Flödesmätning skedde på tre punkter: före damm, efter filter och på bräddat vatten. All provtagning var flödesproportionell.

Inkommande dagvatten uppvisade *höga* halter av fosfor, bly, koppar och zink och *måttliga* halter av kväve, kadmium, krom och nickel. I jämförelse med några liknande fallstudier har det inkommande dagvattnet till SORBUS de högsta halterna av kadmium, bly, zink och koppar. I det utgående vattnet från filtren är halterna *låga* till *måttliga* och genomgående lägre på sommarhalvåret än på vinterhalvåret.

Reningseffekten över hela anläggningen är 86 % för fosfor, 48 % för kväve, 62-95 % för olika metaller och 96 % för partiklar (SS). Jämfört med några liknande anläggningar är detta höga reningseffekter. Reningseffekten i dammen är 83 % för fosfor, 49 % för kväve, 81-90 % för olika metaller och 93 % för SS. Filterreningssteget ger en rening på 22-35 % för fosfor, <0-8 % för kväve, 0-60 % för olika metaller och 19-55 % för SS. Dammen är det reningssteg som ger den största haltreduktionen. Filtersteget har en liten betydelse. Även de lösta föroreningarna renas mest i dammen. Att reningen i dammen är mycket bra beror troligen på de höga halterna som kommer in samt att dammen är stor i förhållandet till avrinningsområdet och de flödesvolymerna som kommer till dammen.

Upptag av metaller, men ingen olja, har konstaterats i furubarken. I Poloniten kunde endast ett upptag av zink konstateras.

Anläggningskostnad per kg avskilt fosfor är 1 330 000 kr vilket är mycket dyrt jämfört med liknande anläggningar.

Inga större skötselinsatser har krävts men tillsyn har utförts 1 gång/vecka eller varannan vecka. Ingen borttagning av sediment har utförts och behöver inte utföras förrän mer sediment byggts upp i dammen. Vattenflödet i filtren med Poloniten har inte fungerat tillfredsställande. Det har varit svårt att få en jämn spridning av vattnet över filtren och troligen har strömningskanaler bildats. Detta gör att reningskapaciteten i filtren inte utnyttjas optimalt. Vidare har Poloniten stelnat i översta skiktet med bräddning av vattnet som följd.

SUMMARY

SORBUS is a treatment facility for stormwater, which was constructed after becoming one of the two leading projects in an international competition in 1999-2001. It applies a two step combination treatment method: 1) a wet pond for sedimentation of particulate matter, 2) filtration through one bio active and two parallel reactive filters. The SORBUS facility is located beneath the elevated highway Essingeleden on the southwest side of Lilla Essingen, Stockholm, Sweden. The catchment area is around 10 000 m². The wet pond has a permanent water volume of 150 m³ and a detention volume of 190 m³. The design flow from the catchment area corresponds to an inflow volume of 80 m³. In relation to the catchment area the pond is oversized. The filter construction consists of a biofilter and two parallel reactive filters. The latter are composed of pine bark and Polonite, and pine bark and zeolite respectively. In the bio filter microorganisms treat the stormwater by their combustion of decomposable pollutants. The pine bark mainly absorbs oil, whereas Polonite and zeolite absorb dissolved pollutants.

The monitoring program for SORBUS was performed from March 04 to May 05. The sampling system consisted of four sampling points: 1) the inlet of the pond, 2) the outlet of the pond, 3) the gully pot after the filters, 4) the overflow discharge. After October 04 samples were collected after each reactive filter, instead of No 3. Flow measurements were performed at all points except No 2. The automatic sampling was conducted proportionally to the flow.

The incoming stormwater contained *high* concentrations of phosphorous, lead, copper and zinc and *moderate* concentrations of nitrogen, cadmium, chrome, mercury and nickel. In comparison to case studies from other areas with dense traffic, SORBUS showed the highest levels of cadmium, lead, zinc and copper. In the water after the filter series, the concentration of all analysed pollutants was *low to moderate* and lower during summer than winter.

The reduction efficiency for the whole facility was for phosphorous 86 %, nitrogen 48 %, suspended solids 96 % and various metals 62–95 %. In comparison to other stormwater treatment facilities, these are high values. The reduction efficiency for the pond was for phosphorous 83 %, nitrogen 49 %, suspended solids 93 % and various metals 81-90 %. The corresponding values for the filter series were 22-35 %, <0-8 %, 19-55 % and 0- 60 %. The wet pond is the most efficient reduction step. The contribution of the filters is small. Even the dissolved pollutants are to largest effect reduced in the pond. The high efficiency of the pond can be explained by the high concentrations of pollutants in the incoming water, but also by the fact that the pond is oversized compared to the catchment area and the design flow.

In the pine bark accumulation of metals, but no oil, has been detected. In the Polonite only an accumulation of zinc could be detected.

The yearly cost to reduce one kg phosphorus is 1 330 000 SEK, which is very expensive compared to similar facilities.

Only limited maintenance work has been required. On-site monitoring has been performed once a week or every second week. No removal of sediment has been done since more sediment needs to build up before removal. The water flow in the filters with Polonite has not functioned as expected. Probably the water passes through channels instead of passing evenly through the filter. The reduction efficiency of the filter is therefore reduced. Furthermore, the Polonite has stiffened in the topmost layer, which causes overflow discharge.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	7
1.1	Bakgrund	7
1.2	Syfte	8
1.3	Angränsande projekt	8
2	OMRÅDESBESKRIVNING	9
2.1	Lokalisering och allmänt om området.....	9
2.2	Anslutna ytor	10
2.3	Ledningssystem.....	11
3	BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGEN.....	12
3.1	Reningsprincipen.....	12
3.2	Anläggningens konstruktion och utformning på Lilla Essingen.....	12
3.2.1	Damm (utjämningsmagasin)	12
3.2.2	Brunn mellan damm och biofilter	13
3.2.3	Biofilter	13
3.2.4	Pumpstation.....	14
3.2.5	Reaktiva filter.....	14
3.2.6	Bräddning	16
3.3	Anläggningens skötsel och underhåll.....	16
4	PROVTAGNING, FLÖDESMÄTNING OCH ANALYSER	16
4.1	Provtagning och flödesmätning av dagvatten	16
4.2	Analys	18
4.2.1	Vattenprover.....	18
4.2.2	Filterprover.....	19
5	DAGVATTENMÄNGDER	20
5.1	Nederbörd.....	20
5.2	Dagvattenvolym	21
5.3	Beräkning av avrinningsområdets yta.....	22
6	ANALYSRESULTAT OCH RENINGSEFFEKT	24
6.1	Resultat och reningseffekt.....	24
6.1.1	Suspenderat material	26
6.1.2	Totalt organiskt kol	28
6.1.3	Konduktivitet och pH	28
6.1.4	Metaller	29
6.1.5	Kväve och fosfor	32
6.1.6	Olja	36
6.1.7	Reningseffekt	37
6.2	Analys av filtermaterial.....	37
6.2.1	Analysresultat av furubark i filter	38
6.2.2	Analysresultat av Polonite i filter.....	38
6.3	Jämförelse mellan reningsstegen.....	38
6.4	Massbalans	39
7	DRIFTERFARENHETER	40
7.1	Allmänt.....	40
7.2	Damm.....	40
7.3	Pumpar	40
7.4	Filtren	41
7.5	Sediment i dammen.....	41
8	REPRESENTATIVITET OCH FELKÄLLOR	42

SORBUS

8.1	Händelser och arbeten i tillrinningsområdet	42
8.2	Flödesmätningar	42
8.3	Reaktiva filtren	42
8.4	Provtagning och beräknade halter	42
8.5	Nederbörd	43
9	EKONOMI	43
10	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	43
11	REFERENSER	46
12	BILAGEFÖRTECKNING	47

1 INLEDNING

1.1 Bakgrund

I oktober 99 utlystes tävlingen ”Internationell tekniktävling för rening av dagvatten” av Stockholms stad genom kansliet för Stockholms lokala investeringsprogram (LIP-kansliet) tillsammans med kommunerna Malmö, Örebro och Västerås (1). I beställargruppen och tävlingsjuryn var Stockholm Vatten representerat. Tävlingsuppgiften var att tillhandahålla teknik för rening av dagvatten i befintlig tätortsmiljö. Övergripande syfte för tekniktävlingen var att få fram förslag på kostnadseffektiv reningsteknik som dessutom ska vara anpassad för användning i befintlig tätortsmiljö. Kravspecifikationen såg i korthet ut enligt följande; hög reningseffektivitet (kostnad/nytta), rimlig livscykelkostnad, litet utrymmesbehov, flexibilitet efter rådande förhållanden, robusthet och lågt skötselbehov. Vinnande förslag skulle uppföras/installeras och utvärderas.

Tävlingen resulterade inte i något vinnande förslag eftersom inget av tävlingsbidragen uppfyllde kravspecifikationen i tillräcklig omfattning. Istället belönades fyra förslag (2) och av dessa premierades två dessutom genom att anläggas i full skala; SORBUS, ett avsättningsmagasin/damm med efterföljande filter, som beskrivs i denna rapport och VEKLIP, ett vegetationsklätt dräneringsstråk (3). Förslagsställare till SORBUS var Nordisk Ekoteknik AB via Mikael Melin, Gunno Renman och Pontus Schwalbe. Juryns omdöme om SORBUS var bl.a. att tekniken har en intressant utvecklingspotential genom möjligheterna att byta ut filtermaterialet samt att olika filter kan arbeta både parallellt och i serie.

SORBUS anlades under hösten och vintern 2002–2003 på Lilla Essingen, vid södra stranden under Essingeleden. Stockholm Vatten åtog sig från början att anlägga SORBUS men till följd av att dagvattnet till anläggningen delvis kommer från Essingeleden, som är en av Vägverkets mest trafikerade vägar, blev Vägverket ansvarig för uppförandet. Utformning och leverans av filtren i anläggningen ansvarade dåvarande Stadspartner i Linköping för. Byggandet av anläggningen försenades ca ett år på grund av att man fann markföroreningar på platsen. Eftersom detta troligen skulle medföra stora saneringskostnader för Vägverket undersöktes andra förslag på platser innan man ändå valde att bygga på Lilla Essingen. I mars 03 släpptes vattnet på till anläggningen och i september samma år invigdes den.

Stockholm Vatten är tillsammans med Vägverket ansvarig för utvärderingen av anläggningen. I ett avtal ”Anläggande, drift, uppföljning samt huvudmannaskap för dagvattenanläggning SORBUS, Lilla Essingen Stockholm” (01-10-02), (9), regleras ansvarsgränserna. Avtalet träffades mellan Stockholms stad, Vägverket Region Stockholm och Stockholm Vatten AB.

Eftersom LIP-kansliet skulle slutredovisa alla LIP-projekt under 2004 skrevs en kortfattad delrapport om SORBUS i början av det året (4). På Stockholms stads hemsida kan man läsa om LIP-projekten och även slutrapporten om tekniktävlingen (5).

I den tekniska beskrivningen av SORBUS-anläggningen i tävlingshandlingen bygger SORBUS-metoden på flexibilitet och enkelhet, ekoteknologiska principer, retention samt filtrering genom ett biofilter och ett reaktivt filter. Se bilaga 3. De förväntade haltreduktionerna med SORBUS är redovisade i tabell 1.1.

Tabell 1.1. Förväntad reningseffekt (%) med SORBUS

	Damm	Filtersteg	Hela anl.
Tot-N			78
Löst-N			20
Tot-P	35	90	99
PO ₄ -P			99
SS	50		100
Zn	25-30	60-80	78
Zn - löst			60
Cr			98
Cr - löst			95
Cu	25-30		83
Cu - löst			75
Cd		60-80	81
Cd - löst			75
Pb	50	60-80	90
Pb-löst			50
Ni			85
Ni-löst			80
Oljeindex			99

1.2 Syfte

Rapportens syfte är att ge information om och att redovisa:

- Anläggningens funktion och drifterfarenheter.
- Resultatet av utfört provtagningsprogram gällande nederbördsmängder, flöden och föroreningshalter.
- Anläggningens reningseffekt.
- Ekonomin för anläggning: byggkostnad och drift- och skötselkostnad.

1.3 Angränsande projekt

Samtidigt med denna utvärdering har fler projekt pågått som har anknytning till SORBUS-anläggningen:

- Joanna Kocyba studerade genom sitt examensarbete vid KTH hur olika filtermaterial kan användas för rening av tungmetaller i dagvatten (7). En pilotanläggning installerades vid SORBUS-anläggningen och försök utfördes för bl. a. furubark, zeolit och Polonite. Resultaten visar för samtliga testade filtermaterial på god reningseffekt av magnesium, järn, aluminium och zink.
- Magnus Hallberg har i sin licentiatavhandling vid KTH bl. a. undersökt trafikdagvatten från Essingeleden vid Fredhäll i Stockholm (6). Under vintern 2004-2005 studerade Hallberg totalt 30 på varandra följande avrinningstillfällen. Fokus är på masstransport, vattenkvalitet samt sedimenteringsegenskaper utifrån ett reningsperspektiv.

2 OMRÅDESBESKRIVNING

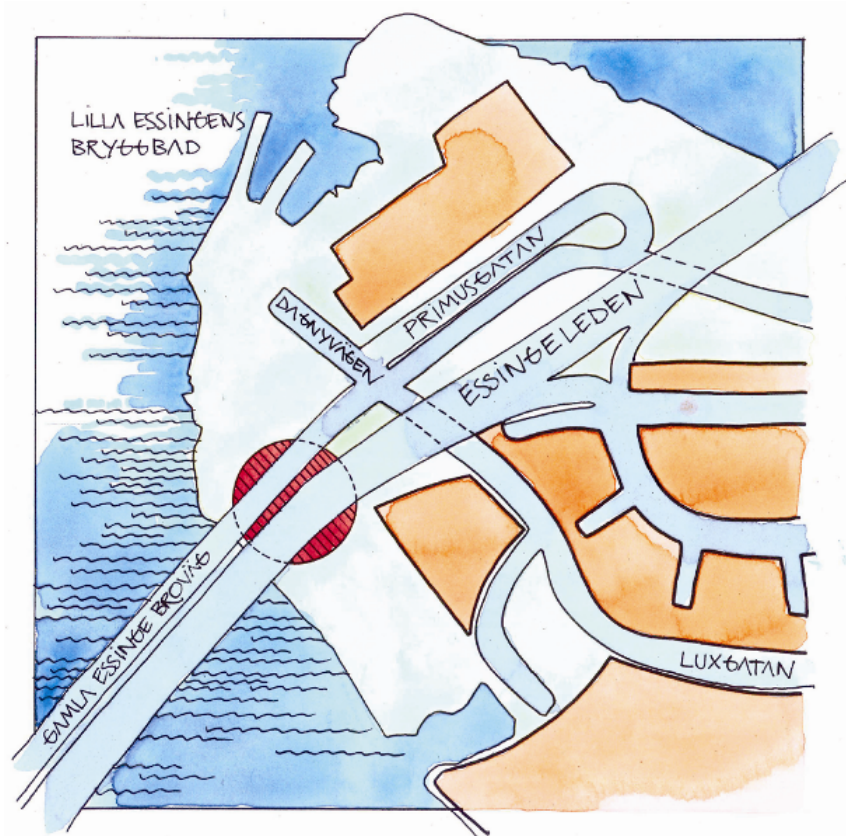
2.1 Lokalisering och allmänt om området

Reningsanläggningen SORBUS är byggd i Stockholm på Lilla Essingen, vid södra stranden under Essingeleden. Den består av en damm följt av en serie filter och en pumpstation. Dammen ligger rakt under Essingebron och Gamla Essinge Broväg och är placerad mellan bropelarna. Dess form har anpassats efter berget så att endast begränsad sprängning har krävts.



Figur 2.1. Visar SORBUS. Denna ses mellan bropelarna.

Strax intill anläggningen ligger kvarteret Lux, Electrolux gamla industriområde, där man påbörjade byggandet av bostäder och arbetsplatser år 2002. Det finns en promenadväg vid vattnet (Mälaren) intill anläggningen. Nedanför byggarbetsplatsen har promenaden hittills varit avstängd under tiden som bygget på Lux-området varat, men tanken är att man i framtiden ska kunna ta sig runt Lilla Essingen på promenadvägar längs med vattnet. En informationstavla har satts upp i anslutning till reningsanläggningen för att informera de boende och allmänheten om syftet och målsättning med dammen. I figur 2.2 är anläggningens placering markerad.



Figur 2.2 Rödmarkerat område anger placering av SORBUS

2.2 Anslutna ytor

Dagvattnet till anläggningen kommer från de närbelägna husen och gatorna på Lilla Essingen samt från Essingeleden och Gamla Essinge Broväg. Mälaren är recipient för det renade dagvattnet och för det vatten som ibland bräddar förbi anläggningen. Det nuvarande tillrinningsområdet är totalt ca 1,2 ha enligt mätning på karta. Efter jämförelse med uppmätta flöden uppskattas området till ca 1 ha, se kapitel 5.3. Vägytorna är till största delen av asfalt. För storlek och beskrivning av de olika anslutna ytorna, se tabell 2.1. I framtiden kommer tillrinningsarean troligen att utökas med ca 1 ha från Essingeleden (Essingebron) när hängrännor (V-formade i rostfritt stål) under bron byggs av Vägverket så att dagvattnet kan ledas till SORBUS-anläggningen.

Tabell 2.1 Typ och storlek av ytor i tillrinningsområdet

Plats/område	Uppmätt yta	Beskrivning	Material
Essingeleden (Essingebron)	3 800 m ²	Motorväg (bro) med ca 140 000 fordon/dygn	Asfalt
Gamla Essinge Broväg	1 400 m ²	Lokal vägbro mellan Stora och Lilla Essingen	Asfalt
Lilla Essingen	7 100 m ² varav		
	- tak 880 m ²	6 flerfamiljshus	5 med takpannor, troligen i tegel, 1 plåttak
	- p-plats 1500 m ²	1 parkeringsplats	Asfalt
	- asfaltgator 3580 m ²	Lokala gator	Asfalt
	- betongväg 600 m ²	Lokala gator	Betongplattor
	- gräs 140m ²	Grönyta	Gräs

Essingeleden trafikeras av ca 140 000 fordon per dygn och har på det här vägnittet 4 körfält i vardera riktningen.



Figur 2.3 Rödmarkerat område anger avrinningsområdet till SORBUS (blåmarkerat område) och det streckade området är väg med hög trafikintensitet.

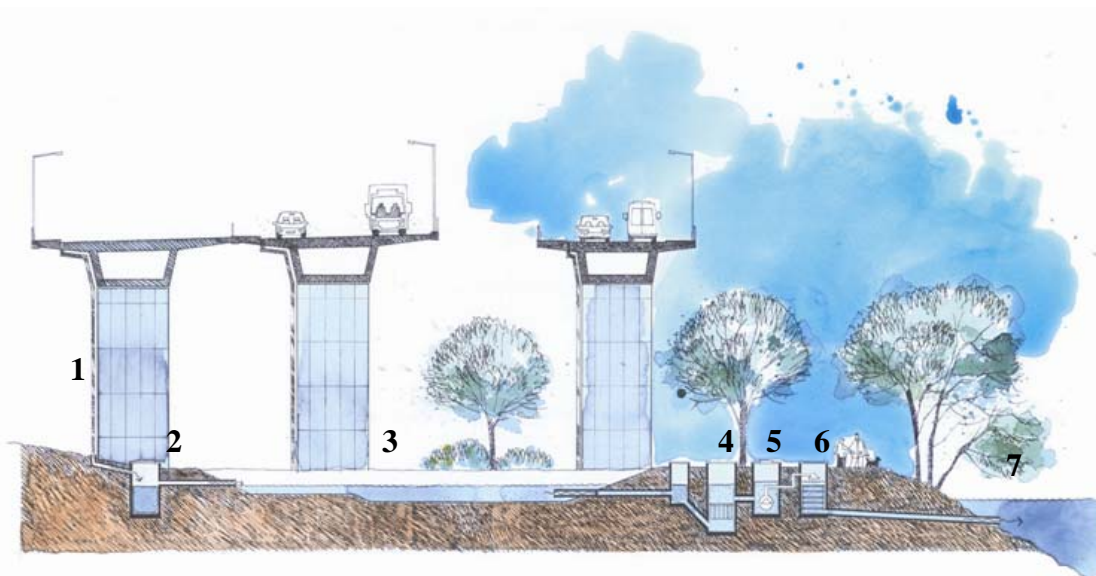
2.3 Ledningssystem

Dagvattenledningarna i området är till största delen betongledningar med dimensionerna 225, 300 och 400 mm diameter. De är byggda dels på 1960-talet och dels år 2002 i samband med anläggandet av dammen och filtren. Inloppsledningen till dammen är en 400 mm PVC-ledning och även ledningarna närmast filtren är av PVC med dimension 160 mm diameter. Ledningarna i Essingeleden och närmast anläggningen ägs av Vägverket.

Högsta punkten i tillrinningsområdet är ca + 22 m (gatunivå för lokala gator på Lilla Essingen). Lägsta punkten är ca + 2 m (vattengång på ledning vid inloppet till dammen). Essingeleden är på nivån ca +19 m till ca + 21 m. Vattnet går sedan i stuprör ner till ledningarna i marken. Marken vid anläggningen har nivån +3 till +5 m.

3 BESKRIVNING AV ANLÄGGNINGEN

3.1 Reningsprincipen



Figur 3.1 Principskiss för SORBUS

I figur 3.1 visas principen för SORBUS reningsanläggning. 1) Dagvatten från omkringliggande områden, delar av Essingeleden och gator på Lilla Essingen leds till SORBUS. 2) Vid stora flöden sker en bräddning till Mälaren vid inloppsbrunnarna. 3) Utjämningsmagasinet fungerar förutom utjämnande på flödena även som en sedimenteringsbassäng för partiklar i dagvattnet. 4) I steget efter dammen finns ett biofilter där partiklar som inte sedimenterar fastnar. I biofiltret finns även en biohud, hinna av mikroorganismer. Dessa organismer lever på nedbrytbara föroreningar i vattnet. 5) Efter biofiltret finns en pumpstation som lyfter upp vattnet till de efterföljande reaktiva filtren. 6) I två parallella reaktiva filterbäddar sker den sista reningen. Vattnet rinner sedan vidare från de två parallella brunnarna till en samlingsbrunn (visas ej i fig 3.2) innan det leds till ett utlopp i recipienten Mälaren, 7.

I den tekniska beskrivningen av SORBUS-anläggningen i tävlingshandlingen (bilaga 3) står det att utjämningsmagasinet ska ha en volym motsvarande dimensionerande nederbördstillfälle. Vid en tillrinning som överstiger denna volym tillåts allt inkommande dagvatten att passera magasinet för att avskiljning av partikulärt bundna föroreningar ska ske före bräddning till recipient. Så blev dock inte fallet när man byggde anläggningen på Lilla Essingen; bräddning sker här före dammen, se kapitel 3.2.

3.2 Anläggningens konstruktion och utformning på Lilla Essingen

3.2.1 Damm (utjämningsmagasin)

Dammens fungerar som fördröjnings- och sedimenteringsbassäng. Inga växter är planterade i dammen. Eftersom utrymmet är begränsat har dammens form anpassats till den plats som finns mellan bropelare och bergsformationen. Första delen av dammen är långsmal, sedan utvidgas den. Vid inloppet i dammen ligger några stora stenar som sprider vattenflödet och fungerar erosionsskyddande. Dammens botten är uppbyggd av olika lager av geotextil, geomembran, grus/sand och överst betongmarkplattor. Dammen är omgärdad av grässlutningar och ett stängsel. På grund av placeringen rakt under bron ligger den i skugga mesta delen av dagen. Vid utloppssidan finns en ramp byggd med plattor för att man ska kunna köra ner i

dammen vid bortforsling av sediment som avsatts på dammbotten. Data om dammen finns i tabell 3.1.

Tabell 3.1 Data om dammen

Parameter	Data
Bottennivå	+1,3 m
Nivå för högsta vattenyta	+2,7 m
Lägsta nivå för flödesreglering	+2,3 m
Vattendjup (max)	1,4 m
Vattenyta vid högsta vattennivån	ca 450 m ²
Volym för flödesreglering ¹⁾	ca 180-200 m ³
Permanent volym	ca 150 m ³

1) Tiden för utpumpning av flödesreglervolymen, 200 m³, är 69 timmar (= 2 dygn och 21 tim) vid en pumpkapacitet på ca 0,8 l/s.



Figur 3.2 Bild på damm vid SORBUS

3.2.2 Brunn mellan damm och biofilter

Brunnen har en tät mellanvägg av betong (skibord) för en nivåhållning i dammen. Överkanten på väggen har nivån +2,3 m. Mellanväggen är placerad centriskt tvärs flödesriktningen.

3.2.3 Biofilter

Biofiltret är placerat i en brunn med diametern 1,2 m. Vattnet kommer in från ett rör i botten av brunnen, passerar filtret och går ut via rör ovanför filtret till pumpstationen. Filtret är sammansatt av 10 cylindrar med perforeringshål och som är klädda med geotextil. På geotextilen bildas en biohud där mikroorganismer lever. Reningen i filtret sker genom att mikroorganismer lever på nedbrytbara föroreningar och att partiklar fastnar i filtret.



Figur 3.3. Biofiltrets inlopp finns i filtrets nedre del och utloppet i överdelen. Vattnet pressas uppåt genom filtret, vars mikroorganismer lever på de nedbrytbara föroreningarna.

3.2.4 Pumpstation

Vattnet pumpas från utlopp på biofiltret till de reaktiva filtren med hjälp av två pumpar som är placerade i en brunn med diametern 1,2 m. Pumparna startar när vattnet i pumpbrunnen når upp till en bestämd startnivå och stoppar när vattennivån sjunkit till en stoppnivå. Vattennivån övervakas med hjälp av en vipa och ekolod. Följande nivåer styrde pumpar och larm under provtagningen (start- och stoppnivåerna ändrades två gånger under provperioden):

Högnivålarm	+2,84 m
Bräddning	+2,70 m
Startnivå	+2,30 m (fr.o.m. 29/7-04 + 2,65; fr.o.m. 24/8-04 +2,45)
Stoppnivå	+1,90 m (fr.o.m. 29/7-04 +2,30)
Lågnivålarm	+1,70 m



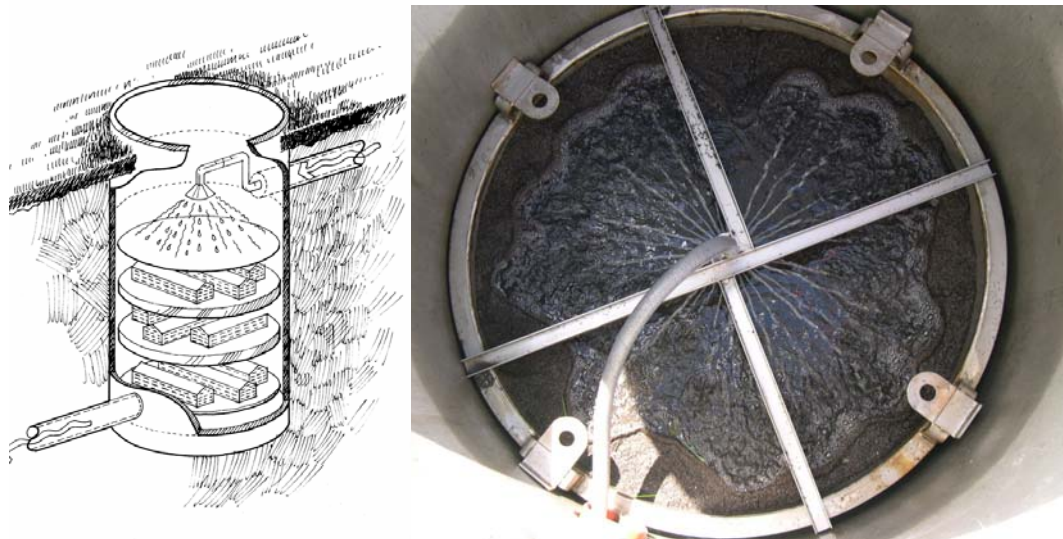
Figur 3.4 Bilder på pumpstationen

3.2.5 Reaktiva filter

De reaktiva filtren är placerade i två parallella brunnar med diametern 1,5 m och höjden 3 m. I vardera brunnen finns tre filterbehållare staplade på varandra och fyllda med filtermaterial. Behållarna är ca 50 cm höga. Pumpstationen ger ett jämt flöde av vatten som sprids över den översta behållaren med en sprinkleranordning. Varje behållare har i botten perforeringar längs med fyra upphöjningar där vattnet transporteras vidare till underliggande filterbehållare och vidare till botten av brunnen. De reaktiva filtrens huvudsyfte är att minska halten av lösta föroreningar.

Filteruppbyggnad

Den översta behållaren i varje filter var inledningsvis fylld med furubark och de två underliggande behållarna med Polonite och nederst i varje behållare lades en geotextil. Den här filteruppbyggnaden varade i cirka ett år och sex månader (mars 03 till oktober 04). I slutet av oktober 04 byttes Poloniten i ett filter ut till zeolit. Med denna filteruppbyggnad slutfördes utvärderingen. För drifterfarenheter, filterbyten och underhåll se kapitel 8



Figur 3.5 Principskiss på reaktivt filter och foto på spridningen av vatten på dess yta.

Filtermaterial

De filtermaterial som har testats under försöksperioden är Polonite¹ i kombination med furubark samt zeolit i kombination med furubark.

Furubarken är en restprodukt från cellulosa- och pappersindustrin och används sedan många år som ett sorbentmaterial för rening av oljeförorenat vatten (11). Furubarken placerades överst i behållaren för att skydda underliggande lager mot oljeföroreningar. Barken som använts i filtret är ytmodifierad för att skapa ett ökat upptag av olja och föroreningar av opolär karaktär, se bilaga 1. Furubark finns i stora mängder och som ett biologiskt material kan det komposteras eller brännas efter användning. Kompostering kräver att materialet är lågt förorenat, så deponi är troligast.

Polonite är ett material som utvecklats med avsikt att få fram egenskaper som främjar fastläggning av fosfor men har även visat sig användbart för metallreduktion (11). Polonite har sitt ursprung i den kiselhaltiga sedimentära bergarten opoka. Fyndigheter av opoka finns i sydöstra Europa och Ryssland och består framförallt av kiseloxider och kalciumkarbonater (11). Vid framställning av Polonite upphettas opokan till minst 900°C och krossas därefter till lämpliga storleksfraktioner för att fungera som filtermaterial. Vid upphettningen, kallad kalcinering, avgår koldioxid från materialet och kalciumkarbonat övergår till kalciumoxid. Materialet fungerar som en reaktiv sorbent, då lösta föroreningar binds till materialet. För en mer utförlig beskrivning av materialets kemiska sammansättning och egenskaper se Gunno Renmans artikel (10), Carina Färms rapport (11), David Evehorns rapport (21) och Joanna Kocymbas rapport (7).

¹ Polonite är ett registrerat varumärke, ägare NCC.

Zeoliten som använts är en naturprodukt från Ungern. Det är ett poröst stenmaterial som är krossat och siktat. Zeolit består till ca 70 % av kiseldioxid och har hög katjonbyteskapacitet och används som sorbent vid vattenreningsteknik men även för återvinning av metaller (11). För en mer utförlig beskrivning av materialets kemiska sammansättning och egenskaper se Carina Färms rapport (11) och Joanna Kocybas rapport (7).

3.2.6 Bräddning

Vid de tillfällen då nivån i dammen överstiger högvattenytan på +2,7 m bräddar inkommande vatten. Bräddavloppet finns i en brunn före dammen. En slusslucka (ventil) finns på bräddledningen i en brunn nedströms bräddbrunnen. I händelse av en trafikolycka med risk för t ex oljespill kan ventilen stängas så att inte olja rinner direkt ut i Mälaren. Om nivån i dammen är lägre än högvattenytan kommer oljan/vattnet i första hand att hamna i dammen. Då kan pumparna stängas av så att oljan inte rinner vidare.

3.3 Anläggningens skötsel och underhåll

Styrningen av pumparna sker automatiskt baserat på övervakning av vattennivå med hjälp av en vipa och ekolod i pumpstationen. Det finns en larmfunktion som är kopplad till drift- och underhållspersonalens mobiltelefon, dock inte nattetid. De larm om trafikolyckor som går till Vägverket kopplas även de till mobilen. På sikt kommer larmfunktionen att anslutas till Vägverkets centrala övervakningssystem. Utrustningen som hör till styr- och övervakningssystemet samt elmatningssystemet är installerat i ett automatikskåp som är placerat vid en av bropelarna vid dammen.

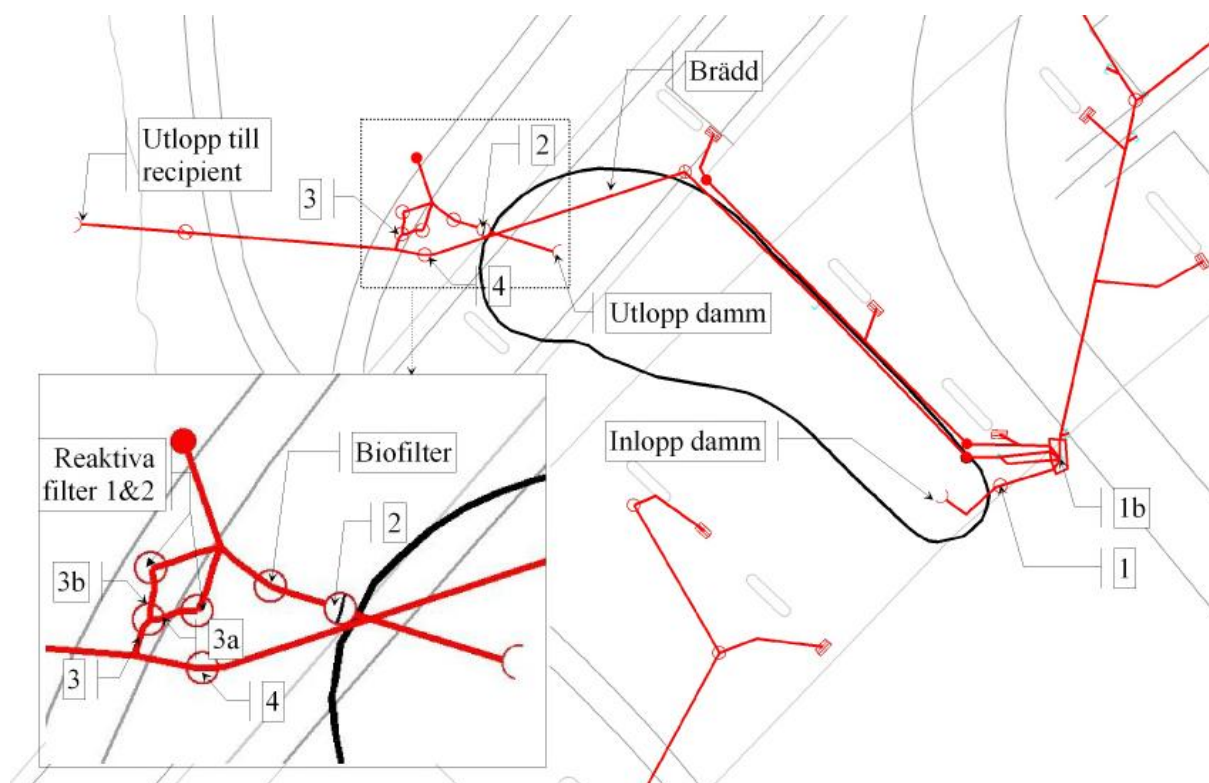
Rengöring av det biologiska filtret kan göras genom att det lyfts upp med hjälp av lastbilskran och spolats av. Filtermaterial i filterbehållarna ska bytas ut när reningsfunktion inte längre är tillräcklig t ex då materialet är ”mättat” på föroreningar. Hur ofta detta ska ske har man ingen erfarenhet av ännu. Det sediment som avsätts i dammen bör tas bort när slamtjockleken påverkar dammens utjämnings- och sedimenteringsfunktion.

4 PROVTAGNING, FLÖDESMÄTNING OCH ANALYSER

4.1 Provtagning och flödesmätning av dagvatten

Provtagningen av dagvattnet påbörjades i mars 04 och pågick till maj 05. Prov på vattnet togs i fyra punkter: före damm, efter damm (men före filter) och efter filter samt på bräddat vatten. Flödesmätning skedde på tre punkter: före damm, efter filter och på bräddat vatten. All provtagning var flödesproportionell, vilket innebär att en flödesmätare genom signal vid vald flödesvolym, t ex varje kubikmeter, styr provtagaren som tar en viss mängd vatten per signal. Efter ett antal signaler har ett samlingsprov tagits. Vanliga samlingsprovolymer är ca 10-25 liter, vilket motsvarar ca 100 prover. Vid denna metod tas proverna i förhållande till flödet vilket innebär att hänsyn tas till hur koncentrationen varierar med flödet, vilket inte uppnås vid stickprovtagning. Flöden, temperatur och nederbörd registrerades i datalogger.

För alla provtagningspunkter gäller att mätvärden från dataloggrar tömdes ungefär en gång per vecka och provtagningsbehållarna tömdes vid behov eller efter varje regntillfälle. Vid besök på platsen fördes en besökslogg. Där registrerades flöden, antal tagna prov, provvolym och om vattenprover skickats på analyser. Även ändringar i provtagningsförfarandet finns redovisat t ex ändringar av pulsvolym till provtagare etc. och allmänna iakttagelser.



Figur 4.1. Provtagningspunkter 1 till 4. I oktober 04 ersattes provtagningspunkt 3 av provtagning i punkterna 3a och 3b. I november – december 04 flyttades provtagningspunkt 1 till uppströms brunn 1b.

Provtagningspunkter för dagvatten

Figur 4.1 visar placeringen av nedanstående provtagningspunkter.

Punkt 1 – mäter inkommande föroreningshalter i dagvatten till dammen

Flödesmätning gjordes med en ”starflow” v/h-mätare. Provtagningspunkt 1 flyttades i november - december 04 till uppströms liggande brunn 1b, på grund av de ändrade start- och stoppnivåerna för pumparna som skedde juli 04. Där byggdes ett skibord upp och flödet bestämdes med hjälp av en nivåmätare.

Punkt 2 – mäter utgående föroreningshalter i vatten från dammen vilka även är inkommande halter i vatten till filterreningssteget. Flödesproportionell provtagning utfördes i utloppsbrunnen efter dammen med en provtagare som styrdes av pumparnas till- och frånslag. En data-logger registrerade till och frånslag.

Punkt 3 – mäter utgående föroreningshalter i dagvatten som passerat biofiltret och de två reaktiva filtren med furubark och Polonite. Punkt 3 ersätts senare av:

Punkt 3a – mäter utgående halter av dagvatten som passerat biofiltret och reaktivt filter med furubark och zeolit.

Punkt 3b – mäter utgående halter av dagvatten som passerat biofiltret och reaktivt filter med furubark och Polonite.

I punkt 3 utfördes flödesproportionell provtagning med hjälp av en nivågivare vilken mätte vattennivån vid ett installerat skibord. I oktober 04 utökades provtagningspunkt 3 till två punkter som kunde mäta dagvatten separat från varje filterbrunn. Detta gjordes på grund av att två olika typer av filter installerades i de båda filterbrunnarna. Metoden för provtagning var densamma som innan, fast nu på de två ledningarna från de båda filterbrunnarna innan de går ihop i brunnen.

Punkt 4 – mäter föroreningshalter i bräddat dagvatten.

Provtagning på bräddat dagvatten skedde i punkt 4 och utfördes på samma sätt som för provtagningspunkt 3. Efter oktober 04 gjordes endast flödesmätning i denna punkt.

För punkt 2, 3 och 4 fanns provtagnings- och mätutrustning samlad i en ombyggd container som stod intill filterbrunnarna. Provtagningsvatten från punkt 2,3 och 4 sögs till ”mätcontainern” och där samlades proven i behållare i en kylbänk.

Nederbördsmätning

Nederbördsmätning gjordes med nederbördsgivare av vippskålstyp uppsatt på mätcontainern. Registreringen av vipparna skedde med en datalogger som tömdes ungefär en gång per vecka. Se bilaga 9.

Temperaturmätning

Temperaturmätning skedde för perioden mars 04 till september 04 vid Magelungsvägen, Stockholm, och för perioden oktober 04 till maj 05 vid SORBUS. Se bilaga 10.

En förklaring till benämningar i diagram och tabeller som förekommer i rapporten framgår ur tabell 4.1 nedan.

Tabell 4.1 Förklaring till mätpunkter i diagram och tabeller.

Provtagningspunkt	Benämning	Beskrivning	Filtermaterial	Tidsperiod
Punkt 1 & punkt 1b	Före damm (F. damm)	Inkommande till damm.	-	mar 04 – maj 05
Punkt 2	Efter damm (Ef. damm)	Utgående från damm.	-	mar 04 – maj 05
Punkt 3	Efter Polonite (Ef. Polonite)	Gemensam punkt efter reaktivt filter 1&2.	Biofilter, furubark och Polonite.	mar 04 – sep 04
Punkt 3a	Efter zeolit (Ef. zeolit)	Efter reaktivt filter 1.	Biofilter, furubark och zeolit.	okt 04 – maj 05
Punkt 3b	Efter Polonite (Ef. Polonite)	Efter reaktivt filter 2.	Biofilter, furubark och Polonite.	okt 04 – maj 05

4.2 Analyser

4.2.1 Vattenprover

Under perioden mars 04 till och med maj 05 mättes och analyserades följande ämnen och parametrar på dagvattnet: Konduktivitet, pH, suspenderat material (SS), glödförlust (GF eller VSS), totalt organiskt kol (TOC), ammoniumkväve (NH₄-N), nitrit-nitrat-kväve (NO₂/NO₃-N), fosfatfosfor (PO₄-P), totalkväve (Tot-N), totalfosfor (Tot-P) samt totalhalter av metallerna kadmium (Cd), krom (Cr), koppar (Cu), bly (Pb), nickel (Ni) och zink (Zn). Förekomsten av olja (egentligen oljeindex) analyserades under perioden augusti 04 till december 04. Under perioden januari 05 till och med maj 05 kompletterades analyserna med följande ämnen: vanadin (V), volfram (W), kvicksilver (Hg) samt lösta halter av samtliga metaller. I bilaga 5-7 finns alla analysresultat samlade.

De flesta proverna har analyserats på Stockholm Vattens ackrediterade laboratorium. Undantag är oljeindex som har analyserats på laboratorieföretaget Lantmännen Analycen.

4.2.2 Filterprover

Reaktivt filter

I det reaktiva filtret analyserades furubark och Polonite med avseende på upptagen mängd föroreningar. Ingen provtagning skedde på zeolit.

Furubark

Barkprover togs ut från tre olika ställen (skikt) i filtret. Ett referensprov med oanvänd bark analyserades för att kunna jämföra resultaten före och efter användningen i filtret och dra bort eventuella bakgrundsstörningar. Från barken analyserades mängd förorening (metaller, olja och PAHer) per kilo torrsubstans (mg/kg TS). Barken som analyserades hade suttit i filtren under tidsperioden mars 03 till och med juni 04. Ungefär 400 liter bark har under perioden använts i varje filter och under provperioden beräknas pumpad vatten mängd till ca 3000 m³ över bägge filtren, alltså ca 1500 m³/filter. I bilaga 11 finns alla analysresultat samlade.

Polonite

Poloniteprover togs ut från tre ställen (skikt). Prov 1 togs direkt från ytan, prov 2 direkt under ytan och prov 3, 1 dm under ytan. Ett referensprov med oanvänd Polonite analyserades för att kunna jämföra resultaten före och efter användningen i filtret. Från Poloniten analyserades mängd förorening (metaller) per kilo torrsubstans (mg/kg TS). Poloniten som provtogs var i drift under perioden oktober 04 till och med maj 05. Beräknad pumpad mängd under perioden är 793 m³.

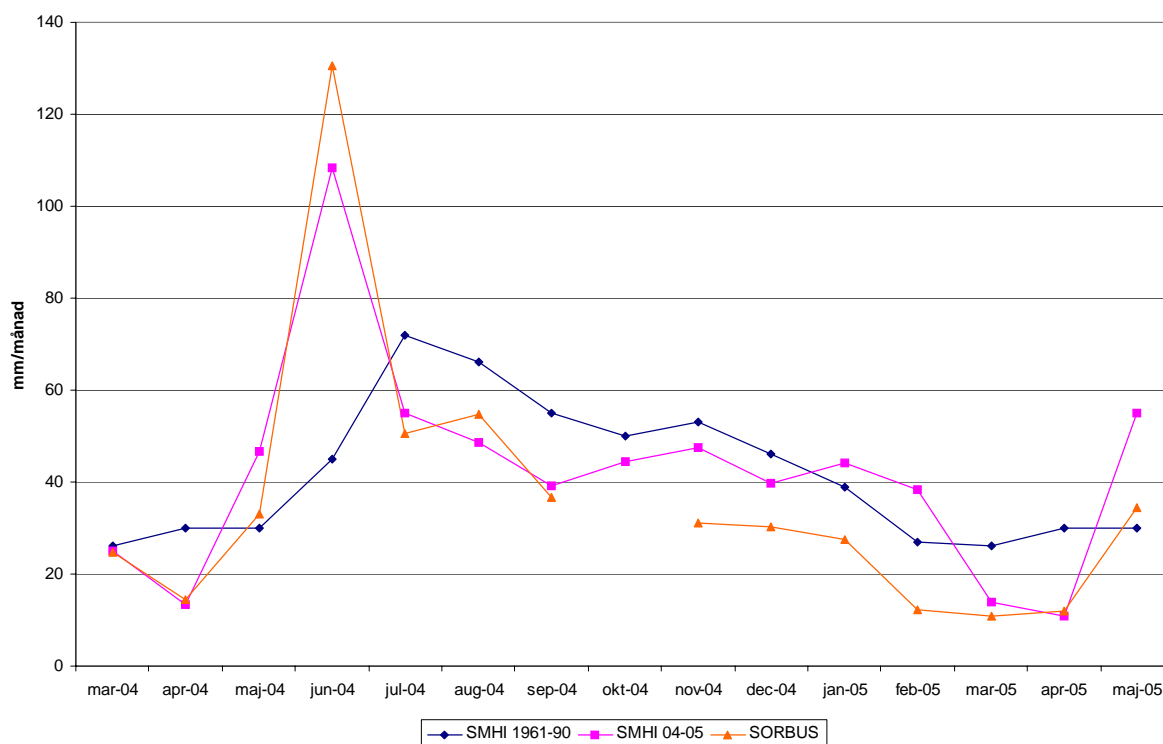
Biofilter

Inga prover har tagits på biofilter.

5 DAGVATTENMÄNGDER

5.1 Nederbörd

Nederbördsmängden i Stockholm är i genomsnitt ca 540 mm per år mätt av SMHI vid Observatorielunden (19). Under de år då flödesmätningarna och provtagningarna pågick var nederbörden i Stockholm 533 mm år 2004 respektive 555 mm år 2005. Det var alltså två ganska normala år. Enligt nederbördsmätning var nederbörden 630 mm (exklusive oktober 04, 585 mm) vid Observatorielunden under provtagningsperioden mars 04 till och med maj 05. Detta kan jämföras med den mätning som gjordes med nederbördsmätare vid SORBUS-anläggningen, se bilaga 9. Enligt den var nederbörden under samma period 478 mm, exklusive oktober 04. I figur 5.1 ses att nederbörden under juni 04 var mer än dubbelt så stor som normalt och under vintermånaderna något mindre, speciellt för mätaren vid SORBUS. Nederbördsmätaren vid SORBUS var dock inte av sådan typ att den mäter nederbörd i form av snö. Den mindre uppmätta nederbörden kan förklaras av tre faktorer. För det första att nederbörden varierar från referensstationen Observatorielunden och för det andra att ingen registrering av nederbörd skedde under oktober 04 och för det tredje att nederbördsmätaren inte är konstruerad att mäta nederbörd i form av snö.

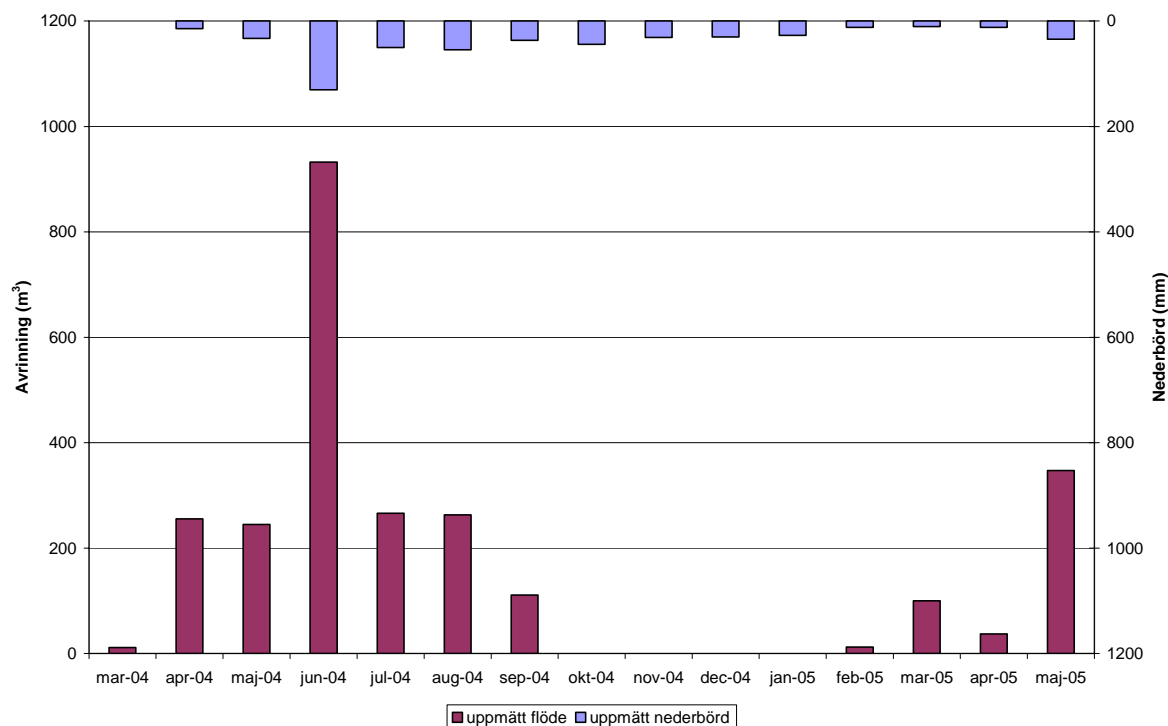


Figur 5.1 Månadsnederbörd på Lilla Essingen ("SORBUS") och Observatorielunden ("SMHI 04-05") för åren 2004-2005 samt medelnederbörden per månad vid Observatorielunden ("SMHI 1961-90") för perioden 1961-1990.

Under provtagningsperioden registrerades snösmältningsperioder och 135 regntillfällen. För definition av regntillfälle och detaljerad nederbördsstatistik, se bilaga 9. Två större nederbördstillfällen inträffade under juni 04, regn 25 och 26, vilket kan ses i figur 5.1. Ett större regn registrerades även maj 05, regn 129. Högsta uppmätta intensiteten var 62,5 l/s/ha, regn 64. Det längsta regnet pågick under ca 10,5 h, regn 26.

5.2 Dagvattenvolym

Den uppmätta tillrinningen och nederbörden redovisas i figur 5.2. Ungefär 30 % av den totala avrunna vattenvolymen under mätperioden uppmättes under juni 04, vilket var en månad präglad av stor nederbörd men även av renvattenspolning via en brandpost. Under perioden 27 sep till 8 nov 2004 utfördes ingen provtagning och flödesmätning på grund av filterbyten. För månaderna oktober 04 till februari 05 finns inga flödesdata för inkommande flöden till damm på grund av byte av mätpunkt. Se bilaga 8 för uppmätta flöden, pumpgångtider och nederbörd.



Figur 5.2 Månadsvis uppmätt nederbörd och inkommande flöde. Uppmätt flödesvolym och nederbörd i mars 04 avser perioden 25 mars till 1 april.

I tabell 5.1 redogörs för uppmätta flödesvolymerna och beräknade pumpade flöden samt regler-volymförändringarna; månadsvis och totalt under provperioden. För månaderna mars till september 2004 och februari till maj 2005, är summan (se raden Tot¹ i tabell 5.1) av de inkommande uppmätta dagvattenvolymerna, 2581 m³, högre än både de uppmätta utgående, 2392 m³, och de beräknade pumpade, 2399 m³, dagvattenvolymerna. I tabell 5.1 ses även skillnad på månadsvärden mellan inkommande och utgående flöden. Det kan delvis förklaras med den reglervolym som finns i dammen, men den främsta orsaken bedöms vara mätfel. Se kapitel 7 för vidare resonemang.

Mängd vatten i reglervolymen har för varje månadsslut beräknats. I tabell 5.2 redovisas volymkillnaden under månaderna. Minustecken innebär att en vattennivåsänkning skett under perioden och mer vatten pumpats ut än runnit in. Under de fyra första månaderna skedde ingen vattennivåförändring i dammen på grund av pumpinställningarna.

Tabell 5.1 Redovisar uppmätta flödesvolym (m³), nederbörd (mm), beräknade pumpade flöden (m³) och förändring av reglervolym (m³). Redovisade värden i mars 04 månad avser perioden 25/3-1/4. ¹ avser månaderna mars till september 2004 samt februari till maj 2005. ² alla månader mars 04 till maj 05, ej oktober 04.

	Nederbörd (mm)	In damm (m ³)	Ut damm (m ³)	Pumpat (m ³)	Reglervolym (m ³)
mar-04	0.1	12	12	-	-
apr-04	14	256	262	75	-
maj-04	33	245	259	163	-
jun-04	131	932	908	920	-
jul-04	51	266	256	228	31.5
aug-04	55	263	259	243	-9
sep-04	37	111	84	193	-18
okt-04	*				
nov-04	31		110	218	22.5
dec-04	30		324	281	9
jan-05	27		311	338	-31.5
feb-05	12	12	63	80	9
mar-05	11	100	149	197	27
apr-05	12	37	22	65	-4.5
maj-05	34	347	120	234	-18
Tot¹	390	2 581	2 392	2 399	18
Tot²	478	2 581	3 137	3 236	32

* Uppmätt nederbörd i okt 04 - 44,5 mm (SMHI Observatorielunden)

Under provtagningsperioden bräddades 129 m³ dagvatten, framför allt under perioden 11-17 juni 04 i samband med renvattenspolning på lilla Essingen, då tillförsel av vatten skedde från brandpost. Flödet från brandposten är uppskattat till 100-500 m³. Under denna period bräddades 88 m³.

Antagandet att flödet in och ut från dammen är lika stort under provperioden (nederbörd på och avdunstning från dammytan är ungefär lika) ger att flödet in till dammen är ca 3200 m³ (beräknat pumpat flöde och uppmätt flöde). En översiktlig beräkning med antagandet att avrinningsområdet är 1,2 ha, se kapitel 2.2, att avrinningskoefficienten är 0,85 och att nederbörden är 478 mm ger en avrinningsvolym på 4875 m³. Den beräknade avrinningsvolymen är ca 1,6 ggr större än den uppmätta vilket kan innebära att avrinningskoefficienten är lägre och/eller att avrinningsområdet är mindre. Ytterligare en anledning kan vara att snösmältningen inte bidrar med de mängder som man kan förvänta. Cirka 23 % av årsnederbörden faller i genomsnitt som snö (12). Ur figur 5.2 ses att inga större snösmältningsflöden registrerats. En förklaring kan vara att delar av snön har transporterats bort i samband med snöröjning.

5.3 Beräkning av avrinningsområdets yta

Avrinningsområdets storlek har uppskattas med hjälp av tre metoder. Den första är genom mätning på karta enligt kap 2.2. Det ger en yta på ca 1.2 ha, se tabell 2.1. Den andra metoden är att uppskatta avrinningskoefficienten för avrinningsområdet och därefter, för ett antal regnperioder, beräkna avrinningsarean som funktion av avrinningskoefficienten, uppmätt flöde och nederbörden. Eftersom markanvändningen inom avrinningsområdet huvudsakligen består av hårdgjorda ytor som asfalt och tak, antogs avrinningskoefficienten vara 0,85. Enligt publikation P90, Svenskt Vatten, varierar avrinningskoefficienten i ett område som detta mellan 0,8 till 0,9. Avrinningskoefficienterna gäller dock för dimensionerande intensiteter och områden med måttliga lutningar. Perioder har valts ut där flödesvolym är större än 30 m³, periodlängden är längre än 3 dagar och där inget smältvatten förekommer. Beräkningar ger att avrinningsområdet är ca 0,93 ha stort (medelvärde), men varierar mellan 0,5 till 1,4 ha - beroen-

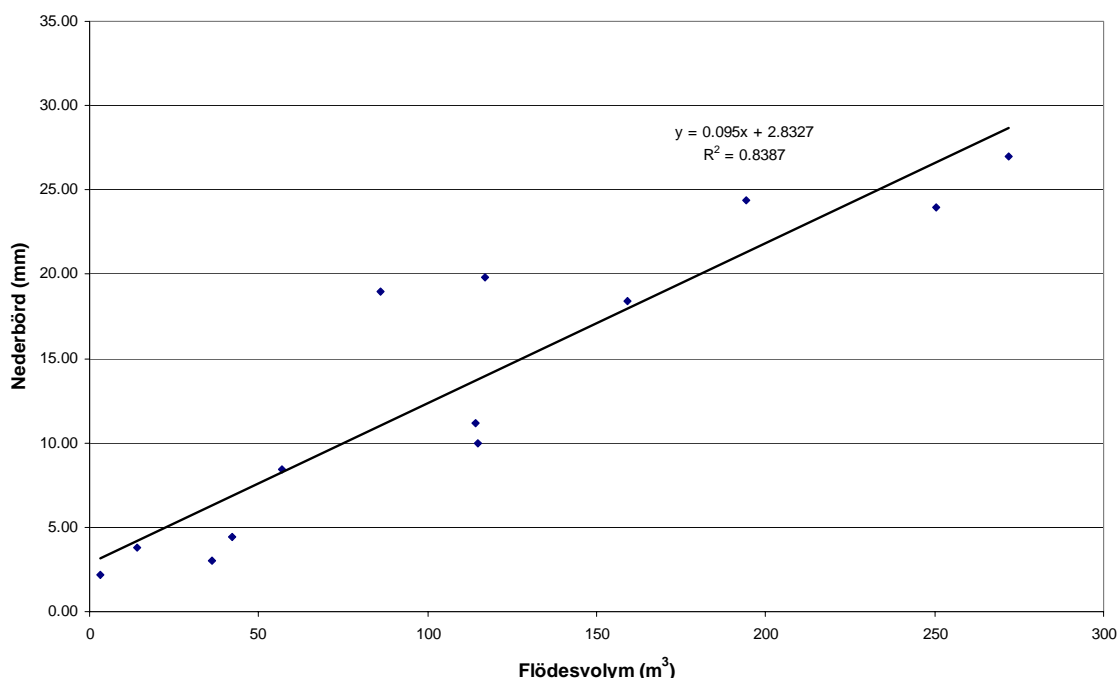
de på regntillfälle. För hela provtagningsperioden, period 8 i tabell 5.2, är avrinningsområdets yta beräknad till 0,79 ha (inklusive snösmältning).

Tabell 5.2. Beräkning av avrinningsområdets storlek.

Period	från	till	Längd (d)	Flödesvolym (m ³)	Nederbörd (mm)	Beräknad yta (m ²)
1	04-05-17	04-05-24	7	117	20	6 958
2	04-06-08	04-06-11	3	57	8	7 983
3	04-06-22	04-06-28	6	194	24	9 359
4	04-07-05	04-07-15	10	159	18	10 173
5	04-07-27	04-08-10	14	115	10	13 518
6	05-04-25	05-05-08	13	272	27	11 852
7	05-05-27	05-05-31	4	86	19	5 331
					medel	9 310
					median	9 359
8	04-03-25	05-05-31	432	3 200	478	7 876

Det tredje sättet att beräkna ytan är att rita upp flödet som funktion av den okorrigerade nederbörden, se figur 5.3, och därefter anpassa data till det linjära sambandet $y = (1000/b)*x+a$, där a är vätningsförlusten i mm och b är arean i m². Denna metod resulterar i arean 0,96 ha. Trendlinjens korrelationskoefficient, R^2 , visar att sambandet mellan nederbörden och den avrunna dagvattenvolymen är god.

Den här metoden kan även tillämpas för korrigerad nederbörd och ger då med korrektionsfaktorn 1,10 arean 1,05 ha. 1,10 är den faktor som används vid nederbördsmätningar i Observatorielunden i Stockholm och innebär att nederbörden korrigerats för den underskattning av nederbördsmängden som uppkommer vid nederbördsmätning. Dock är korrektionsfaktorn specifik för varje mätstation, varför beräkningar för SORBUS, baserade på Observatorielundens värde för korrektionsfaktorn, kan vara behäftade med stora osäkerheter.



Figur 5.3 Uppmätt nederbörd som funktion av flödet.

Sammantaget ger de tre ovan redovisade metoderna ett avrinningsområde som är ca 1 ha stort.

Enligt tävlingshandlingens tekniska beskrivning, bilaga 3, är dimensionerande nederbörd ett regn med nederbörd från ett regn med två års återkomsttid med en varaktighet på 10 min. I detta fall motsvarar det 8,1 mm. Detta genererar en flödesvolym från ett 1 ha stort avrinningsområde på 81 m³, att jämföras med SORBUS regleringsvolym på 180-200 m³. Dammdelen i SORBUS är således överdimensionerad i förhållande till nuvarande avrinningsområde.

6 ANALYSRESULTAT OCH RENINGSEFFEKT

Totalt under provtagningsperioden insamlades och analyserades 121 prover fördelade enligt: 19 prover före damm, 42 prover efter damm samt 58 prover efter filtren och 2 prover på bräddat vatten. (Till och med september 04 togs 32 prover i en gemensam punkt efter de båda filtren. Oktober 04 till maj 05 togs prov i en punkt efter respektive reaktivt filter 1 och 2, 13 prov för vardera filter.)

Provtagningsperioden har delats upp i sommar- respektive vinterperioder. Vinterperioden är den period då det förekommer nederbörd i form av snö och snösmältning. November månad antogs vara en vintermånad även om nederbörden inte alltid kom i form av snö. En orsak att den klassificerades som en vintermånad är att vägverket regelbundet saltade Essingeleden under november. Sommarperioder är då ingen snösmältning förekommer och nederbörden är i form av regn. Tabell 6.1 nedan redovisar periodernas tidsintervall.

Tabell 6.1. Redovisar sommar och vinterperioder

Datum	Period
15/3 -04 till 13/4 - 04	Vinter/ snösmältningsperiod
13/4 -04 till 1/10 -04	Sommar/ ingen nederbörd i form av snö
8/11 – 04 till 8/4 – 05	Vinter/ snösmältningsperiod
8/4 – 05 till 31/5 -05	Sommar/ ingen nederbörd i form av snö

6.1 Resultat och reningseffekt

Följande kapitel redovisar resultaten från de provtagningar som utförts avseende suspenderat material, konduktivitet, pH, metaller, kväve och fosfor samt oljeindex. Resultaten för TOC (totalt organiskt kol), glödningsförlust, kvicksilver, volfram och vanadin visas i bilaga 12.

I dagvattenstrategin för Stockholms stad (18) delas föroreningshalterna i dagvattnet in i tre klasser: *låga*, *måttliga* och *höga* föroreningshalter. I diagrammen i detta kapitel redovisas gränserna för dessa klasser som jämförelse. Förklaring till **benämningar** och **mätpunkter** i diagram och tabeller framgår ur tabell 4.1. De reningseffekter som redovisas i detta kapitel benämns och avser följande **reningssteg**:

Hela anläggningen – reningseffekt över hela anläggningen (damm, biofilter och reaktivt filter)

Damm – reningseffekt över dammen

Polonite – reningseffekt över biofilter och reaktiva filter med Polonite (efter okt 04 avses endast ett filter)

Zeolit – reningseffekt över biofilter och reaktivt filter med zeolit (efter okt 04)

Följande **antaganden och beräkningar** har gjorts:

- Vid beräkningar har de halter som är redovisade som lägre än detektionsgränsen (t.ex. <0.5 µg/l) antagits vara lika med detektionsgränsen.
- De flödesviktade halterna har beräknats genom att för varje prov under en provtagningsperiod (månads-, vinter- eller sommarperiod) vikta koncentrationen mot flödet. För en provtagningsperiod med tre prov beräknas den flödesviktade halten enligt ekvation (1) nedan, där C är den flödesviktade halten, och c och q är den uppmätta halten respektive det uppmätta flödet.

$$C = (c_1 \cdot q_1 + c_2 \cdot q_2 + c_3 \cdot q_3) / (q_1 + q_2 + q_3) \quad \text{Ekvation (1)}$$

Den flödesviktade halten bedöms vara det mest relevanta värdet och representerar medelhalten av dagvatten och basflöde (torrvädersflöde) under regnperioder och för valda perioder.

- Reningseffekten är beräknad som kvoten av renad halt (differensen mellan inkommande och utgående halt) och inkommande halt. Halter som används vid beräkningar är flödesviktade.

Efter en längre period med små nederbördsmängder (från den 21 mars till 10 maj 2004 uppmättes 17 mm regn), kom i början av mätperioden 19-25 maj 2004 ett kraftigt regn om ca 20 mm. Detta kan delvis förklara att höga halter av föroreningar, relativt måttillfällena resten av året, uppmätts under slutet av maj till början av juni 04.

En sammanfattning över resultatet, uppmätta halter och beräknade reningseffekter, visas i tabell 6.2 nedan. Som jämförelse har reningseffekter för två anläggningar, vilka liksom SORBUS har som funktion att rena trafikdagvatten, lagts in i tabellen. Dessa anläggningar är Ryska smällen (13) vid Johanneshovsbron i Stockholm (avrinningsområde 0,74 ha och ÅDT² 71 000) samt Skullerudskrysset (15) vid E6:an i Oslo (avrinningsområde 3,4 ha ÅDT 42 000).

Tabell 6.2 Sammanfattning - resultat metaller, kväve, fosfor, SS och olja. Flödesviktade halter (µg/l) respektive (mg/l) samt reningseffekten (%) för sommar- och vinterhalvåret. Färgklassificering för *låga*, *måttliga* och *höga* halter enligt gränsvärden i dagvattenstrategin. Som jämförelse visas reningseffekter för anläggningarna vid Skullerudskrysset vid E6:an i Oslo och Johanneshovsbron, Ryska smällen (se gråmarkerade kolumner).

	In till damm		Ef. filter polonite		Ef. filter zeolit		Ren.effekt hela anl. (%)			Ren.effekt andra anl. (%)	
	Som.	Vint.	Som.	Vint.	Som.	Vint.	Som.	Vint.	Hela året	Oslo	Ryska sm.
Bly- Pb (µg/l)	128	8.7	1.2	1.9	0.90	2.4	96	87	95	76	76
Koppar- Cu (µg/l)	256	60	11	18	12	19	88	72	86	58	72
Zink- Zn (µg/l)	2002	322	41	74	43	83	90	62	86	71	69
Kadmium- Cd (µg/l)	1.2	1.0	0.08	0.13	0.04	0.13	89	84	88	60	60
Krom- Cr (µg/l)	74	27	5.9	8.0	2.0	2.8	62	67	62	-	69
Nickel- Ni (µg/l)	53	78	4.5	6.9	6.0	5.8	88	85	88	-	67
Kvicksilver- Hg (µg/l)	0.09	0.06	0.05	0.05	0.05	0.05	41	11	31	-	-
Totalkväve Tot-N (µg/l)	1931	2467	755	2040	1230	1558	52	24	48	29	13
Totalfosfor Tot-P (µg/l)	1054	248	51	67	39	61	87	81	86	61	70
SS (mg/l)	1311	261	6.5	25	8	20	97	95	96	85	83
Olja (mg/l)	1.3	-	0.15	0.39	-	0.43	92	53*	92	82	55

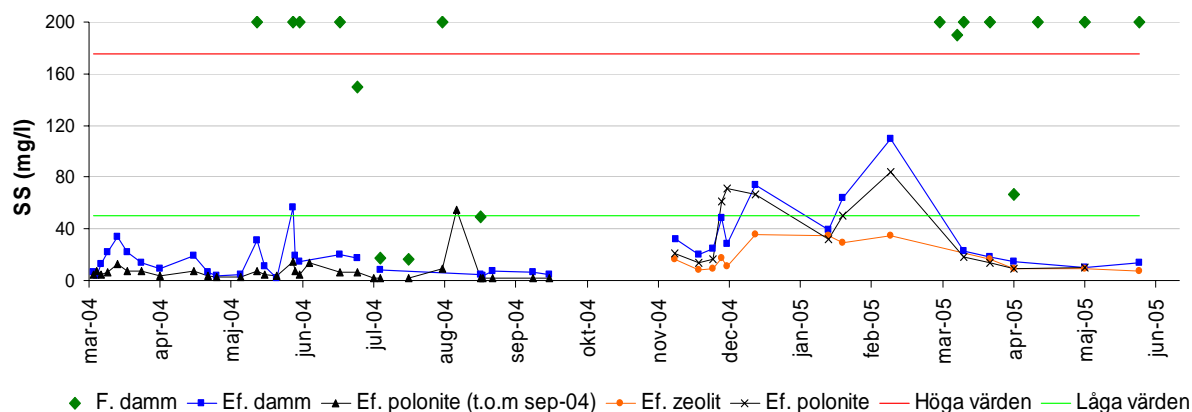
* Avser filter polonite och filter zeolit. - Data finns ej.

Låg Medium Hög

² Årsmedeldygnstrafik - trafikintensiteten i antal fordon per dygn.

6.1.1 Suspenderat material

Halten av suspenderat material (SS) är ett mått på koncentrationen av partiklar i vattnet. I figur 6.1 visas den uppmätta halten SS för hela provtagningsperioden för provtagningspunkterna: inlopp till damm, efter damm, efter filter Polonite samt efter filter zeolit. Gränserna för *höga* och *låga* halter är inlagda. Från figur 6.1 framgår att den uppmätta halten SS på det inkommande vattnet till dammen är *hög* vid 13 av 18 provtagningsstillfällen. Den flödesviktade halten vid inloppet är ca 5 gånger större på sommarhalvåret än på vinterhalvåret, se tabell 6.3. Halten SS efter filter zeolit och Polonite är som högst under perioden december 04 till mitten av februari 05, då den är *låg* till *måttlig*. För övriga månader är halten *låg*. Ur figur 6.2 framgår att reningseffekten för hela anläggningen över provtagningsperioden varierar mellan 94 % och 100 %.

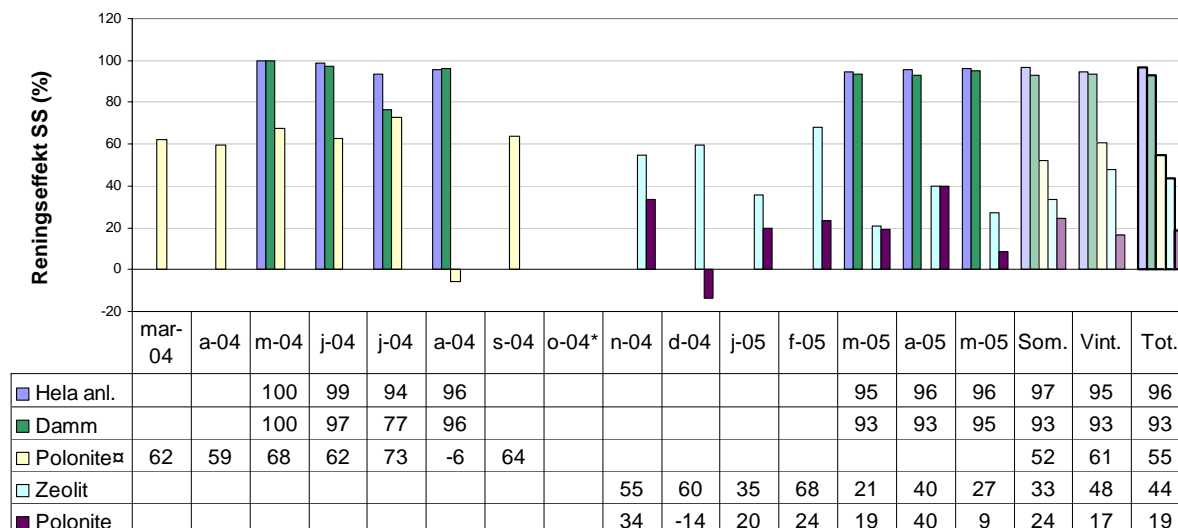


Figur 6.1 Uppmätt halt suspenderat material (SS) i mg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 200 mg/l redovisas som max i diagrammet.

Tabell 6.3 Flödesviktade halter suspenderat material (SS) i mg/l. Halten per månad, sommar- och vinterhalvår samt hela året. n = antalet mätvärden.

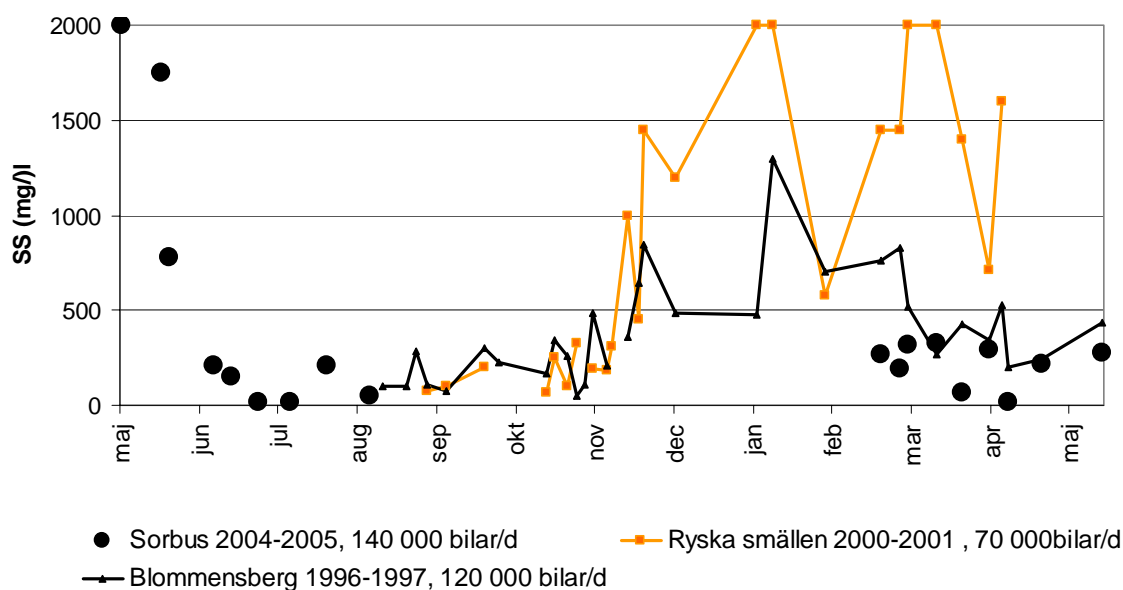
	Före damm	n	Ef. damm	n	Ef. polonite	n	Ef. zeolit	n	Ef. polonite	n
mars -04	-	-	16	6	6.2	6	-	-	-	-
april -04	-	-	15	3	6.2	3	-	-	-	-
maj -04	13000	1	15	5	5.0	5	-	-	-	-
juni -04	960	3	26	5	10	6	-	-	-	-
juli -04	60	3	14	3	3.8	5	-	-	-	-
augusti -04	130	2	5.2	3	5.5	5	-	-	-	-
september -04	-	-	5.5	2	2.0	2	-	-	-	-
oktober -04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
november -04	-	-	25	2	-	-	11	2	17	2
december -04	-	-	44	4	-	-	18	4	51	4
januari -05	-	-	50	2	-	-	32	2	40	2
februari -05	-	-	110	1	-	-	35	1	84	1
mars -05	304	4	20	2	-	-	16	1	16	2
april -05	207	2	15	1	-	-	9.0	1	9.0	1
maj -05	234	3	11	2	-	-	8.0	2	10	1
Sommarhalvår	1311	13	15	21	6.5	24	8.0	2	10	1
Vinterhalvår	261	5	41	20	6.0	8	20	11	38	12
Hela året	1263	18	24	41	6.5	32	17	13	35	13

SORBUS



Figur 6.2 Reningseffekt (%) för SS. *Inga prov analyserades under oktober 04. Data för tidsperioden mars 04 t.o.m. september 04

En jämförelse med tidigare provtagningar vid hårt trafikerade vägar ger att SS-halten oftast är något lägre för SORBUS än för tidigare undersökningar vid Blommensbergs (14) och Ryska smällen (13). Medianvärdet för Blommensbergs, 340 mg/l, och Ryska Smällen, 645 mg/l, kan jämföras med SORBUS på 220 mg/l, se figur 6.3. Den flödesviktade medelhalten för SORBUS är dock 1263 mg/l. Att den är betydligt större än medianvärdet beror på provtagningarna i maj och juni 2004 då höga halter och flöden uppmättes. Mätvärdena för maj månad baseras dock bara på ett mätillfälle och får ett stort genomslag.



Figur 6.3 Jämförelse mellan uppmätt SS halt (mg/l) för 3 olika dagvattenundersökningar, Ryska smällen, Blommenberg och SORBUS. Prov halt högre än 2000 mg/l redovisas som max i diagrammet.

Det suspenderade materialets glödningsförlust (GF), vilken beskriver hur stor andel av SS som utgörs av organiskt material, var 17 % under provperioden in till dammen, se bilaga 12. För sommarhalvåret dubblerades GF-värdet över anläggningen. För vinterhalvåret var ökningen av GF över dammen plus sju procentenheter och därmed betydligt mindre.

6.1.2 Totalt organiskt kol

Halten TOC, totalt organiskt kol, var i det inkommande vattnet till dammen 148 mg/l för sommarhalvåret och 58 mg/l för vinterhalvåret, se bilaga 12. I det utgående vattnet varierade månadshalterna mellan 9- 18 mg/l beroende på filter och månad.

6.1.3 Konduktivitet och pH

I tabell 6.4 och 6.5 visas konduktiviteten respektive pH-värdet, för alla provtagningspunkter; medelvärden per månad, sommar- och vinterhalvår samt för hela året.

Konduktiviteten är ett mått på vattnets ledningsförmåga, vilken är beroende av vattnets innehåll av lösta ämnen. I det inkommande vattnet till dammen är konduktiviteten ca 7 gånger högre på vinterhalvåret än under sommarhalvåret, vilket kan förklaras av att Essingeleden frekvent saltas vintertid, se bilaga 2. Processer i dammen påverkar vattnets konduktivitet; under maj till augusti 2004 ökade konduktiviteten över dammen, medan den minskade under mars till maj 2005. Filterstegen ändrar inte konduktiviteten nämnvärt.

Tabell 6.4 Konduktivitet (mS/m) - medelvärden per månad, sommar- och vinterhalvår samt hela året.
n = antalet mätvärden.

	Före damm	n	Ef. damm	n	Ef. polonite	n	Ef. zeolit	n	Ef. polonite	n
mars -04	-		520	6	547	6	-		-	
april -04	-		342	3	342	3	-		-	
maj -04	155		245	5	261	5	-		-	
juni -04	23	3	119	5	116	6	-		-	
juli -04	36	3	44	3	49	5	-		-	
augusti -04	30	2	85	3	73	5	-		-	
september -04	-		75	2	77	2	-		-	
oktober -06	-		-		-		-		-	
november -04	-		199	2	-		187	2	188	2
december -04	-		302	4	-		305	4	304	4
januari -05	-		293	2	-		295	2	293.5	2
februari -05	-		423	1	-		425	1	417	1
mars -05	3000	4	801	2	-		771	1	801	2
april -05	3590	2	673	1	-		682	1	686	1
maj -05	639	3	255	2	-		286	2	383	1
Sommarhalvår	442	12	154	17	130	21	286	2	535	2
Vinterhalvår	3148	5	434	24	494	11	369	11	382	11
Hela året	1194	17	290	41	221	32	356	13	405	13

pH-värdet är en viktig faktor för fastläggning av tungmetaller i dammens sediment, där ett högt pH leder till att en större mängd tungmetaller fastläggs. Månadsmedelvärde för pH på det inkommande vattnet till dammen varierar mellan 7.3 och 8.0 och över dammen höjs pH, från i genomsnitt 7,6 till 7,9 (under mätperioden). Över filter med Polonite ökar pH från 7,9 till ca 8,8.

SORBUS

Tabell 6.5 pH - medelvärden per månad, sommar- och vinterhalvår samt hela året.
n = antalet mätvärden.

	Före damm	n	Ef. damm	n	Ef. polonite	n	Ef. zeolit	n	Ef. polonite	n
mars -04	-		7.8	6	8.8	6	-		-	
april -04	-		8.0	3	8.8	3	-		-	
maj -04	7.6		8.1	5	8.9	5	-		-	
juni -04	7.4	3	8.0	5	8.9	6	-		-	
juli -04	7.3	3	7.8	3	9.0	5	-		-	
augusti -04	7.5	2	7.9	3	8.6	5	-		-	
september -04	-		8.0	2	9.1	2	-		-	
oktober -06	-		-		-		-		-	
november -04	-		8.1	2	-		7.9	2	9.4	2
december -04	-		7.8	4	-		7.9	4	9.3	4
januari -05	-		7.9	2	-		7.9	2	9.0	2
februari -05	-		7.3	1	-		7.4	1	7.8	1
mars -05	7.7	4	7.7	2	-		7.8	1	8.8	2
april -05	8.0	2	8.0	1	-		7.9	1	8.0	1
maj -05	7.8	3	8.1	2	-		7.8	2	7.7	1
Sommarhalvår	7.6	12	8.0	17	8.9	21	7.8	2	7.9	2
Vinterhalvår	7.7	5	7.8	24	8.8	11	7.8	11	9.0	11
Hela året	7.6	17	7.9	41	8.9	32	7.8	13	8.8	13

6.1.4 Metaller

Med avseende på total och löst halt har nio olika metaller analyserats. En sammanfattning över resultatet, exklusive vanadin och volfram, visas i tabell 6.2. Det inkommande dagvattnet till dammen har *höga* halter av bly (sommarhalvåret), koppar och zink, och *måttliga* halter av kadmium, krom, nickel och kvicksilver. Reningseffekten över hela året över hela anläggningen är lägst för kvicksilver (31 %) och krom (62%). För övriga metaller varierar reningseffekten mellan 86 % till 95 %. I det utgående vattnet från filtren är halterna *låga* till *måttliga* och genomgående lägre på sommarhalvåret än på vinterhalvåret. Även om reningseffekten generellt är lägre under vinterhalvåret är den relativt hög även då.

I jämförelse med analyser som gjorts på trafikdagvatten vid Johanneshovsbron, Ryska smällen och Skullerudskryssat vid E6:an i Oslo har det inkommande dagvattnet till SORBUS de högsta halterna av kadmium, bly, zink och koppar. Reningseffekten (över hela året) är förutom för krom, högre för samtliga metaller vid SORBUS än vid de två jämförande anläggningarna, se tabell 6.2.

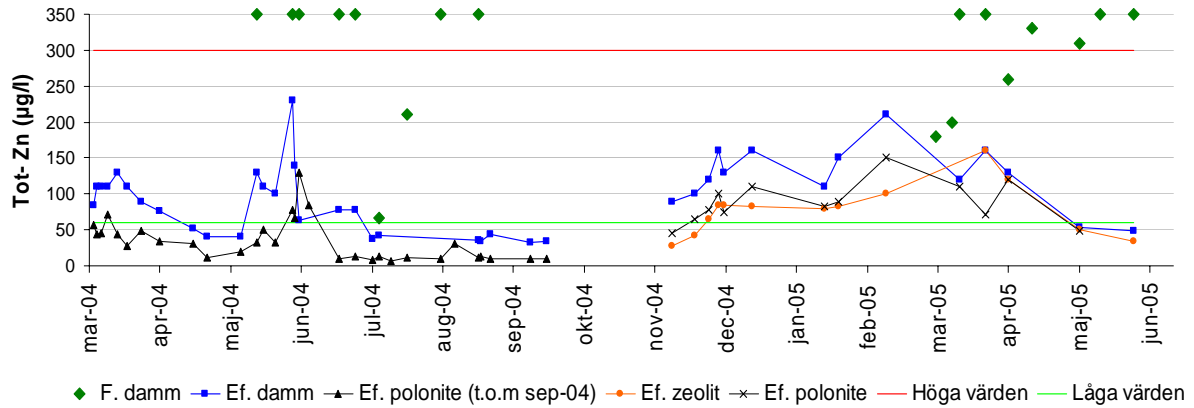
Tabell 6.6 nedan visar för tidsperioden januari till maj 2005 kvoten mellan löst halt och totalhalt för koppar, zink och bly. Det framgår att anläggningen avskiljer bunden metall bättre än löst och att andelen löst zink minskar över filter Polonite. Halten löst krom ökar över filter Polonite. Se bilaga 12.

Tabell 6.6 Kvoten (%) mellan löst halt och totalhalt. Medelvärden beräknade från de flödesviktade månadshalterna under tidsperioden januari 05 t.o.m. maj 05.

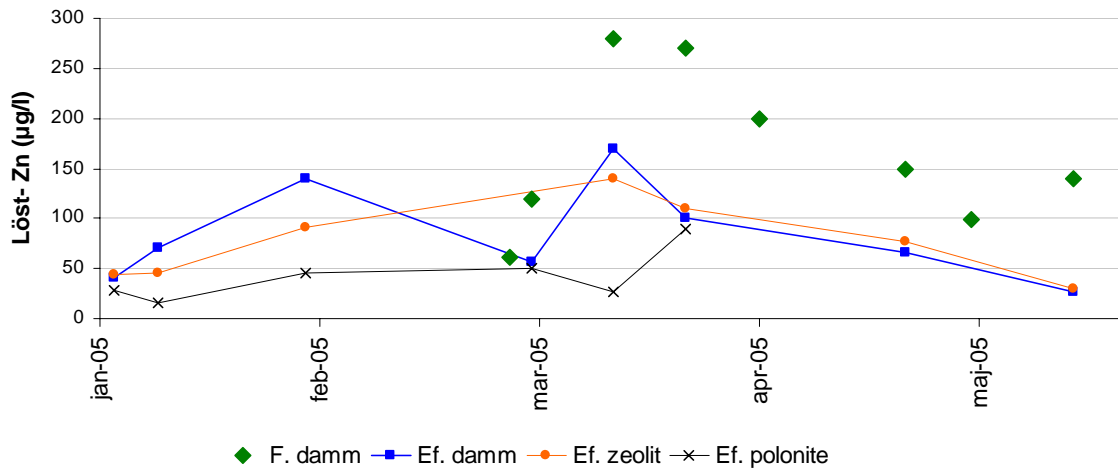
	Före damm	Ef. damm	Ef. zeolit	Ef. polonite
Cu	36	50	65	60
Zn	51	75	90	70
Pb	2.9	12	20	15

För zink, koppar, krom, kadmium, bly och nickel redogörs i de följande diagrammen de uppmätta totalhalterna över mätperioden. För koppar och zink visas även de uppmätta lösta hal-

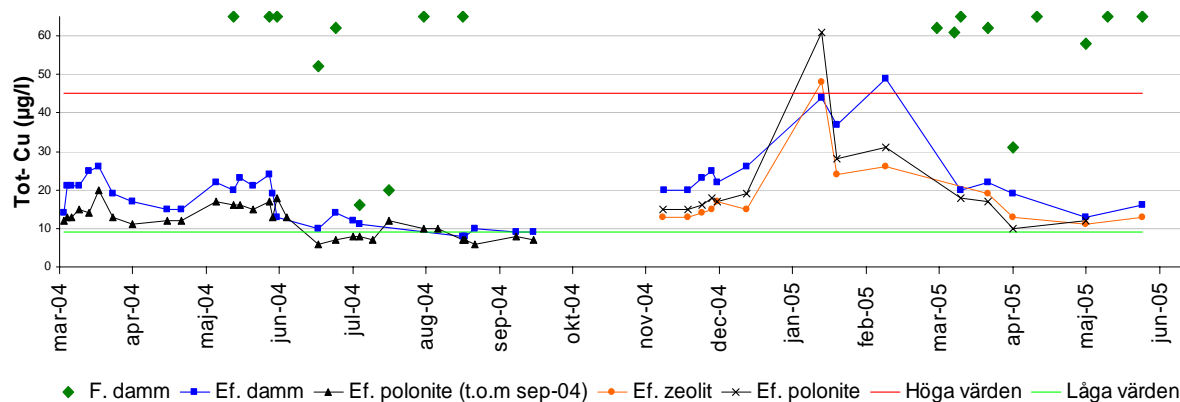
terna och för koppar finns nedan ett diagram över reningseffekten samt en tabell med de flödesviktade månadshalterna. För övriga metaller, se bilaga 12 för motsvarande tabeller och diagram.



Figur 6.4 Uppmått totalhalt zink (Zn) i µg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 350 µg/l redovisas som max i diagrammet.



Figur 6.5 Uppmått halt löst zink (Zn) i µg/l.

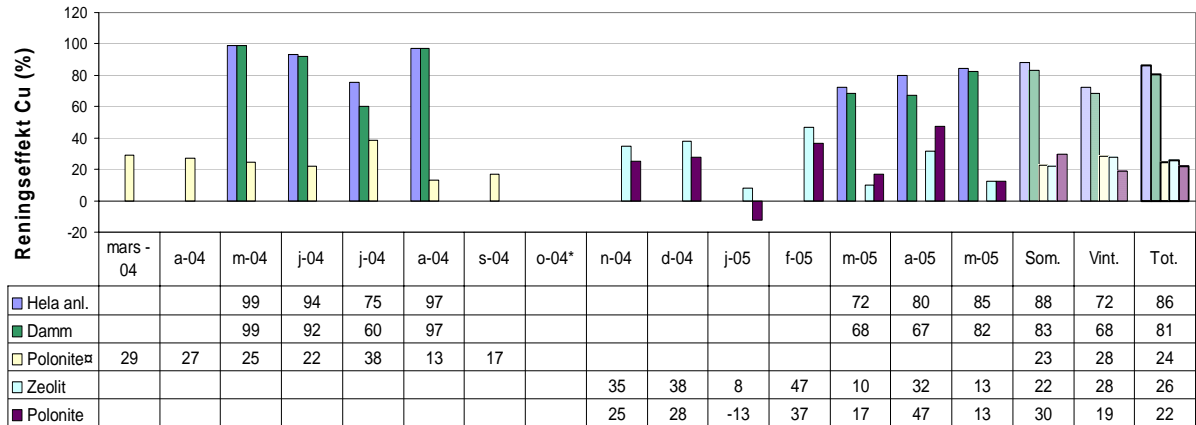


Figur 6.6 Uppmått totalhalt koppar (Cu) i µg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 65µg/l redovisas som max i diagrammet.

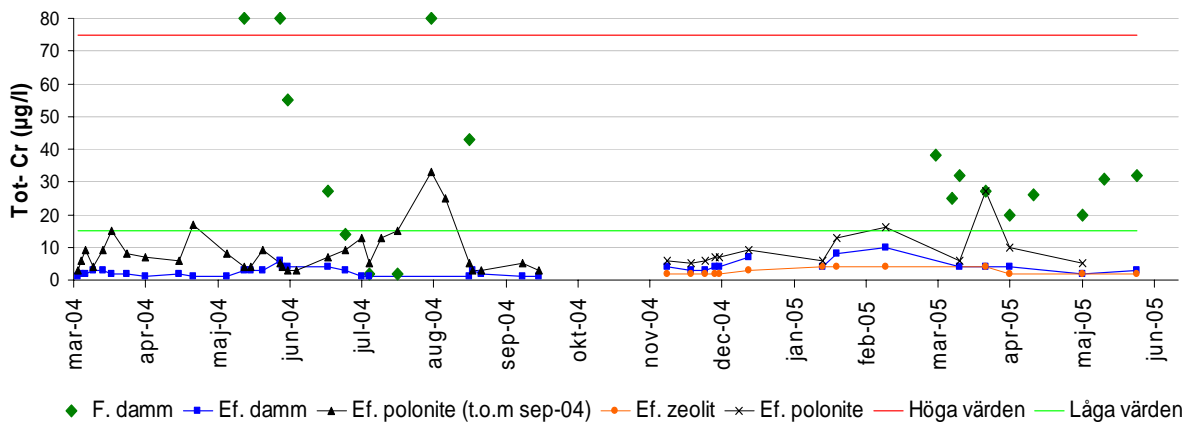
SORBUS

Tabell 6.7 Flödesviktade totalhalter av koppar i µg/l. Halten per månad, sommar- och vinterhalvår samt hela året. n = antalet mätvärden.

	Före damm	n	Ef. damm	n	Ef. polonite	n	Ef. zeolit	n	Ef. polonite	n
mars -04	-	-	20	6	14	6	-	-	-	-
april -04	-	-	16	3	12	3	-	-	-	-
maj -04	1900	1	21	5	16	5	-	-	-	-
juni -04	185	3	15	5	12	6	-	-	-	-
juli -04	32	3	13	3	7.8	5	-	-	-	-
augusti -04	275	2	9	3	7.8	5	-	-	-	-
september -04	-	-	9	2	7.4	2	-	-	-	-
oktober -04	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
november -04	-	-	20	2	-	-	13	2	15	2
december -04	-	-	24	4	-	-	15	4	18	4
januari -05	-	-	41	2	-	-	38	2	46	2
februari -05	-	-	49	1	-	-	26	1	31	1
mars -05	66	4	21	2	-	-	19	1	18	2
april -05	58	2	19	1	-	-	13	1	10	1
maj -05	78	3	14	2	-	-	12	2	12	1
Sommarhalvår	256	13	13	21	10	24	12	2	12	1
Vinterhalvår	60	5	27	20	13	8	19	11	23	12
Hela året	247	18	18	41	10	32	18	13	22	13

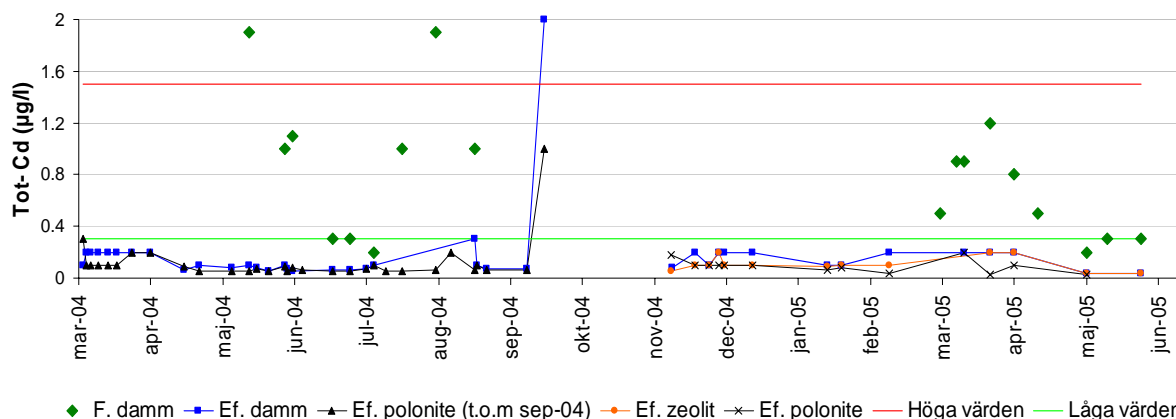


Figur 6.7 Reningseffekt (%) för totalhalten koppar. *Inga prov analyserades under oktober 04. Data för tidsperioden mars 04 t.o.m. september 04.

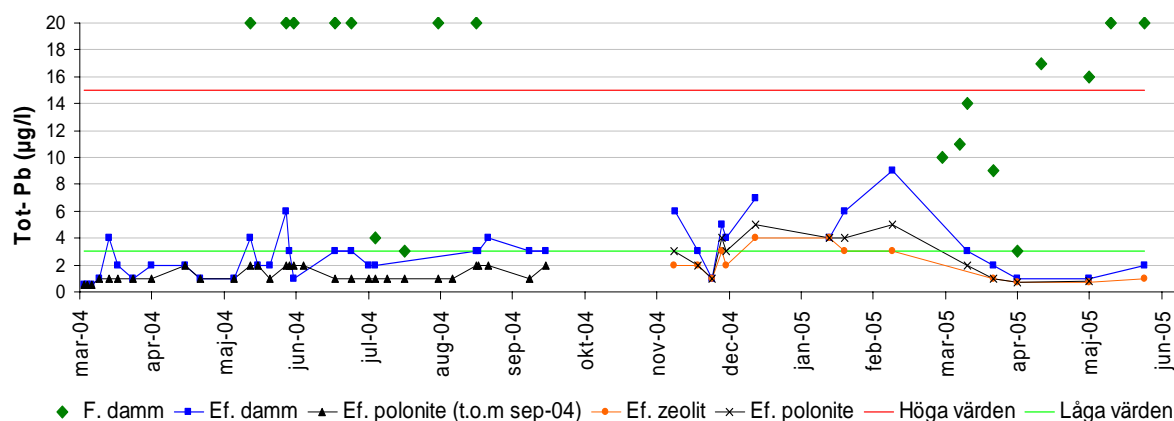


Figur 6.8 Uppmätt totalhalt krom (Cr) i µg/l. Halter vid varje provtagningstillfälle jämfört med gränsvärdena för höga och låga halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 80 µg/l redovisas som max i diagrammet.

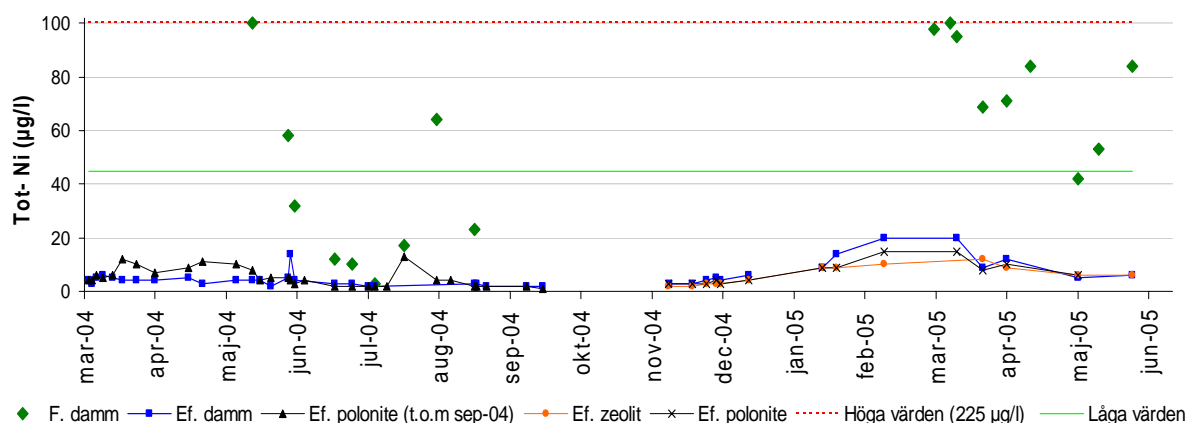
SORBUS



Figur 6.9 Uppmått totalhalt kadmium (Cd) i µg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 1.8µg/l redovisas som max i diagrammet.



Figur 6.10 Uppmått totalhalt bly (Pb) i µg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 20 µg/l redovisas som max i diagrammet.



Figur 6.11 Uppmått totalhalt nickel (Ni) i µg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 100µg/l redovisas som max i diagrammet.

6.1.5 Kväve och fosfor

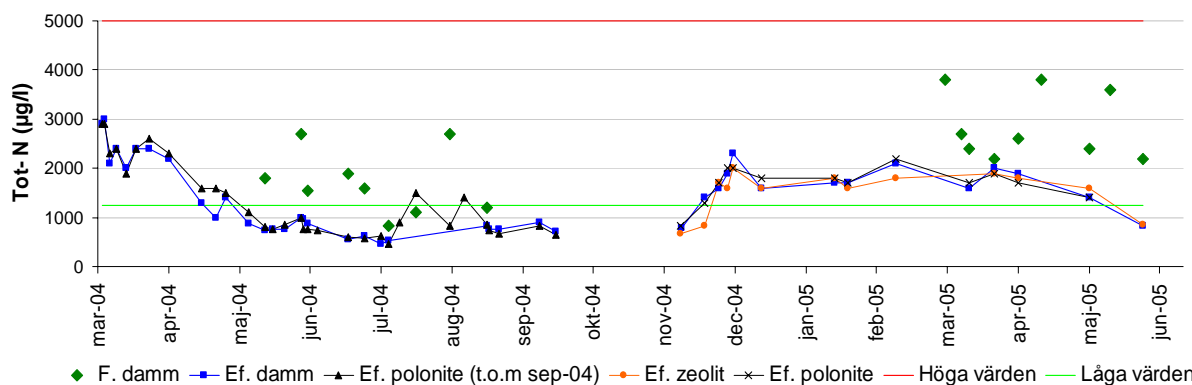
De uppmätta halterna för total-kväve (Tot-N), nitrat och nitrit (NO₃-N + NO₂-N), ammoniumkväve (NH₄-N) och total-fosfor (Tot-P) visas i figurerna nedan. Reningseffekten för total-

kväve och total-fosfor visas i figur 6.15 respektive figur 6.17. Motsvarande diagram finns för fosfat, ammoniumkväve samt nitrat och nitrit i bilaga 12.

Totalhalten kväve i både det inkommande och utgående vattnet är *låg* till *måttlig*, se figur 6.12. Inga tydliga säsongsvariationer kan ses. Halten nitrat och nitrit, figur 6.13, är för majoriteten av provtagningstillfällena högre efter filtren än innan dammen (d.v.s. halten nitrat och nitrit ökar över anläggningen). Motsatta situationen råder för ammoniumkväve, se figur 6.14, där halten för de flesta månader minskar för varje reningssteg. Den troligaste förklaringen till detta är att det sker en nitrifikation (omvandling av ammoniumkväve till nitrit och därefter till nitrat) av ammoniumkvävet i dammen och över filtren varvid halten nitrit-nitrat-kväve ökar och ammoniumkvävet minskar. I mars 04 och mars 05 uppmättes de högsta halterna av ammoniumkväve efter dammen.

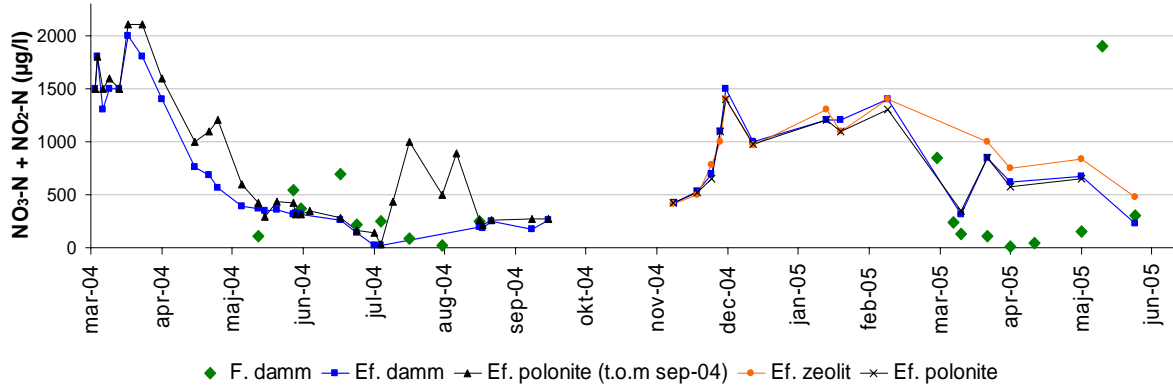
Växter tar gärna upp både ammonium och nitrat, men eftersom upptaget nitrat måste reduceras till ammonium i växten föredrar de flesta växter ammonium (det är energieffektivare). Nitrat är dock en betydligt rörligare jon i mark eftersom den är negativt laddad (vilken markmatrisen också vanligen är) och således mer benägen att läcka ur marken. Den positiva ammoniumjonen fastnar lättare i den negativa marken.

Reningseffekten för totalkväve över anläggningen för hela mätperioden är beräknad till 48 %. Reningseffekten över dammen är 53 % för sommarhalvåret och 25 % för vinterhalvåret, se figur 6.15. Filter Polonite har totalt över hela mätperioden en negativ reningseffekt, d.v.s. kväve frigörs ifrån filtret, vissa månader sker dock en rening. Över filter zeolit sker för motsvarande period en rening på 8 %, men två månader, januari 05 och mars 05, sker en haltökning. Det är troligt att reningen under provperioden är lägre än beräknat då endast en vintermånad är medtagen för dammen och därmed ges en större vikt till sommarmånaderna som är fler och har bättre rening, se figur 6.15.

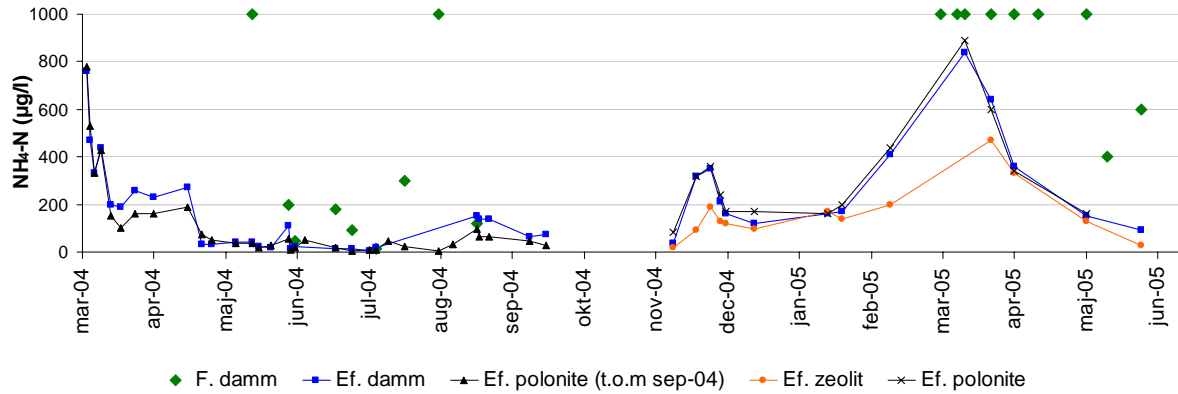


Figur 6.12 Uppmätt totalhalt kväve (Tot-N) i µg/l. Halter vid varje provtagningstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin.

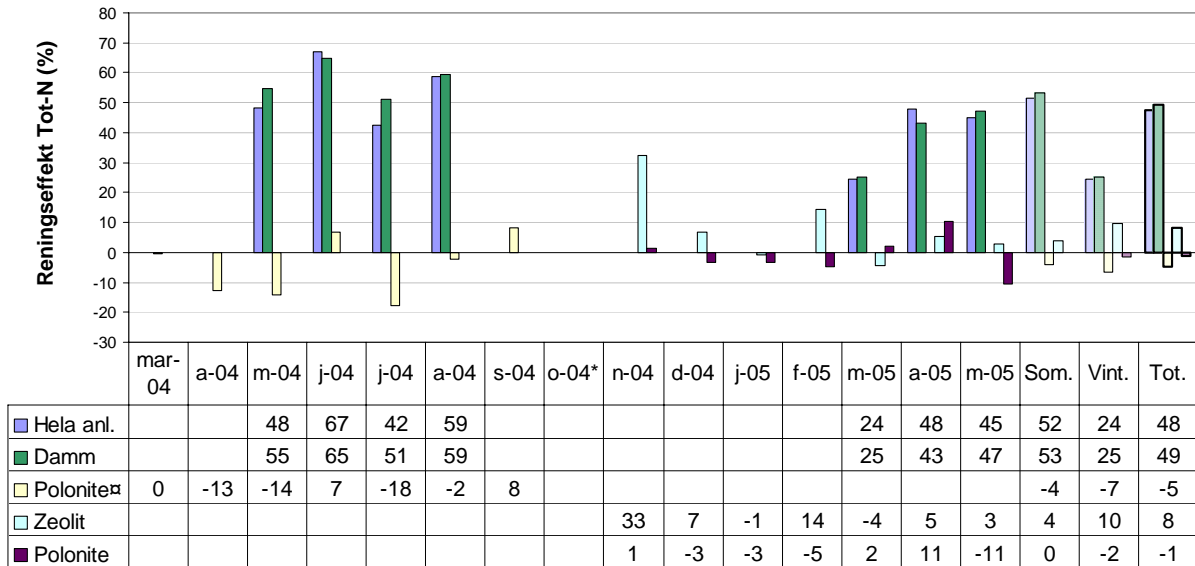
SORBUS



Figur 6.13 Uppmått halt nitrat och nitrit (NO₃-N + NO₂-N) i µg/l.



Figur 6.14 Uppmått halt ammoniumkväve (NH₄-N) i µg/l



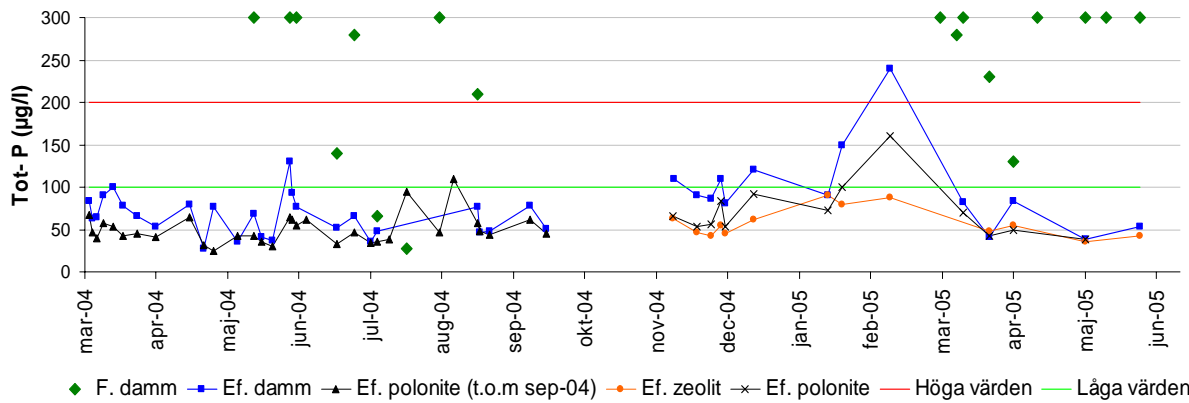
Figur 6.15 Reningseffekt (%) för Tot-N. *Inga prov analyserades under oktober 04. □Data för tidsperioden mars 04 t.o.m. september 04

Tabell 6.8 nedan visar för kväve och fosfor hur andelen löst fraktion av respektive ämne förändras i förhållande till totalhalten av ämnet över anläggningen. För fosfor ökar andel löst P över dammen och filtren. För kväve ökar andelen nitrat och nitrit, medan ammoniumkväve minskar.

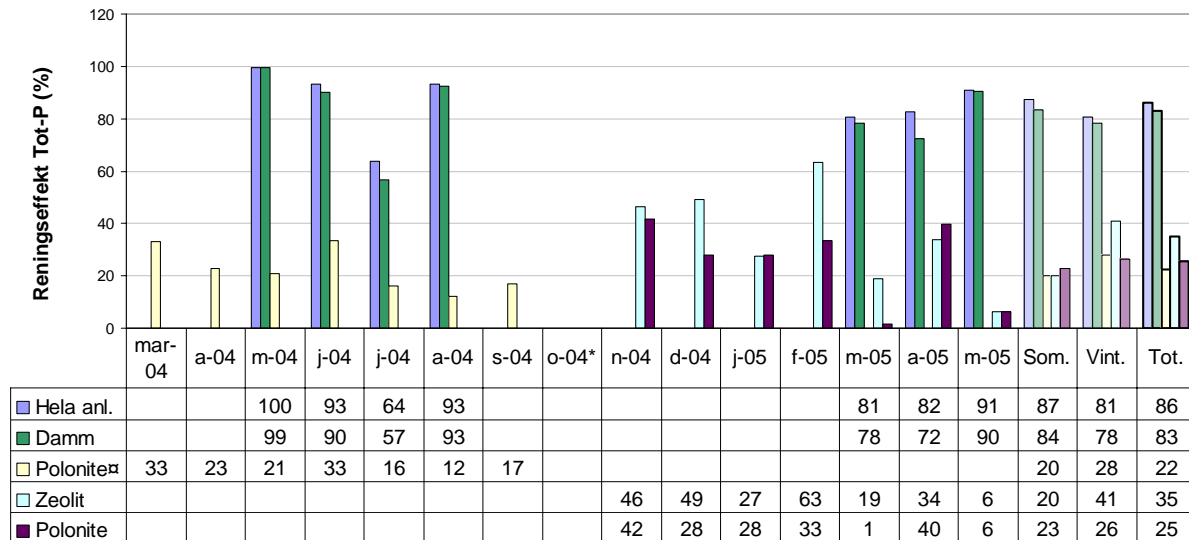
Tabell 6.8 Kvoten (%) mellan löst halt och total halt. Medelvärden beräknade från de flödesviktade månadshalterna under tidsperioden mars 04 tom maj -05.

	Före damm	Ef. damm	Ef. zeolit	Ef. polonite
NO ₃ -N+NO ₂ -N	11	45	59	48
NH ₄ -N	42	14	12	14
NO ₃ -N+NO ₂ -N+NH ₄ -N	52	59	72	61
PO ₄ -P	5.0	21	20	32

Halten totalfosfor vid inloppet varierar över året och för de flesta provtillfällen är halten *hög*. Efter filtren är halten *låg* till *måttlig*. Filtren har bäst reningseffekt under vintern. Reningseffekten över hela anläggningen är 86 %. Den lösta fosfor (PO₄-P) renades även den totalt sett över anläggningen, men med 16 %. Resultaten visar dock att en större rening sker i dammen, 46 %, och i filter zeolit, 26 %. Filter Polonite verkar däremot avge fosfater (PO₄-P). Se bilaga 12. Andelen löst fosfor ökar stegvis genom anläggningen och störst ökning sker över dammen, vilket är normalt då fosfor till relativt stor del är partikelbundet och därigenom sedimenteras i dammen. Se tabell 6.8.



Figur 6.16 Uppmått halt totalfosfor (Tot-P) i µg/l. Halter vid varje provtagningsstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin. Prov före dammen med halt högre än 300µg/l redovisas som max i diagrammet.



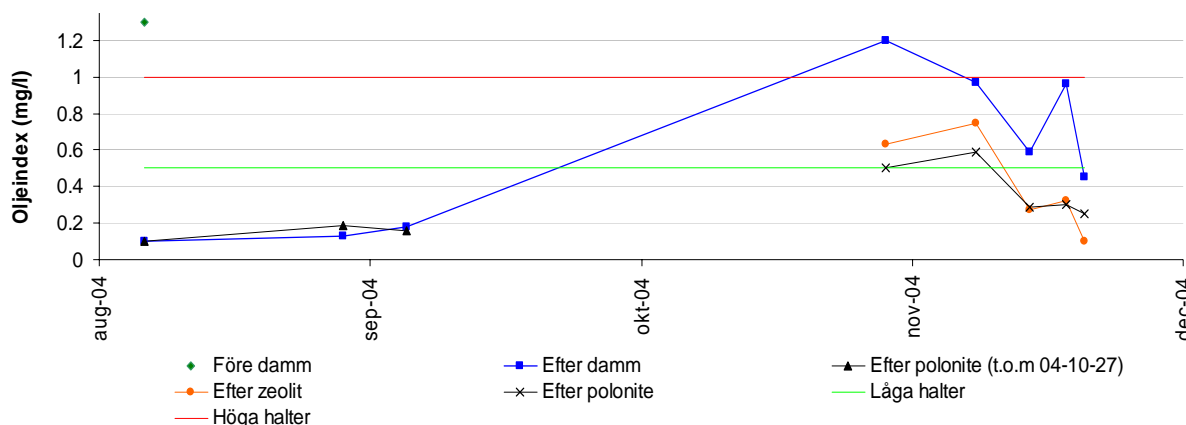
Figur 6.17 Reningseffekt (%) för Tot-P. *Inga prov analyserades under oktober 04. Data för tidsperioden mars 04 t.o.m. september 04.

Vid jämförelse med analyser av total-kväve och total-fosfor som gjorts på trafikdagvatten vid Johanneshovsbron, Ryska smällen och Skullerudskrysset vid E6:an i Oslo kan fastställas att:

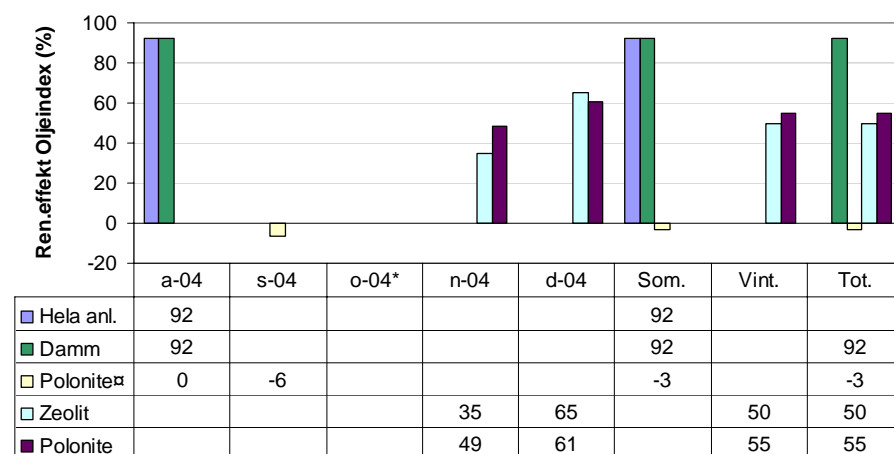
- Årsmedelhalten total-fosfor i det inkommande dagvattnet till SORBUS är över dubbelt så hög, 1,02 mg/l, för SORBUS jämfört med 0,50 mg/l för E6:an och 0,44 mg/l för Ryska smällen.
- Årsmedelhalten total-kväve är 2,0 mg/l för SORBUS, 1,60 mg/l för E6:n och 2,2 mg/l för Ryska smällen.
- Reningseffekten för kväve och fosfor är betydligt högre för SORBUS än de två andra anläggningarna, se tabell 6.2.

6.1.6 Olja

Dammen analyserades 8 gånger under hösten 2004 med avseende på oljeindex. Halten vid inloppet mättes vid ett tillfälle. Resultatet för de uppmätta halterna samt reningseffekten visas i figur 6.18 respektive figur 6.19 nedan. I det utgående vattnet är halten av olja *låg* till *måttlig*, med högre värden mot slutet av mätperioden. Baserat på ett mätvärde är reningseffekten över dammen 92 % . Furubarken i filtren är speciellt anpassad för att absorbera olja; filter zeolit och Polonite renar för vinterhalvåret 50 % respektive 55 % av oljan.



Figur 6.18 Uppmätt halt oljeindex i mg/l. Halter vid varje provtagningstillfälle jämfört med gränsvärdena för *höga* och *låga* halter enligt dagvattenstrategin.



Figur 6.19 Reningseffekt (%) för oljeindex.

6.1.7 Reningseffekt

Tabell 6.9 nedan visar en sammanställning över de erhållna reningseffekterna för varje reningssteg i anläggningen för hela provperioden. Reningseffekten över hela anläggningen är 86 % för fosfor, 48 % för kväve, 62-95 % för olika metaller (avseende totalhalter) och 96 % för SS. Jämfört med några liknande anläggningar är detta höga reningseffekter. I Kolardammen (16) i Tyresö, som inkluderar en översilningsyta, är reningseffekten också hög; 69 % för fosfor och mellan 48-84 % för metaller. I Krubbandammen (8) i Örebro var reningseffekten för kväve 44%, för metaller 42-90 % och för SS 84 %. I vägdagvattendammen vid Skullerydskrysset, Oslo, var reningseffekten under hela året i genomsnitt 61 % för fosfor, 29 % för kväve, 58-76 % för metaller och 85 % för SS. Reningseffekten under vintern vid Skullerydskrysset var något lägre men fortfarande hög; 55 % för fosfor, 20 % för kväve, 55-74 % för metaller och 81 % för SS. Reningseffekten för SORBUS under vintern är 81 % för fosfor, 24 % för kväve, 62-87 % för metaller och 95 % för SS. Det visar att SORBUS har en stor rening även under vintern. Även om reningseffekten generellt är lägre under vinterhalvåret är den relativt hög även då. De baseras dock på få data för inkommande vatten till dammen under vintermånaderna. Det är troligt att reningen är lägre.

Reningseffekten över dammen är 83 % för fosfor, 49 % för kväve, 81-90 % för olika metaller och 93 % för SS. Filterreningssteget ger en rening på 22-35 % för fosfor, <0-8 % för kväve, <0-60 % för olika metaller och 19-55 % för SS. Totalhalter avses.

Tabell 6.9 Reningseffekten (%) – för hela provperioden för de olika reningsstegen i anläggningen. * Mätningar utförda tom september 04.

	Damm	F. polonite*	F. zeolit	F. polonite	Hela anl.
NH ₄ -N	81	23	36	-8.6	84
NO ₃ -N+NO ₂	-309	-45	-13	2.4	-378
Tot-N	49	-4.6	8.1	-1.1	48
PO ₄ -P	46	-59	26	-0.1	16
Tot-P	83	22	35	25	86
SS	93	55	44	19	96
GF	90	34	40	14	92
TOC	78	3.6	25	7.5	77
Zn	81	60	30	27	86
Zn - löst	45	-	6.2	31	45
Cr	88	-239	35	-112	62
Cr - löst	73	-	16	-519	-4.8
Cu	81	24	26	22	86
Cu - löst	47	-	-0.05	10	47
Cd	85	24	17	39	88
Cd - löst	81	-	-25	39	76
Pb	90	38	44	33	95
Pb-löst	4.2	-	2.9	12	26
Ni	87	-17	23	12	88
Ni-löst	81	-	-13	0.3	80
Oljeindex	92	-	50	55	92

6.2 Analyser av filtermaterial

Följande kapitel redovisar delar av resultaten från de provtagningar som utförts på filtermaterialen furubark och Polonite. Ingen provtagning har skett på zeolit. Alla analysresultat finns i bilaga 11.

Nedan redovisade analysresultat för furubark och Polonite representerar ackumulerad absorberad mängd förorening per kilo torrsubstans (mg/kg TS) under tidsperioden mars 03 t.o.m. juni 04 respektive oktober 04 t.o.m. maj 05.

6.2.1 Analysresultat av furubark i filter

Torrsubstanshalten (TS) i den oanvända barken som användes som referens var 91,8 %. I de tre barkproverna, prov 1, prov 2 och prov 3, var TS-halten 30,8 %, 40,8 % respektive 37,7 %.

Resultatet från metallanalysen, se tabell 6.10 nedan, visar att ett upptag skett av samtliga analyserade metaller förutom kicksilver, där inga slutsatser kan dras eftersom halterna var under detektionsgränsen. För bly, koppar, krom och zink är upptagen mängd, beroende på metall och prov, mellan 6 och 10 gånger högre än mängden i referensprovet. Denna absorption bekräftas också av haltreduktionen som observerats över filtret. För samtliga metaller, förutom krom, var de flödesviktade månadshalterna högre innan filtret än efter (se Metaller, bilaga 12).

Tabell 6.10 Resultat från metallanalys av furubark (tidsperiod mars 03 t.o.m. jun 04) och Polonite (tidsperiod oktober 04 t.o.m. maj 05). Alla resultat anges i mg/kg TS (torrsubstans).

Filtermaterial:	Furubark				Polonite			
Prov ID:	Ref.	Prov 1	Prov 2	Prov 3	Ref.	Prov 1	Prov 2	Prov 3
Bly	1,4	14	11	11	9	7	11	9
Kadmium	0,55	0,55	0,64	0,7	0,20	0,18	0,17	0,19
Koppar	6	51	36	41	4	5	5	5
Krom	<2,5	23	13	14	58	56	57	52
Kvicksilver	<0,5	<0,5	<0,5	<0,5	<0,04	<0,04	<0,04	<0,04
Nickel	-	-	-	-	13	12	13	13
Zink	35	330	300	320	29	42	38	39

Ingen olja eller flyktiga kolväten i form av BTEX (bensen, toluen, etylbensen, o-/m-/p-xylen) kunde påvisas i barken. Se bilaga 1.

Analys av PAHer (polycykliska aromatiska kolväten) visade på ett upptag av några föreningar, särskilt av Benzo(b,k)fluoranten, Benzo(g,h,i)perylen, Indeno(1,2,3-cd)pyren, Krysen och Pyren. PAHer kunde även påvisas i referensprovet. Resultaten visar att Fenantren släpper från barken, halterna minskar. Se tabell 4, bilaga 1.

6.2.2 Analysresultat av Polonite i filter

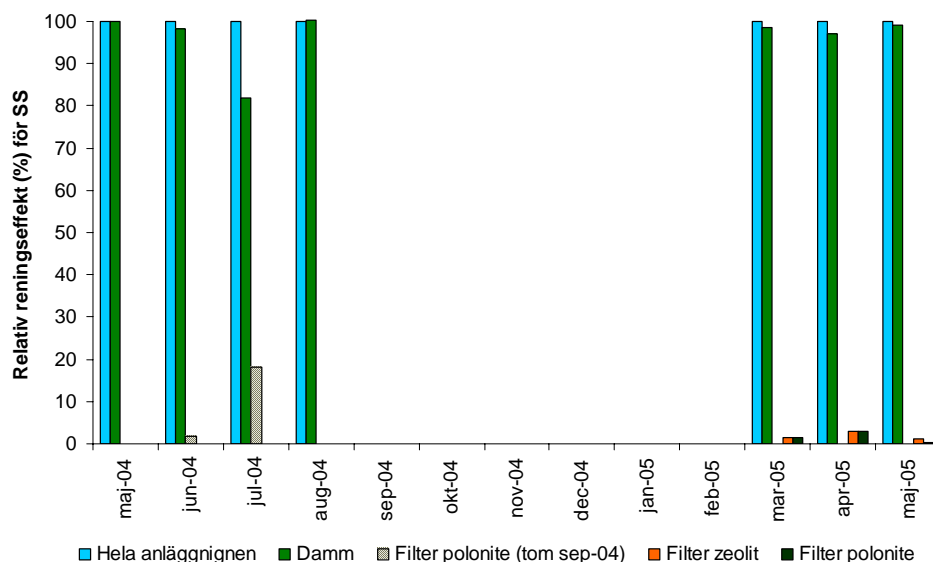
Torrsubstanshalten (TS) i den oanvända Poloniten som användes som referens var 99 %. I de tre polonitproverna var TS-halten 69,9 %, 68,6 %, respektive 66,4 %. Prov 1 togs direkt från ytan, prov 2 direkt under ytan och prov 3, 1 dm under ytan.

Metallanalyserna av filter Polonite, se tabell 6.10 ovan, visar inte på något tydligt metallupptag. Undantaget är zink där ett visst upptag kan ses.

6.3 Jämförelse mellan reningsstegen

Dammen är det reningssteg, som relativt den totala reningen över anläggningen, ger den största haltreduktionen. Filtersteget har en liten betydelse i förhållande till reningseffekten över hela anläggningen. Detta gäller för de flesta analyserade ämnen, men exemplifieras för SS i figur 6.20. Att reningseffekten över filtren blir betydligt lägre än över dammen beror på att det är lättare att uppnå högre reningseffekt om inkommande halter är höga. Inkommande halter

till dammen är betydligt högre än inkommande halter till filtersteget. Detta kan delvis förklara den stora skillnaden i reningseffekt mellan damm och filtersteget. Att filtren har drabbats av driftstörningar är en annan. Det sista reningssteget med filter (biofilter + reaktivt filter) kan ändå vara viktigt för att få ytterligare en haltreduktion efter dammen. Detta beror på vilken utgående halt man behöver nå ner till med hänsyn till recipienter.



Figur 6.20 Varje reningsstegs bidrag (%) till anläggningens totala rening.

6.4 Massbalans

I tabell 6.11 redovisas resultat från massbalansberäkning över hela provtagningsperioden. Inkommande mängd, renad mängd i damm och renad mängd för respektive filtersteg samt utgående mängd kan avläsas i tabellen. Följande antaganden har gjorts i beräkningarna:

- Flödet in och ut från dammen är lika stort, 3200 m^3 , under provperioden, (nederbörd på och avdunstning från dammytan är ungefär lika samt att den volym som kan finnas i reglervolymer är försumbar). Se kapitel 5.2
- Beräknade flödesviktade halter för hela perioden har använts, se bilaga 12.
- Reningseffekten från tabell 6.9 har använts för att beräkna renad mängd i reningsteget. Rening för filtersteg med zeolit och Polonite efter oktober 04 är baserat på att ca 18 % av årsflödet passerar respektive filtersteg, resterande 64 % passerar filter Polonite före oktober 04. Rening som sker i filtersteg med Polonite före och efter oktober 04 redovisas sammanslagen i tabell 6.12.

Resultatet visar att ca 4 ton suspenderat material (SS) transporterats till anläggningen men att endast 152 kg lämnar den. Filtersteg med Polonite avger nitrat-nitrit kväve, krom och nickel. En indikation om att de beräknade reningseffekterna, uppmätta halterna och/eller antagandena inte är korrekta för kväve kan ses då utgående mängderna av total-kväve är lägre än de utgående mängderna av löst kväve.

Tabell 6.11 Resultat från massbalansberäkning över hela provtagningsperioden. Re = rening.

		Inkommande	Re damm	Re zeolit	Re polonite	Utgående
Tot-N	kg	6.3	3.1	0.0	-0.10	3.2
NO ₃ -N+NO ₂ -N	kg	0.9	-2.9	-0.09	-1.07	4.9
NH ₄ -N	kg	1.9	1.6	0.02	0.05	0.3
Tot-P	kg	3.3	2.7	0.04	0.10	0.4
SS	kg	4 042	3 760	22	108	152
TOC	kg	461	361	5	4	92
Zn	g	6 163	5 003	64	498	599
Cr	g	230	203	2	-48	74
Cu	g	790	639	7	30	115
Cd	g	3.9	3.3	0.02	0.13	0.44
Pb	g	394	356	3	12	23
Ni	g	173	150	0.9	-2	24

Resultaten från massbalansberäkningarna bedöms som relativt osäkra då få och ibland inga mätdata för inkommande vatten till anläggningen finns för vintermånaderna.

7 DRIFTERFARENHETER

Nedan redogörs för den skötsel, tillsyn och underhåll av anläggningen (med tillhörande provtagningsprogram) som utförts samt erfarenheter.

7.1 Allmänt

Anläggningen har hittills inte krävt några större skötselinsatser om man bortser från de insatser som krävts för provtagningen. Det räcker med tillsyn en gång per vecka eller varannan vecka. Skräp som ansamlats i dammen eller i omgivningen plockas bort med jämna mellanrum.

Efter det att SORBUS togs i drift mars 03 dröjde det ett år innan provtagningsprogrammet kom i gång. Mars 04 påbörjades mätningar av flöden och insamling av vattenprover. Erfarenheten från SORBUS är att det tar tid innan mätningar av flöden och nivåer i anläggningen fungerar. Därför rekommenderas att vattenprover för analys börjar insamlas först när hydrauliken i anläggningen fungerar tillfredsställande.

Flödena som passerar SORBUS är små på grund av det lilla avrinningsområdet. Detta innebär att det är komplicerat att utföra flödesmätningar och att noggrannheten blir sämre. Det är lättare att få jämnare provtagningsfrekvenser och mer pålitliga resultat om flödena är större.

7.2 Damm

Vid inloppet till dammen var det initialt problem med mätningarna och därför flyttades provtagningspunkten i november - december 04 (se figur 4.1). Därefter har mätningarna fungerat bra. Dämning har troligen frekvent förekommit i ledningen uppströms inloppet till dammen. Flödesmätaren vid första mätpunkten in till dammen kunde även mäta nivån i dammen och vattnets temperatur. Vid flyttning av mätpunkt kunde inte dessa parametrar mätas.

7.3 Pumpar

De första pumparna som installerades havererade under det första året som anläggningen var i drift. De var feldimensionerade för det låga flödet som krävdes. Pumparna byttes ut och sedan dess har de fungerat bra.

7.4 Filtren

Inledningsvis hade man problem med monteringen av filtren i brunnarna. För att kunna få ner filterbehållarna för de reaktiva filtren första gången fick man svetsa om placeringen av handtagen. De var från början felplacerade så att lyftkrokarna inte fick plats i utrymmet mellan behållarna och brunnsväggen. I brunnen för biofiltret stack inloppsröret och bultarna som håller locket till brunnen för långt in. Ställningen som biofiltret ska sättas på gick inte ner. Bultarna och inloppsröret fick kapas.

När man ska lyfta upp filtren, både det biologiska filtret och filterbehållarna för det reaktiva filtermaterialet, krävs en lyftkran. Det biologiska filtret har inte tagits upp för rengöring någon gång under utvärderingsperioden. Därför finns ingen erfarenhet från hur det ser ut efter några års användande. Dock har observerats att genomströmningen i det biologiska filtret fungerat bra. Det reaktiva filtret har lyfts upp några gånger för byte av material. Erfarenheter från de tillfällena är att det har varit svårigheter att placera filterbehållarna plant på ställningarna i brunnarna.

I mars 03 öppnades tilloppet till anläggningen. Efter ett år och tre månader, mitten av juni 04 uppstod problem med att vattnet, istället för att rinna igenom filtermaterialet, bräddade över filtren. Vid inspektion upptäcktes att Poloniten stelnat i det översta skiktet på 5-10 cm i alla behållarna. I slutet av juni byttes barken ut till ny furubark. Geotextilen under barken spolades av. Den använda furubarken provtogs för analys. Poloniten byttes inte ut, däremot hackades de hårda skorpena av materialet sönder.

I slutet av oktober 04 gjordes ett nytt byte av filtermaterial. Den gamla Poloniten hade då stelnat till hård massa och Poloniten i den ena av de två parallella filterbrunnar byttes ut till zeolit och i den andra brunnen byttes den använda Poloniten ut till ny Polonite. Alla filterbehållare med ny Polonite och zeolit fick ny geotextil. Behållarna med furubark rördes inte. Denna filteruppställning varade till slutet av maj 05. Sammantaget kan sägas att vattnets strömmning i filtren, i synnerhet för Poloniten, inte fungerat tillfredställande. Det har varit svårt att få en jämn spridning av vattnet via sprinkleranordningen längst upp i filtren. Vidare har mörka och ljusa stråk observerats i filtermaterialet, vilket troligen är resultatet av olika strömningskanaler ner genom filtret. Detta gör att reningskapaciteten i filtren inte utnyttjas optimalt. Se även kap 8. För en mer exakt beskrivning med datum för olika händelser, se bilaga 4.

I diskussioner i början av testperioden togs möjligheten upp att återvinna filtermaterialet. Inom ramen för denna utvärdering fanns ingen möjlighet att undersöka det. Detta är dock ett område som skulle kunna utredas vidare i något annat sammanhang.

7.5 Sediment i dammen

Någon rensning och bortforsling av sediment från dammens botten har inte behövts göras efter 3 års drift. En bedömning av sedimentets tjocklek gjordes ca 2,5 år efter start och då var det max ca 1 dm. Det största sedimentdjupet har observerats efter inloppet till dammen. Hur ofta man behöver ta bort sediment eller slam från dammbotten kan man inte avgöra ännu. Enligt erfarenhet från en annan sedimenteringsanläggning för dagvatten i Stockholm, Ryska Smällen, krävs inte sedimentborttagning av den oftare än med ca fem års mellanrum.

8 REPRESENTATIVITET OCH FELKÄLLOR

8.1 Händelser och arbeten i tillrinningsområdet

Byggnationer i Lux-området kan ha påverkat utvärderingsresultaten eftersom många transporter till bygget har gått genom tillrinningsområdet till SORBUS-anläggningen och kan ha förorenat dagvattnet mer än vad som annars hade skett. Vintern 04-05 ordnades en provisorisk väg för betongtransporter till bygget förbi anläggningen. De passerade tätt intill anläggningen mellan containern och filterbrunnarna.

Under sommaren 2004 monterades bullerskärmar längs med en delsträcka på Essingebrons östra sida för att skydda de bostäder som byggs i Lux-området från buller. Under utvärderingsperioden har det även pågått arbeten med att laga beläggning på Essingeleden. På våren (maj) och hösten (oktober) varje år stängs Essingeleden av tre nätter i rad för rengöring, sopning, diverse underhåll och beläggningsarbeten.

Under delar av provtagningsperioden (vintern 2003-2004 och 2004-2005) pågick saltning av Essingeleden för att förhindra halt väglag. I bilaga 2 finns en sammanställning över saltningstillfällen och mängd salt (g/m^2) som saltades.

På grund av dammens placering rakt under Essingebron har nedfall av smutspartiklar förekommit i och runt dammen. Detta noterades t ex under vintern 2003-2004 då snön blev mörkfärgad i stråk som stämde med mellanrummet mellan vägbanorna ovanför dammen. Detta innebär att föroreningar till dammen underskattas något.

8.2 Flödesmätningar

Flödesmätningarna på det inkommande vattnet till dammen vid den första mätpunkten är osäkra, se figur 4.1, eftersom mätningen inte fungerat tillfredsställande. Följden av detta är att en flödesbalans genom anläggningen har varit svår att fastställa.

Dämning har troligen förekommit i ledningen uppströms inloppet, vilket innebär en osäkerhet vid mätning av flödet vid inloppet till dammen.

Några stuprör från Essingeleden som man trodde ledde vatten till dammen visade sig vara kopplade till stenkistor.

8.3 Reaktiva filtren

Eftersom problem uppstod med strömningskanaler i filtermaterialet (se kap 7.4) kan inte analysresultatet för Poloniten anses representera hela materialvolymen i behållaren. Under de perioder där bräddning skedde över filtren är uppmätta halter i vattnet efter filtren troligtvis högre än vad de hade varit om vattnet först passerat filtermaterialet. Således är beräknade reningseffekter för filtren för dessa perioder inte representativa och kanske underskattade för ett väl fungerande filter.

8.4 Provtagning och beräknade halter

Få prover togs på det inkommande vattnet till dammen under vintern. Följaktligen är beräknade flödesviktade halter för vinterperioden vid inloppet baserade på relativt få mätvärden. Därför är dessa halter mer osäkra än motsvarande värden för övriga mätpunkter. Detta innebär att beräknade reningseffekter i dammen och hela anläggningen för vinterperioden är osäkra.

I maj 04 uppmättes extremt höga halter av suspenderat material vid inloppet till dammen. Detsamma gäller halterna av TOC, zink, koppar, krom, kadmium, bly, nickel och fosfor. Även juni 04 hade höga halter men även stora flödesvolymmer. Perioden maj till juni 2004 får alltså ett stort genomslag på resultaten, men det är inte ovanligt att stora föroreningsmängder kan komma under kortare perioder. I detta fall är det troligt att de arbeten och underhållsåtgärder som gjordes i avrinningsområdet under denna period i kombination med nederbördsförhållandena bidrog till de höga halterna. Ca 30 % av uppmätt flödesvolym kom under juni 04 och regn som föll i maj föregicks av en relativt nederbördsfattig period.

Vid den kemiska analysen av vattenproverna avseende kvicksilver, var koncentrationen kvicksilver för många prover lägre än utrustningens detektionsgräns. Därför kunde analysen inte ge något mer exakt resultat än att halterna var lägre än detektionsgränsen.

8.5 Nederbörd

Eftersom mätutrustningen vid SORBUS inte är konstruerad för nederbördsräkning av snö är uppmätt nederbörd under perioder med snöfall lägre än verklig nederbörd.

9 EKONOMI

Byggekostnaden för SORBUS beräknas ha uppgått till ca 5 900 000 kr. Denna kostnad inkluderar miljösanering och informationskostnader som normalt inte tillkommer. Dessutom behövdes en del berg sprängas som gjorde anläggningskostnaden dyrare. En rimlig byggekostnad i normal miljö har bedömts till 2 500 000 kr (4). Tabell 9.1 nedan redovisar olika typer av kostnader för SORBUS.

Tabell 9.1 Kostnader för SORBUS dagvattenanläggning

Typ av kostnad	kostnad
Anläggningskostnad	2 300 000 kr
Miljösanering	2 500 000 kr
Projekteringskostnad	500 000 kr
Filterkostnad	200 000 kr
Informationskostnad	200 000 kr
Administrativa kostnader	200 000 kr
Totalt	5 900 000 kr
Totalt exkl. miljösanering & informationskostnad	3 200 000 kr

Driftkostnaden har bedömts till ca 75 000 kr/år (17) och innefattar kostnader för tillsyn, löpande underhåll, elkostnader, filterbyten och slamtömning. Vissa kostnader uppstår inte varje år till exempel för slamtömning och filterbyten. Redovisad kostnad representerar ett snitt över flera år. Driftkostnaden är dock osäker. Hur man kommer att hantera filtermaterialet är inte klarlagt. Alternativen är att regenerera materialet eller byta ut det. Hur mycket och hur fort sediment bildas och hur förorenad den är, är andra faktorer som kan variera.

10 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

Rening

En jämförelse mellan förväntad reningseffekt och den beräknade från uppmätta halter, tabell 10.1, visar att mycket bättre reningseffekt än förväntat har skett i dammen medan filtersteget har sämre effekt än väntat. Sett över hela anläggningen har rening av fosfor och särskilt kväve blivit sämre än förväntat medan metaller har renats bättre. Det gäller inte för de flesta lösta metallerna och krom vilka renats sämre. En anledning till att den förväntade reningen över anläggningen inte uppnås för alla ämnen beror troligen på att filtersteget inte fungerat som

tänkt, men det har till viss del kompenseras av dammens bättre effekt. En förklaring till dammens goda reningseffekt är att den är dimensionerad för ett större avrinningsområde. En effekt av det är att uppehållstiden i dammen blir längre och därmed uppstår en bättre sedimentation och rening som följd. För alla ämnen finns inte angiven förväntad reningseffekt i tabell 10.1, därav avsaknaden av värden.

Tabell 10.1 Jämförelse mellan förväntad och från uppmätta halter beräknad reningseffekt (%) för SORBUS

	Damm		Filtersteg		Hela anl.	
	Förväntad	Beräknad	Förväntad	Beräknad	Förväntad	Beräknad
Tot-N					78	48
Löst-N					20	<0
Tot-P	35	83	90	22-35	99	86
PO ₄ -P					99	16
SS	50	93			100	96
Zn	25-30	81	60-80	27-60	78	86
Zn - löst					60	45
Cr					98	62
Cr - löst					95	-5
Cu	25-30	81			83	86
Cu - löst					75	47
Cd			60-80	17-39	81	88
Cd - löst					75	76
Pb	50	90	60-80	33-44	90	95
Pb-löst					50	26
Ni					85	88
Ni-löst					80	80
Oljeindex					99	92

Generellt har uppmätts upptag av metaller i furubarken med undantag för kvicksilver, där inga slutsatser kan dras. Även upptag av PAHer förekom, undantag fenantren. Analyserna visar vidare att inget upptag av olja kan påvisas, vilket är svårförklarat då barken är anpassad just för oljeupptag. Inget tydligt upptag av metaller förekom genom Poloniten, undantaget zink där visst upptag kan ses. Reningseffekten är sammantaget betydligt lägre över filtersteget än genom dammen, delvis på grund av lägre halter in till filtren. Att inget upptag av fosfat kunde ses i Poloniten kan eventuellt bero på att vattnet inte filtrerades jämnt genom filtret utan att det rann igenom via små stråk. Iakttagelser i fält och färgskiktningar i Poloniten bekräftar detta. Ytterligare en anledning är att Poloniten stelnade och bildade ett hårt skikt som vattnet inte kunde tränga igenom. Detta kan även delvis vara en förklaring till att den beräknade reningseffekten för filtersteget generellt är sämre än den förväntade för alla ämnen.

Filtrens betydelse beror på hur viktigt det bedöms vara att ytterligare reducera halten och mängden föroreningar efter dammen, dvs kravet på rening och resulterande effekter i recipienten nedströms avgör detta. En studie av filtrens effekt på lösta fraktioner jämfört med hela anläggningens effekt har utförts. Detta eftersom ett av syftena med ett kompletterande filtersteg är att öka reduktionen av den lösta fraktionen. Det är denna lösta fraktion som är mest tillgänglig för växter och djur i recipienten och därmed kan ge mest skadliga effekter. Studien visar att filtren ger en ytterligare reduktion, utöver dammens, av löst zink och bly men att de har en negativ påverkan (reningseffekt) på löst koppar, krom, kadmium, nickel, nitrat+nitrit och fosfat. Syftet med ökad reduktion av lösta fraktioner över filtren är alltså uppnått avseende zink och bly, men inte för övriga metaller och näringsämnen. Behovet av filter som sista reningssteg är alltså diskutabelt, i alla fall avseende lösta fraktioner. Det kan diskuteras om filtren är optimalt uppbyggda, om andra filtermaterial skall användas eller om

det är effektivt att ersätta filtren med någon form av naturligt reningssteg såsom översilningsyta eller våtmarksyta vilka ger upptag via växter och nedbrytning utförd av mikroorganismer som får stor yta på växterna. De senare alternativa reningsstegen skulle medföra att pumpning kanske inte skulle behövas.

Ekonomi

Anläggningskostnaden uppgick till ca 3 200 000 kr, exklusive kostnader för markmiljösanering och information. Under ett år avskiljdes ca 2,4 kg fosfor. Detta ger en anläggningskostnad per kg avskilt P om 1 330 000 kr. Som jämförelse var anläggningskostnaden per kg avskild fosfor i Ladbrodammen, Upplands Väsby 83 000 kr och i Fornuddsparken, Tyresö 250 000 kr. Dessa innehåller också pumpstationer, men anläggningarna och dess avrinningsområden var mycket större. I jämförelse med de andra dammanläggningarna ger SORBUS en avsevärt högre kostnad per avskild P och ligger i nivå med underjordiska avsättningsmagasin, exemplifierat med Ryska Smällen 1 250 000 kr/kg P och Norra Länken 1 430 000 kr/kg P. Den dyra SORBUSanläggningen beror på platspecifika förutsättningar (berg, bropelare, pumpar, filter etc). En annan anledning till den dyra kostnaden kr/avskilt beror på att anläggningen har ett litet tillrinningsområde och därför inte tillförs stora mängder föroreningar till anläggningen.

Resultaten av denna studie visar att det är svårt att motivera ett filtersteg efter en dammanläggning av denna typ. Drift- och anläggningskostnaderna ökar markant, men endast en liten ökning av reningseffekten kan ses. Filtersteget har i och för sig drabbats av driftstörningar och antagligen inte fungerat som tänkt, men det i sig är ett tecken på att tekniken har brister.

Anläggningens utformning

Anläggningens funktion bygger på sedimentering i damm och efterföljande pumpning genom filter. I andra fall där en liknande anläggning är aktuell bör man utreda om pumpning kan undvikas och om vattnet kan filtreras genom självfall. En självfallslösning skulle kunna sänka anläggnings- och driftkostnaderna. Reglerutrustningen kanske inte heller behövs utan man skulle kunna erhålla önskade uppehållstider och flöden med hjälp av att välja lämpliga ledningsdimensioner och olika typer av skibordslösningar för utloppet från dammen/utjämningsmagasinet.

Sammanfattning

- Dammen har en mycket hög reningseffekt
- Dammen är överdimensionerad i förhållande till flöde från nuvarande avrinningsområde
- Filtersteget har måttlig till ingen reningseffekt
- Poloniten verkar leda vattnet via strömningskanaler och stelnade på ytan efter drygt ett år.
- Anläggningskostnaden är mycket stor i förhållande till kr/avskilt

11 REFERENSER

1. Internationell tekniktävling för rening av dagvatten, Tävlingsföreskrifter. Stockholms stad och LIP-kansliet, 1999.
2. Rening av dagvatten, Juryns utlåtande, 2000-10-14. Stockholms stad och LIP-kansliet, 2000.
3. VEKLIP, Delrapport till LIP-kansliet. E. Jansson, Stockholm Vatten AB, 2003. Rapport nr. 1-2003.
4. Lilla Essingen. Reningsanläggning enligt SORBUS-metoden. LIP-kansliet. Dnr BY 20A 2002:2738.
www.stockholm.se, sökord LIP, (Projektbeskrivningar, Dagvatten, Rening av dagvatten)
5. Rening dagvatten. LIP-kansliet. Dnr 566/2000-73.
www.stockholm.se, sökord LIP, (Projektbeskrivningar, Dagvatten, Rening av dagvatten)
6. Hallberg, M. (2006) Suspended solids and metals in highway runoff – implications for treatment systems. Licentiate thesis in land and water resources engineering. Stockholm, Sweden.
7. Kocyba, J. (2006). Pilot trials with columns filled with reactive materials for stormwater treatment. Stockholm Vatten AB, rapport nr. 7-2006
8. Swedish pond, Krubban. (ref: Barbro Lundin, Örebro kommun and Thomas Pettersson, CTH).
9. Avtal: Anläggande, drift, uppföljning samt huvudmannaskap för dagvattenanläggning SORBUS, Lilla Essingen Stockholm. (Dnr 01-10-02).
10. Brogowski Z., Renman G., (2003): Characterization of Opoka as a Basis for its Use in Wastewater Treatment. Polish Journal of Environmental Studies Vol. 13, No. 1 (2004), 15-20
11. Färm. C, (2003). Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. VA-forsk rapport nr 16 2003.
12. www.stormtac.com. Beskrivning av dagvatten- och recipientmodellen StormTac.
13. Aldheimer, G. (2004). Dagvatten, avsättningsmagasin Ryska Smällen. Stockholm Vatten AB, rapport nr. 11-2004
14. Ekvall, J. (1998). Rening av vägdagvatten med lamellavskiljare – Försök vid Essingeleden. Stockholm Vatten AB. Rapport nr. 46/1998.
15. Åstebol. SO. (2004). Övervakning av rensbasseng for overvann fra E6 Skullerudkrysset i Oslao, 2003-2004. Rapport Satens Vegvesen ost, Stor-Oslo distrikt

16. Rydberg. A. (2003). Förlängd provtagning Kolardammen. Rapport SWECO VBB VIAK AB.
17. Muntlig referens – Torbjörn Lundbom, Vägverket
18. Dagvattenstrategi för Stockholms Stad. Stockholms stad, 2002. (Antagen av kommunfullmäktige 2002-10-07 och gällande fr.o.m. 2003-01-01.)
19. Temperaturen och nederbörden i Sverige 1961-1990. Referensnormaler – utgåva 2. SMHI, Meteorologi nr. 99, 2001.
20. Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2, dagvat-tenklassificering. Gatu- och fastighetskontoret, Miljöförvaltningen, Stadsbyggnadskontoret, Stadsdelsförvaltningarna och Stockholm Vatten AB. Februari 2001.
21. Evehorn. D., (2003) Småskalig rening av avloppsvatten med Polonite-filter. Examensarbete KTH.

12 BILAGEFÖRTECKNING

- BILAGA 1. Analys av furubark - Stadspartner i Linköping
- BILAGA 2. Saltning på Essingeleden
- BILAGA 3. Tävlingshandlingens tekniska beskrivning av SORBUS-anläggningen
- BILAGA 4. Händelseförteckning
- BILAGA 5. Analysresultat – näringsämnen, olja, suspenderad substans, GF, TOC, konduktivitet och pH
- BILAGA 6. Analysresultat – totala metallhalter
- BILAGA 7. Analysresultat – lösta metallhalter
- BILAGA 8. Sammanställning uppmätta flöden, pumpade flöden, reglervolymer och nivå-skillnader
- BILAGA 9. Regntillfällen
- BILAGA 10. Sammanställning av data från provtagningstillfällen – flöden, temperatur, regntillfällen etc.
- BILAGA 11. Analysresultat – furubark och Polonite
- BILAGA 12. Beräknade föroreningshalter, reningseffekter samt konduktivitet och pH
- BILAGA 13. Provtagningsplatser (mätpunkter)