



GÖTEBORGS UNIVERSITET
Tillämpad miljövetenskap

GÖTEBORG UNIVERSITY

Återanvändning av sediment från dagvattenbrunnar i Göteborgsområdet

Carina Åberg

Examensarbete 20 poäng

September, 2003

Sammanfattning

Varje år samlas sediment i dagvattensystemet längs våra vägar. Rutinmässig slamsugning görs, sedimentet läggs på deponi och betraktas som avfall. I ett mer kretsloppsanpassat samhälle är det av intresse att försöka hitta alternativa användningsområden för sedimentet, se det som en resurs istället för ett avfall. Ett småskaligt försök inleddes år 2001 av PEAB i samarbete med Vägverket. Vid Rödbomotet, söder om Kungälv, upprättades en mellanlagringsplats, kontroll och kartläggning av massorna från åren 2001 och 2002 har utförts med avseende på metaller och kolväten.

Syftet med denna rapport är att vidare undersöka huruvida en återanvändning av sediment från dagvattenbrunnar i Göteborgområdet är möjlig. I föreliggande arbete har ytterligare kartläggning av sediment från dagvattenbrunnar gjorts genom litteraturstudie och provtagningar på befintliga och nya sedimentmassor. Sedimentets vattenfas och fasta fas har analyseras separat för att noggrant kunna karakterisera sedimentet. En sammanvägd riskanalys har gjorts vilken baseras på föroreningarnas farlighet och spridningsförutsättningar, föroreningsnivåer samt områdets känslighet. Resultatet av den sammanvägda riskanalysen visar att en återanvändning av de mellanlagrade sediment är möjlig utan att risk för hälso- och miljöskador ska föreligga.

Innehållsförteckning

1 Inledning.....	4
2 Föroreningsflöden vid väggkanten samt föroreningar i urbant dagvatten och sediment	4
2.1 Transport och fasthållning av föroreningar i mark.....	5
2.2 Föroreningar i vägdagvatten och sediment	6
2.3 Nuvarande kunskapsläge om föroreningsflöden i Göteborgsområdet	7
3 Metod för provtagning samt analysresultat	8
3.1 Provtagnings teknik.....	8
3.2 Föroreningshalter i analyserat dag- och lakvatten.....	9
3.3 Föroreningshalter i analyserat sediment.....	11
3.4 Hur föroreningsnivån i det deponerade sedimentet från åren 2001 och 2002 har förändrats över tiden.....	12
4 Metod för riskanalys.....	12
4.1 Föroreningarnas farlighet samt spridningsförutsättningar	13
4.2 Föroreningsnivåer.....	15
4.3 Områdets känslighet.....	15
5 Resultat av riskanalys.....	16
6 Diskussion	16
6.1 Vidare undersökningar	18
7 Slutsats	18
8 Tackord.....	18
Referenser.....	19

1 Inledning

En av de största källorna till förorening av sediment i dagvattenbrunnar är biltrafik. I dag slamsugs brunnarna och massorna läggs på deponi i väntan på eventuell vidare användning. I ett allt mer kretsloppsanpassat samhälle är det av intresse att kunna ta till vara massorna att se det som en resurs istället för ett avfall. Riksdagen har satt upp 15 nationella Miljö kvalitetsmål där God bebyggd miljö säger att mängden deponerat avfall ska minska med minst 50 procent till år 2005 räknat från 1994 års nivå och målet Giftfri miljö säger att förorenade områden ska vara identifierade. Dessa mål visar på ett behov av att utreda om återanvändning av sediment från dagvattenbrunnar är möjlig.

Ett forskningsprojekt inleddes år 2001 av Peab i samarbete med Vägverket då sediment från Vägverkets driftområde i Göteborg, som innefattar Hisingen samt de stora lederna runt stan, (se Bilaga A) mellanlagrats inom Rödbomotet, längs E6 söder om Kungälv. Analyser med avseende på metaller och kolväten har gjorts på massor från år 2001 och 2002 från sju vägsträckor. Dessa är; Säröleden, Älvsborgsbron, Oskarsleden, Söderleden, Lundbyleden, E6 och Tingstadstunneln (se Bilaga A).

Syftet med denna rapport är att fortsätta studierna om en återanvändning av sediment från dagvattenbrunnar är möjlig. I föreliggande arbete görs ytterligare kartläggning av sediment från dagvattenbrunnar genom litteraturstudie och provtagningar på befintliga och nya sedimentmassor. Sedimentets vattenfas och fasta fas har analyserats separat för att noggrant kunna kartlägga föroreningsinnehållet. Analys över föroreningarnas farlighet och spridningsförutsättningar, föroreningsnivåer samt områdets känslighet ligger till grund för en sammanvägd riskanalys om risk för hälso- och miljöskador kan föreligga vid återanvändning av sediment från dagvattenbrunnar.

I föreliggande rapport följer en beskrivning av de trafikorsakade föroreningsflödena vid vägkanten samt föroreningar i urbant dagvatten och sediment, metodbeskrivning och redovisning av föroreningsinnehållet i analyserat sediment och dess lakvatten samt hur föroreningshalten i mellanlagrat sediment har förändrats över tiden. Dessutom presenteras en riskanalys över de ämnen som överskrider Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig markanvändning.

2 Föroreningsflöden vid vägkanten samt föroreningar i urbant dagvatten och sediment

Föroreningar som tillförs vägens omgivande mark och vatten kommer från luften, då som torr- eller våtdeposition, från vägbanan eller från vägkroppen.

Föroreningskällorna kan delas in i följande kategorier (Bjelkås och Lindmark, 1994):

- Föroreningar från motorfordon
- Halkbekämpningsmedel
- Vägslitagepartiklar
- Utlakning från vägbyggnadsmaterial
- Olyckor med farligt gods.

Föroreningar från motortrafik härleds till avgasutsläpp, däcknötning, nedslitning, korrosion, transmission och läckage av petroleumprodukter (Bjelkås och Lindmark 1994).

Betydelsen av processer för transport, kvarhållning och omvandling av föroreningar varierar mellan olika miljöföroreningar. Dessa kan grovt delas in i tre ämnesgrupper; tungmetaller, organiska ämnen och övriga ämnen (Naturvårdsverket 4473, 1995).

Bjelkås och Lindmark (1994) har gjort en sammanställning över de föroreningarna som orsakas av motorfordon, se Tabell 1. Dessa är; bly (Pb), kadmium (Cd), koppar (Cu), krom (Cr), nickel (Ni), zink (Zn) kolmonoxider (CO_x), kväveoxider (NO_x), kolväte (HC), molbyden (Mo), vanadin (V), järn (Fe), kobolt (Co) och cesium (Ce). Föroreningskällorna är:

- Avgasutsläpp
- Däcknötning
- Dubbslitage
- Nedslitning & korrosion av bromsbelägg
- Metall som emitteras
- Metallfogar som korrigerar
- Petroleumprodukter.

Tabell 1: Föroreningar från motortrafik kan härledas ur dessa källor (Bjelkås och Lindmark, 1994).

Källa \ Förorening	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn	CO _x	NO _x	HC	Mo	W	Fe	Co	Ce
Avgasutsläpp	X						X	X	X					
Däcknötning	X	X	X	X	X	X			X					
Dubbslitage		X	X	X	X					X	X	X	X	
Nedslitning & korrosion av bromsbelägg	X		X	X	X	X						X		
Metall som emitteras			X	X	X							X	X	
Färg som flagar	X		X	X		X						X		
Metallfogar som korrigerar				X	X									X
Petroleumprodukter	X		X	X	X	X								

2.1 Transport och fasthållning av föroreningar i mark

Faktorer som påverkar föroreningarnas transport är densitet, dispersion, diffusion, förångning, ång- och gastransport, kolloidtransport och erosion. Kvarhållande- och omvandlingsprocesser är sorption, fysikalisk - och kemisk adsorption, fällning och mineralisering, medfällning, löslighet, vittring, reaktionshastighet, komplexbildning oxidation och reduktion, inverkan av organiskt material och nedbrytning av organiskt material (Bjelkås och Lindmark, 1994). En avgörande betydelse för kvarhållning i marken och eventuell omvandling och uttransport är hur redoxkänsligt ämnet är (Naturvårdsverket 4473, 1995). Vid låg redoxpotential är tungmetallens löslighet ofta hög som ett resultat av metallens minskade stabilitet (Folkesson, 1994). Ämnen vilka har ett stabilt oxidationstillstånd i miljön styrs av markens pH (Naturvårdsverket 4473, 1995).

Vegetationen och marken fungerar som ett filter vid mottagandet av dagvatten och dess föroreningar. Reningen sker genom adsorption och jonbyte eller genom mikrobiologisk nedbrytning. Uppehållstiden i marken är viktig för reningseffekten. Huvuddelen av föroreningarna är bundna till det suspenderade materialet, SS, och fastläggs i det översta lagret vid infiltration (Larm, 1994).

Inom samma avrinningsområde kan föroreningsinnehållet variera avsevärt. Dagvattnets recipientpåverkan varierar beroende av (Larm, 1994):

- Nederbördens karakteristik (föroreningsinnehåll, pH)
- Avrinningsområdets markanvändning (bestämmer exempelvis typen och mängden föroreningar som kommer att nå recipienten)
- Storlek, varaktighet och frekvens av belastning
- Storlek och typ av recipient (liksom sedimentets karakteristik, bestämmer recipientens förmåga att späda ut och/eller uppta föroreningar utan att toxiska effekter uppkommer)
- Ekologiska förändringar.

Lerhaltiga och humusrika jordar binder i regel tungmetaller. Då metallerna till stor del är i partikulär form fastnar de i det översta jordskiktet. Mikroorganismer och andra marklevande djur kan påverkas negativt av metaller och följderna blir minskad nedbrytning av föroreningar. Metaller i jonform kan adsorberas av lermineral eller binds av organiskt material. Tungmetaller och organiska ämnen är ofta bundet till SS (Larm, 1994). För metallerna Hg, Pb, Cr, Cu, Ni, Zn och Cu gäller följande gradering för rörlighet i mark

minst rörlig Hg<Pb<Cr<Cu<Ni<Zn<Cd mest rörlig.

Kadmium rör sig lättast och riskerar därmed att relativt snabbt lakas ur till grund- och ytvatten, men har liten rörlighet i lersediment (Gatu- och fastighetskontoret, 1999).

2.2 Föroreningar i vägdagvatten och sediment

Det finns idag, varken internationellt eller nationellt, ingen ny forskning angående sammansättning av urbant dagvatten och sediment. Malmqvist et al (1994) har reviderat äldre material över föroreningsinnehållet i dagvatten, men också detta börjar bli gammalt i vissa avseende då flödet av metall ändras på grund av förändrad metallanvändning.

Dagvattnets sammansättning bestäms framförallt av den tid som förflutit sedan föregående regn samt av markanvändningen (Miljöbron, 2003). Föroreningshalten varierar också med årstiden. Under vintern kan föroreningshalterna öka på grund av choke- och dubbdäcksanvändning (Lundberg, 1994). Trafiken är den största föroreningskällan till föroreningar i dagvatten och trafikytorna betraktas i allmänhet som mycket förorenade och karakteriseras av en mångfald av föroreningar. De fordonsrelaterade föroreningarna sprids med direkt avrinning eller stänk och hamnar vid sidan av vägen där de antingen leds bort i dagvattenledningar eller diken till recipient eller läggs fast i marken (Miljöbron, 2003).

Vägföroreningar som SS, tungmetaller och organiska ämnen är direkt relaterade till trafikvolym. De parametrar som vanligen analyseras är SS, biologisk syreförbrukning (BOD), kemisk syreförbrukning (COD), fosfor (P), N, Cd, Cr, Cu, Fe, Ni, Pb, Zn, HC och coliforma bakterier (Lundberg, 1994). En sammanställning över det totala föroreningsinnehållet i vägdagvatten har gjorts av Larm (1994), se Tabell 2, och schablonvärden för dagvatten då föroreningarna härstammar från trafik har presenterats av Malmqvist et al (1994), se Tabell 3. En jämförelse mellan dagvattnets föroreningsinnehåll i USA, England, Tyskland, Norge, Danmark och Sverige har gjorts av Bjelkås och Lindmark (1994), se Bilaga B.

Tabell 2: Sammanställning över den totala föroreningshalten i vägdagvatten (Larm, 1994).

Ämne	Medel [mg/l]	Min-Max [mg/l]
COD	160	50-250
Tot-N	2	1,5-2,5
Tot-P	0,3	0,2-2,5
Bly	0,25	0,05-0,52
Koppar	0,07	0,02-0,1
Zink	0,3	1,15-0,6
SS	400	300-600
Kadmium	0,003	0,001-0,006
Kvicksilver		0,0001
Olja		2,0
Nickel		0,057

Tabell 3: Schablonvärden för dagvatteninnehållet då föroreningarna härstammar från trafiken (Malmqvist et al, 1994).

Ämne	Trafik
Bly	50-120 µg/l
Zink	125-300 µg/l
Koppar	25-75 µg/l
COD	110-190 mg/l
Oljekolväten	0-3 mg/l
pH	6,0-7,2

Vilka föroreningar som kan förväntas återfinnas i sedimentet beror naturligtvis på dagvattnets sammansättning. Vid en engelsk undersökning av sediment vid fyra olika vägvägningspunkter ökade värdet av V, Cr, magnesium (Mg), Co, Ni, Cu, Zn, brom (Br), Mo, cesium (Ce) med ökad trafikmängd. För en del av ämnena var ökningen i jord tio gånger högre än jordens bakgrundshalt på grund av slitage och korrosionsprodukter (Bjelkås och Lindmark, 1994).

2.3 Nuvarande kunskapsläge om föroreningsflöden i Göteborgsområdet

Karakterisering av sedimentet har gjorts med avseende på metaller och kolväten åren 2001 och 2002. Det är sediment från dagvattenbrunnar vid sju vägsträckor som analyserats och mellanlagras vid Rödbomotet. Dessa är Säröleden, Älvsborgsbron, Oskarsleden, Söderleden, Lundbyleden, E6 och Tingstadstunneln. Mindre vägar så som XX och KK har inte analyserats men mellanlagrats vid Rödbomotet, dessa vägar benämns som övriga vägar. Analys har ej genomförts på sediment från övriga vägar då vetskap finns att föroreningsinnehållet i sediment ökar med ökad trafikintensitet. Dessa vägar har mindre trafik än de analyserade vägarna och sedimentet från dessa brunnar torde därför ha en lägre föroreningsnivå.

För att bedöma om återanvändning av massorna är möjlig har Naturvårdsverkets riktvärden för mindre känslig mark, MKM, samt Miljöförvaltningens riktvärde för opolära alifatiska kolväten använts. Detta då inga riktvärden finns från Naturvårdsverket vad gäller hela gruppen opolära alifatiska kolväten (Naturvårdsverket 4638, 1997). Miljöförvaltningen anser att jord med en halt av opolära alifatiska kolväten som överskrider 500 mg/kg TS ska klassas som oljeskadad (Hammarlund, 2003).

Medelvärdet för Cu överskrider riktvärdet för MKM både år 2001 och 2002. Medelvärdet för Zn överskrider MKM år 2001. Opolära alifatiska kolväten överskrider Miljöförvaltningens riktvärde år 2001 och 2002. Se Tabell 4.

Tabell 4: En jämförelse mellan sedimentets föroreningshalt åren 2001 och 2002 samt Naturvårdsverkets riktvärden för MKM och Miljöförvaltningens riktvärde för opolära alifatiska kolväten.

ämne [mg/kg TS] analyserat sediment samt riktvärde	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Opolära alifatiska kolväten
	Medelvärde samtliga vägar 2001	2,0*	1,6*	36	1178	0,1*	38	226	1217
Medelvärde samtliga vägar 2002	1,4*	0,49*	20	553	-	11	36	292	530
MKM	40	12	250	200	7	200	300	700	-
Miljöförvaltningens riktvärde	-	-	-	-	-	-	-	-	500

* Medelvärdet är beräknat genom att ”mindre än” nivån halverats

3 Metod för provtagning samt analysresultat

Antal dagvattenbrunnar utefter väggkanten beror på hur området runt vägen ser ut. Brunnavståndet kan på en tungt trafikerad led variera mellan 10-50 meter. Vägverkets driftområde i Göteborg, som innefattar Hisingen samt de stora lederna runt stan, omfattar cirka 1925 brunnar längs 22,6 mil väg (Knappe, 2003). Se Bilaga A.

3.1 Provtagningsteknik

Den senaste tidens väderlek styr tillvägagångssättet vid slamsugning av dagvattenbrunnarna. Om massorna är blöta slamsugs de direkt, men om massorna är torra måste de först blötläggas för att möjliggöra slamsugning. Efter slamsugning transporteras massorna till Rödbomotet vilken har iordningställt för att kunna tjänstgöra som tillfällig lagringsplats. Massorna från de olika vägsträckorna tippas på uppläggningsplatsen och varje vägsträcka får sin särskilda plats. När massorna har torkat läggs det med hjälp av en grävskopa upp i vallar, se Figur 1.



Figur 1: Uppsamlingsplatsen vid Rödbomotet där sedimentet från dagvattenbrunnarna mellanlagras.

För att kunna analysera sedimentets vattenfas tippades sedimentet från två valda referensvägarna, Söderleden och Oskarsleden som vid tidigare analyser visat vara mest förorenade, i en container. Ett betongrör och grundvattenrör med slits placerades i containern för att senare kunna möjliggöra provtagning av lakvatten, se Figur 2. Efter 16 timmar ansågs massorna ha sedimenterat tillräckligt för att vattenprovtagning skulle vara möjlig. Tillvägagångssättet vid

provtagning har varierats för att fånga in alla eventuella föroreningar i vattnet. Prov har tagits från ytvatten, 10 centimeter under ytan och från vatten som pumpats ut ur containern med hjälp av en dränkbar pump. Efter provtagning av vattenfas tömdes containern på vatten för att möjliggöra provtagning av sediment och senare lakvatten. Vid provtagning av lakvatten tömdes först grundvattenröret på befintligt vatten med hjälp av en dränkbar pump och prov togs på nytillrunnet lakvatten.



Figur 2: Container vid Rödbomotet. Provtagning av lakvatten skedde från ett grundvattenrör med slits som placerats inuti ett betongrör mellan betongröret och grundvattenröret har grus placerats som filter.

Vid sedimentprovtagning delades massorna in i ett rutnät, se Figur 3, varje skärningspunkt fick representera de olika provtagningsspunkterna för sedimentprovet. Proverna sammanslogs sedan till ett samlingsprov. Provtagningen gjordes på olika djup i sedimentet vid de olika provtagningstillfällena. Vatten- och sedimentprover skickades till Analytica AB för analys av metaller och organiska ämnen. Sedimentanalyser har skett enligt EPA-metoder 200.7 och 200.8 vilken är utformad för att ge resultat som är jämförbara med svensk standard. Vattenanalyser har gjorts enligt (väntar här på svar) vilken används för naturliga sötvatten då bestämning av mycket låga halter krävs (Analytica, 2003).



Figur 3: Sedimentprovtagning där högen delades in i ett rutnät och 3x12 prover togs till ett samlingsprov.

3.2 Föroreningshalter i analyserat dag- och lakvatten

Naturvårdsverket rekommenderar att bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag eller kanadensiska vattenkvalitetskriterier ska användas då det analyserade mediet är ytvatten. Riktvärdena som anges för sjöar och vattendrag anger de nivåer som innebär ökad risk för biologiska

effekter (Naturvårdsverket 2, 2002). Analyser av dagvattnets föroreningsinnehåll med avseende på metaller och kolväten har år 2003 gjorts på Söderleden och Oskarsleden. Dessa vägar valdes då de vid tidigare sedimentanalyser åren 2001 och 2002 visat höga föroreningshalter (se Bilaga C).

Vid analys av det ofiltrerade dagvattnet från Söderleden uppvisades halter av Zn, Ni och toluen som överskrider angivna riktvärden samt Malmqvist et al (1994) schablonvärden för dagvatten orsakat av vägtrafik, se Tabell 5 och 6. Fullständiga analysresultat finn i Bilaga C. Vad gäller Oskarsleden gjordes provtagning vid tre tillfällen under tre dagar, detta då massorna från Oskarsleden överskred containerns volym. Vid provtagningen varierades tillvägagångssättet. För Oskarsleden 5/7, togs provet på vatten som pumpade upp ur containern. För Oskarsleden 6/7 togs provet från vattenytan där de partiklarna som var väldigt, till exempel löv och pinnar, först skummades bort och för Oskarsleden 7/7 togs provet cirka 10 decimeter under vattenytan. Oskarsleden 6/7 överskrider samtliga riktvärden och schablonvärden som finns för metaller. För organiska ämnen överskred halten av toluen de kanadensiska vattenkvalitetskriterierna. Oskarsleden 5/7 och 7/7 överskrider riktvärdet för As och toluen men ligger inom angivna schablonvärden. Medelvärdet för Oskarsleden överskrider förutom för Ni samtliga rikt- och schablonvärden. Se Tabell 5 och 6.

Lakvattenprov tog på massorna från Oskarsleden 12/8 och 9/9. Riktvärdet för Pb, Cu och Zn överskreds 12/8 dock överskrider lakvattnet från 9/9 inga riktvärden. Samtliga analysresultat på dag- och lakvatten ligger inom gränserna för Malmqvist et al. (1994) schablonvärden. Föroreningshalterna stämmer också väl överens med Bjelkås och Lindmarks (1994) sammanställning över dagvattnets föroreningsinnehåll i USA, England, Tyskland, Norge, Danmark och Sverige, (se Bilaga B). Samtliga analysresultat från Oskarsleden presenteras i Bilaga D.

Tabell 5: En jämförelse mellan riktvärdet bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag, vilket anger den nivå som innebär ökad risk för biologiska effekter, schablonvärden för dagvatteninnehållet då föroreningarna härstammar från trafiken (Malmqvist et al, 1994) och analysresultat över föroreningshalten i det ofiltrerade dagvattnet från Söderleden och Oskarsleden.

ämne [µg/l]	As	Pb	Cd	Cu	Cr	Ni	Zn
analyserade vägar							
Söderleden, dagvatten prov från ytan och 10 centimeter under	9,74	0,125	0,0046	0,771	0,423	50,4	437
Oskarsleden 5/7, dagvatten prov från uppumpat vatten	<20	0,652	0,0579	1,7	0,628	20,1	4,81
Oskarsleden 6/7, dagvatten prov från ytvatten	13,7	639	5,26	1130	84	69,4	2930
Oskarsleden 7/7, dagvatten prov 10 centimeter under ytan	<30	1,01	0,128	1,75	0,898	4,13	2,44
medelvärde Oskarsleden	21,2	213,5	1,8	377,8	28,5	32,4	979,1
Oskarsleden 12/8, lakvatten prov från pump	<9	24,3	0,072	35,3	2,87	9,64	166
Oskarsleden 9/9, lakvatten prov från pump	<5	1,12	0,0226	0,154	0,483	10,3	3,08
Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag	15	3	0,3	9	15	45	60
Schablonvärde för dagvatteninnehåll	-	50-120	-	25-75	-	-	125-300

Vad gäller riktvärden för organiska ämnen har de kanadensiska riktvärdena för vattenkvalitet används. Detta då de svenska bedömningsgrunderna för sjöar och vattendrag endast har riktvärden för metaller.

ämne [µg/l]	Bensen	Toluen	Etylbensen
analyserade vägar			
Söderleden, dagvatten prov från ytan och 10 centimeter under	<0,20	21	0,35
Oskarsleden 5/7, dagvatten prov från pump	0,33	35	0,52
Oskarsleden 6/7, dagvatten prov från ytvatten	3,5	140	76
Oskarsleden 7/7, dagvatten prov 10 centimeter under ytan	1,1	52	2,6
medelvärde Oskarsleden	3,73	62	19,87
Oskarsleden 12/8, lakvatten, prov från pump	<0,20	2,8	0,26
Kanadensiska vatten kvalitetskriterier	300	2	90

3.3 Föroreningshalter i analyserat sediment

Föroreningshalten i sediment från år 2003 visar att Cu-halten överskrider riktvärdet för MKM på Söderleden. Oskarsleden överskrider inga riktvärden vid något av analystillfällena. Vid provtagning 12/8 togs provet på sediment cirka 10 centimeter under ytan och 26/8 cirka 30-40 centimeter under ytan. I Tabell 6 redovisas de föroreningar vilka Miljöförvaltningen kräver ska analyseras (Hammarlund, 2003). I Bilagorna E, F och G redovisar samtliga analysresultat från Rödbomotet.

Tabell 6: En jämförelse mellan sedimentets föroreningshalt samt Naturvårdsverkets riktvärden för MKM.

ämne [mg/kg TS]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn
analyserat sediment								
Söderleden	2,38	0,373	25,6	225	0,212	13,5	87,5	328
Oskarsleden 12/8	0,701	0,147	22	73,1	0,0545	9,41	17,6	136
Oskarsleden 26/8	0,118	0,19	17,7	169	<0,04	12,3	23,5	181
MKM	40	12	250	200	7	200	300	700

År 2003 utökades den organiska analysen och resultatet av den visar att för de enkla aromatiska kolväten och polycykliska aromatiska kolväten, som riktvärde för MKM finns, överskrids inga halter, se Tabell 7.

Tabell 7: De enkla aromatiska kolväten och polycykliska aromatiska kolväten vilka det finns riktvärde för MKM.

ämne [mg/kg TS]	bensen	toluen	etylbensen	summa xylener	PAH cancerogena	PAH övriga
analyserade vägar						
Söderleden	<0,010	0,015	<0,050	<0,050	3,3	6,8
Oskarsleden 12/8	<0,010	0,072	<0,050	<0,050	0,4	1
MKM	0.4	35	60	70	7	40

3.4 Hur föroreningsnivån i det deponerade sedimentet från åren 2001 och 2002 har förändrats över tiden

Analysresultat från åren 2001 och 2002 visar att sedimenten från brunnar vid Söderleden, Oskarsleden, E6, Tingstadstunneln och Lundbyleden var mycket förorenade och att sediment från Säröleden, Älvsborgsbron och Lundbyleden var mindre förorenade, se Bilaga E. Utifrån detta delades det upplagda sedimentet upp till en ”förorenad” vall, A, och en ”ren” vall, B. I den rena vallen blandades också massor från mindre trafikerade vägar från år 2003 med. Sedimentprovtagningen utfördes och samtliga föroreningshalter i A och B ligger väl under riktvärden för MKM, se Tabell 8 och 9. Bilaga H ger fullständiga analysresultat.

Tabell 8: En jämförelse mellan de analyserade ämnen vilka Miljöförvaltningen kräver ska analyseras och riktvärde för MKM samt Miljöförvaltningens riktvärde för opolära alifatiska kolväten.

ämne [mg/kg TS]	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Opolära alifatiska kolväten
sediment									
Medelvärde 2001	2,0*	1,6*	36	1178	0,1*	38	226	1217	770
Medelvärde 2002	1,4*	0,49*	20	553	-	11	36	292	530
A	1,38	0,685	26	157	<0,04	11,7	51,4	341	-
B	1,99	0,283	15,5	91,9	0,334	11,6	36,8	271	-
MKM	40	12	250	200	7	200	300	700	-
Miljöförvaltningens riktvärde	-	-	-	-	-	-	-	-	500

Tabell 9: En jämförelse mellan uppmätta halter och de aromatiska kolväten och polycykliska aromatiska kolväten för vilka det finns riktvärden från Naturvårdsverket.

ämne [mg/kg TS]	bensen	toluen	etylbensen	summa xylener	PAH cancero- gena	PAH övriga
sediment						
A	0,01	<0,05	<0,05	<0,05	0,1	0,23
B	0,01	1,2	<0,05	<0,05	0,09	0,22
MKM	0,4	35	60	70	7	40

4 Metod för riskanalys

De ämnen som vid något tillfälle under åren 2001, 2002 och 2003 överskridit Naturvårdsverkets rekommenderade riktvärde vid MKM-användning kommer att ingå i riskanalysen. Dessa ämnen är Cu, Zn och organiska ämnen.

Till grund för riskanalysen kommer följande parametrar att behandlas (Naturvårdsverket 3, 2002):

- Föroreningarnas farlighet och spridningsförutsättningar
- Föroreningsnivåer
- Områdets känslighet.

En sammanvägning av de olika parametrarna kommer att ligga till grund för den slutliga klassningen av eventuella risker för hälso- och miljöskador.

Avgränsning: Beskriva fenomen som påverkar spridning av föroreningar i mark samt processer som påverkar exponering och risk för människors hälsa och ekologiska systemets funktionsduglighet. Analysen kommer främst att behandla de massor som mellanlagrats från år 2001 och 2002. Detta eftersom en mellanlagring av massorna kommer äga rum, ty massorna måste torkas innan återanvändning är möjlig.

Antaganden: Jorden, antas vara helt homogen inom en angiven volym, den så kallade representativa enhetsvolymen. Grundvattenflödet begränsas till två dimensioner då antagandet görs att den horisontella spridningen är större än dess vertikala mäktighet (Naturvårdsverket 4836, 1997).

4.1 Föroreningarnas farlighet samt spridningsförutsättningar

Föroreningarnas farlighet och spridningsförutsättningar beror bland annat på deras kemiska och fysikaliska egenskaper. Nedan följer ett urval av sådana egenskaper.

Koppar: Bildar i jord stabila komplex vilket leder till att uppehållstiden i mark är lång och därmed urlakningen låg. Är redoxkänsligt och ett tillskott kan hämma växters upptag av järn (Gatu- och fastighetskontoret, 1999).

Då uppehållstiden i mark är lång kan en markförorening leda till en minskning av den biologiska aktiviteten. Koppar är en livsnödvändig metall för alla organismer men koncentrationer nära bakgrundshalten kan orsaka giftverkan. Förhöjda halter kan störa kväve metabolismen hos kvävefixerande växter. En förorening kan leda till en minskning av den biologiska aktiviteten, en utslagning av mikroorganismer som har betydelse för förnans omsättning. Koppar är i akvatisk miljö en av de giftigaste metallerna och är redan vid mycket låga halter skadligt för akvatiska organismer. Koppar och dess föreningars giftighet för människan är låg till måttlig, men kan dock orsaka diarré hos barn och känsliga personer (Gatu- och fastighetskontoret, 1999).

Zink: En av de mest lättörliga metallerna i naturen och förekommer till 90 % som fri katjon. Detta leder till att zink lätt transporteras vidare med vattenströmmar genom marken. Är stabilt inom pH intervallet 6-10. Utanför detta intervall sker en snabb korrosion med en frigörelse av zink som resultat. Lågt pH ökar metallens rörlighet i både mark och vatten. I deponier kan zink ha en låg löslighet under förutsättningen att pH-halten inte sänks. Zink är inte direkt känslig för förändring av redoxpotentialen (Gatu- och fastighetskontoret, 1999).

Zink kan lindra effekten av andra samtidigt förekommande giftiga metaller, framför allt kadmium och bly. Däremot kan zink förstärka koppars giftighet på vattenorganismer då båda metallerna förekommer i höga halter (Gatu- och fastighetskontoret, 1999).

Zink är giftigt för växter redan vid låga halter. Negativa effekter har konstaterats på makrobiologiska processer då zinkhalten är 10-15 gånger högre än bakgrundshalten i humusskiktet. Fisk är särskilt känsligt för löst zink och ger effekter så som försämrad balanshållning och minskat födointag. Zink kan också vara giftigt för djurplankton. Ämnet kan bioackumuleras i musslor och kräftor. Zink har låg giftighet hos däggdjur och fåglar samt anses även ha låg giftverkan för människor (Gatu- och fastighetskontoret, 1999). Det är endast den lösta zinken som är biotillgänglig och kan tas upp av organismer (Täljemark och Öberg, 2003)

Tabell 10: *Egenskaper för koppar och zink har betydelse för riskanalysen.*

förorening	Cu	Zn
egenskaper		
Hög redoxpotential	Ja	Nej
Hög löslighet i vatten	Nej	Ja
Lång uppehållstid i mark	Ja	Ja/nej
pH-känsligt	Nej	Ja
Förstärker andra föroreningars giftighet		Ja
Lindrar andra föroreningars giftighet		Ja
Bioackumulerande		Ja
Förorening leder till minskad biologisk aktivitet	Ja	Ja
Hög toxicitet för akvatiska organismer	Ja	Ja
Ger effekter på landlevande organismer	Ja	Nej
Hög human toxicitet	Nej	Nej

Organiska ämnen: Kan i mark kan brytas ner och omvandlas vilket påverkar deras mobilitet och toxicitet. Vid biologisk nedbrytning sker en omvandling av organiskt kol till oorganiskt kol. Vid mineralisering fås CO₂, vatten, sulfat, nitrat eller ammoniak. Om mineralisering ej sker, det vill säga en icke fullständig nedbrytning, kan mer eller mindre toxiska nedbrytningsprodukter bildas. Den biologiska nedbrytningen är den enda process där föroreningarna försvinner ut ur systemet och beror bland annat av; föroreningens tillgänglighet, redoxförhållanden, pH, temperatur, vattenkvot, tillgång på näringsämnen samt typ- och antal mikroorganismer som finns i jorden. Vid fotolys leder adsorption av solljus till en kemisk reaktion. Därför sker detta endast i de översta millimetrarna i en jord. Fotolys kan bidra till nedbrytning av annars persistenta föreningar. Organiska ämnen är mycket stabila i syrefattiga miljöer (Naturvårdsverket 4473, 1995).

Organiska ämnen som PAH adsorberas i huvudsak till humus och annat organiskt material. Det finns en direkt proportionalitet mellan föroreningens löslighet i vatten och dess benägenhet att adsorberas till organiskt material (Bjelkås och Lindmark, 1994). PAH-föreningar förekommer alltid tillsammans med annat organiskt material, eftersom bildningen och användningen av ämnena är förknippade med detta (Naturvårdsverket 4473, 1995). Många kolväten är både fettlösliga och persistenta vilket leder till att de har särskilt stora förutsättningar att fungera som miljögifter (Gatu- och fastighetskontoret, 2001). En del av PAH är bioackumulerande och är den största gruppen av kända cancerogena ämnen (Ahlbom och Duus, 1994). Halten PAH i växter är ofta lägre än i marken där den odlas. Dessutom biomagnifieras PAH ej i stor omfattning (föreläsning). De flesta levande organismer kan omvandla PAH men de nedbrytningsprodukter som bildas kan många gånger vara skadligare än ursprungssubstansen (Ahlbom och Duus, 1994).

Det PAH som har störst intresse utifrån toxiska aspekter är benso(a)pyren vilken visat akut toxisk effekt på vattenlevande organismer (Gatu- och fastighetskontoret, 2001). Analyser av recipienters påverkan under längre tidsperspektiv har indikerat toxicitetsproblem med dagvatten genom påvisade effekter på akvatiska organismer bland annat vad gäller ackumulering i sediment (Larm, 1994). Toxiska effekter både i vatten och sediment, jämte uppmätta halter av tungmetaller och PAH i sediment, visar att såväl vatten som sediment kan vara akuttoxiskt för *Daphnia magna* (Hagström, 2001).

4.2 Föroreningsnivåer

Enligt Naturvårdsverket kan principer för bedömning av tillståndet beräknas utifrån förhållandet mellan uppmätt halt och riktvärdet (Naturvårdsverket 2, 2002). Om riktvärdet för MKM används på massorna från de valda referens vägarna år 2003 erhålls att föroreningshalten kan ses som mindre till måttligt allvarligt, se Tabell 10.

Tabell 11: Naturvårdsverkets princip för bedömning av tillståndet då riktvärdet för MKM använts för de valda referensvägarna.

Tillstånd	Halt i förhållande till riktvärde eller motsvarande	Ämnen vilka förekommer vid de två valda referensvägarna	
		Söderleden 2003	Medelvärde Oskarsleden 2003
Mindre allvarligt	< riktvärdet	As, Cd, Cr, Ni, Pb, Zn bensen, toluen, etylbensen, xylen, PAH cancerogena, PAH övriga	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn bensen, toluen, etylbensen, xylen, PAH cancerogena, PAH övriga
Måttligt allvarligt	1-2 ggr riktvärdet	Cu	-
Allvarligt	3-10 ggr riktvärdet	-	-
Mycket allvarligt	> 10 ggr riktvärdet	-	-

Återanvändning av sediment kommer att ske först efter det att mellanlagring har skett eftersom massorna först måste lakas ur. Om Naturvårdsverkets riktlinjer för MKM nyttjas vid bedömning av föroreningshalterna i hög A och B, det sediment som har mellanlagrats sedan 2001 och 2002 samt har blandats med färsk massor från de så kallade övriga vägarna, erhålls att tillståndet kan ses som mindre allvarligt, se Tabell 11.

Tabell 12: Naturvårdsverkets princip för bedömning av tillståndet då riktvärdet för MKM och föroreningshalterna i sediment från hög A och B används.

Tillstånd	Halt i förhållande till riktvärde eller motsvarande	Ämnen som förekommer i sediment som mellanlagrats sedan år 2001 och 2002
Mindre allvarligt	< riktvärdet	As, Cd, Cr, Cu, Ni, Pb, Zn bensen, toluen, etylbensen, xylen, PAH cancerogena, PAH övriga
Måttligt allvarligt	1-2 ggr riktvärdet	-
Allvarligt	3-10 ggr riktvärdet	-
Mycket allvarligt	> 10 ggr riktvärdet	-

Volymen sediment uppgår till cirka Xm^3 /år och mängden förorenat material kan därför anses som liten (Naturvårdsverket 2, 2002).

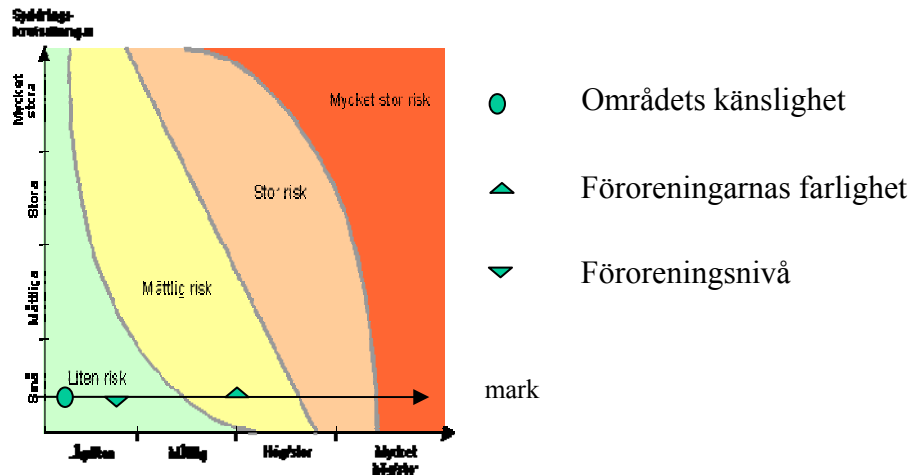
4.3 Områdets känslighet

Vägverket har gjort undersökningar som visar att halten av tungmetaller och olja är förhöjd i närheten av kraftigt trafikerade vägar. Halten sjunker dock snabbt med ökat avstånd från vägen och är ofta nere på bakgrundsnivån 5-10 meter från vägen (Vägverket, 1998). Återan-

vändningsområdet, vilken är väggkanten, kan anses ha låg känslighet ty ingen exponering för människor sker där. REF.

5 Resultat av riskanalys

Den slutliga klassningen av risker för hälso- och miljöskador vid återanvändande av mallanlagrat sediment vid väggkant görs genom en sammanvägning av föroreningarnas farlighet och spridningsförutsättningar, föroreningsnivåer och områdets känslighet. Se Figur 4.



Figur 4: Den horisontella markeringen visar på spridningsförutsättningarna i mark. De olika parametrarna farlighet, föroreningsnivå och områdets känslighet markeras och utifrån detta ges den sammanvägda riskanalysen.

Den sammanvägda riskanalysen för återanvändning av sediment som mellanlagrats innan återanvändning visar att risken för hälso- och miljöskador är låg till måttlig och återanvändning inom väggkant är därför möjlig. Detta då föroreningarnas spridningsförutsättningar från återanvändningsområdet kan anses som låg då plats och teknik kommer att väljas så att risk för spridning till recipient blir minimal. Föroreningarnas farlighet kan anses måttlig och föroreningsnivån kan utifrån dess tillstånd anses som mindre allvarlig. Områdets känslighet är liten då återanvändningsområdet kommer vara väggkant och det föroreningstillskott som kommer att bli kan anses som försumbart i jämförelse med föroreningsinnehåll i färska massor och vägdikesmassor.

6 Diskussion

Föroreningsinnehållet i sedimentet från de brunnar som slamsögs år 2001 skiljer sig markant från åren 2002 och 2003. Detta kan bland annat bero på att brunnarna tidigare endast slamsögs vid behov, alltså inte varje år. Föroreningsinnehållet i sedimentet år 2001 är därför inte representativt för hur sediment i dagvattenbrunnar vid hårt trafikerade leder i Göteborgsområdet ser ut, då tömning i framtiden kommer att ske årligen. Att brunnarna är tömda vid olika årstider, där brunnarna 2003 under sommaren och 2001 samt 2002 på hösten, torde inte göra någon skillnad. Eftersom det särskilt är vårregnet som "tvättar" rent gatorna efter vinterns ansamling av föroreningar.

Analys av ytvattnet från Oskarsleden tyder på mycket höga föroreningshalter. Det faktum att föroreningar binds till partiklar och att just ytvattnet innehåller mycket partiklar gör att detta ej är överraskande. Sedimentmassorna vid slamsugning år 2003 var tvungna att blötläggas

innan slamsugning var möjlig. Detta ledde till att tvättning av massorna ägde rum. Ett antagande görs att föroreningsinnehållet i tvättvattnet liknar föroreningsinnehållet i dagvatten. Medelvärden av föroreningshalterna i tvättvattnet från Oskarsleden och Söderleden ligger inom ramen för de schablonvärden som Malmqvist et al (1994) anger då föroreningarna härstammar från trafik. Detta leder till att antagandet att tvättvattnet kan ses som dagvatten är riktigt.

Föroreningarnas farlighet, i de färskmassorna, anses som måttlig trots att Cu-halten överskrider MKM både åren 2002 och 2003. Detta eftersom Cu har låg löslighet i vatten och lång uppehållstid i mark och därför förväntas stanna nära källan. Undersökningsresultat tyder på att i de fall höga föroreningshalter ursprungligen fanns i sedimenten förefaller dessa ej hårt bundna i sedimentet, utan torde kunna tvättas ut med hjälp av nederbörd. Vad gäller förhöjda halter kolväten är det dock rimligt att anta att en viss biologisk nedbrytning förekommit.

Det finns en viss osäkerhet i analysresultaten av sedimenten då varje analysprov har tagits ut som ett samlingsprov ur respektive sedimenthög. Antal provpunkter i samlingsproven har varierat med mellan 12 till 36 stycken beroende på sedimenthögens storlek och placering. Avsikten med analyserna har varit att karakterisera den genomsnittliga föroreningshalten och då antal provpunkter har varit relativt hög torde detta vara tillräckligt och osäkerheten inte påverka analysresultaten markant.

Söderleden kan anses utgöra ett rättvisande referensunderlag vad gäller föroreningshalt på övriga hårdtrafikerade leder, eftersom denna vid tidigare undersökningar visat ha höga föroreningshalterna. Analysresultat från Oskarsleden kan ha påverkats på grund av byggnation av den nya tunneln ”Göken”. Leden är mer trafikerad av tung trafik än vanligt och många vägomläggningar leder till att antalet dagvattenbrunnar är reducerat, istället sker sopning av de sträckor där brunnar saknas. Huruvida detta påverkar det egentliga analysresultatet är svårt att säga.

Urlakning av föroreningar i massorna förefaller ske snabbt, därför torde ingen vidare behandling av de torra massorna vara nödvändig. De föroreningshalter som sedimentet innehöll år 2001 och 2002 och vilka föroreningshalter som finns i sedimentet efter 1-2 års mellanlagring styrker det faktum. Val av teknik vid urlakning av massorna är av därför av stor betydelse för att förhindra spridning av föroreningarna. Att dessutom ler- eller humushaltigt jordar ej binder metaller leder också till att föroreningarna lakas ur sedimentet, (Larm, 1994). I detta pilotförsök med anläggning av bullervall kommer plats och teknik väljas så att risk för spridning till recipient blir minimal. Genom att använda den så kallade immobiliseringsmetoden, vilken innebär att föroreningarna förhindras från att spridas genom att vertikala och horisontella barriärer byggs, kan föroreningarna hindras att nå omgivande miljö (Naturvårdsverket 4445, 1995).

Ett sätt att hindra föroreningarnas spridning via infiltration av nederbörd med efterföljande avrinning är att använda sig av tallbarksfilter. Filtret är en effektiv sorbent för tungmetaller samt PAH och skulle därför passa bra som filter i pilotförsöket med anläggning av bullervall. Detta eftersom föroreningsinnehållet i massorna kommer att innehålla halter av PAH och tungmetaller. Tallbark är en restprodukt som erhålles från sågverk och kan nyttjas som filter vid sanering av tungmetaller och kolväten. Innan färdig produkt torkas, krossas, males och siktas barken. Efter användning kan barken förbrännas och energin kan tillvaratas. Det visade sig i examensarbetet som Täljemark och Öberg gjorde att barken är en god sorbent av både zink och koppar. Dock varierar barkens ytegenskaper kraftigt med pH-värdet. Olika metaller

har olika optimala pH-värden och vid barkrening är pH troligtvis det som har störst inverkan vid tungmetallers sorptionskapacitet.

Fördelning av vägar som Trafikkontoret ansvarar är:

Kommunala gator och vägar; 1 200 km=9 805 000 m²

Kommunala gångbanor och GC-vägar=3 185 000 m²

Antal rännstens- och dikesbrunnar på det kommunala nätet 32 500

Statliga gator och vägar inom kommunen ca 225 km, ca 2 800 000 m²

Enskilda vägar i kommunen, Uppgift saknas (Larsson S-Å, 2003)

Om sediment från samtliga brunnar skulle återanvändas, alltså Vägverkets ansvarsområde på 22600 km, läggs till skulle detta skulle innebära att mängden sediment skulle uppgå till X m³.

Detta skulle leda till att mängden deponerat avfall skulle minska och miljömålet God bebyggd miljö faktiskt tillämpas.

6.1 Vidare undersökningar

Preliminärt kommer de fortsatta försöken inom ramen för forskningsprojektet inriktas mot behandling av vattenfasen, såväl direkt efter slamsugningen, som under lagringsfasen. Kvarvarande fältarbete under detta år är den kontinuerliga provtagningen av perkolat från upplagda massor (Larsson, 2003).

7 Slutsats

Sedimenten från år 2003 är överlag mindre förorenade än vad som tidigare vistas från analyser åren 2001 och 2002. En kraftig reduktion av både kolväteföreningar och metaller sker under lagring av massorna. Resultatet av den sammanvägda riskanalysen visar att en återanvändning av mellanlagrat sediment från dagvattenbrunnar i Göteborgsområdet är möjlig utan att risk för hälso- och miljöskador ska föreligga. Ytterligare provtagning kommer att ske under hösten för att bekräfta nuvarande hypotes. Dock måste problematiken runt lakvattenföreningarna uppmärksammas för att mellanlagring innan återanvändning ska kunna anses som riskfri.

8 Tackord

Ett stort tack till mina handledare Johan Larsson, PEAB Grundteknik och Åke Larsson, Tillämpad miljövetenskap, Göteborgs Universitet för stöd och vägledning under arbetet med mitt examensarbete.

Referenser

Ahlbom, J., Duus, U., (1994), *Nya hjulspår –en produktstudie av gummidäck*, Rapport från kemikalieinspektionen 6/94, Kemikalieinspektionen, ISSN 0284-1185

Analytica AB, 2003, Internet sida:
<http://www.analytica.se/hem2001/sv/start.asp>, 2003-06-10

Bjelkås, J., Lindmark, P., (1994), *Förorening av mark och vägdagvatten på grund av trafik*, Varia 420, Statens geotekniska institut, Linköping

Folkesson, L., (1994), *Environmental effects of highway runoff water*, VTI rapport No. 391A, Swedish National Road and Transport Research Institute, Linköping, ISSN 0347-6030

Gatu- och fastighetskontoret Miljöförvaltningen Stadsbyggnadskontoret Stadsdelsförvaltningarna Stockholm vatten, (1999), *Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad Del 1 Metaller*, Dagvattenstrategi för Stockholm

Gatu- och fastighetskontoret Miljöförvaltningen Stadsbyggnadskontoret Stadsdelsförvaltningarna Stockholm vatten, (2001), *Källor till föroreningar i dagvatten i Stockholms stad Del 2 Organiska miljögifter Olja, Näringsämnen och Bakterier*. Dagvattenstrategi för Stockholm

Hagström, M., (2001), *Toxicitet i vatten och slam från dagvattenbrunnar i Halmstad*, Avdelningen för miljövetenskapligt programutbildning, Göteborgs Universitet

Hammarlund, T., (2003), Miljöförvaltningen Plan- och Trafikavdelningen, Personlig kommunikation

Knappe, T., (2003), Vägverket Region Väst, Personlig kommunikation

Larm, T., (1994), *Dagvattnets sammansättning, recipientpåverkan och behandling*, VAV Rapport nr 1994-06, Svenska vatten- och avloppsföreningen, Kungliga Tekniska Högskolan och Stockholms vatten AB, Stockholm, ISSN 1102-5638

Larsson, J., (2003), Peab Grundteknik Malmö, Personlig kommunikation

Larsson, S-Å., (2003), Trafikkontoret Göteborgs Kommun, Personlig kommunikation

Lundberg, K., Lindmark, P., (1994), *Rening av vägdagvatten*, Vägledning 7, Statens Geotekniska Institut, Linköping

Malmqvist, P-A., et al., (1994), *Dagvattnets sammansättning*, VAV Rapport nr 1994-11, Svenska vatten- och avloppsföreningen, Kungliga Tekniska Högskolan och Stockholms vatten AB, Stockholm

Miljöbron, (år????????), *Allmänt om dagvatten*, Internetadress:
<http://www.miljoberon.stockholm.se/Dagvatten/intro.htm>, 2003-04-07

Naturvårdsverket, (1995), *Föroreningar i deponier och mark ämnens spridning och omvandling*, Rapport 4473, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm

Naturvårdsverket, (1995), *Åtgärdsteknik för oljeförorenad mark -Metoder för efterbehandling och sanering*, Rapport 4445, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm

Naturvårdsverket, (1997), *Naturvårdsverket kan principer för bedömning av tillståndet, Generella riktvärden för förorenad mark*, Rapport 4638, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm

Naturvårdsverket, (1997), *Modeller för miljögeotekniska tillämpningar*, Rapport 4836, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm

Naturvårdsverket 1, (2002), *Bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag*, Internet sida: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/sjo/sjo.html>

Naturvårdsverket 2, (2002), *Bedömning av föroreningsnivå*, Internet sida: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/foromr/fordok/niveau.html>, 2003-03-24

Naturvårdsverket 3, (2002), *Bedömningsgrunder för förorenade områden*, Internet sida: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/foromr/foromr.html>, 2003-04-03

Täljemark, K., Öberg, K., (2003), *Tallbark för sannäringsändamål en studie över tallbarks sorptionskapacitet för tungmetaller och polyaromatiska kolväten*, Lunds Tekniska Högskola

Övrig läsning

Birgersson, B., Sterner, O., Zimerson, E., (1995), *Kemiska hälsorisker*, ISBN 91-23-01731-7

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

Naturvårdsverket, *Metaller och organiska ämnen i avloppsslam*, Internet sida: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/fororen/metaller/tngmet/slam.html>, 2003-04-15

Naturvårdsverket 1, *Tungmetaller*, Internet sida: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/fororen/metaller/tungmet.html>, 2003-05-18

Sterner, O., (2003), *Förgiftningar och miljöhot*, Studentlitteratur, Lund, ISBN 91-44-02242-5

Vägverket, (1998), *Vägdikesmassor Provtagning, Analys, Omhändertagande*, Publikation 98:008, ISSN 1401-9612

Bilagor

Bilaga A

Karta över de vägar som slamsugs

[Karta bifogas ej denna version]

Bilaga B En sammanställning över dagvatteninnehållet i olika länder (Bjelkås och Lindmarks, 1994)

Land	USA		England				Tyskland		Norge				Danmark	Sverige		J.B		
									Snösmältning		Dagvatten							
	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min	Max	Min		Max	Max	Medel	Max	Min
Arsenik mg/l	0,03	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Avfiltrerbara ämnen mg/l	-	-	-	-	-	-	798,4	-	20,3	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bly mg/l	13,1	0,02	2,874	0,316	8,587	0,054	0,95	0,03	0,69	0,081	0,36	0,091	0,091	6,4	1,16	0,187	14,7	0,003
BOD mg/l	133	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Bromid mg/l	-	-	6	0,2	2,3	0,05	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
COD mg/l	1058	5	362	12	845	1	333	28,1	360	50	310	55	55	91	-	-	-	-
Fosfor mg/l	4,45	0,03	-	-	-	-	0,92	0,07	-	-	-	-	-	3,5	-	-	-	-
Järn mg/l	115	0,1	-	-	-	-	19,19	0,65	78,6	5,5	30,1	4,5	4,5	-	-	-	440	0,67
Kadmium mg/l	0,4	0,007	0,102	<0,003	0,039	<0,003	0,1442	0,0009	0,026	0,0039	0,028	0,002	0,002	-	0,006	0,0014	13,7	0,0005
Kalcium mg/l	450	4	-	-	-	-	63	19	85,1	3,1	18,7	5,3	5,3	-	-	-	-	-
Kalium mg/l	-	-	-	-	-	-	8,6	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Klorid mg/l	35000	2	6714	-12	40	1	2761	3,3	3900	2	1100	3	3	-	-	-	-	-
Konduktivitet mS/l	-	-	2200	80	552	25	508	76	998	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Koppar mg/l	1	0,023	max: 0,030		min: 0,007		0,385	0,026	0,43	0,013	0,18	0,01	0,01		0,2	0,063	0,38	0,03
Krom mg/l	0,19	0,003	max: 0,085		min: 0,018		0,0575	0,0016	0,15	0,03	0,19	0,013	0,013	-	-	-	-	-
Kvicksilver µg/l	67	0,13	-	-	-	-	-	-	13,2	0,19	5,1	0,6	0,6	-	-	-	-	-
Kväve mg/l	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	14,7	-	-	-	-
Mineralolja mg/l	104	1	40	8	52	6	18,53	1,63	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Natrium mg/l	22500	2,1	-	-	-	-	270	2	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Nickel mg/l	49	0,0001	-	-	-	-	medel: 0,027		0,106	0,042	0,436	0,006	0,006	-	-	-	-	-
Nitrit-Nitrat mg/l	9	<0,01	-	-	-	-	10	1,7	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
PAH µg/l	-	-	-	-	-	-	9,67	0,29	11,604	1,5	3,907	1,403	1,403	-	-	-	-	-
pH	8,1	4,3	7,6	6,1	7	5,7	8,5	6,3	8,2	6,8	9,1	6,7	6,7	-	-	-	-	-
Sulfat mg/l	180	<1	-	-	-	-	13,28	0	224,1	11,1	55,2	4,9	4,9	-	-	-	-	-
Tot. Löst fast mat. mg/l	-	-	12560	1441	455	12	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tot. fast mat. mg/l	57400	68	12860	167	3700	<15	-	-	5430	370	3334	228	228	-	-	-	-	-
Tot. Kjeldahl kväve mg/l	14	0,1	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Tot. Organiskt kol mg/l	290	4	-	-	-	-	-	-	58	8	320	12	12	-	-	-	-	-
Tot. Susp. Material mg/l	2160	4	812	10	4269	18	1032	117	1669	230	2400	174	174	1440	-	-	-	-
Zink mg/l	6,786	0,01	4,047	0,275	3,865	0,08	1,54	0,12	0,74	0,2	0,37	0,091	0,091	3,3	1,69	0,537	22	0,01

Bilaga C

Dagvattenanalys Söderleden år 2003

ämne	[µg/l]	6/6
Ca	62,4	
Fe	7,02	
K	12,1	
Mg	6,99	
Na	1030	
S	74,5	
Si	2,88	
Al	1,48	
As	9,74	
Ba	200	
Cd	0,0046	
Co	39,7	
Cr	0,423	
Cu	0,771	
Hg	<0,002	
Mn	1190	
Mo	2,12	
Ni	50,4	
P	28,1	
Pb	0,125	
Sr	331	
Zn	437	

ämne	[µg/l]	6/6
alifater >C5-C8		<10
alifater >C8-C10		<10
alifater >C10-C12		22
alifater >C12-C16		<20
alifater >C5-C16		22
alifater >C16-C35		440
aromater >C8-C10		<3,0
aromater >C10-C35		1,7
bensen		<0,20
toluen		21
etylbenzen		0,35
summa xylener		1,9
naftalen		0,32
acenaftalen		0,012
acenaften		0,022
fluoren		0,19
fenantren		0,34
antracen		0,036
fluoranten		0,18
pyren		0,27
*bens(a)antracen		0,036
*krysen		0,093
*bens(b)fluoranten		0,056
*bens(k)fluoranten		0,016
*bens(a)pyren		0,038
*dibens(ah)antracen		<0,010
benso(ghi)perylene		0,069
*indeno(123cd)pyren		0,015
summa 16 EPA-PAH		1,7
*PAH cancerogena		0,25
PAH övriga		1,4

Bilaga D

Dagvattenanalyser Oskarsleden

[µg/l]	15/7	16/7	17/7	12/8	26/7
Ca	42,9	38	44,6	78,7	134
Fe	3,23	55,7	0,638	2,62	22,2
K	12,8	16,3	14,1	18,6	66,3
Mg	5,51	12	2,33	7,3	15,8
Na	1010	869	905	642	1430
S	22,7	11	13,9	5,07	34
Si	3,03	-	5,52	-	12,6
Al	17,2	18400	26,5	680	<0,2
As	<20	13,7	<30	<9	<5
Ba	165	436	114	180	256
Cd	0,0579	5,26	0,128	0,072	0,0226
Co	8,54	42,7	0,676	3,4	6,78
Cr	0,628	84	0,898	2,87	0,483
Cu	1,7	1130	1,75	35,3	0,154
Hg	<0,002	0,333	<0,002	<0,02	<0,002
Mn	440	778	43,3	215	978
Mo	40,5	-	78,2	-	18
Ni	20,1	69,4	4,13	9,64	10,3
P	48,4	-	207	-	31,9
Pb	0,652	639	1,01	24,3	1,12
Sr	239	-	159	-	653
Zn	4,81	2930	2,44	166	3,08

[µg/l]	15/7	16/7	17/7	12/8
ämnena				
alifater >C5-C8	<10	29	<10	<10
alifater >C8-C10	<10	<10	<10	<10
alifater >C10-C12	11	17	23	<10
alifater >C12-C16	14	40	25	<10
alifater >C5-C16	25	86	48	<20
alifater >C16-C35	400	1400	640	55
aromater >C8-C10	9	310	28	<1,0
aromater >C10-C35	<2,0	5,1	4,8	<2,0
bensen	0,33	3,5	1,1	<0,20
toluen	35	140	52	2,8
etylbenzen	0,52	76	2,6	0,26
summa xylener	2,4	380	13	0,91
naftalen	0,28	2	0,72	<0,050
acenaftalen	<0,050	<0,050	<0,050	<0,050
acenaften	0,077	0,065	0,079	<0,050
fluoren	0,21	0,29	0,39	<0,050
fenantren	0,4	0,65	0,94	<0,050
antracen	0,051	0,065	0,13	<0,050
fluoranten	0,22	0,43	0,76	0,12
pyren	0,26	0,61	0,87	0,17
*bens(a)antracen	0,059	0,16	0,27	<0,050
*krysen	0,15	0,35	0,51	0,067
*bens(b)fluoranten	0,089	0,21	0,26	<0,050
*bens(k)fluoranten	<0,050	0,078	0,15	<0,050
*bens(a)pyren	0,059	0,11	0,17	<0,050
*dibens(ah)antracen	<0,050	<0,050	0,058	<0,050
benso(ghi)perylene	0,13	0,35	0,27	<0,050
*indeno(123cd)pyren	<0,050	0,25	0,24	<0,050
summa 16 EPA-PAH	2	5,2	9,1	0,36
*PAH cancerogena	0,36	1,2	1,7	0,067
PAH övriga	1,6	4,1	7,4	0,29

Bilaga E

Sedimentanalyser från 2001 och 2002

analyserade väg	Ämne [mg/kg TS]	Torr-substans	As	Cd	Cr	Cu	Hg	Ni	Pb	Zn	Opolära alifatiska kolväten
	2001	Säröleden	92 %	2.4	0.22	29	150	<0.1	16	68	290
Älvsborgsbron Västra plymen		77 %	<2.3	<0.23	42	130	<0.1	130	13	360	7100
Älvsborgsbron Östra plymen		76 %	<2.4	<0.24	45	200	<0.1	95	39	640	4300
Älvsborgsbron		72 %	<2.5	<0.25	36	280	<0.1	36	43	780	4300
Oskarsleden 1		94 %	<1.9	<0.19	27	380	<0.1	13	29	200	1400
Oskarsleden 2		71 %	<2.5	1.4	34	610	<0.1	18	140	1000	4200
Oskarsleden 3		94 %	<1.9	1.4	19	520	<0.1	11	460	680	1400
Söderleden		84 %	<2.1	3.5	37	1300	<0.1	17	310	2100	6500
Lundbyleden		94 %	<1.9	9	29	10500	<0.1	66	1300	5900	5100
E6		89 %	<2.7	0.40	26	130	<0.1	11	100	290	790
E6		92 %	<2.0	0.71	27	370	<0.1	12	110	980	2100
Tingstadstunneln Norr		33 %	5.5	1.5	55	360	0.17	30	160	1300	10600
Tingstadstunneln Söder		33 %	6.1	1.6	58	390	0.18	33	170	1300	9100
<i>Medelvärde</i>				2.0*	1.6*	36	1178	0.1*	38	226	1217
2002	Säröleden	93,4 %	<1.9	0.43	22	120	-	15	22	210	560
	Älvsborgsbron	93,7 %	2.2	0.33	13	150	-	6,7	25	230	380
	Oskarsleden	92,9 %	<1.9	0.65	16	470	-	9,8	67	420	510
	Söderleden	94 %	<1.9	<0.19	14	2100	-	8,2	16	160	32
	Lundbyleden	95,7 %	<1.9	0.19	14	70	-	8,5	22	220	500
	E6	92,7 %	2.50	0.39	39	410	-	16	66	510	1200
	<i>Medelvärde</i>			1.4*	0.49*	20	553	-	11	36	292

* Medelvärdet är beräknat genom att ”mindre än” nivån halverats

Bilaga F

Sedimentanalys Söderleden 2003

ämne	[mg/kg TS]	23/6
As		2,38
Cd		0,373
Co		5,81
Cr		25,6
Cu		225
Hg		0,212
Mn		170
Ni		13,5
Pb		87,5
V		28,8
Zn		328

ämne	[mg/kg TS]	23/6
alifater >C5-C8		<10
alifater >C8-C10		<10
alifater >C10-C12		27
alifater >C12-C16		260
alifater >C5-C16		290
alifater >C16-C35		3100
aromater >C8-C10		19
aromater >C10-C35		42
bensen		<0,010
toluen		0,015
etylbenzen		<0,050
*krysen		1,6
*bens(b)fluoranten		0,48
*bens(k)fluoranten		0,24
*bens(a)pyren		0,36
*dibens(ah)antracen		<0,080
benso(ghi)perylen		0,31
*indeno(123cd)pyren		0,24
summa 16 EPA-PAH		10
*PAH cancerogena		3,3
PAH övriga		6,8

Bilaga G

Sedimentanalys Oskarsleden 2003

ämne [mg/kg TS]	12/8	26/8
As	0,701	0,818
Cd	0,147	0,19
Co	4,72	7,92
Cr	22	17,7
Cu	73,1	169
Hg	0,0545	<0,04
Ni	9,41	12,3
Pb	17,6	23,5
V	21,3	24,3
Zn	136	181

ämne [mg/kg TS]	12/6
alifater >C5-C8	<10
alifater >C8-C10	<10
alifater >C10-C12	<10
alifater >C12-C16	<10
alifater >C5-C16	<20
alifater >C16-C35	250
aromater >C8-C10	<1,0
aromater >C10-C35	<2,0
bensen	<0,010
toluen	0,072
etylbenzen	<0,050
summa xylener	<0,050
Summa TEX	0,072
naftalen	<0,080
acenaftylen	<0,080
acenaften	<0,080
fluoren	<0,080
fenantren	0,3
antracen	<0,080
fluoranten	0,3
pyren	0,32
*Bens(a)antracen	0,084
*krysen	0,21
*bens(b)fluoranten	0,1
*bens(k)fluoranten	<0,080
*bens(a)pyren	<0,080
*dibens(ah)antracen	<0,080
benso(ghi)perylen	0,12
*indeno(123cd)pyren	<0,081
summa 16 EPA-PAH	1,4
*PAH cancerogena	0,4
PAH övriga	1

Bilaga H

Analysen från 2001 och 2002 då sedimentet har blandats till två högar A och B

ämne	mg/kg TS	Rödbo A	Rödbo B
As		1.38	1.39
Cd		0.685	0.283
Co		5.57	5.29
Cr		26	15.5
Cu		157	91.9
Hg		<0.04	0.037
Mg		181	204
Ni		11.7	11.6
Pb		51.4	36.8
V		15.9	18.2
Zn		341	271

ämne	mg/kg TS	Rödbo A	Rödbo B
alifater >C5-C8		<10	<10
alifater >C8-C10		<10	<10
alifater >C10-C12		<10	<10
alifater >C12-C16		<10	<10
alifater >C5-C16		<20	<20
alifater >C16-C35		190	170
aromater >C8-C10		<1,0	<1,0
aromater >C10-C35		<1,3	<1,3
bensen		0,01	0,01
toluen		<0,05	1,2
etylbenzen		<0,05	<0,05
summa xylener		<0,05	<0,05
summa TEX		<0,08	1,2
naftalen		<0,08	<0,08
acenaftalen		<0,08	<0,08
acenaften		<0,08	<0,08
fluoren		<0,08	<0,08
fenantren		<0,08	<0,08
antracen		<0,08	<0,08
fluoranten		<0,08	<0,08
pyren		0,1	0,1
*bens(a)antracen		<0,08	<0,08
*krysen		<0,08	<0,08
*bens(b)fluoranten		0,1	0,09
*bens(k)fluoranten		<0,08	<0,08
*bens(a)pyren		<0,08	<0,08
*dibens(ah)antracen		<0,08	<0,08
benso(ghi)perylene		0,13	0,12
*indeno(123cd)pyren		<0,08	<0,08
summa 16 EPA-PAH		0,33	0,31
*PAH cancerogena		0,1	0,09
PAH övriga		0,23	0,22