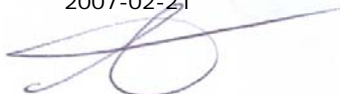


Dagvatten i Urban Miljö

Christian Junestedt, Rune Bergström, Klara Larsson,
Hans-Olof Marcus, Erik Furusjö, Magnus Rahmberg
B1699
Februari 2007

Rapporten godkänd
2007-02-21



Lars-Gunnar Lindfors
Forskningschef

Organisation IVL Svenska Miljöinstitutet AB	Rapportsammanfattning
Adress Box 21060 100 31 Stockholm	Projekttitel Dagvatten i Urban Miljö
Telefonnr 08-598 563 00	Anslagsgivare för projektet Borlänge energi AB Vägverket Naturvårdsverket
Rapportförfattare Christian Junestedt, Rune Bergström, Klara Larsson, Hans-Olof Marcus, Erik Furusjö, Magnus Rahmberg	
Rapporttitel och undertitel Dagvatten i Urban Miljö	
Sammanfattning <p>Denna studie har syftat till att ta fram ett underlag som delvis beskriver dagvattensituationen i Borlänge. Tre typer av markanvändningsområden har studerats genom att dagvattnet från dessa ytor provtagits under knappt ett år med hjälp av flödesproportionella samlingsprovtagare. De olika områdena som undersöktes var ett bostadsområde för flerfamiljshus, en parkeringsyta samt ett delavsnitt av Riksväg 70.</p> <p>Resultatet från undersökningen visar att halterna som uppmättes i dagvattnet var högst vid Riksväg 70 för de allra flesta analyserade parametrarna. Halterna i dagvattnet från parkeringsytan var lägre än vägens men generellt sett något högre än de uppmätta värdena i dagvattnet från bostadsområdet.</p> <p>Funktionen för en dagvattendamm har också studerats. Resultatet från undersökningarna vid dammen visar sett över hela perioden att denna inte fungerat med avseende på sedimenteringsegenskaper då de partiklar som kommer in till dammen övervägande är så pass små och finfördelade att de inte sedimenterar utan håller sig svävande i vattenfasen oavsett inflödets storlek. Av de kemiska analyserna framgick också att det som kommer in till dammen också går ut i samma utsträckning. De kemiska parametrar som analyserats i studien har valts utifrån de schablonparametrar som ofta används i dagvattensammanhang för att möjliggöra en jämförelse mellan mätta och beräknade halter.</p> <p>Försök att spåra källor till analyserade metaller i dagvattnet, en så kallad receptormodellering, har också ingått i studien.</p>	
Nyckelord samt ev. anknytning till geografiskt område eller näringsgren Dagvatten, samlingsprov, mätningar, relativa bidrag, receptormodellering, markanvändning, dagvattendamm, Borlänge.	
Bibliografiska uppgifter IVL Rapport B1699	
Rapporten beställs via Hemsida: www.ivl.se , e-post: publicationservice@ivl.se , fax 08-598 563 90, eller via IVL, Box 21060, 100 31 Stockholm	

Sammanfattning

Denna studie har syftat till att ta fram ett underlag som delvis beskriver dagvattensituationen i Borlänge. Med hjälp av flödesproportionella samlingsprovtagare har dagvatten från tre typer av markanvändningsområden studerats, ett bostadsområde för flerfamiljshus, en parkeringsyta samt ett delavsnitt av Riksväg 70. Underlaget är ämnat för framarbetandet av en dagvattenstrategi i kommunen.

Resultatet från undersökningen från de olika markanvändningsområdena visar att halterna i dagvattnet för de allra flesta analyserade parametrarna var högst vid Riksväg 70. Halterna i dagvattnet från parkeringsytan var lägre än vägens men generellt sett något högre än de uppmätta halterna i dagvattnet från bostadsområdet.

Funktionen hos en damm anlagd för att ta emot dagvatten har studerats genom att mäta flöden och analysera halter vid in- respektive utlopp. En modell som beskriver dammens flödessituation och sedimenteringsegenskaper har också tagits fram inom ramen för projektet.

Resultatet från undersökningarna vid dammen visar, sett över hela perioden, att denna inte har någon reningsfunktion för dagvattnet då de partiklar som kommer in till dammen övervägande är så pass små och finfördelade att de inte sedimenterar utan håller sig svävande i vattenfasen oavsett inflödets storlek. Av de kemiska analyserna framgick att det som kommer in till dammen också går ut i samma utsträckning.

Försök att spåra källor till analyserade metaller i dagvattnet, en så kallad receptormodellering, har också ingått i studien (se Bilaga 4). Metodiken bygger på att det går att utnyttja att olika källor har olika sammansättning med avseende på de metaller som analyseras och olika tidsvariation i sina bidrag.

En modell med 4 faktorer valdes baserat på förklaringsgrad av data, tolkbarhet för lösningen samt lösningen osäkerhet (som växer om för många faktorer används). Denna modell förklarar 85 % av viktade data (med hänsyn till osäkerheten), vilket får anses vara mycket tillfredsställande för denna typ av data.

De kemiska parametrar som analyserats i studien har valts utifrån de schablonparametrar som ofta används i dagvattensammanhang för att möjliggöra en jämförelse mellan mätta och beräknade halter. I urvalet av parametrar ingick även att proverna skulle klara att frysas ned i avvaktan på analys, vilken genomfördes i slutet av mätperioden. COD (kemisk syreförbrukning), TOC (total organsikt kol), N-tot, P-tot, ett antal metaller, suspenderad substans, olja och PAH (polyaromatiska kolväten) analyserades i dagvattnet.

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	1
1 Bakgrund.....	3
2 Syfte.....	3
3 Avrinningsområdet	4
Markanvändningsområden och damm.....	5
3.1 Riksväg 70.....	5
3.2 Bostadsområde Jakobsgårdarna	5
3.3 Parkeringsyta.....	6
3.4 Vattenparken (dagvattendamm).....	6
4 Genomförande	7
4.1 Metodik och material	7
4.1.1 Provtagning och flödesmätning vid markanvändningsområden	7
4.1.2 Provtagning och flödesmätning vid dammen i vattenparken.....	9
5 Modell över damm.....	10
6 Receptormodellering.....	11
7 Analyser	12
8 Resultat.....	12
8.1 Halter.....	12
8.1.1 Riksväg 70.....	12
8.1.2 Bostadsområde Jakobsgårdarna	13
8.1.3 Parkeringsyta	13
8.1.4 Vattenparken (dagvattendamm).....	13
8.2 Flöden.....	14
8.3 Mängder.....	14
9 Referensprov.....	15
10 Schablonvärden –halter och avrinningskoefficienter	16
10.1 Halter	16
10.2 Avrinningskoefficient.....	16
10.3 Uppmätta och beräknade flöden	17
11 Diskussion Slutsats.....	18
12 Kommentarer.....	18
13 Referenser.....	19
Bilaga 1. Analysresultat	20
Bilaga 2. Beräknade mängder.....	22
Bilaga 3. Modellering av damm	29
Bilaga 4. Receptormodellering.....	34

1 Bakgrund

Dagvatten uppkommer i samband med nederbörd vid platser där vattnet inte kan infiltreras naturligt i marken. Gator och vägar, parkeringsplatser, industriområden, bostadsområden har ersatt gröna ytor med en naturlig förmåga att fånga upp regn- och smältvatten. En större andel hårdgjorda ytor innebär kraftigare dagvattenflöden i samband med regn och/eller snösmältning.

Fenomenet är känt och uppmärksammat, liksom de negativa konsekvenser som kan följa där bland annat avloppsreningsverk och recipienter periodvis tvingas ta emot flöden innehållande större eller mindre mängder föroreningar som transporteras med dagvattnet. För ett avloppsreningsverk kan det innebära att kvaliteten på slammet påverkas negativt i och med tillförsel av exempelvis tungmetaller och giftiga organiska föreningar. I sjöar och vattendrag kan en tillförsel av dagvatten innebära olika problem för kvaliteten på recipienten såsom eutrofiering, algbloomning, syrefattiga bottenar, och under vissa förhållanden även medföra toxiska effekter.

Olika typer av markanvändning medför skillnader i innehåll samt koncentration av ämnen i dagvatten. Till exempel så innehåller ett dagvatten från en trafikerad väg ofta högre halter av polyaromatiska kolväten (PAH) och vissa metaller jämfört med exempelvis ett dagvatten från ett bostadsområde (Stockholm Vatten, 2001).

Ofta saknas reella mätdata beroende på dagvattnets dynamiska natur och spontana uppträdande. För att beskriva de olika markområdenas relativa bidrag används istället i stor utsträckning schablonhalter knutna till olika källor framtagna för ett antal typiska föreningar (Tynell, 2002).

Dessa schablonhalter nyttjas i mer eller mindre komplicerade beräkningsmodeller för att beskriva olika markanvändningsområdens dagvattensammansättning.

Hur väl dessa schablonhalter beskriver ett dagvatten kopplat till en viss typ av markanvändning kan diskuteras. Många faktorer spelar in och kan spegla innehållet i ett uttaget prov. Vilken intensitet regnet har kan spela en stor roll för hur mycket som sköljs av från marken. Vilken aktivitet som skett på ytan under torrperioden mellan nederbördstillfällena är också av betydelse. Dessa osäkerheter tillsammans med en rad andra som exempelvis geografiska skillnader understryker behovet av att ta fram reella mätdata för att beskriva den faktiska situationen.

För att minska belastningen av dagvatten på recipienter och avloppsreningsverk har man på många håll infört olika typer av reningsanläggningar. Vanligast är sedimentations- och utjämningsmagasin där en viss fördröjning av vattnets transport sker, vilket möjliggör att suspenderat material och partiklar kan sedimentera och i viss mån fångas upp i dammen. Data som beskriver hur reningsanläggningar fungerar och hur de ska underhållas för att bibehålla reningsfunktionen saknas ofta. Undersökningar har gjorts på en del håll, men underlaget är litet (Vägverket, 2003).

2 Syfte

Syftet med undersökningen har varit att ta fram ett underlag som beskriver kemiskt innehåll och storleken på dagvattenflöden från olika typer av markanvändning och att jämföra metodiken för hur karakterisering av dagvattnet genomförts i denna studie med den mer konventionella metodiken där man beräknar mängder utifrån schablonhalter.

En annan del av syftet har varit att undersöka kemiskt innehåll, sedimenteringsegenskaper och flödessituation i en dagvattendamm.

I studien har även ingått att undersöka möjligheten att identifiera källor till de metaller som analyserats i dagvattnet med hjälp av receptormodellering.

3 Avrinningsområdet

I en tidigare studie genomförd av vägverket och Borlänge Energi (Tynell, 2002) har avrinningsområdet för den nordligaste delen av Lusbäcken studerats. Detta område inkluderar den delsträcka av Riksväg 70 som studerats i föreliggande studie, vilket också gäller för bostadsområdet Jakobsgårdarna. Parkeringsytan som undersökts i föreliggande studie ligger dock utanför beskrivna avrinningsområde. Det totala området, som också belastar dammen i Vattenparken, fördelar sig enligt Tabell 1.

Tabell 1. Marktypernas storlek inom avrinningsområdet (Tynell 2002).

Marktyp	Areal (ha)	Del av totala ytan (%)
Åker och jordbruksmark	11	2,2
Park- och öppna grönområden	44	8,7
Skogsmark	319,5	63
Villaområden	68,6	13,6
Flerfamiljsområden	32,5	6,4
Industriområden	1,3	0,3
Övriga urbana ytor	19,1	4
Riksväg 70	3,4	0,7
Övriga vägar	5,6	1,1

Av Tabell 1 framgår att de områden som undersökts och som inryms inom avrinningsområdet (flerfamiljshus och Riksväg 70) totalt sett utgör en väldigt liten del av avrinningsområdet.

I denna studie ingår dessutom endast 1,26 ha av Riksväg 70 och 14 ha av flerfamiljsområdena, vilket motsvarar 0,25 respektive 2,8 % av det totala avrinningsområdet.

4 Markanvändningsområden och damm

4.1 Riksväg 70



Bild 1. Den del av Riksväg 70 som undersökts i denna studie.

Den sträcka av Riksväg 70 som varit föremål för undersökningen är belägen i centrala Borlänge. Vägsträckan, som är 700 m, är tvåfilig i varje köriktning. Vägen är försedd med kantsten och avvattnas till en gemensam punkt vid Jan-Ers-gården där provtagningen ägde rum. Vägens bredd är 18 m, vilket betyder att den totala arean för den del av vägen som undersöktes var 12 600 m². Vägsträckan belastas i genomsnitt av cirka 17 000 fordon per dygn (personligen Johansson).

4.2 Bostadsområde Jakobsgårdarna

Bostadsområdet Jakobsgårdarna är av typen flerfamiljshus och arealen som avvattnas till mätpunkten uppgår till cirka 140 000 m². Vid provpunkten förekom under stora delar av mätperioden ett vattenflöde med troligt ursprung från grundvatten.



Bild 2. Bostadsområdet Jakobsgårdarna från den punkt där provtagningen ägde rum.

4.3 Parkeringsyta

Parkeringsplatsen intill en stormarknad utgjorde föremål för den tredje typen av markanvändningsområde. Ytan som avvattnas (inklusive taket till stormarknaden) har en area på cirka 28 000 m². Nederbördsvatten som rinner av marken passerar en oljeavskiljare på vägen till den punkt där provtagningen ägde rum. Det vatten som vid nederbörd kommer från stormarknadens tak går inte via oljeavskiljaren utan leds direkt till provpunkten.



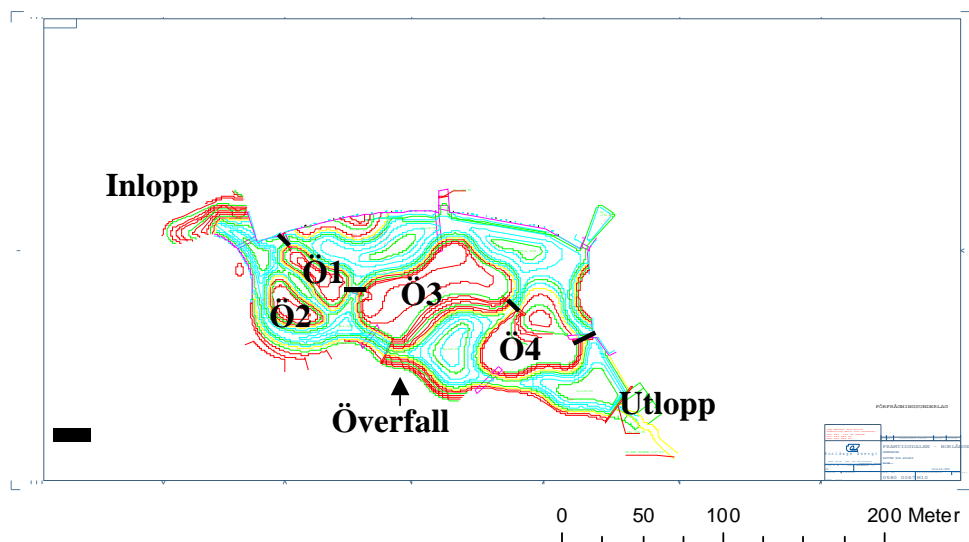
Bild 3. Parkeringsytan vid ICA Maxi.

4.4 Vattenparken (dagvattendamm)

Vattenparken är cirka 300 meter lång och cirka 100 meter bred. Djupet varierar men är maximalt cirka 2 meter. I dammen finns fyra mindre öar, vilka är markerade som Ö1-Ö4 i Figur 1. Växtligheten kring dammen är riklig.

Efter ungefär halva dammen, mellan Ö3 och den nedre dammväggen finns ett överfall, det vill säga, vatten kan rinna nedströms över överfallet men inte uppströms. Överfall finns även mellan Ö3 och Ö4, mellan Ö4 och den högra väggen samt vid utloppet. Detta medför att dammen är uppdelad i två delar. En övre del där vattnet är stillastående och en nedre del med strömmande vatten mellan inlopp och utlopp (Larsson, 2006).

Figur 1 visar Vattenparken med höjdkonturer mot ett lokalt referenssystem. Inloppet ligger uppe till vänster i dammen och utloppet längst ner till höger. Området mellan Ö1 och dammens kant är avstängt vilket medför att inget vatten kan passera där emellan. Detsamma gäller för området mellan Ö1 och Ö3. Svarta markeringar visar avdelningen mellan övre och nedre del (Larsson 2006).



Figur 1. Vattenparken i Borlänge.

5 Genomförande

Mätningarna har vid samtliga provtagningspunkter genomförts med hjälp av flödesproportionell samlingsprovtagning under knappt ett års tid (augusti 2005 – juni 2006).

I studien har nederbördsdata erhållits från SMHI. Förutom de nederbördsdata som varje dygn rapporteras av SMHI för Borlänge stad så har även extra mätningar genomförts vid de olika provtagningsplatserna. Dessa mätningar har också utförts av personal anlitad av SMHI.

5.1 Metodik och material

5.1.1 Provtagning och flödesmätning vid markanvändningsområden

Provtagningspunkter för de olika markanvändningsområdena valdes tillsammans med uppdragsgivarna för projektet. Utgångspunkten var att provtagning skulle ske vid en punkt dit allt dagvatten flödade från det markanvändningsområde som studerades.

Vid valet av provtagningspunkt eftersträvades också att valda marktyper skulle ligga inom det avrinningsområde som belastar dagvattendammen i Vattenparken. Bostadsområdet Jakobsgårdarna och den del av riksväg 70 som undersöktes uppfyller dessa krav. Däremot gick det inte att finna en parkeringsyta lämplig för provtagning inom avrinningsområdet varför istället en parkeringsyta utanför avrinningsområdet valdes som provtagningspunkt.

Alla prover från respektive provpunkter, ca. 1 000 st, har blandats ihop till samlingsprover med uppdelning på 4 st tidsperioder för markanvändningsområdena och 5 st tidsperioder för dammen.

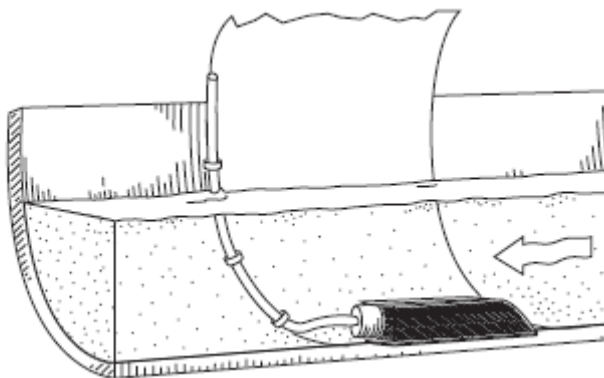
Total vattenvolym har beräknats för respektive tidsperioder utifrån uppmätta flöden och med vissa justeringar för tillfällena med driftsavbrott vid flödesmätningen exempelvis vid strömavbrott eller tekniskt fel i mätutrustningen. Korrigeringar av flödesvärdena har då gjorts med hjälp av uppmätt nederbörd.

Vid provtagning av dagvattnet från de olika markanvändningsområdena användes provtagare av modellen *ISCO 6712*. Provtagaren som är försedd med en inbyggd datalogger och en perestaltisk pump (slangpump) placerades ovanpå ett kylskåp inne i en bod. Vid provtagning fördelades proverna via en karusell till 24 stycken provflaskor placerade i ett kylskåp (Bild 4).



Bild 4. Provtagare och kylskåp modifierat av IVL.

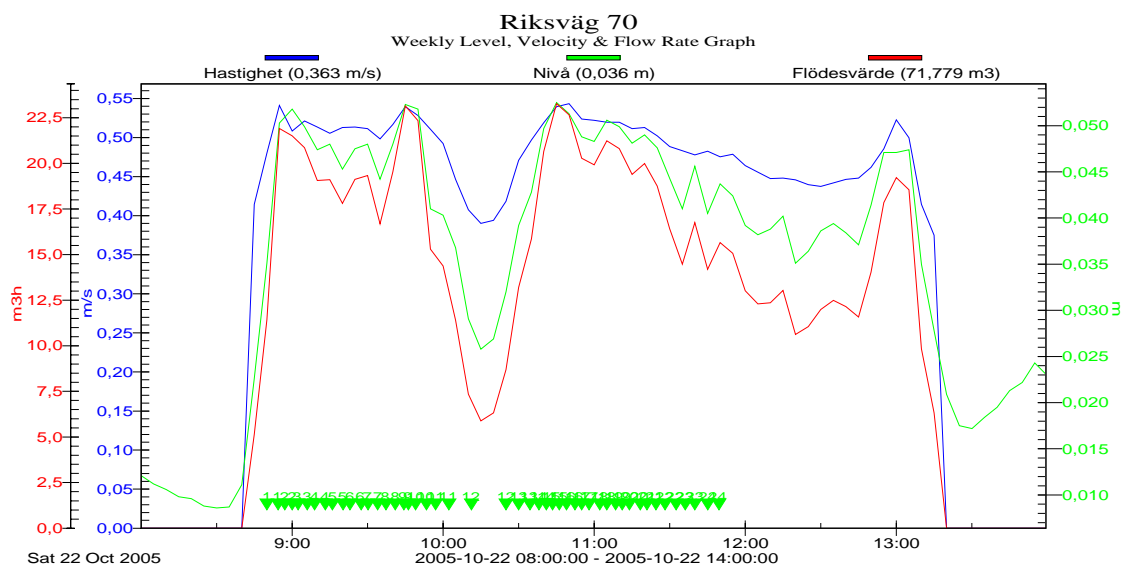
Till provtagaren kopplades en flödesmätare av typen *Isco 750 Area Velocity Module* som mäter area och hastighet på vattenflödet (figur 1). Flödesmätaren är utrustad med en tryckgivare och ultraljudsenhet.



Figur 2. Flödesmätaren (*Isco 750 Area Velocity Module*) monterades på kanalens botten så att den ostört kunde mäta hastighet och nivå på bästa sätt.

Genom att definiera diametern på det rör i vilken flödesmätaren placeras så erhålls arean på flödet då tryckgivaren känner av vilken nivå det är på vattnet i röret. Hastighetsgivaren har två kristaller för hastighetsmätningen, en sändare och en mottagare för ultraljud. Medelhastigheten i vattenströmmen analyseras med hjälp av Dopplereffekten på ekon från partiklar och luftbubblor. Nivågivarens trycksensorer är placerade motsatt strömningsriktningen för att undvika igensättningar av sediment. Denna typ av mätutrustning kräver ingen fördämning för att mäta flödet, vilket är en fördel då detta kan störa den ”naturliga” vattenföringen.

Nivå, hastighet och beräknat flöde loggas i flödesmätaren. Flödesvärde och nivå visas i realtid på provtagarens display. Erhållna data bearbetades med Flowlink, som är en mjukvara för insamling, analys och rapportgenerering av vattenövervakningsdata.



Figur 3. Exempel på hur data från flödesmätning presenteras i Flowlink

Ett exempel på hur lagrade data presenteras med hjälp av mjukvaran Flowlink syns i Figur 3. Exemplet visar flödesdata från Riksväg 70 den 22 oktober 2005 mellan klockslagen 08:00 och 14:00. I diagrammet framgår även när prov tagits (de gröna triangelarna med siffror ovanför). Medelhastigheten och medelnivån presenteras i övre delen av diagrammet tillsammans med den totala flödesvolymen under den definierade perioden.

5.1.2 Provtagning och flödesmätning vid dammen i vattenparken

Vid dammens in- och utlopp placerades containrar i vilka provtagare och övrig utrustning förvarades under studien. Vid dammens utlopp byggdes ett mätöverfall i form av ett rektangulärt skiboard genom en påbyggnad av befintlig fördämning. Nivån vid mätöverfallet mättes med en tryckgivare. Genom att definiera form och bredd på skibordet beräknades flödet med en flödesmätare, MJK 713P, med hjälp av uppmätt nivå. Uppmätt flöde lagrades som summaflöde i flödesmätaren och som flödesvärden i en ansluten logger, Intab tinytag Plus.



Bild 5. Utlopp dagvattendamm.

Prover togs ut vid inlopp och utlopp med vakuumprovtagare Contronic. Proverna samlades upp i 10 l dunkar placerade i kylskåp. Provtagningen var flödesproportionell genom styrning av provtagarna med flödesmätaren vid utloppet.

6 Modell över damm

Dammen i Vattenparken i centrala Borlänge, vilken varit föremål för en del av denna undersökning, är i första hand anlagd av estetiska skäl. Dammen tar emot dagvatten från delar av Borlänge stad, men det primära syftet med dammen har inte varit att rena dagvattnet utan dammen är anlagd i syfte att skapa en grön oas i Borlänge och en plats för rekreation (personligen Johansson).

Dammens funktion med avseende på rening av dagvattnet har därför inte tidigare utretts, men i och med utarbetandet av en dagvattenstrategi för kommunen så fanns ett intresse att också utreda detta inom ramen för denna studie.

I projektet har flöden mätts och kemiska analyser genomförts för in- och utgående vatten till och från dammen.

Dessutom har ett examensarbete utförts där syftet var att utreda dammens flödessituation samt dess sedimentationsegenskaper. I detta examensarbete har en dynamisk modell av vattenströmningen i Vattenparken konstruerats. Modellen har byggts upp i Matlab 7.0 och är baserad på Shallow Water Ekvationerna (SWE). Vid användning av SWE antas det att vattnets strömningshastighet är lika stor på alla djup i vattnet för varje lägeskoordinat (Larsson, 2006).

Vattenparkens bottenpografi har interpolerats fram i GIS-verktyget ArcMap. Strömningshastigheten har sedan iterativt beräknats för olika inflödeshastigheter. Sedimentprov togs från olika delar i dammen och utifrån de modellerade strömningshastigheterna kunde sedimentationsegenskaperna i olika delar bestämmas (Larsson, 2006).

Resultaten och en mer ingående beskrivning av tillvägagångssätt vid konstruerandet av en modell för dammen presenteras i Bilaga 3.

7 Receptormodellering

I ett tidigare arbete genomfört av IVL så undersöktes möjligheten att spåra källor till olika uppmätta partikelbundna metaller i luft genom så kallad receptormodellering (Sternbeck m.fl., 2004). Metoden bygger på att det går att utnyttja att olika källor har olika sammansättning med avseende på de metaller som analyseras och olika tidsvariation i sina bidrag. I studien som genomfördes i Stockholm år 2003-2004 kunde ett antal specifika källor pekats ut genom deras unika sammansättning. Till exempel kunde effekter från spridning av sand och grus, som bl.a. påverkas av väder och gatusopning, spåras på grund av den specifika sammansättningen som klart och tydligt pekade på jordskorpans geologiska sammansättning. Andra källor som spårades och kunde pekats ut var deposition av långdistanstransporterade föroreningar från förbränning i östra Europa, samt antimön och koppar från slitage av bromsbelägg i bilar.

Steget från mätningar i luft till mätningar i dagvatten är inte så långt. De metaller som kan relateras till olika aktiviteter och källor i luft kring exempelvis en trafikerad väg kan också till viss del förväntas finnas i dagvatten från den typen av yta. Däremot är det inte lika säkert att metallerna uppför sig på samma sätt i luft som i dagvattnet.

Det är sannolikt att det som exempelvis kommer från förbränningen från en bilmotor och det som virvlar upp från vägbanan i samband med trafik också återfinns i ett luftprov taget vid en specifik tidpunkt. I vattenfas däremot så kan metaller binda till partiklar i olika hög grad och därför försvinna på vägen genom sedimentation och eller fastläggning i exempelvis vägbanans porer.

Det är komplicerat att provta dagvatten på grund av att det är knutet till när det faller nederbörd och för att det är svårt att förutse hur mycket och hur intensivt det kommer att regna. Hur lång torrperioden varit innan nederbördstillfället tillsammans med nederbördens intensitet och varaktighet styr hur mycket av olika metaller som kommer att spolas av ytan och följa med i dagvattnet. Naturligtvis bör även den aktivitet som pågått i området beaktas vid analys av uppmätta halter och mängder.

Detta tillsammans med många andra frågeställningar kring dagvatten gör att det känns viktigt att hitta metoder som kan nyttjas för att återspegla aktiviteter och annat i och kring det markanvändningsområde som undersöks. Därför undersöktes möjligheten att nyttja en metod som receptormodellering för att kunna spåra källor till i dagvattnet uppmätta metallhalter.

En del andra aktörer, aktiva inom dagvattenområdet, nyttjar GIS-modeller, avrinningskoefficienter och schablonhalter för att beräkna dagvattnets sammansättning. Receptormodellering närmar sig problemställningen från ett motsatt håll jämfört med dessa beräkningsmodeller och utgår ifrån faktiskt uppmätta metallhalter. Med hjälp av dessa uppskattas vilka källor som bidrar till föroreningar i proverna och deras bidrag kvantifieras. Källornas unika sammansättning med avseende på metaller är en förutsättning för analysen men denna sammansättning behöver inte vara känd och man nyttjar således inte (osäkra) schabloner för att ange källan.

Resultat och metodbeskrivning för receptormodelleringen beskrivs i Bilaga 4.

8 Analyser

I tidigare studier av dagvatten har ett visst specifikt antal parametrar ofta studerats. Utgångspunkten i denna studie var att analysera samma parametrar för att erhålla ett dataunderlag med möjlighet till en jämförelse med tidigare studier. Enligt ovanstående resonemang så analyserades ett antal metaller, PAH (polyaromatiska kolväten), olja, COD (kemisk syreförbrukning), TOC (totalt organiskt kol), suspenderad substans och närsalterna kväve och fosfor.

Alla prover har analyserats med avseende på totalhalt.

Resultat från tidigare undersökningar av dagvatten visar att den övervägande delen av föreningarna är kopplade till den suspenderade substansen. För dagvatten från vägar och trafikleder är ca 75 % av metallerna bundna till den suspenderade materialet med undantag av bly och kadmium. Bly har en större andel bunden till den fasta fraktionen medan kadmium förekommer mer i löst form. Närsalterna fosfor och kväve är också generellt sett mer bundna till fast material, fosfor i högre grad än kväve (Stockholm Vatten, 2001).

För koppar och zink som kommer från korrosion av takbeklådnader av kopparplåt och galvaniserad plåt gäller inte den starka kopplingen till den fasta fraktionen. Metaller från sådana ytor förekommer företrädesvis i löst form i dagvatten (Stockholm Vatten, 2001).

Alla prover frystes ned i avvaktan på analys, undantaget prover från dammen där suspenderad substans analyserades kontinuerligt under större delen av mätperioden.

9 Resultat

Flöden, analyserade halter och beräknade mängder från dammen i Vattenparken och de tre markanvändningsområdena redovisas i Bilaga 2.

I Bilaga 3 redovisas beräkningar och resultat från den modell som gjordes över dammen. Resultat och metodbeskrivning från receptormodelleringen återfinns i Bilaga 4.

9.1 Halter

Uppmätta halter från de tre marktyperna redovisas i Bilaga 1.

Generellt sett så är analyserade halter låga och i en del fall nära detektionsgränsen.

Då det är fråga om samlingsprov så suddas de eventuella skillnader ut som kan tänkas uppstå i och med nederbörd efter längre torrperioder, dvs det som brukar kallas för ”first flush”.

9.1.1 Riksväg 70

De uppmätta halterna för metaller från Riksväg 70 var i jämförelse med övriga undersökta marktyper, med några få undantag, de högsta i denna studie (se Bilaga 1). Då vägavsnittet är begränsat och vägen försedd med kantsten längs hela den sträcka som dagvattnet provtagits från så kan huvudsakliga källor till uppmätta metallhalter tillskrivas vägbeläggning, trafik och deposition.

Vid betraktande av de allmänna parametrarna så ligger TOC (totalt organiskt kol), kväve och fosfor i nivå med övriga mätpunkter, men COD (kemisk syreförbrukning) är ungefär dubbelt så högt.

Om man jämför uppmätta metallhalter med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder av tillstånd i sjöar och mindre vattendrag så ligger Cr och Ni i nivå med låga halter. Cd (endast ett värde) ligger i nivå med måttligt höga halter och metallerna Cu, Pb och Zn i nivå med höga halter (Naturvårdsverket, 1999).

I en tidigare studie rörande spridning av metaller till luft från vägtrafik i trafiktunnlar identifierades bland annat Cu, Pb och Zn som tydligt emitterade från fordon (Sternbeck m.fl. 2001).

Av Bilaga 2 framgår även att ett av analysvärdena för nickel (period 1) uppmätts till 74 µg/l i jämförelse med övriga värden för samma metall som endast ligger kring 4 µg/l. Detta värde får därför betraktas som ett troligt mätfel och ett värde som därav inte är representativt för mätpunkten.

9.1.2 Bostadsområde Jakobsgårdarna

Uppmätta halter för metaller från bostadsområdet är de lägsta generellt sett i undersökningen. Halten för Mo (molybden) däremot är högre vid bostadsområdet än vid parkeringsytan. Detta skulle kunna härledas till att man under lång tid använt slagg och hyttsand från stålverk till att grundförstärka lösa schaktbottnar och i samband med anläggningsarbeten i Borlänge.

Samtliga uppmätta metallhalter från bostadsområdet skulle enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag bedömas som låga bortsett från Zn som ligger i nivå med måttligt höga halter (Naturvårdsverket, 1999).

9.1.3 Parkeringsyta

I jämförelse med övriga undersökta markanvändningsområden så är uppmätta halter för metaller från parkeringsytan generellt lägre än de från vägen men generellt högre än bostadsområdets motsvarande halter.

För de metaller som uppmätts vid parkeringsytan (se Bilaga 3) så skulle Cu (5,5-20 µg/l) och Zn (30-92 µg/l) klassas som måttligt höga till höga och Pb (1,4-3,4 µg/l) som låga till måttligt höga enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag. Övriga uppmätta halter skulle klassas som låga (Naturvårdsverket, 1999).

9.1.4 Vattenparken (dagvattendamm)

Uppmätta halter redovisas i Bilaga 2.

Den mätpunkt som egentligen är relevant för en jämförelse med Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag är självklart utloppet ifrån dammen i Vattenparken (dit väg- och dagvattnet från bostadsområdet slutligen når). I en sådan jämförelse klassas samtliga utgående metallhalter som låga förutom koppar (Bilaga 1) som skulle klassas som en måttligt hög halt (Naturvårdsverket, 1999).

De kemiska analyser som genomfördes vid in- och utlopp i dammen visar att det som kommer in till dammen i stort sett också går ut från densamma.

9.2 Flöden

I Tabell 2 har flöden från respektive mätpunkt och period sammanställts. Dessutom redovisas totala flöden från hela provtagningsperioden.

Tabell 2. Uppmätta dagvattenflöden för respektive period och totalt (m³).

Period	P-yta	RV70	Bostadsområde
051001-051231	2100	660	2100
060101-060331	1700	420	2400
060401-060430	2400	930	6400
060501-060615	1400	660	3500
Uppmätt totalt	7600	2670	14400

Flödena var störst under period 3 (april 2006), vilket beror på att denna period sammanföll med snösmältningsperioden. Att flödesvolymerna för period 1 vid parkeringsyta och bostadsområde är lika stora är svårt att förklara. En förklaring kan vara att det fallit mycket snö under perioden och att denna smälter av i högre grad vid parkeringsytan än vid bostadsområdet på grund av att hela området utgörs av en hårdgjord yta.

För dammen anges här inga flöden då dess provtagningsperioder ej sammanfaller med perioden för de övriga provtagningspunkterna.

9.3 Mängder

Flöden, analyserade halter och beräknade mängder från Vattenparken, Riksväg 70, bostadsområdet och parkeringsytan redovisas i Bilaga 2.

I Tabell 3 har beräknade mängder från respektive mätpunkt sammanställts. Här bör det poängteras att flödena från de olika marktyperna skiljer sig åt i storlek vilket är naturligt då även ytornas storlek skiljer sig åt. Det kan vara värt att beakta att trots att flödet från Riksväg 70 endast uppgår till knappt 19 % i jämförelse med flödet från bostadsområdet så är mängderna ändå ofta högre från Riksvägen. Det är också viktigt att notera att bidraget från uppmätta ytor endast utgör en väldigt liten del av bidraget till dammen i vattenparken, jämför Tabell 3.

Tabell 3. Totala beräknade mängder (kg) från respektive marktyp samt in till och ut från damm för hela provtagningsperioden.

Parameter	Riksväg 70	Bostadsområde	Parkeringsyta	Damm	
				IN	UT
COD	240	180	280	25000	28000
TOC	23	64	45	6100	5800
N-tot	4,2	26	12	750	730
P-tot	0,3	0,2	0,3	7,0	7,2
Cr	0,01	-	0,003	-	-
Cu	0,08	0,05	0,08	2,6	2,6
Mo	0,005	0,02	0,002	0,4	0,4
Ni	0,06	0,003	0,02	0,4	0,1
Pb	0,02	0,001	0,01	0,3	0,6
Zn	0,3	0,2	0,5	10	10

I Vattenparken har den suspenderade substansen studerats. Av resultaten framgår att det som kommer in till också går ut från dammen, vilket understryker de resultat som togs fram i den

modell som utvecklades för dammen (Bilaga 3). Resultaten från studien av suspenderad substans in till och ut från dammen redovisas i Tabell 4.

Tabell 4. Resultat från studien av suspenderad substans (TSS) in till och ut från dammen i Vattenparken.

Period	TSS Ingående (kg)	TSS Utgående (kg)
051020-051115	459	223
051220-051230	33	64
051230-060301	765	1039
060301-060429	6784	7023
060429-060526	3298	2941

I Stockholm har man arbetat med att ta fram en strategi för dagvattnet i staden, vilket resulterat i att en indelning gjorts för att klassa dagvattnet, se Tabell 5. Indelningen baseras på tidigare studier av dagvatten och följer till stor del Naturvårdsverkets ”Bedömningsgrunder för miljökvalitet – Sjöar och vattendrag” (Stockholm Vatten, 2001).

Tabell 5. Indelning av dagvatten i olika klasser enligt Dagvattenstrategi för Stockholm samt uppmätta halter i Borlänge.

Ämne	Enhet	Låga halter	Måttliga halter	Höga halter	Uppmätta halter i Borlänge (medelvärde)		
					P-yta	RV70	Bost.-område
Tot-N	mg/l	<1,25	1,25-5,0	>5,0	1,7	1,6	1,75
Tot-P	mg/l	<0,1	0,1-0,2	>0,2	0,03	0,09	0,01
Pb	µg/l	<3	3-15	>15	1,7	6,8	0,7*
Cd	µg/l	<0,3	0,3-1,5	>1,5	0,2*	-	-
Cu	µg/l	<9	9-45	>45	11	30	3,7
Zn	µg/l	<60	60-300	>300	65	125	19
Ni	µg/l	<45	45-225	>225	2,2	21	1,4*
Cr	µg/l	<15	15-75	>75	1,5*	4,1	-

* uppmätt vid ett enstaka tillfälle
- under detektionsgräns i samtliga delprov

De halter som uppmättes inom ramen för detta projekt vid parkeringsytan och bostadsområdet ligger under eller i nivå med låga till måttliga halter och halterna för vägen i nivå med måttliga halter enligt den dagvattenklassning man gjort i Stockholm.

10 Referensprov

Ett referensprov togs ut uppströms i Lusbäcken. Samtliga parametrar som analyserats vid övriga mätpunkter mättes också i referensprovet. De parametrar som gick att påvisa vid denna analys var en PAH-förening (naftalen), COD, TOC, N-tot samt metallerna Cu, Pb och Zn.

Värt att kommentera här är att halterna för Cu (2,3 µg/l), Pb (1 µg/l) och Zn (12 µg/l) ifrån detta prov låg i nivå med halter in till dammen och att halterna för COD och TOC låg över halter in till dammen. Uppmätta halter av COD och TOC kan i stor grad tillskrivas humusföreningar i vattnet från bäcken. Detta syntes även visuellt då provet från bäcken var brunt.

11 Schablonvärden –halter och avrinningskoefficienter

11.1 Halter

I Tabell 6 har uppmätta halter av Cu och Zn från riksväg 70 och bostadsområdet räknats om till ett medelvärde för hela mätperioden. Halterna jämförs med schablonhalter från Stormtac för marktyperna väg 10 000 ÅDT, Årsdygnstrafik (den genomsnittliga trafiken under ett dygn) och bostadsområde (flerfamiljshus). Metallerna koppar och zink var de enda metallerna förutom molybden där halter analyserats vid alla fyra mätperioderna.

Tabell 6. Jämförelse mellan medelhalter av Cu och Zn uppmätta i dagvatten i Borlänge (051001-060615) och schablonhalter från Stormtac.

Analysparameter	Uppmätt halt (µg/l)		Schablonhalt (µg/l)	
	RV 70	Bostadsområde	väg 10 000 ÅDT	Bostadsområde
Cu	29	3	51	30
Zn	120	15	89	100

Tabell 6 visar att de uppmätta halterna och schablonhalterna skiljer sig åt väsentligt för bostadsområdet, men att de ligger i samma storleksordning för vägen. En orsak till detta kan vara att det är svårare att definiera en schablonhalt för områden med blandade marktyper (tak, gräsytor, gångvägar etc.) som ett bostadsområde oftast består av.

11.2 Avrinningskoefficient

Beroende på nederbörds mängd och andel hårdgjord yta inom ett avrinningsområde så bildas olika stora dagvattenflöden. Teoretiskt kan man, som redan omnämnts, beräkna detta flöde genom att multiplicera arean på ytan med nederbörden och en avrinningskoefficient som i litteraturen definieras för olika typer av markanvändning.

Avrinningskoefficienten beskriver hur stor andel av nederbörden som rinner av ytan och hur stor del som exempelvis fastnar i ytans porer eller avdunstar från densamma, se Tabell 7. Avrinningskoefficienten sätts till ett värde mellan 0 och 1 där 1 betyder att allt nederbörds vatten rinner av ytan. En vägsträckas genomsnittliga avrinningskoefficient för ett år har exempelvis satts till 0,85 (Stormtac).

Tabell 7. Avrinningskoefficienter och schablonvärden (median) för några parametrar enligt Stormtac.

Marktyp	Avrinningskoefficient	P*	N*	Pb**	Cu**	Zn**	Cd**
Vägar (10000 ÅDT)***	0,85	0,18	1,8	17	51	89	0,28
P-Ytor	0,85	0,1	1,1	30	40	140	0,45
Villor	0,25	0,2	1,4	10	20	80	0,5
Flerfamiljshus	0,45	0,3	1,6	20	30	100	0,7
Industri	0,5	0,3	1,8	40	45	270	1,5
Skogsmark	0,05	0,04	0,75	6	6,5	15	0,2
Jordbruksmark	0,11	0,15	4	9	14	20	0,1

* mg/l, **µg/l, *** ÅDT = Årsdygnstrafik (den genomsnittliga trafiken under ett dygn)

För att beskriva de relativa bidragen i dagvattnet från olika typer av markanvändningsområden används i stor utsträckning schablonhalter knutna till olika källor framtagna för ett antal typiska föreningar, se Tabell 7. Schablonhalterna nyttjas i mer eller mindre komplicerade beräkningsmodeller där man också tar hänsyn till ytans area och nederbördsmängden för att beskriva sammansättningen på dagvattnet.

Hur väl schablonhalterna beskriver ett dagvatten kopplat till en viss typ av markanvändning kan diskuteras. Många faktorer spelar in och kan spegla innehållet i ett uttaget prov. Vilken intensitet regnet har kan spela en stor roll för hur mycket som sköljs av från marken. Vilken aktivitet som skett på ytan under torrperioden mellan nederbördstillfällena är också av betydelse. Dessa osäkerheter tillsammans med en rad andra, som exempelvis lokala förutsättningar, understryker behovet av att ta fram reella mätdata för att beskriva den faktiska situationen för ett specifikt område.

I praktiken kan olika typer av asfalt ha blandats inom ett avrinningsområde. Vägar kan ha byggts under olika tidsperioder och utformningen på vägen, dvs om det är kantsten eller inte som samlar upp dagvattnet gör att det inte alltid går att överföra teoretiska värden till verkliga förhållanden (Vägverket, 2001).

Nederbördsmätningar utförda i projektet visar även på en anmärkningsvärt stor lokal variation i nederbördens intensitet, vilket naturligtvis också påverkar ett dagvattenflödes storlek.

Flödesmätningar inom denna studie visar också på skillnader i avrinning från de olika markanvändningsområdena.

11.3 Uppmätta och beräknade flöden

I denna studie har inte beräknade värden nyttjats utan flödesmätningar istället genomförts. I Tabell 8 redovisas hur utfallet blivit om flödena istället beräknats med hjälp av nederbörd och area för respektive område.

Tabell 8. Beräknade dagvattenflöden för respektive period och totalt (m³).

		P-yta	RV70	Bostadsområde
Area (m ²)		28 000	12 600	140 000
Avrinnings koefficient *		0,85	0,85	0,45
	Nederbörd (mm)			
051001-051231	(130)	3000	1400	8100
060101-060331	(120)	2800	1300	7400
060401-060430	(50)	1200	540	3200
060501-060615	(40)	940	420	2500
Total nederbörd	(340)			
Totalt flöde		7940	3660	22000

* Avrinningskoefficienter från: www.stormtac.com

Vid en jämförelse mellan Tabell 3 (uppmätta flöden) och Tabell 8 (beräknade dagvattenflöden) så framgår att de uppmätta flödena skiljer sig från de teoretiska. Detta gäller speciellt för bostadsområdet. Tänkbara orsaker till detta kan vara:

- att det är större träffsäkerhet i de avrinningskoefficienter som definierats för områden med en sorts yta.
- att avrinningen från en viss typ av markanvändning skiljer sig från fall till fall och att det därför kan vara svårt att sätta ett generellt värde på en avrinningskoefficient för en viss marktyp.

- att allt dagvatten inte samlats upp och runnit till den punkt där provtagaren placerats.
- att den uppmätta nederbörden under vinterperioden fallit som snö och i vissa fall hunnit röjas undan och i andra fall bidragit till större flöden vid snösmältning.
- att det råder storlokal variation i nederbördens intensitet.

12 Diskussion Slutsats

Slutsatsen av denna studie är att det med genomförd metodik gått att ta fram ett underlag som kan ligga till grund för den dagvattenstrategi som genomförs i kommunen.

Det ska poängteras att det har varit tidskrävande och därför också kostsamt att mäta flöden och halter i dagvatten. Mycket tid har krävts för uppsättning, intrimning, passning och skötsel av provtagare tillsammans med omfattande hantering av prover.

Det underlag som tagits fram kan ses som representativt för respektive provpunkt och för den marktyp som provpunkten samlat dagvatten ifrån.

Frågan är huruvida de halter, flöden och mängder som tagits fram kan nyttjas för att skala upp värden för en större yta, dvs att exempelvis använda värden från bostadsområdet till att täcka in fler bostadsområden i samhället.

När det gäller Riksväg 70 och parkeringsytan så är det troligt att de värden som tagits fram i projektet går att skala upp till att täcka in en större yta då det här är fråga om mindre andel blandade ytor och material jämfört med exempelvis ett bostadsområde. För parkeringsytan och vägen blir frågeställningen snarare hur dessa är utformade, vilken asfalt som använts, om hela vägsträckan är försedd med kantsten, om det finns någon form av lokal rening för dagvattnet (typ oljeavskiljare) och hur hårt trafikerade dessa ytor är.

I fler fall har det visat sig att schablonvärden i litteraturen inte överensstämmer med uppmätta halter och flöden, vilket poängterar vikten av att genomföra provtagningar av dagvatten och att mäta flöden för att belysa den faktiska situationen.

Den receptormodellering som genomfördes inom ramen för detta projekt visar att metoden har en framtida potential för analys av källor till i dagvatten uppmätta halter. Det faktum att metoden bygger på reella mätningar av dagvatten och att metoden är relativt enkel gör den intressant. Inom ramen för denna studie har dock endast en liten del av projektmedlen avsatts för receptormodelleringen. Det vore av stort intresse att ytterligare studera denna metodik i kommande undersökningar av dagvatten då de resultat som framkom, där ett antal källor kunde pekats ut, var nyttiga men begränsade på grund av tidsbrist.

13 Kommentarer

Det bör nämnas att det vid parkeringsytan fanns en oljeavskiljare installerad uppströms den plats där provtagning skedde, vilket troligen påverkat dagvattnets sammansättning och utjämnat halter vid provtagningspunkten, i synnerhet den så kallade *first flush*-effekten.

Det skall också framhållas att det vid provtagningspunkten från bostadsområdet Jakobsgårdarna under hela provtagningsperioden fanns ett vattenflöde, troligen från inträngning av grundvatten.

Provtagning endast av detta vatten har inte skett då provtagaren här programmerades att ta prover då vattennivån översteg "basflödets" nivå. Provtagning har endast skett under nederbördstillfällen och vid snösmältningsperiod.

Basflödet kan ha en viss inverkan vid de analyser som genomförts där halterna kan var något lägre än de annars skulle ha varit i och med att en viss risk för utspädning kunnat föreligga. Detta bör däremot inte ha påverkat de totala mängderna då den totala vattenvolymen inkluderats vid mängdberäkningarna.

Vid provtagning av dagvattnet från de olika marktyperna har av praktiska skäl plastflaskor använts som uppsamlingskärl. En del av de organiska föreningar som transporterats med dagvattnet kan därför ha fastnat i väggarna på kärnen och således har vissa halter som analyserats visat något lägre värden än det verkliga.

14 Referenser

Litteratur

- Dagvattenbelastning på sjöar och vattendrag i förhållande till andra föroreningskällor. (2001) Vägverket, Publikation 2001:114.
- Färm, C. (2003) Rening av dagvatten genom filtrering och sedimentation. VA-FORSK Rapport Nr. 16, mars 2003.
- Larsson, K. (2006) Dynamisk modellering av en dagvattendamm. Examensarbete i Miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet, Uppsala. ISSN 1401-5765.
- Naturvårdsverket (1999) Sjöar och vattendrag. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Rapport 4913. Naturvårdsverkets kundtjänst, 106 48 Stockholm.
- Sternbeck, J., Sjödin, Å., Andréasson, K. (2001) Spridning av metaller från vägtrafik. Rapport B 1431, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Sternbeck, J., Furusjö, E., Palm, A. (2004) Vägtrafikens bidrag till PM10 och metaller vid tätorts- och landsvägskörning. Rapport B 1598, IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Stockholm.
- Stockholm vatten AB (2001). Klassificering av dagvatten och recipienter samt riktlinjer för reningskrav. Del 2, Dagvattenklassificering.
- Tynell, D. (2002) Belastningsstudie- inom avrinningsområdet för Lusbäckens nordligaste gren. Vägverket.
- Vägdagvattendammar - En undersökning av funktion och reningseffekt (2003) Vägverket, Publikation 2003:188.

Internet

- StormTac - An easy-to-use stormwater and recipient model (2006). <http://www.stormtac.com> (23/11 2006)

Personliga meddelanden

- Johansson Leif, 2005. Borlänge energi, Borlänge.

Bilaga 1. Analysresultat

Parameter	Det.gräns mg/l	P-yta				Bostads- Bostads- Bostads- Bostads-				RV 70			
		1	2	3	4	område 1	område 2	område 3	område 4	1	2	3	4
Allmänna													
TOC	-	5,2	7,3	4,4	7,9	5,6	4	4,7	3,7	5,2	15	8,6	8,2
COD(Cr)	30	30	66	44	-	30	-	-	34	52	150	110	60
N-tot	-	1	1,9	1,2	2,7	1,6	1,8	1,9	1,7	1,2	2	1,9	1,2
P-tot	0,005	0,1	0,006	0,008	0,009	0,008	0,009	0,005	0,024	0,1	0,12	0,14	0,009
Metaller													
Cd	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,00017	-	-
Cr	0,001	-	0,0015	-	-	-	-	-	-	0,0044	0,0034	0,0039	0,0046
Cu	-	0,0084	0,02	0,0055	0,01	0,0051	0,004	0,0031	0,0027	0,023	0,043	0,03	0,025
Hg	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Mo	0,001	-	0,0013	-	-	0,0016	0,0016	0,0017	0,0018	0,0012	0,0028	0,002	0,0019
Ni	0,001	0,0021	0,0034	0,0014	0,0019	0,0014	-	-	-	0,074	0,004	0,0038	0,0039
Pb	0,0005	0,002	0,0035	0,00056	0,00054	0,00065	-	-	-	0,0061	0,0064	0,0081	0,0065
Tl	0,0001	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Zn	-	0,079	0,092	0,03	0,059	0,052	0,0066	0,0087	0,0098	0,099	0,17	0,12	0,11
Organiska													
Bensen	0,001									-	-	-	-
Toluen	0,001									-	-	-	-
Etylbensen	0,001									-	-	-	-
M/P/O-Xylen	0,001									-	-	-	-
Summa TEX	0,001									-	-	-	-

- under detektionsgränsen

<u>Organiska Summaparametrar</u>	Det-gräns					Bostads-	Bostads-	Bostads-	Bostads-				
	mg/l	P-yta	P-yta	P-yta	P-yta	område	område	område	område	RV 70	RV 70	RV 70	RV 70
Alifater >C5-C8	0,02									-	-	-	-
Alifater >C8-C10	0,02									-	-	-	-
Alifater >C10-C12	0,02									-	-	-	-
Alifater > C12-C16	0,02									-	0,023	-	-
Alifater > C16-C35	0,05									-	0,14	0,053	-
Aromater > C8-C10	0,1									-	-	-	-
Aromater > C10-C35	0,1									-	-	-	-
Oljetyp										ej påvisad	Motorolja, ospec.	Motorolja, ospec.	ej påvisad
PAH	µg/l												
Benzo(a)antracen	0,02									-	-	-	-
Krysen	0,02									-	0,086	0,048	-
Benzo(b,k)fluoranten	0,02									-	0,037	-	-
Bens(a)pyren	0,02									-	-	-	-
Indeno(123cd)pyren	0,02									-	-	-	-
Dibenzo(a,h)antracen	0,02									-	-	-	-
Summa cancerogena PAH	0,2									-	-	-	-
Naftalen										0,024	0,049	0,024	-
Acenaftylen	0,02									-	-	-	-
Fluoren	0,02									-	0,025	-	-
Acenaften	0,02									-	0,025	-	-
Fenantren	0,02									-	0,086	0,036	-
Antracen	0,02									-	-	-	-
Fluoranten	0,02									-	0,074	0,048	-
Pyren	0,02									0,024	0,099	0,06	-
Benso(ghi)perylen	0,02									-	-	-	-
Summa övriga PAH	0,3									-	0,36	-	-

- under detektionsgränsen

Bilaga 2. Beräknade mängder

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder in till och ut från **damm**.

Period	Volym m3	In COD mg/l		Ut COD mg/l	
:1 14/7 - 30/8 05	68000	18	1224 kg	30	2040 kg
:2 01/9 - 31/1 05	81000	26	2106	30	2430
:3 1/1 - 31/3 06	127000	26	3302	30	3810
:4 1/4 - 30/4 06	268000	54	14472	60	16080
:5 1/5 - 3/6 06	91000	48	4368	42	3822
Totalt			25472		28182

Period	Volym	In TOC		Ut TOC	
:1 14/7 - 30/8 05	68000	5	340	4,8	326,4
:2 01/9 - 31/1 05	81000	4,8	388,8	4,6	372,6
:3 1/1 - 31/3 06	127000	4,1	520,7	4,3	546,1
:4 1/4 - 30/4 06	268000	14	3752	13	3484
:5 1/5 - 3/6 06	91000	12	1092	12	1092
Totalt			6094		5821

Period	Volym	In tot N		Ut tot N	
:1 14/7 - 30/8 05	68000	0,59	40	0,61	41
:2 01/9 - 31/1 05	81000	0,67	54	0,73	59
:3 1/1 - 31/3 06	127000	0,75	95	0,78	99
:4 1/4 - 30/4 06	268000	1,4	375	1,4	375
:5 1/5 - 3/6 06	91000	2	182	1,7	155
Totalt			747		730

Period	Volym	In tot P		Ut tot P	
:1 14/7 - 30/8 05	68000	0,007	0,5	0,007	0,5
:2 01/9 - 31/1 05	81000	0,007	0,6	0,009	0,7
:3 1/1 - 31/3 06	127000	0,011	1,4	0,012	1,5
:4 1/4 - 30/4 06	268000	0,015	4,0	0,015	4,0
:5 1/5 - 3/6 06	91000	0,006	0,5	0,005	0,5
Totalt			7,0		7,2

Period	Volym	In Cu		Ut Cu	
:1 14/7 - 30/8 05	68000	0,0048	0,33	0,0034	0,23
:2 01/9 - 31/1 05	81000	0,0033	0,27	0,0039	0,32
:3 1/1 - 31/3 06	127000	0,0032	0,41	0,0042	0,53
:4 1/4 - 30/4 06	268000	0,004	1,07	0,0041	1,10
:5 1/5 - 3/6 06	91000	0,0059	0,54	0,0049	0,45
Totalt			2,6		2,6

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder in till och ut från damm.

		In		Ut	
Period	Volym	Mo		Mo	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 14/7 - 30/8 05	68000	0,0025	0,17	0,0021	0,14
:2 01/9 -31/1 05	81000	0,0013	0,11	0,0016	0,13
:3 1/1 -31/3 06	127000	0,0011	0,14	0,0014	0,18
:4 1/4 -30/4 06	268000				
:5 1/5 - 3/6 06	91000				
Totalt			0,42		0,45

		In		Ut	
Period	Volym	Ni		Ni	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 14/7 - 30/8 05	68000				
:2 01/9 -31/1 05	81000				
:3 1/1 -31/3 06	127000				
:4 1/4 -30/4 06	268000	0,0012	0,32		
:5 1/5 - 3/6 06	91000	0,0011	0,10	0,0011	0,10
Totalt			0,42		0,10

		In		Ut	
Period	Volym	Pb		Pb	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 14/7 - 30/8 05	68000	0,0009	0,06	0,00052	0,04
:2 01/9 -31/1 05	81000			0,00069	0,06
:3 1/1 -31/3 06	127000	0,00065	0,08	0,00062	0,08
:4 1/4 -30/4 06	268000	0,00032	0,09	0,001	0,27
:5 1/5 - 3/6 06	91000	0,0011	0,10	0,0013	0,12
Totalt			0,27		0,56

		In		Ut	
Period	Volym	Zn		Zn	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 14/7 - 30/8 05	68000	0,023	1,6	0,01	0,7
:2 01/9 -31/1 05	81000	0,011	0,9	0,015	1,2
:3 1/1 -31/3 06	127000	0,013	1,7	0,013	1,7
:4 1/4 -30/4 06	268000	0,016	4,3	0,019	5,1
:5 1/5 - 3/6 06	91000	0,021	1,9	0,018	1,6
Totalt			10,3		10,3

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder in till och ut från damm.

PAH		In		Ut	
Period	Volym	Naftalen		Naftalen	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1-3 14/7 - 31/3	276000	0,000024	0,0066	0,000034	0,009
:4-5 1/4 - 3/6	359000	0,000024	0,0086	0,000039	0,014
Totalt			0,015		0,023

		In		Ut	
Period	Volym	Acenaftilen		Acenaftilen	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1-3 14/7 - 31/3	276000			0,000034	0,009
:4-5 1/4 - 3/6	359000			0,000039	0,014
Totalt					0,023

		In		Ut	
Period	Volym	Fluoren		Fluoren	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1-3 14/7 - 31/3	276000				
:4-5 1/4 - 3/6	359000			0,000039	0,014
Totalt					0,014

		In		Ut	
Period	Volym	Acenaften		Acenaften	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1-3 14/7 - 31/3	276000			0,000023	0,006
:4-5 1/4 - 3/6	359000			0,000053	0,019
Totalt					0,025

		In		Ut	
Period	Volym	Fenantren		Fenantren	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1-3 14/7 - 31/3	276000				
:4-5 1/4 - 3/6	359000			0,000039	0,014
Totalt					0,014

		In		Ut	
Period	Volym	Fluoranten		Fluoranten	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1-3 14/7 - 31/3	276000				
:4-5 1/4 - 3/6	359000			0,000026	0,009
Totalt					0,009

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder från **parkeringsyta (28 000 m²)**.**Allmänna parametrar**

Period	Volym	COD		TOC		N-tot		P-tot	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	2100	30	63	5,2	10,9	1	2,1	0,1	0,21
:2 1/1 - 31/3 2006	1681	66	111	7,3	12,3	1,9	3,2	0,006	0,01
:3 1/4 - 30/4 2006	2420	44	106	4,4	10,6	1,2	2,9	0,008	0,02
:4 1/5 - 15/6 2006	1351	-	-	7,9	10,7	2,7	3,6	0,009	0,01
Totalt	7552		280		44,5		11,8		0,25

Metaller

Period	Volym	Cr		Cu		Mo		Ni	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	2100	-	-	0,0084	0,02	-	-	0,0021	0,004
:2 1/1 - 31/3 2006	1681	0,0015	0,003	0,02	0,03	0,0013	0,002	0,0034	0,006
:3 1/4 - 30/4 2006	2420	-	-	0,0055	0,01	-	-	0,0014	0,003
:4 1/5 - 15/6 2006	1351	-	-	0,01	0,01	-	-	0,0019	0,003
Totalt	7552		0,003		0,08		0,002		0,016

Metaller

Period	Volym	Pb		Zn	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	2100	0,002	0,004	0,079	0,17
:2 1/1 - 31/3 2006	1681	0,0035	0,006	0,092	0,15
:3 1/4 - 30/4 2006	2420	0,00056	0,001	0,03	0,07
:4 1/5 - 15/6 2006	1351	0,00054	0,001	0,059	0,08
Totalt	7552		0,012		0,47

- under detektionsgränsen

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder från Riksväg 70 (12 600 m²)

Allmänna parametrar

Period	Volym	COD		TOC		N-tot		P-tot	
	m ³	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	660	52	34	5,2	3,4	1,2	0,79	0,1	0,07
:2 1/1 - 31/3 2006	418	150	63	15	6,3	2	0,84	0,12	0,05
:3 1/4 - 30/4 2006	928	110	102	8,6	8,0	1,9	1,76	0,14	0,13
:4 1/5 - 15/6 2006	661	60	40	8,2	5,4	1,2	0,79	0,009	0,01
Totalt	2667		239		23,1		4,18		0,25

Metaller

Period	Volym	Cd		Cr		Cu		Mo	
:1 1/10 - 31/12 2005	660	-	-	0,0044	0,0029	0,023	0,015	0,0012	0,0008
:2 1/1 - 31/3 2006	418	0,00017	7,1E-05	0,0034	0,0014	0,043	0,018	0,0028	0,0012
:3 1/4 - 30/4 2006	928	-	-	0,0039	0,0036	0,03	0,028	0,002	0,0019
:4 1/5 - 15/6 2006	661	-	-	0,0046	0,0030	0,025	0,017	0,0019	0,0013
Totalt	2667		7,1E-05		0,0110		0,078		0,0051

Metaller

Period	Volym	Ni		Pb		Zn	
:1 1/10 - 31/12 2005	660	0,074	0,049	0,0061	0,0040	0,099	0,065
:2 1/1 - 31/3 2006	418	0,004	0,002	0,0064	0,0027	0,17	0,071
:3 1/4 - 30/4 2006	928	0,0038	0,004	0,0081	0,0075	0,12	0,111
:4 1/5 - 15/6 2006	661	0,0039	0,003	0,0065	0,0043	0,11	0,073
Totalt	2667		0,057		0,0185		0,320

Organiska summaparametrar

Period	Volym	Alifater C12-C16		Alifater C16-C35	
:1 1/10 - 31/12 2005	660	-	-	-	-
:2 1/1 - 31/3 2006	418	0,023	0,0096	0,14	0,06
:3 1/4 - 30/4 2006	928	-	-	0,05 3	0,05
:4 1/5 - 15/6 2006	661	-	-	-	-
Totalt	2667		0,0096		0,11

- under detektionsgränsen

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder från **Riksväg 70 (12 600 m²)****PAH**

Period	Volym	Krysen	Benzo(b,k)fluoranten		Naftalen		Fluoren		
			mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	
:1 1/10 - 31/12 2005	660	-	-	-	0,000024	2E-05	-	-	
:2 1/1 - 31/3 2006	418	0,000086	3,6E-05	0,000037	0,000015	0,000049	2E-05	0,000025	1,0E-05
:3 1/4 - 30/4 2006	928	0,000048	4,5E-05	-	-	0,000024	2E-05	-	-
:4 1/5 - 15/6 2006	661	-	-	-	-	-	-	-	-
Totalt	2667		8,0E-05		0,000015		6E-05		1,0E-05

PAH

Period	Volym	Acenaften	Fenantren		Fluorante n		Pyren		
			mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	
:1 1/10 - 31/12 2005	660	-	-	-	0,000074	4,9E-05	0,000024	1,6E-05	
:2 1/1 - 31/3 2006	418	0,000025	1,05E-05	0,000086	0,000036	0,000048	-	0,000099	4,1E-05
:3 1/4 - 30/4 2006	928	-	-	0,000036	-	-	-	0,00006	5,6E-05
:4 1/5 - 15/6 2006	661	-	-	-	-	-	-	-	-
Totalt	2667		1,05E-05		0,000036		4,9E-05		1,1E-04

PAH

Period	Volym	Summa övriga PAH	
		mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	660	-	-
:2 1/1 - 31/3 2006	418	0,000036	1,5E-05
:3 1/4 - 30/4 2006	928	-	-
:4 1/5 - 15/6 2006	661	-	-
Totalt	2667		1,5E-05

- under detektionsgränsen

Dagvatten Borlänge. Beräkning av mängder från **Bostadsområde (140 000 m²)**

Period	Volym	COD		TOC		N-tot		P-tot	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	2098	30	63	5,6	11,7	1,6	3,4	0,008	0,017
:2 1/1 - 31/3 2006	2363	-	-	4	9,5	1,8	4,3	0,009	0,021
:3 1/4 - 30/4 2006	6371	-	-	4,7	29,9	1,9	12,1	0,005	0,032
:4 1/5 - 15/6 2006	3495	34	119	3,7	12,9	1,7	5,9	0,024	0,084
Totalt	14327		182		64,1		25,7		0,154

Metaller

Period	Volym	Cu		Mo		Ni	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	2098	0,0051	0,011	0,0016	0,003	0,0014	0,0029
:2 1/1 - 31/3 2006	2363	0,004	0,009	0,0016	0,004	-	-
:3 1/4 - 30/4 2006	6371	0,0031	0,020	0,0017	0,011	-	-
:4 1/5 - 15/6 2006	3495	0,0027	0,009	0,0018	0,006	-	-
Totalt	14327		0,049		0,024		0,0029

Metaller

Period	Volym	Pb		Zn	
	m3	mg/l	kg	mg/l	kg
:1 1/10 - 31/12 2005	2098	0,00065	0,0014	0,052	0,109
:2 1/1 - 31/3 2006	2363	-	-	0,0066	0,016
:3 1/4 - 30/4 2006	6371	-	-	0,0087	0,055
:4 1/5 - 15/6 2006	3495	-	-	0,0098	0,034
Totalt	14327		0,0014		0,214

- under detektionsgränsen

Bilaga 3. Modellering av damm

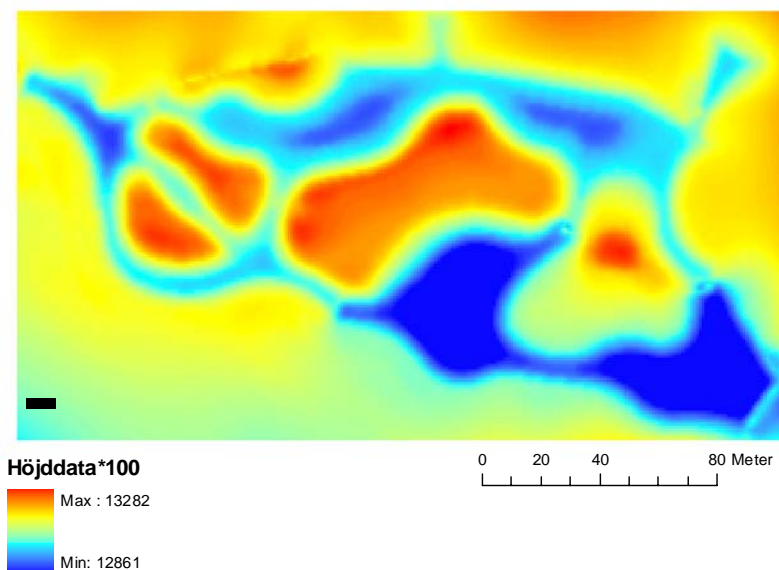
För att beräkna strömningar i ett grunt vatten kan de så kallade Shallow Water Ekvationerna (SWE) användas. SWE beskriver en tvådimensionell strömning i en inkompressibel fluid. SWE består av ett icke-linjärt ekvationssystem av partiella differentialekvationer som approximerar vattenytans höjdläge och de horisontella rörelserna i vattnet. Ekvationerna är en förenkling av Navier Stokes Ekvationer (NSE) som beskriver flöden i tre dimensioner. NSE bygger på kontinuitetsekvationen (masskonserverationsekvationen) och rörelsemängdsekvationen. Dessa bygger i sin tur på Newtons andra lag. Vid användning av SWE antas det att vattnets strömningshastighet är lika stor på alla djup i vattnet för varje lägeskoordinat. Ekvationerna har tre okända variabler, två hastighetsvariabler, u och v , och en höjdvariabel, h .

$$\begin{aligned}\frac{\partial u}{\partial t} + u \frac{\partial u}{\partial x} + v \frac{\partial u}{\partial y} &= -g \frac{\partial h}{\partial x} \\ \frac{\partial v}{\partial t} + u \frac{\partial v}{\partial x} + v \frac{\partial v}{\partial y} &= -g \frac{\partial h}{\partial y} \\ \frac{\partial h}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x}(u \cdot H) + \frac{\partial}{\partial y}(v \cdot H) &= 0\end{aligned}$$

Crank-Nicholson (C-N), en välkänd implicit differentieringsmetod, användes vid differentiering av SWE. C-N tar medelvärden mellan början och slutet på tidssteget. Detta ger att C-N är en andra ordningens metod i tiden och rummet. C-N är en mycket noggrann och ovillkorligt stabil metod, för linjära problem utan randvillkor. På grund av stabiliteten kan större tidssteg tas än för explicita metoder (Heath, 2002).

För att möjliggöra simuleringar interpolerades dammens bottenpografi fram i GIS-programmet ArcMap. Randvillkor för modellen sattes enligt följande: För utåtgående hörn ansattes randvillkoret så att inget flöde sker i randpunkten och h extrapoleras till samma värde som h hade i närmaste mätpunkt belägen i vatten. För inåtgående hörn ansattes randvillkoret så att inget flöde sker i randpunkten och h beräknas som medelvärde av de två närliggande randpunkterna. För raka ränder ansattes randvillkoret så att inget flöde i randpunkten och h beräknas enligt SWE.

I SWE måste specifik höjd ansättas som strandkant och inget vatten kunde flöda ovanför denna höjd i simuleringarna. Efter ett överfall, som ligger cirka 112 meter från beräkningsområdets vänstra kant ($x=113$), minskade vattnets höjd med cirka 1,25 meter på en bara några centimeter lång sträcka. Detta medförde att den ansatta strandlinjen måste minskas med lika mycket.



Figur 1. Den framinterpolerade bottenpogografen med höjddata multiplicerat med 100 (för att ej förlora decimaler). Höjderna utgick från ett lokalt referenssystem

För att endast simulera flöden för den delen av dammen som tjänar i reningssyfte, den nedre delen, höjdes den övre delen, rekreativdelen, upp till landnivå. På så sätt strömmade inget vatten i detta område under simuleringarna och beräkningar behövdes endast utföras i området av intresse. Eftersom de två delarna inte delade samma inlopp och utlopp påverkade detta inte simuleringarnas resultat.

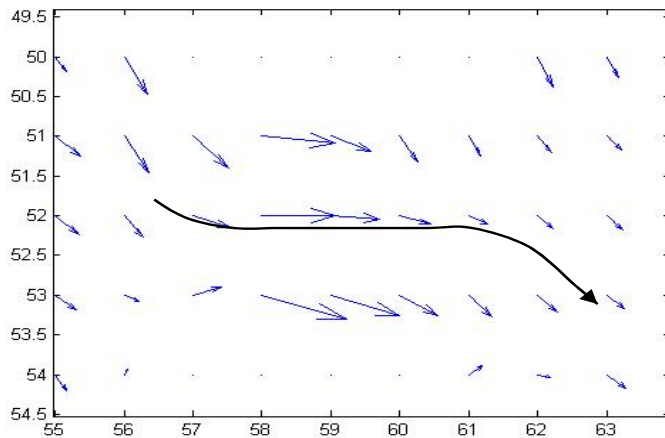
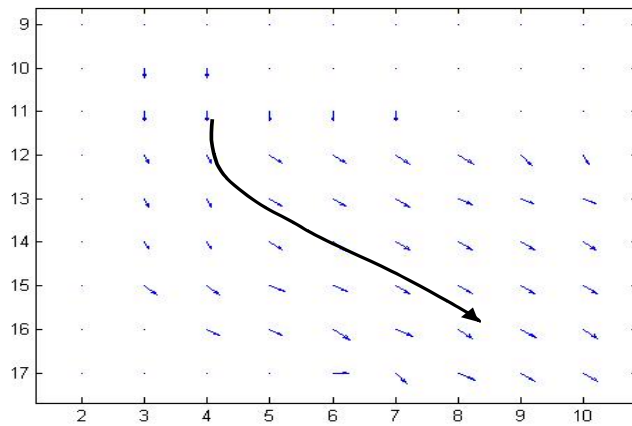
Modellen kördes för fyra stycken olika inströmningshastigheter, som bestämts utifrån uppmätta inflöden i dammen under en sexmånadersperiod. Initialvärden på vattenströmningen sattes lika stort i både x- och y-led, nämligen samma som inflödet för alla beräkningspunkter. Optimalt hade varit att hitta en initialgissning nära det slutliga värdet på hastigheten i varje beräkningspunkt. Konvergens hade då blivit mycket snabbare. Att hitta en bra initialgissning visade sig dock vara komplicerat, och därför valdes den enligt ovan. Därefter analyserades vattenströmningen för varje inströmningshastighet. Modellen tog således inte hänsyn till nederbörd över vattenytan eller annat eventuellt vattenintag eller vattenuttag utan endast till in- och utströmning i dammen.

För att kunna avgöra om det i dammen sedimenterar eller ej utfördes en sedimentationsanalys på dammen. Två olika metoder användes; Hjulströms diagram samt en metod som direkt beräknar sedimentationshastigheten. I Hjulströms diagram bestäms det utifrån partikelstorlek och strömningshastighet om det sedimenterar, transporteras vidare eller resuspenderas. Vid direkt beräkning av sedimentationshastighet kan det utifrån strömningshastighet, partikelstorlek, partikeldensitet samt sträcka partikeln färdas i dammen avgöras om partikeln hinner sedimentera eller ej.

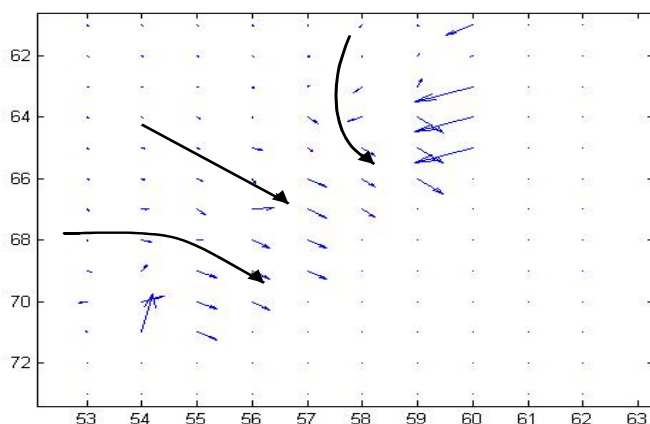
Resultat

Simuleringarna av vattenströmningen i dammen blev inte helt stabila. Instabiliteterna visade sig uppstå vid överfallet i mitten av dammen och sedan sprida sig över hela dammen. Figur 2-4 visar strömbild vid inlopp, överfall och utlopp innan divergens uppstod.

Figur 2. Förstoring av vattenströmning vid inlopp innan divergens uppstod.



Figur 3. Förstoring av vattenströmning vid överfall innan divergens uppstod.



Figur 4. Förstoring av vattenströmning vid utlopp innan divergens uppstod.

Det gick inte visuellt att avgöra exakt vilken beräkningspunkt som orsakade instabiliteterna, utan flera punkter blev instabila. Detta för att hela systemet är kopplat och alla punkter påverkar varandra. Resultaten ansågs dock visa på ett troligt scenario och därför utfördes ändå sedimentationsanalysen. Dessa resultat kan inte anses som vetenskapligt korrekta, men de redovisas ändå nedan.

Sedimentationsanalys utförd med Hjulströms diagram visar att sedimentation inte sker för någon inströmningshastighet, utan det förekommer endast transport- och resuspensionszoner. Sedimentationsanalys utförd med beräkning av sedimentationshastighet visar att sedimentation inte hinner ske för någon inströmningshastighet i dammen.

Diskussion

Shallow Water Ekvationerna som användes i modellen beräknar endast flödet i två dimensioner. Detta måste anses orimligt, men förenklar beräkningarna betydligt. Att en fix strandlinje ansattes vilket inget vatten fick flöda över måste även det anses orimligt. Shallow Water Ekvationerna är å andra sidan väl beprövade ekvationer som används i många liknande sammanhang och måste därmed ändå anses kunna ge användbara och rimliga resultat. En ändring av de numeriska approximationerna i ekvationerna skulle eventuellt kunna ge en mer stabil modell. Till exempel skulle en dissipationsterm kunna adderas innehållande andraderivatan för att dämpa instabiliteten.

Den numeriska metod som användes i modellen var inte fullt implicit. Detta kan vara en orsak till instabiliteten. Om en fullt implicit metod använts kan resultatet ha blivit annorlunda, men en fullt implicit modell skulle även den ha kunnat visa på instabilitet. Detta på grund av att Shallow Water Ekvationerna är icke-linjära i u , v och h och de kan därför divergera trots att metoden är implicit. Instabiliteten kan även bero på att randvillkoren är så pass komplicerade. Ett sätt att visa att C-N är en stabil metod är att ta bort öarna och ansätta periodiska randvillkor.

För att försöka motverka instabiliteten minskades tidssteget. Detta visade sig inte hjälpa. För att undersöka om det var överfallet som orsakade instabiliteten simulerades strömningshastigheten endast för den vänstra sidan av dammen innan överfallet. Detta gav inte heller stabilitet, vilket

tolkades som att det var ickelinjäriteterna i Shallow Water Ekvationerna eller de komplicerade randvillkoren som var källan till instabilitet. För att förbättra modellen skulle ekvationerna kunna bytas ut mot till exempel Saint Venant Ekvationerna tillsammans med kontinuitetsekvationen. De är också väl beprövade ekvationer i samband med flödessimulering men beräknar även det flödet i två dimensioner och med en fix strandlinje.

Många förenklingar har gjorts i modellen. För att snabba upp modellen har till exempel varannan beräkningsspunkt i både x- och y-led tagits bort. Detta gav att bottenpogografen blev mindre noggrann, men modellen betydligt snabbare. Modellen tar inte heller hänsyn till några yttre påverkningar såsom nederbörd eller utbyte med grundvattnet. Vid ett eventuellt fortsatt arbete och vid en fungerande modell bör dessa parametrar tas med i beräkningarna. Det bör även tas med i beräkningarna hur mycket partikulärt material som kommer in i dammen och hur stor mängd som sedimenterar. Vid en viss mängd sedimenterat material börjar detta resuspenderas igen och muddring bör ske innan detta sker. Ingen av dessa förenklingar anses dock vara källan till instabiliteten i modellen utan de gör bara en fungerande modell mer noggrann.

Då modellen inte blev stabil kan inga av dess resultat tolkas som vetenskapligt korrekta. Sedimentationsanalysen utfördes ändå för att ge en fingervisning om dammens sedimentationsegenskaper. Analysen visade att sedimentation inte sker för någon inströmningshastighet. Trots att dessa resultat inte kan anses användbara visar de ändå på att det troligtvis sedimenterar väldigt lite material i dammen. Detta beror till stor del av att de partiklar som strömmar in i dammen är så pass små (finmjåla-finmo). För att dessa ska kunna sedimentera krävs, enligt Hjulströms diagram, väldigt låg strömningshastighet. Enligt diagrammet sedimenterar finmjåla inte för någon strömningshastighet och finmo för väldigt låga (<0,4 cm/s). Finmo resuspenderas också för lägre hastigheter (>5 cm/s) än övriga partikelstorlekar och kan då transporteras ut ur dammen. Vid sedimentprovtagning påträffades inga större partiklar än finmo. Om inga större partiklar än så infinner sig i dammen krävs väldigt låga strömningshastigheter för att något bottensediment överhuvudtaget ska bildas. Sand, till exempel, sedimenterar vid en strömningshastighet på cirka 1 cm/s vilket i detta fall hade lett till sedimentation vid de lägre inströmningshastigheterna.

Ingen validering av strömningshastigheten har utförts. Om modellen blivit stabil skulle detta varit en nödvändighet för att kunna tolka resultatet. Hastigheten borde mätas upp i olika punkter i dammen för olika inflöden och sedan jämföras med simulerade hastigheter. Även en massbalans borde ha genomförts vid en fungerande modell. Vid stationära förhållanden ska inflöde, utflöde och flödet över alla tvärsnitt i dammen vara lika stort.

Bilaga 4. Receptormodellering

Metod

Receptormodellering i detta arbete baseras på metoden *Positive Matrix Factorisation* (PMF) (Paatero och Tapper, 1994; Paatero, 1997). Metodiken bygger på att det går att utnyttja att olika källor har olika sammansättning med avseende på de metaller som analyseras och olika tidsvariation i sina bidrag. Denna information kan användas för att identifiera antal oberoende källor som bidrar till de observerade metallhalterna samt deras karaktär med avseende på tidsvariation och bidrag till olika metaller. Resultatet från PMF-analysen blir faktorernas bidrag till metallhalterna samt deras relativa sammansättning med avseende på de metaller som mätts.

För att kunna utföra en analys med PMF krävs förutom mätdata även en skattning av osäkerheten i varje mätvärde. Med hjälp av denna viktas proverna vid passningen av modellen så att osäkra datapunkter, t.ex. värden under eller nära detektionsgränsen, får låg inverkan på modellen, vilket avsevärt förbättrar modellresultatet. Detta förfarande innebär också att även metaller med relativt sett låga halter (jämför med dominerande metaller i proverna såsom Mn) får betydelse i modellen. Utan sådan viktning kommer modellens struktur helt att domineras av metaller med höga halter, vilket inte är önskvärt, eftersom metaller såsom Cd, Co, Cr etc. är viktiga.

Den osäkerhet som uppkommer på grund av osäkerhet i de data som används i analysen kan beräknas genom felfortplantning i modellen. Detta görs automatiskt i varje analys. Resultatet erhålls som standardavvikelse för alla element i de faktorer som extraheras. Beräkningarna bygger på att skattningarna av osäkerheten i mätdata är riktiga.

Utförande

Variabler med stora mängder saknade data bidrar inte med någon information till modelleringen utan kan, tvärtom, försvåra tolkning av resultaten. Därför togs inte data för följande metaller med i den analys som beskrivs i detta kapitel: Ag med 61 % saknade data, Be med 75 % saknade data, Bi med 61 % saknade data, Ni med 57 % saknade data, Se med 100 % saknade data samt P med 75 % saknade data.

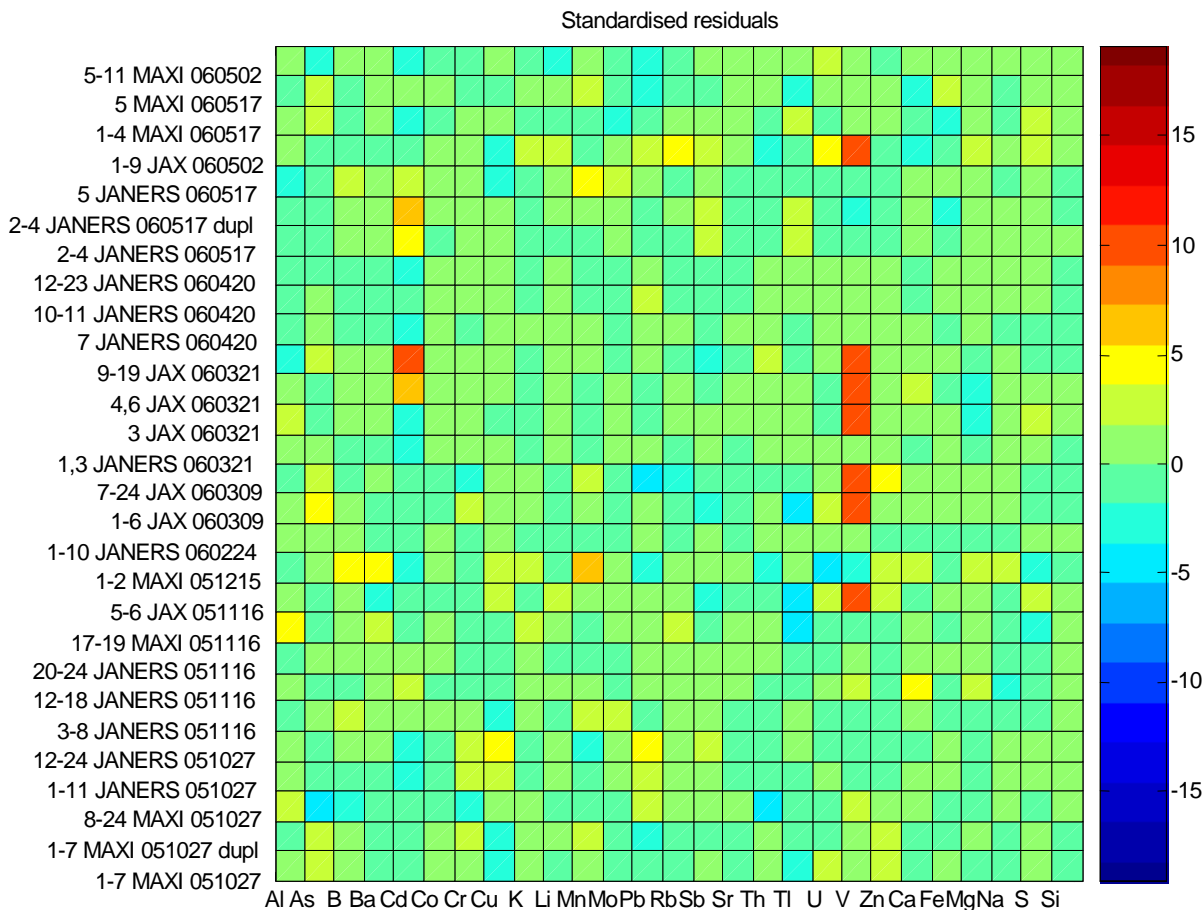
En skattning av osäkerheten i data (dvs provtagning + analyser) krävs. De prover som tagits i projektet ger inte tillräckligt underlag för en sådan skattning varför osäkerhetsskattningar baserade på erfarenheter från tidigare arbete med samma analysmetod användes:

- 10% för Al, As, Ba, Cd, Cu, K, Mn, Pb, Rb, Tl, V, Fe, Na
- 15% för B, Li, Th, U, S, Sr
- 20% för Mo, Mg
- 25% för Co, Cr, Si

Data under detektionsgränsen sattes till noll men med en relativt stor osäkerhet för att ta hänsyn till att de inte är noll utan bara <detektionsgräns.

En modell med 4 faktorer valdes baserat på förklaringsgrad av data, tolkbarhet för lösningen samt lösningens osäkerhet (som växer om för många faktorer används). Denna modell förklarar 85% av viktade data (med hänsyn till osäkerheten), vilket får anses vara mycket tillfredsställande för denna typ av data. Faktorerna förklarar i turordning 18%, 30%, 19% och 19% vardera.

Om modellens passningsfel (se Figur 1) studeras kan man se att det finns några vanadinhalter som förklaras dåligt av modellen, dvs. utifrån mönstret i de övriga metallerna för dessa prover förväntas högre halter av vanadin för dessa prover. Detta bör finnas med i åtanke när tolkning av resultaten med avseende på vanadin görs. I det följande betyder JANERS Riksväg 70, JAX bostadsområdet och MAXI parkeringsytan.

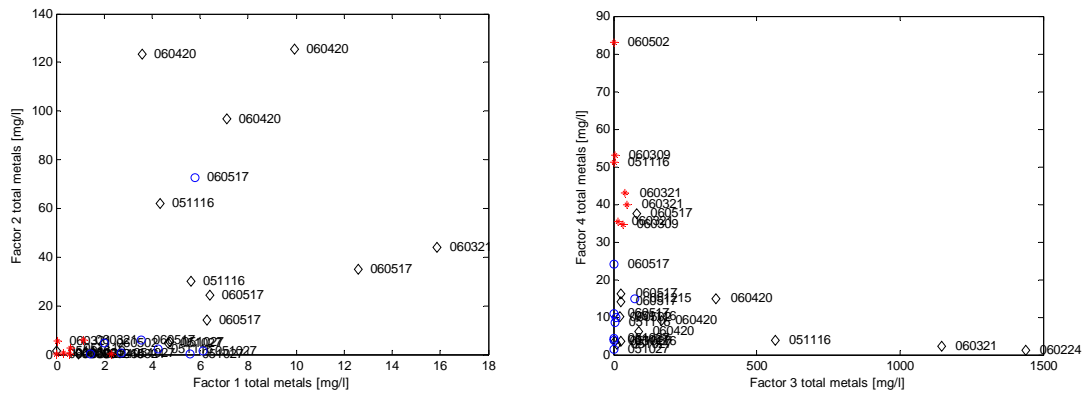


Figur 1. Residualer (modellens passningsfel) per prov och metall. Det är tydligt att modellen inte kan förklara ett antal mycket låga V-halter i prover från JAX (bostadsområdet).

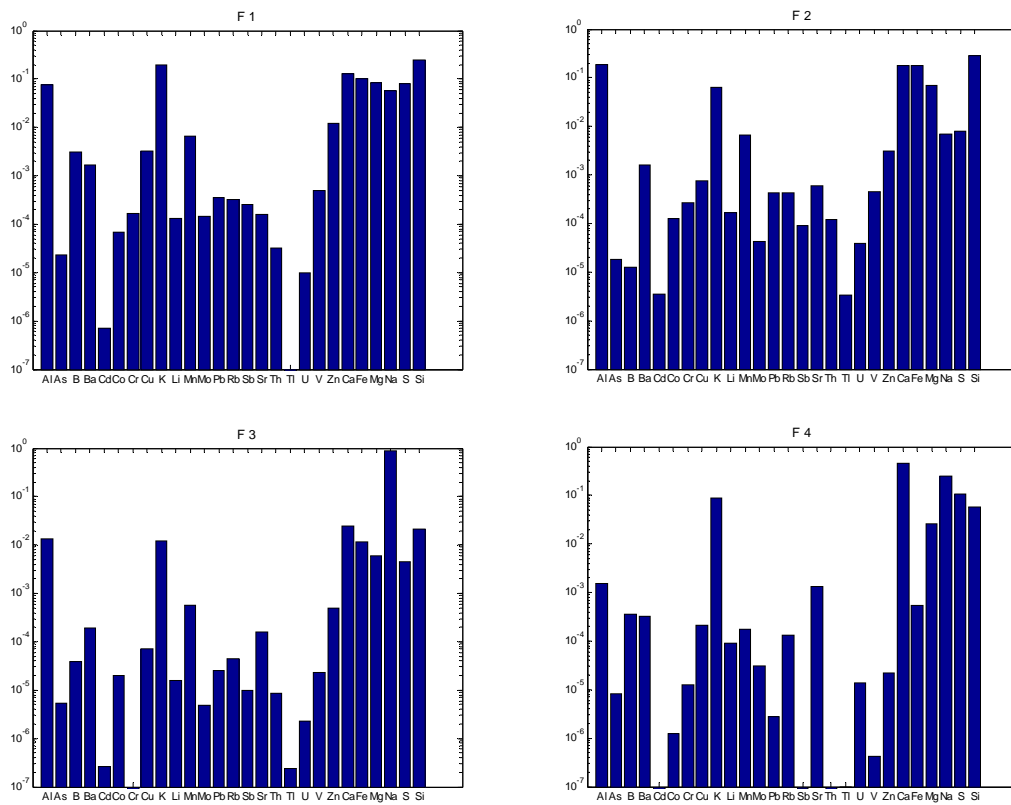
Resultat

Bidrag från de fyra faktorerna i modellen per prov visas i Figur 2. Enheten på axlarna i figuren är totala metaller i mg/l. Hur enskilda metaller bidrar till dessa totalhalter visas i Figur 3.

Faktor 1 har bidrag till prover i samtliga platser men mest för prover från JANERS, dvs vägen. Faktorerna 2 och 3 hör i princip helt ihop med provtagningsplatsen JANERS medan faktor 4 hör ihop med provtagningsplatsen JAX. Undantag är det enda prov från MAXI som har stora bidrag från faktor 2. Faktor 3 har bidrag i princip bara till ett fåtal prov från JAX, dvs bostadsområdet. Det enda provet från MAXI som har höga totalhalter (060517 prov 2) är det som sticker ut i Figur 2 och hör eventuellt ihop med att partikelfällan inte fungerar just denna tidpunkt (060517).



Figur 2. Bidrag från de fyra faktorerna i modellen per prov (faktor 1 och 2 till vänster, faktor 3 och 4 till höger). Provtagningsplatser: *=JAX, ○=MAXI, ◇=JANERS.



Figur 3. Relativ metallsammansättning för de fyra faktorerna. Summan är 1 (mg/l) i samtliga fall, observera den logaritmiska skalan.

Sammanfattningsvis så är:

- Faktor 1 en gemensam faktor som dock har starkast bidrag i prover från JANERS.
- Faktor 2 och 3 har enbart bidrag från JANERS, dvs vägen.
- Faktor 4 har bidrag från JAX, dvs bostadsområdet, och i mindre grad MAXI

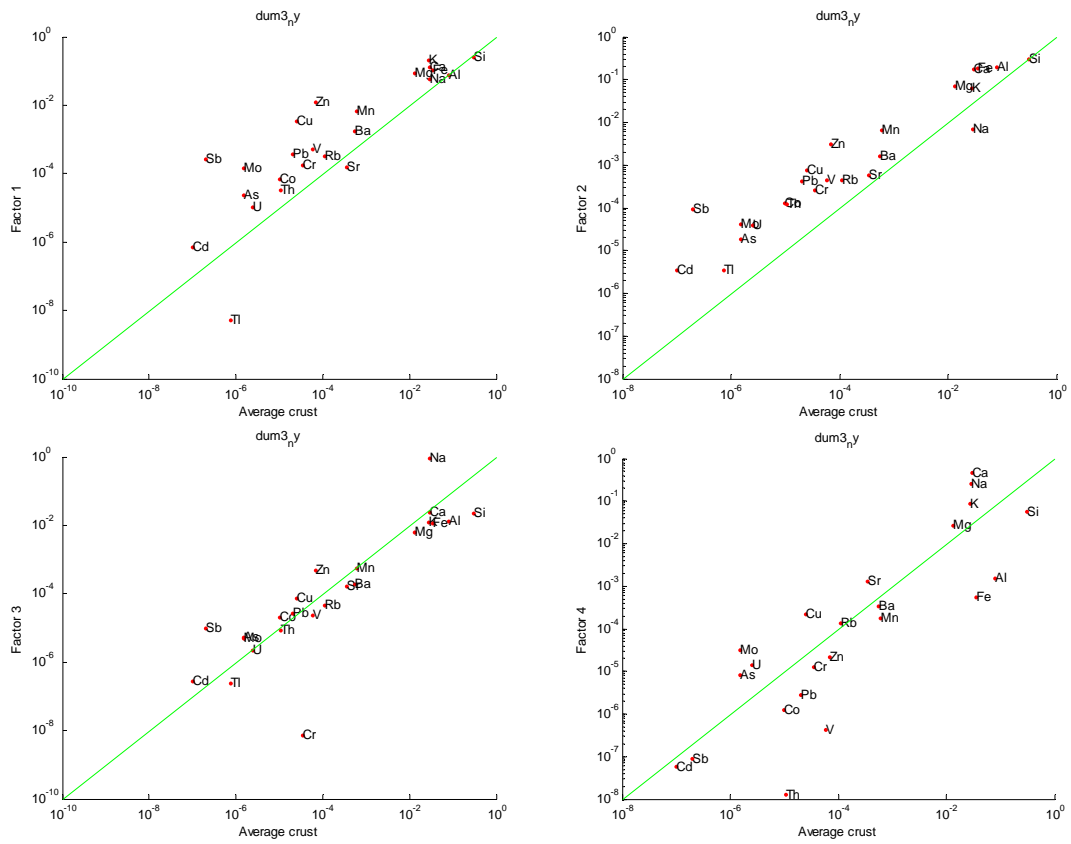
En tolkning av ursprunget för faktorerna kan göras utifrån Figur 4 som visar faktorernas relativa sammansättning av metaller som funktion av jordskorpanns genomsnittliga sammansättning. Geologiskt material är en naturlig del och tolkning görs bäst utifrån skillnaden mellan faktorns sammansättning och jordskorpanns genomsnittliga sammansättning.

Faktor 1 är anrikad på framförallt Cu, Sb och Zn jämfört med jordskorpan. En tidigare studie från IVL (Sternbeck et al, IVL-rapport B1598) visade att **Cu, Sb, Mo, Bi, Ba, Fe, Zn, Cr, Mn, Ni och Pb** associeras med direkta emissioner från stadstrafik. Samtliga av dessa har högre halter i faktor 1 än vad som kan förväntas i geologiskt material. Några av dessa är metaller som ofta förknippas med emissioner från bromsslitage, Cu och Sb, eller slitage av dubbar, Zn. De låga halterna av Tl i faktor 1 är troligen en artefakt orsakad av de många värdena under detektionsgränsen för Tl. Faktor 1 representerar därmed geologiskt material anrikat med föroreningar från trafik.

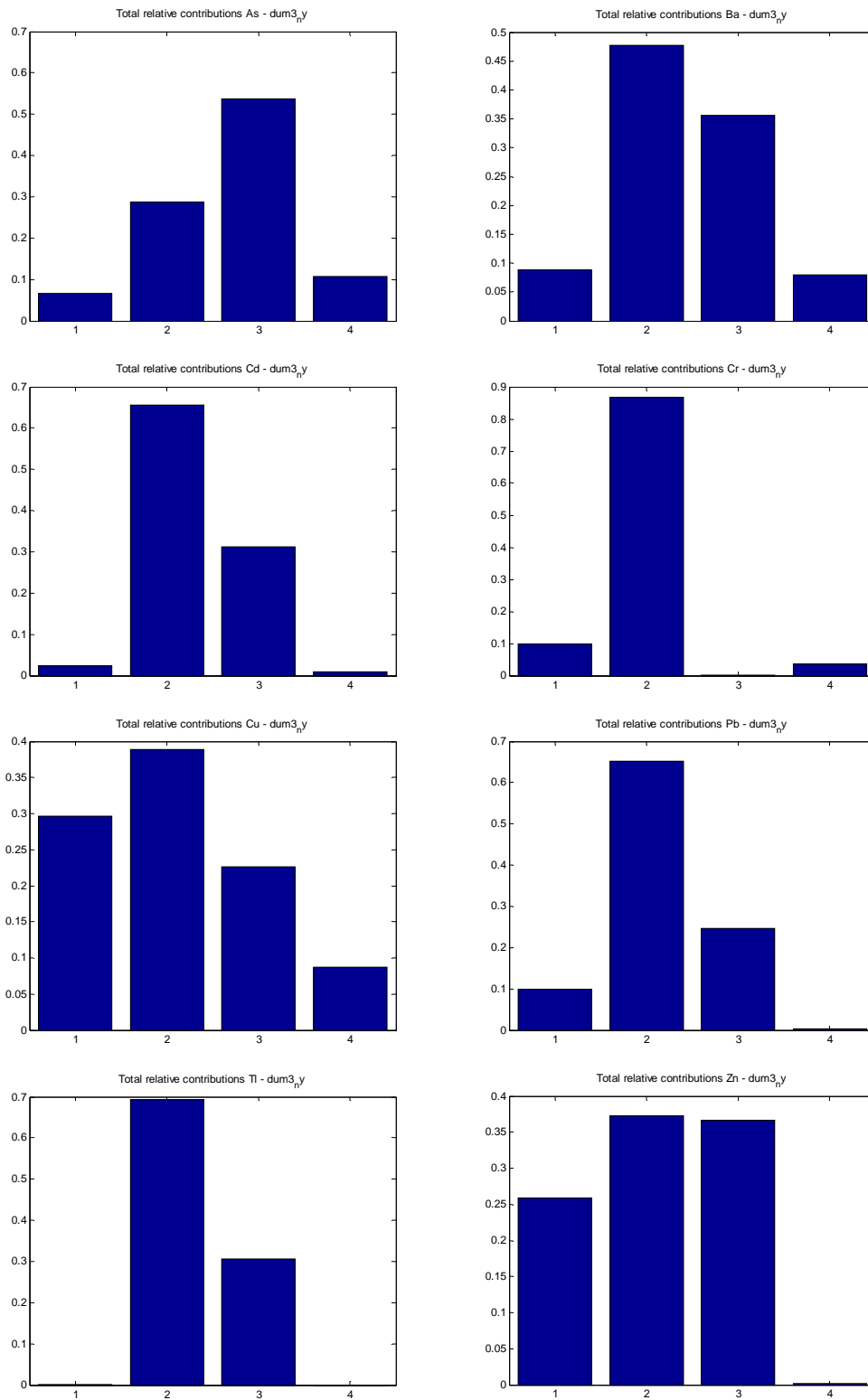
Faktor 2 är anrikad på många element jämfört med geologiskt material med starkast anrikning för Sb, Zn, Cu, Mo, Pb, Mn, U, Cd och As. Detta visar att även denna faktor har ett bidrag av emissioner från trafik men As och Cd förknippas normalt med långdistanstransport av partiklar från kolförbränning i Mellan- och Östeuropa.

För faktor 3 är Na det totalt dominerande elementet och den representerar med största säkerhet geologiskt material anrikat pga halkbekämpning med salt. Bidragen från denna faktor är höga framförallt i tre prover från JANERS: 051116, 060321 samt 060224.

Faktor 4 uppvisar mycket svag korrelation med geologiskt material.



Figur 4. Sammansättning av faktorer som funktion av jordskorpans genomsnittliga sammansättning (data saknas för en del element och dessa visas ej i figuren): vänster faktor 1, höger faktor 2.



Figur 5. Relativa bidrag för några olika metaller för de fyra faktorerna.

I Figur 5 visas relativa bidrag för några olika metaller för de fyra faktorerna. Denna ska tolkas tillsammans med ovanstående. De flesta element (Al, As, Ba, Cd, Co, Cr, Li, Mn, Pb, Rb, Th, Tl, U, V, Fe, Si) har bidrag främst från faktorerna 2 och 3 (som enligt diskussionen ovan härrör främst från JANERS).

Elementen Cu, K, Mo, Sb, Sr, Zn, Mg förekommer i liknande storlek från alla fyra faktorerna. Flera av dessa är sådana som ofta förknippas med emissioner från trafik vilket indikerar att detta är en bidragande källa till metaller i vatten från samtliga studerade provpunkter.

Ca och S är de enda element som härrör främst från faktor 4, dvs JAX (bostadsområdet).

Många av de metaller som har huvudsakliga bidrag från vägen är sådana som typiskt associeras med nedfall av partiklar från långväga transport av förbränningspartiklar (Cd, Tl, As t.ex.). Vi har ingen förklaring till detta förutom att en större hårdgjord yta skulle kunna innebära en större yta för deposition av sådana partiklar, som sedan tvättas bort av regn.