

Dagvattendammars avskiljningsförmåga

– påverkande faktorer och metodik
för bedömning

Maria Vikström

Lars-Göran Gustafsson

Jonas German

Gilbert Svensson



VA-Forsk

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

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

Dricksvatten
Ledningsnät
Avloppsvattenrening
Ekonomi och organisation
Utbildning och information

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

Anders Lago, ordförande	Södertälje
Olof Bergstedt	Göteborgs VA-verk
Roger Bergström	Svenskt Vatten AB
Daniel Hellström	Stockholm Vatten AB
Stefan Marklund	Luleå
Mikael Medelberg	Roslagsvatten AB
Anders Moritz	Linköping
Peter Stahre	VA-verket Malmö
Jan Söderström	Sv Kommunförbundet
Göran Tägtström	Borlänge
Agneta Åkerberg	Falkenberg
Steinar Nybruket, adjungerad	NORVAR, Norge
Thomas Hellström, sekreterare	Svenskt Vatten AB

Författarna är ensamma ansvariga för rapportens innehåll, varför detta ej kan åberopas såsom representerande Svenskt Vattens ståndpunkt.

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

Rapportens titel:	Dagvattendammars avskiljningsförmåga – påverkande faktorer och metodik för bedömning
Title of the report:	Reduction of pollutants in stormwater ponds – governing parameters and method for evaluation
Rapportens beteckning Nr i VA-Forsk-serien:	2004-11
Författare:	Maria Vikström, DHI, Lars-Göran Gustafsson, DHI, Jonas German, Chalmers, Gilbert Svensson, Chalmers
VA-Forsk-projektnr:	21-113
Projektets namn:	Lokala och regionala effekter av dagvattendammar som en integrerad del i ett avrinningsområde – förutsägelse och uppföljning
Projektets finansiering:	VA-Forsk, Växjö kommun, Örebro kommun
Rapportens omfattning Sidantal:	43
Format:	A4
Sökord:	Dagvatten, damm, hydraulisk effektivitet, avskiljning, föroreningar
Keywords:	Stormwater, pond, hydraulic efficiency, reduction, pollutants
Sammandrag:	Rapporten beskriver hur numeriska modeller, främst MIKE 21, använts för att ta fram en generell beräkningsmetodik för bedömning av dagvattendammars avskiljningsförmåga. En modellbaserad fallstudie har genomförts för att studera de påverkansfaktorer som styr avskiljningen i en dagvattendamm.
Abstract:	The report describes how numerical models, in particular MIKE 21, can be used to evaluate the reduction of pollutants in stormwater ponds. A modelbased variability study has been performed to evaluate the governing parameters that affect the reduction of pollutants.
Målgrupper:	Forskare, konsulter, tekniker, tjänstemän
Omslagsbild:	Bäckaslövs våtmark i Växjö (foto: Växjö Kommun) samt Krubbans dagvattendamm i Örebro (foto: Örebro Kommun)
Rapporten beställs från:	Finns att hämta hem som pdf-fil från Svenskt Vattens hemsida www.svensktvatten.se
Utgivningsår:	2004
Utgivare:	Svenskt Vatten AB © Svenskt Vatten AB

Förord

Föreliggande rapport redovisar resultatet från projektet ”Lokala och regionala effekter av dagvattendammar som en integrerad del i ett avrinningsområde – förutsägelse och uppföljning”.

Projektet har utförts av DHI Water & Environment och Chalmers tekniska högskola i samarbete med Växjö Kommun och Örebro Kommun. Projektet har främst finansierats av deltagande kommuner och VA-Forsk.

Arbetsgruppen har bestått av Lars-Göran Gustafsson (projektledare), Maria Vikström, Dick Karlsson och Ulrika Sabel från DHI Water & Environment samt Jonas German och Gilbert Svensson från Chalmers tekniska högskola. Kjell Gustafsson och Malin Engström har varit engagerade i projektet från Växjö Kommun, samt Kjell Kihlberg, Annika Lundkvist och Fredrik Borg från Örebro Kommun. Ett antal personer från DHI Water & Environment i Danmark har också varit involverade i projektet.

En referensgrupp, bestående av personer enligt nedan, har följt projektet och kommit med värdefulla kommentarer och synpunkter vid två referensgruppsmöten.

- Ulla-Britt Thorén, Helsingborg kommun
- Lars Ohlsson, Halmstad kommun
- Roland Thulin, Jönköpings kommun
- Knut Bennerstedt, Stockholm Vatten
- Mikael Adrian, Göteborgs VA-verk
- Siegfried Fleischer, Länsstyrelsen Halland
- Anders Lind, Svenskt Vatten
- Jan Falk
- Anders Lanngren, Tyréns

Göteborg och Växjö, juni 2004

Maria Vikström
Lars-Göran Gustafsson
Jonas German
Gilbert Svensson

Innehåll

Förord	3
Sammanfattning	7
Summary	8
1 Inledning	9
2 Målsättning	9
3 Modelleringsverktyg	10
4 Modellering av dammarna Bäckaslöv i Växjö och Krubban i Örebro	12
4.1 Kalibrering av genomströmning – Bäckaslöv	12
4.2 Kalibrering av avskiljningsprocesser – Bäckaslöv	16
4.3 Validering av beräkningsmetodiken mot Krubbans dagvattendamm	17
5 Vad påverkar en damms avskiljning?	18
5.1 Studerat föroreningsinnehåll	20
5.2 Studerade flödesbelastningar	21
5.3 Studerade geometrier	21
5.4 Påverkan av hydraulisk effektivitet	22
5.5 Påverkan av ytbelastning	23
5.6 Påverkan av dammdjup	23
5.7 Samband mellan avskiljning, geometri och flöde	24
5.8 Påverkan av inflödets föroreningsinnehåll	24
5.9 Påverkan av reglering av in- och utlopp	26
5.10 Påverkan av årstid och temperatur	27
5.11 Drifttidens inverkan på avskiljning av suspenderat material	27
6 Metodik för bedömning av en damms avskiljningsförmåga	28
6.1 Erforderlig data	29
6.2 Metodik	29
6.3 Metodikexempel	30
7 Hela tätortens avrinning till recipienten	31
7.1 Dagvattenåtgärder i Örebro	31
7.2 Dagvattenåtgärder i Växjösjön	32
8 Bakterier i dagvatten	34
8.1 Bakterieundersökningar	34
8.2 Dammar och våtmarkers effekt på bakteriekoncentrationen	35
9 Förslag till fortsatta studier	35
10 Referenser	36
Bilaga A: Hydraulisk effektivitet för olika geometrier	38

Bilaga B: Samband mellan hydraulisk effektivitet, volymbelastning och avskiljning	39
Bilaga C: Samband mellan avskiljning av TSS och metallerna koppar, kadmium och zink	42
Bilaga D: Samband mellan avskiljning och dagvattnets föroreningsinnehåll.	43

Sammanfattning

För närvarande pågår stor aktivitet kring dagvattenhantering i Sverige, speciellt området kring dagvattendammar och våtmarker har under de senaste åren blivit mycket uppmärksammat. Det diskuteras dock hur effekterna är på lång sikt, vilken typ av utformning som är mest optimal, hur anläggningen skall skötas, vilken effekt som kan förväntas med en regional utbyggnad osv.

Projektet syftar bland annat till att ta fram och testa en generell metodik för modellering av relevanta delar och processer i kedjan från föroreningskälla till recipient. Fokus har lagts på modellering av processerna i dammar med MIKE 21, men fortfarande sett som en integrerad del av ett större avrinningsområde. Resultaten från fallstudien har sammanställts i en metodik med enkla samband för bedömning av en damms avskiljningsförmåga. Denna metodik finns nu även inkluderad i MOUSE, så att flera dammar i ett dagvattensystem enkelt kan läggas in och automatiskt beräknas.

Två befintliga anläggningar med gedigna mätserier av flöden och föroreningar har studerats i detalj, Bäckaslöv i Växjö och Krubban i Örebro.

Bäckaslöv består av en damm och en nedströms liggande våtmark. Dammen belastas av ca 320 ha exploaterad mark (ca 140 ha hårdgjord yta) och har visat en bra avskiljning av metaller och partiklar. Dammen i Bäckaslöv har använts för att kalibrera beräkningsmodellerna vad gäller hydraulik och avskiljning av föroreningar. Krubban är uppbyggd av tre skilda dammar. Dammarna belastas idag av ca 40 ha exploaterad mark (ca 17 ha hårdgjord yta). Förhållandena vid Krubban har modellerats utan föregående kalibrering mot mätdata, dvs. endast baserat på de erfarenheter som drogs från modelleringen av Bäckaslöv. Modelleringen av Bäckaslöv gav mycket bra överensstämmelse med mätdata, såväl för hydraulik som för avskiljning av TSS, olika metaller och närsalter. Mer anmärkningsvärt är att beräknade utgående koncentrationer från Krubban i stort stämmer med motsvarande mätningar, utan föregående kalibrering. Detta visar att de processbeskrivningar som finns inkluderade i MIKE 21 är så generella för dagvattendammar att metodiken även kan användas för att förutse avskiljningen i dammar utan tillgång till mätdata.

Baserat på gjorda erfarenheter i de olika anläggningarna har en modellbaserad fallstudie utförts, där olika påverkansfaktorer varierats en och en enligt ett visst mönster. Utformning, flödesbelastning, föroreningsinnehåll, klimatförhållanden och regleringar är de faktorer som främst studerats. Resultaten visar att belastningen är av högst betydelse för avskiljningen av föroreningar. Speciellt för avskiljningen av kväve, är en låg yt- och volymbelastning väsentlig. Den hydrauliska effektiviteten är av stor betydelse för avskiljningen av TSS, metaller och delvis fosfor, och är en viktig parameter vid utformningen. Höga föroreningskoncentrationer på inkommande vatten medför en lägre procentuell avskiljning av kväve, fosfor och BOD men en högre procentuell avskiljning av TSS och tungmetaller.

Beräkningsmetodiken har applicerats i full skala i Örebro för att studera effekten på recipienten Svartån av en större utbyggnad med dagvattendammar. Även effekten på Växjösjön har studerats.

Summary

The interest in local stormwater treatment through ponds and constructed wetlands has grown in Sweden during the last decade. However, there are discussions about the long term effects, what type of layouts that are preferable, how the location should be attended, the total effect of different stormwater strategies from a city, and so on.

The aim of this project is to find and evaluate a method for modelling processes that are relevant for the reduction of pollutants in stormwater ponds, as an integrated part of a catchment, using MIKE 21. The project has resulted in a general method for modelling processes affecting removal efficiencies, as well as a method for predicting the performance of ponds under different conditions. This method is now included in MOUSE, where several ponds in a stormwater network can be put into the model and automatically calculated.

Two existing sites with observed data have been studied in detail, the Bäckaslöv pond in Växjö and the Krubban pond in Örebro.

Bäckaslöv consists of a pond with an outflow that enters a constructed wetland. A catchment consisting of about 140 ha impermeable area is connected to the pond. Observed data show a good reduction of particles, nutrients and heavy metals. The Bäckaslöv pond has been used to calibrate the numerical models with respect to hydraulics and reduction of pollutants. The Krubban pond consists of a system of three connected ponds. A catchment consisting of about 17 ha impermeable area is connected to the ponds. The Krubban pond has been used to validate the processes derived from the calibration of Bäckaslöv, with no calibration except for basic hydrodynamics.

Results from the calibration of the Bäckaslöv pond show a good agreement between observed and simulated data. When the calibrated parameter setup was moved and validated on the Krubban pond the prediction accuracy of removal efficiencies was of the same order as for the Bäckaslöv pond. This indicates that the processes described in the model are so general that they can be used for evaluation of removal efficiencies in ponds with no measured data.

Based on experiences from the calibration and validation of the existing ponds, a variability study was performed. The variability study aims to describe reduction of pollutants in stormwater ponds as a function of a set of governing parameters. The studied parameters are layout, hydraulic load, pollution load, climate and regulations. The results show that the hydraulic load, measured as surface- or volume load is the most important parameter governing removal efficiencies. It is of vital interest, especially for nitrogen, to have a low volume load. The hydraulic efficiency is important for the removal of TSS, heavy metals and partly for phosphorus as well as for engineering purposes in construction. Higher inflow concentrations decrease the removal efficiencies of nitrogen, phosphorus and BOD but increase the removal of suspended solids and heavy metals calculated as a percentage.

The concept has been used in the city of Örebro to evaluate the effect of different stormwater strategies on the receiving water Svartån. The effect on lake Växjösjön has also been studied.

1 Inledning

För närvarande pågår stor aktivitet kring området dagvattenhantering i Sverige, speciellt området dagvattendammar och våtmarker har de senaste åren blivit mycket uppmärksammat med en stor mängd anläggningar i drift, från stort till smått. Vi har här i Sverige kommit mycket långt med dessa frågor jämfört med internationell erfarenhet. Det diskuteras dock mycket huruvida effekterna på lång sikt är hundra procent gynnsamma, vilken typ av utformning som är mest optimal, hur skall anläggningen drivas och skötas, vilken effekt skulle man kunna förvänta sig med en regional utbyggnad enligt dessa principer i en stad, osv.

Tidigare undersökningar som bl.a. utförts i Göteborg, Växjö och Örebro visar att med kännedom om dammarnas geometri och strömningsförhållanden kan avskiljningen för olika komponenter bedömas. Denna typ av översiktliga kalkyler ger dock inte svar på hur avskiljningen påverkas av tidsmässiga variationer i flöden och klimat. Detta förutsätter dels en mer fysikalisk beskrivning än de konceptuella samband som hittills testats, dels att inflöden kan beskrivas och genereras för längre tidsperioder. För att kunna beskriva den totala recipientbelastningen krävs dessutom en helhetssyn, med kunskaper kring hela kedjan från föroreningskälla (t.ex. tätort/dagvattennät) till våtmark/dagvattendamm och vidare till recipient (t.ex. Svartån genom Örebro). Att föroreningskällorna kan ha vitt skilda ursprung, gör bilden än mer komplicerad, med önskemål om att kunna beskriva tillskott via såväl dagvatten som naturliga vattendrag och grundvatten.

För att kunna svara på frågorna ovan krävs en blick in i framtiden, baserad på erfarenheter från befintliga anläggningar, men också med fokus på grundläggande fysikaliska, kemiska och biologiska samband – det vill säga frågeställningar analyserade med hjälp av någon form av datormodell.

2 Målsättning

Projektet syftar bland annat till att ta fram och testa en generell metodik för modellering av relevanta delar och processer i kedjan från föroreningskälla till recipient. Fokus har lagts på modellering av processerna i dammar och våtmarker, men fortfarande sett som en integrerad del av ett större avrinningsområde. Kunskap har inhämtats från pågående forskningsprojekt och genomförda praktiska försök. Denna samlade kunskap har inarbetats i befintliga modellverktyg (de s.k. MIKE-systemen). Genom tillämpning av dessa modellverktyg har kunskapen kring hur dammar och våtmarker fungerar under varierande belastning och hydrologiska förutsättningar kunnat generaliseras så att den kan komma alla inom branschen till nytta och kan tillämpas praktiskt på en godtycklig anläggning. Detta gäller både vid uppföljning av befintliga som vid val av utseende för framtida.

Förutom anpassning och utveckling av en generaliserad beräkningsteknik, har projektet resulterat i en fallstudie som tar upp följande frågor, dels i generaliserad form, dels i form av praktiska exempel:

- Med vilken noggrannhet kan man förväntas beskriva processerna i dammar efter kalibrering mot data från en befintlig damm
- Med vilken noggrannhet kan man applicera beräkningsmetodiken på "främmande" anläggningar, t.ex. med vilken noggrannhet kan effektiviteten hos en anläggning förutspås.
- Vilka faktorer vad gäller utformning påverkar en damms reningseffektivitet mest och hur bör anläggningen utformas för att nå maximal effekt.
- Vilken reningsgrad kan förväntas under olika delar av året, dvs. under olika hydrologiska förhållanden.
- Hur påverkas funktionen hos en damm av dagvatteninflödet och dess innehåll, samt hur bör belastningen styras för att uppnå bästa funktion.
- Vilka effekter kan förväntas vid en regional bred utbyggnad med dagvattendammar i en tätort.
- Vilka långsiktiga effekter kan förväntas jämfört med de kortsiktiga oftast positiva resultaten

3 Modelleringsverktyg

Datormodelleringen baseras på MIKE-produkterna, utvecklade av DHI (DHI Water and Environment (1999a & b, 2000, 2001a, b & c). Vattendrag modelleras med MIKE 11, ledningsnät med MOUSE, dammar och sjöar med MIKE 21 samt hydrologi och markavrinning med MIKE SHE. Modeller för hydrologi, avrinning och förhållanden i vattendrag och sjöar ligger till grund för och skapar ingångsdata till de detaljerade studierna av dagvattendammar. Fokus i föreliggande dokumentation har därmed lagts på processerna i dammar.

För dagvattendammar har relevanta processer kring metaller (t ex kadmium, koppar och zink), partiklar (total susp och organisk del) och närsalter (kväve och fosfor) inkluderats i beräkningarna med MIKE 21. Dessa processer kan sammanfattas enligt följande:

- Erosion, resuspension och deposition av partikulära ämnen
- Adsorption och desorption mellan lösta och partikulära ämnen
- Diffusiv transport av lösta ämnen
- Vattenkvalitetsprocesser som följd av syreförbrukande ämnen (inkl effekter av syrebrist vid långvariga istäckan)

Grundstommen i modellverktyget MIKE 21 är hydrodynamiken som beräknas i två dimensioner. Hydrodynamikmodulen simulerar fluktuationer i vattennivåer och strömningshastigheter som ett resultat av ett antal pådrivande krafter. Nivåer och

hastigheter upplöses med hjälp av ett rektangulärt rutnät som täcker det studerade området. Indata till modellen är bottengeometrier, bottenråheter, vindbelastning, placering och storlek på in- och utlopp osv. Ingående ekvationer härrör från Navier-Stokes formel integrerad över djupet.

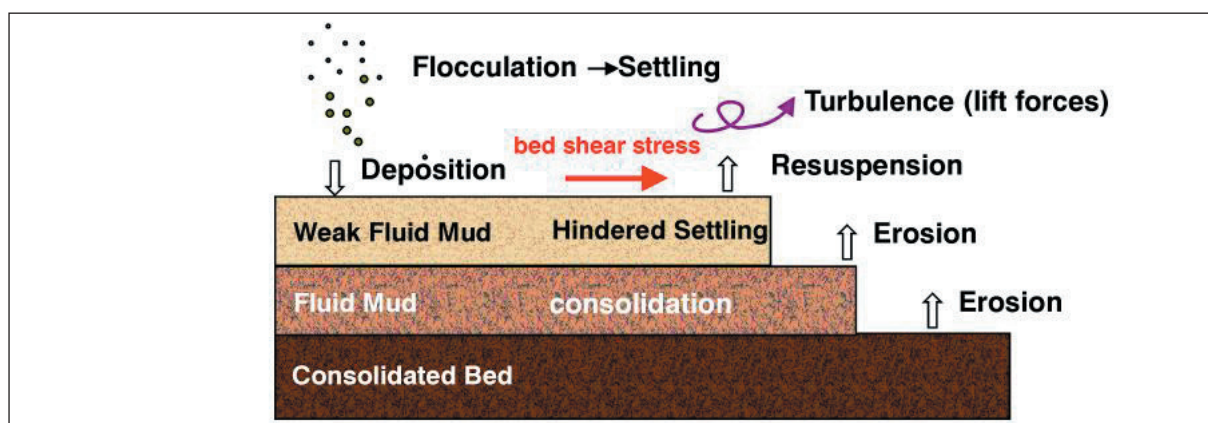
Advektions-dispersions modulen (AD) i MIKE 21 har använts för att beräkna dagvattendammarnas s.k. hydrauliska effektivitet (se kapitel 5) genom simulerade spårämnesförsök. AD-modulen simulerar transport av lösta eller partikulära ämnen genom advektion och dispersion i vattnet.

För att beskriva processerna kring sedimentation, erosion och resuspension av partiklar har sedimenttransportmodulen (MT – Mud Transport) i MIKE 21 använts. I figur 3-1 visas de processer som påverkar sedimentation, erosion och resuspension av partiklar i modellen.

MT-modulen beskriver erosion, transport och deposition av slam- och andra partiklar till följd av strömnings- och nivåförhållanden. Ett spektrum för sjunkhastigheten ansätts hos partiklarna. Beroende på kornstorleken för dessa sjunkhastigheter kan sedan en kohesiv eller icke-kohesiv sedimenttransport beräknas.

Sjunkhastigheterna varierar även beroende på salinitet och koncentration för att ta hänsyn till flockning. Hindrad sedimentering och konsolidering i de olika sedimentlagren är inkluderade i modellen. Erosion från sedimentbädden kan antingen beskrivas som icke-uniform, med erosion av mjukt eller endast delvis konsoliderat sediment, eller som uniform med en tät och konsoliderad sedimentbädd. Sedimentbädden beskrivs i olika lager och karakteriseras av densitet och kritiska skärspänningar.

Processerna som rör närsalter, BOD och syreförhållanden i dammarna har modellerats med vattenkvalitetsmodulen (WQ- Water Quality) i MIKE 21.



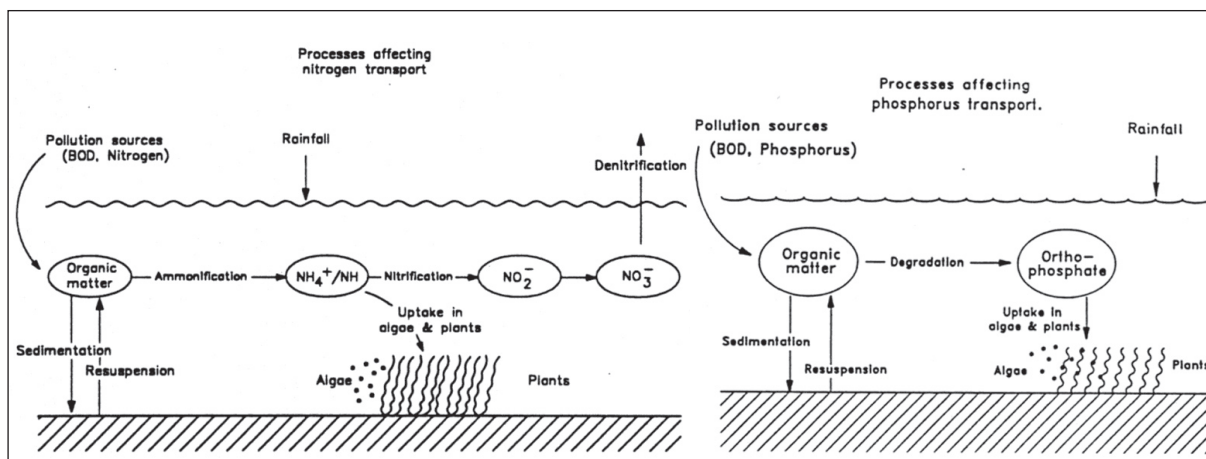
Figur 3-1. Processer som påverkar sedimentation, erosion och resuspension av partiklar i MIKE 21.

Vattenkvalitetsmodulen beräknar nedbrytningsprocesser för bakterier, syreförbrukning till följd av BOD-processer samt processer för närsalter. De processer som ingår i beräkningarna beror av olika miljövariabler såsom ljusintensitet, vattentemperatur och syre. WQ-modulen löser de differentialekvationer som beskriver den fysiska, kemiska och biologiska sambanden vad gäller bakteriers överlevnad, syreförhållanden och processer för närsalter. WQ-modulen är integrerad med advektions-dispersions-modulen som beskriver de fysiska transportprocesserna i varje beräkningscell i modellen.

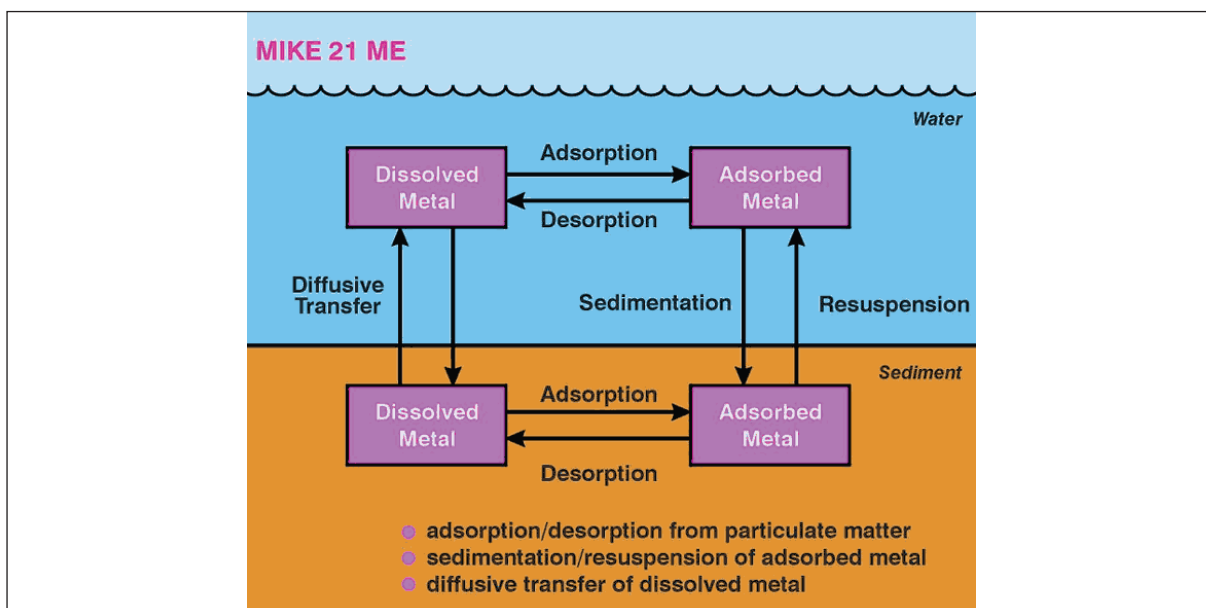
Syre produceras genom algers och växters fotosyntes och förbrukas via respiration i växter, djur och bakterier. Syre förbrukas även via nedbrytning av BOD, SOD (Sediment oxygen demand) samt vid nitrifiering av kväve. Nedan visas de processer som påverkar transporten och avskiljningen av kväve och

fosfor. I figur 3-2 visas de processer som påverkar nedbrytningen av kväve och fosfor i vattenkvalitetsmodulen.

Metallmodulen (ME- Heavy Metals) i MIKE 21 har använts för att simulera spridning av tungmetaller samt potentiell ackumulering i sediment och biomassa. ME modulen beskriver adsorption/desorption av metaller till suspenderat material, sedimentering av metaller såväl som resuspension av sedimenterat material. Modulen inkluderar också utbytet mellan partikulärt bundna metaller och metaller i löst form. En enkel beskrivning av sedimenteringsprocesserna ingår i modellbeskrivningen. Eftersom metaller har mycket skilda egenskaper och beror av vattenkemin är modulen anpassad med en generell beskrivning av relevanta processer samt med ett antal parametrar som är specifika för varje metall. En principiell figur över metallmodulen visas i figur 3-3.



Figur 3-2. Processer som påverkar nedbrytning av kväve och fosfor i vattenkvalitetsmodulen i MIKE 21.



Figur 3-3. Processer som påverkar avskiljning av metaller i MIKE 21.

Parallellt med projektet har utveckling av modellverktygen utförts och använts. Detta gäller isläggning över dammar och effekten av detta på koncentrationerna av löst syre. Dessutom har de första stegen tagits mot en mer fysikalisk beskrivning av dynamiken kring olika växters näringsupptag samt generellt utbytet av näringsämnen mellan grundvatten, rotzon och ytvatten. Detta är fortfarande under utveckling i MIKE SHE och har delvis testats i ett examensarbete på Uppsala Universitet (Bosson 2004) och redovisas därför inte i denna rapport.

redan finns kring denna typ av anläggningar. Att visa potentialen och nyttan med modellering av såväl dagvattendammar som avrinningsområdets helhet i dessa kommuner har också varit en viktig del av projektet.

Två befintliga anläggningar med gedigna mätserier av flöden och föroreningar har studerats i detalj, nämligen Bäckaslöv i Växjö och Krubban i Örebro. Dessutom har erfarenheter från en befintlig anläggning i Göteborg, Järnbrott, utnyttjats i projektet.

4 Modellering av dammarna Bäckaslöv i Växjö och Krubban i Örebro

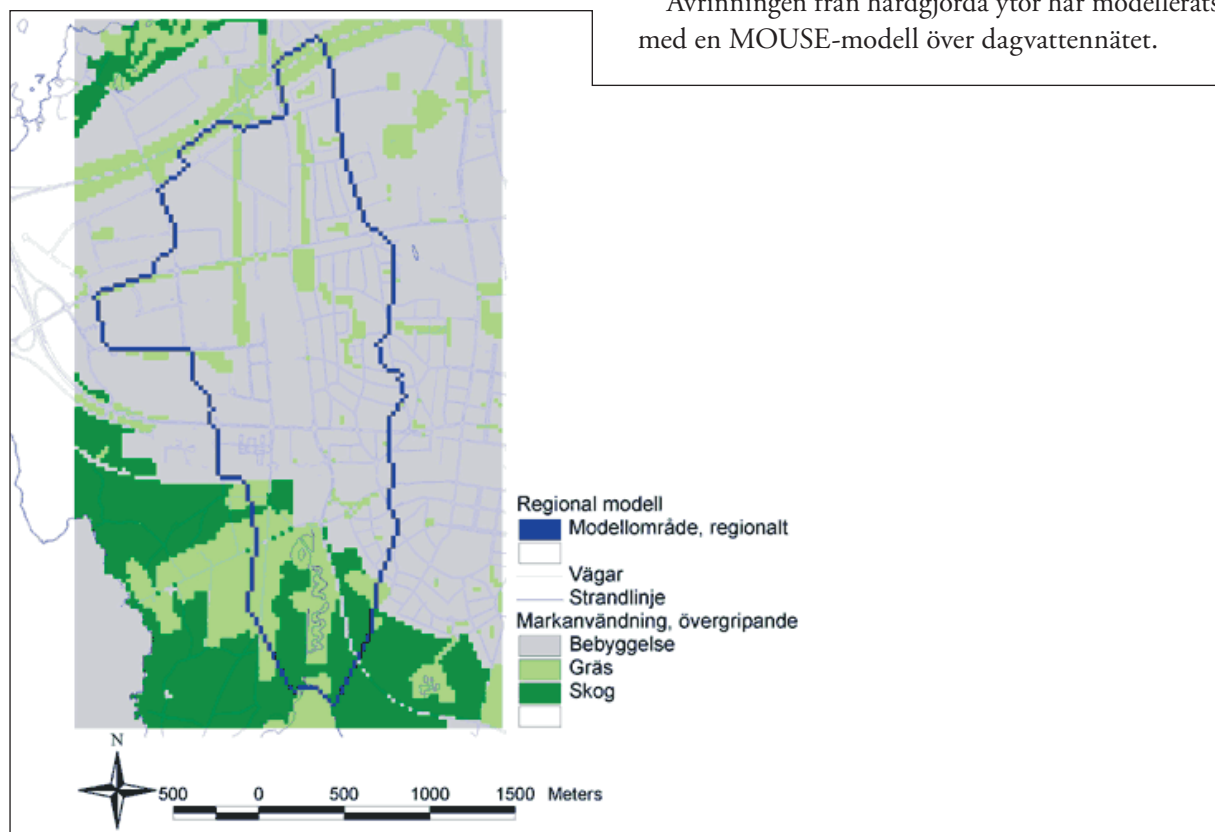
En av de viktiga delarna i projektet har varit att visa de lokala och regionala effekterna av dagvattendammar i ett par kommuner där praktisk erfarenhet

4.1 Kalibrering av genomströmning – Bäckaslöv

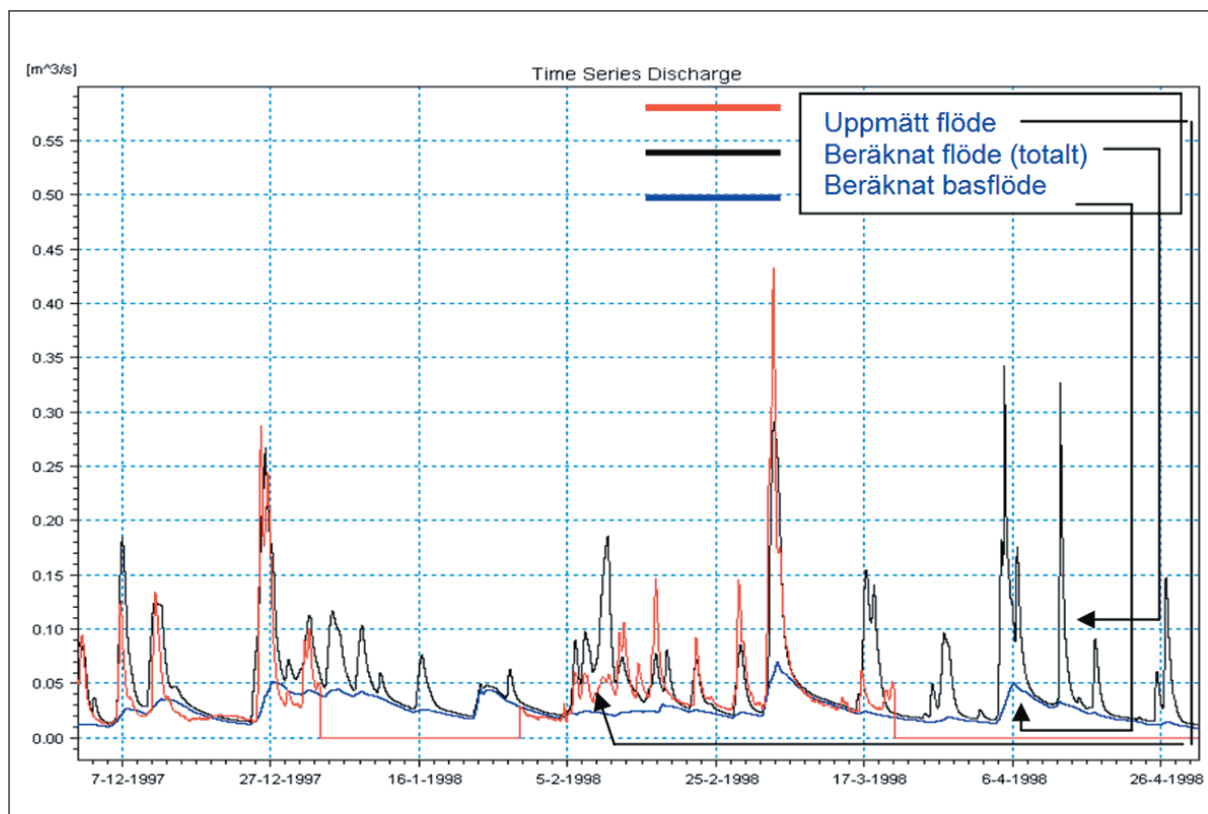
Bäckaslöv består av en damm (med en area på ca 18 000 m² och en volym på ca 13 000 m³ vid torrväder) och en nedströms liggande våtmark (ca 500 m lång med en yta på ca 5 ha). Recipienten utgörs av Södra Bergundasjön. Dammen belastas av ca 320 ha exploaterad mark (varav ca 140 ha är hårdgjord yta).

Basflödet till dammen och våtmarken via markavrinning och grundvattenströmning från avrinningsområdet har modellerats med en regional modell i MIKE SHE, se figur 4-1.

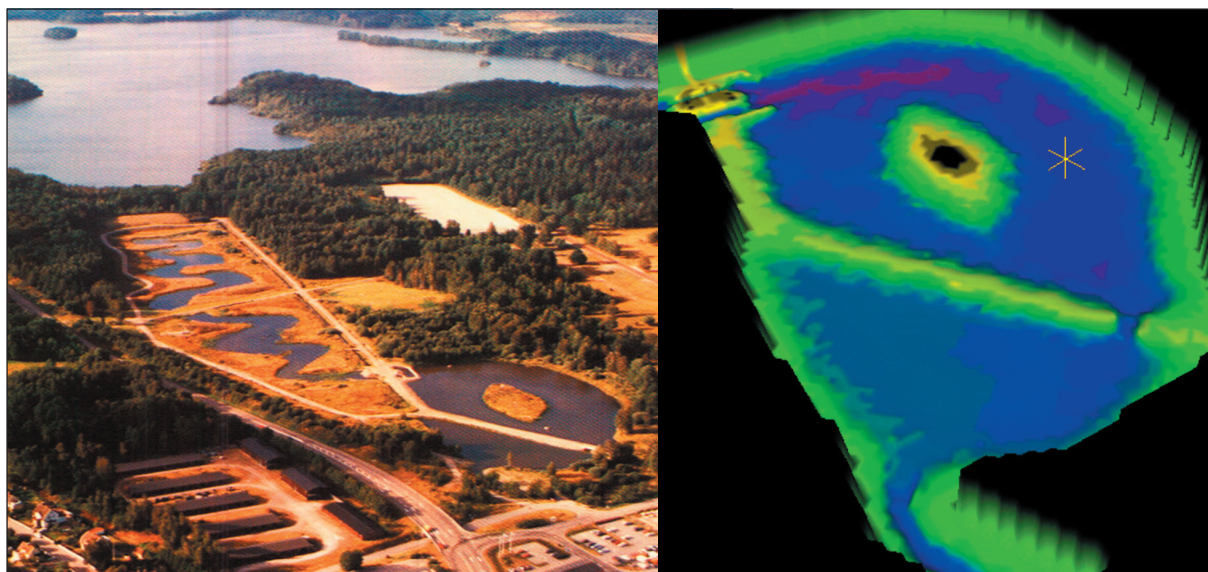
Avrinningen från hårdgjorda ytor har modellerats med en MOUSE-modell över dagvattennätet.



Figur 4-1. Avrinningsområdet till Bäckaslövs våtmark



Figur 4-2. Flödesbelastning till Bäckaslövs våtmark.



Figur 4-3. Bäckaslöv i Växjö, översiktsfoto och dammens bottengeometri i MIKE 21.

Figur 4-2 visar avrinningen till dammen i Bäckaslöv under en vinter/vår period, dels uppmätt vid inloppet till dammen och dels beräknat.

Utloppet från dammen består av en flödesregulator, där alla mätningar och provtagningar är gjorda, samt ett bräddavlopp som blir aktivt vid höga flöden (större än 400 l/s).

I figur 4-3 visas en översiktsbild av dammen och våtmarken i Bäckaslöv samt dammens bottengeometri i MIKE 21-modellen.

Dammen har visat en bra avskiljning av metaller och partiklar. Mätdata finns för perioden 1996–1997 och delvis 1998, vilka använts för att kalibrera beräkningsmetodiken. Olika alternativa utformningar har även studerats för att se om det är möjligt att öka avskiljningen av föroreningar.

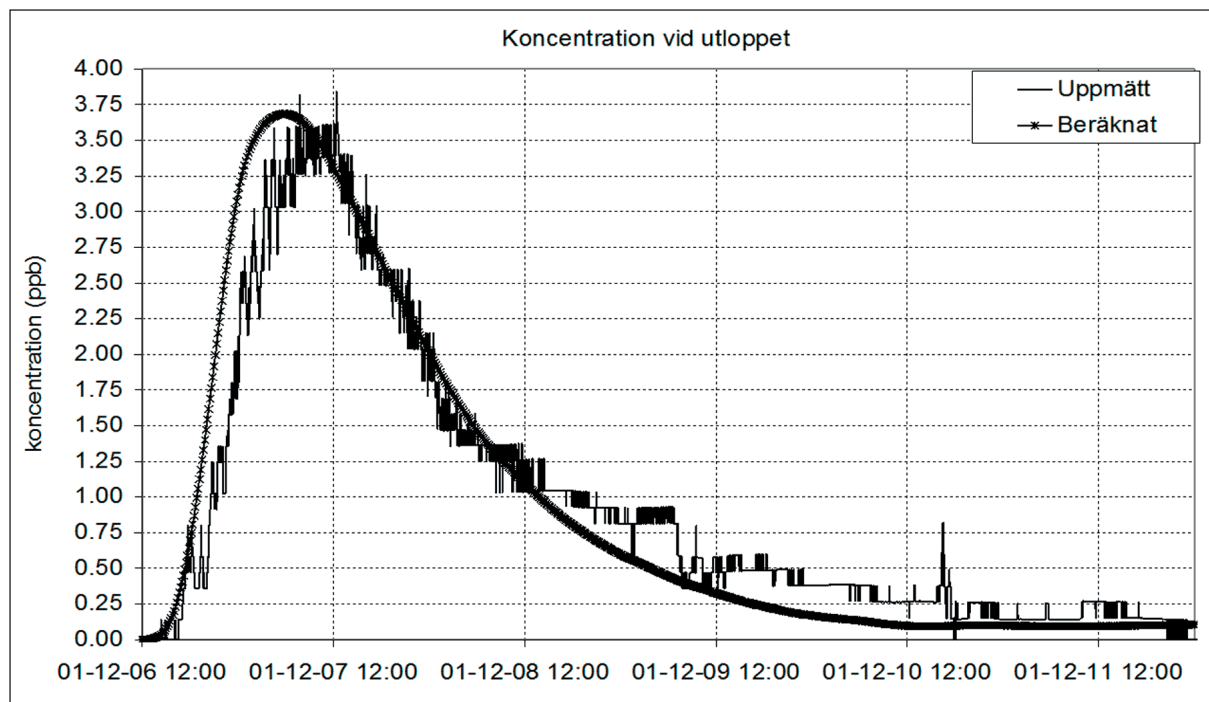
I figur 4-4 visas beräknat strömningsmönster i dammen. Strömningen följer den västra delen av dammen. I den övre delen av dammen är den södra delen inaktiv och bidrar inte till strömningen. I

provtagning i ett antal punkter. Vid provtillfället var flödesbelastningen relativt låg, vilket bidrar till de långa uppehållstiderna.

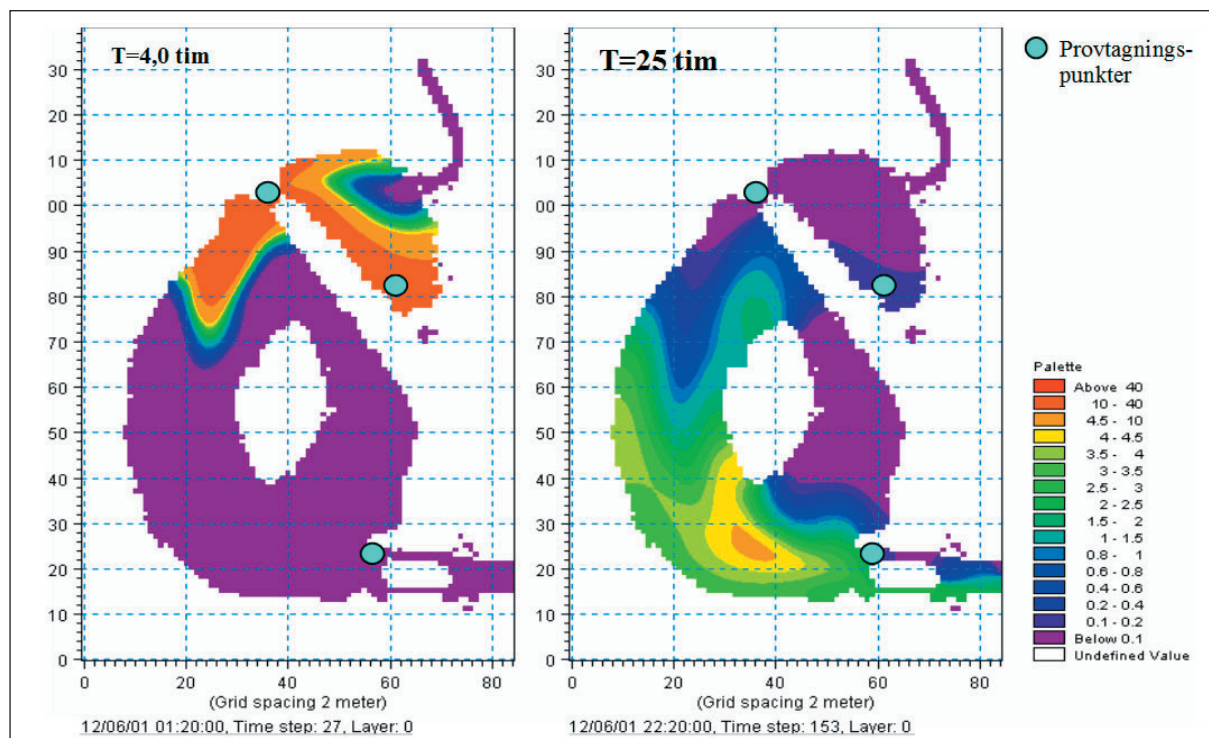
En god överensstämmelse mellan beräknad och uppmätt koncentration erhöles, vilket illustreras i figur 4-6 nedan.

I figur 4-7 redovisas beräknad koncentration av rhodamin efter fyra respektive 25 timmar från till-

sättningen vid inloppet till dammen. Efter ca fyra timmar har maxkoncentrationen från tillsättningen av rhodamin nått genomgången mellan den norra och södra dammdelen och efter ca 25 timmar har maxkoncentrationen nått utloppet från dammen.



Figur 4-6. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt spårämnespuls vid utloppet från Bäckaslövsdammen.



Figur 4-7. Utbredning av rhodaminpuls i Bäckaslövsdammen fyra respektive 25 timmar efter tillsättning.

4.2 Kalibrering av avskiljningsprocesser – Bäckaslöv

Beräkningar av avskiljning av suspenderat material har genomförts med sediment-transportmodulen MIKE 21 MT. Vid kalibreringen var sjunkhastigheter hos modellerade partiklar de viktigaste parametrarna.

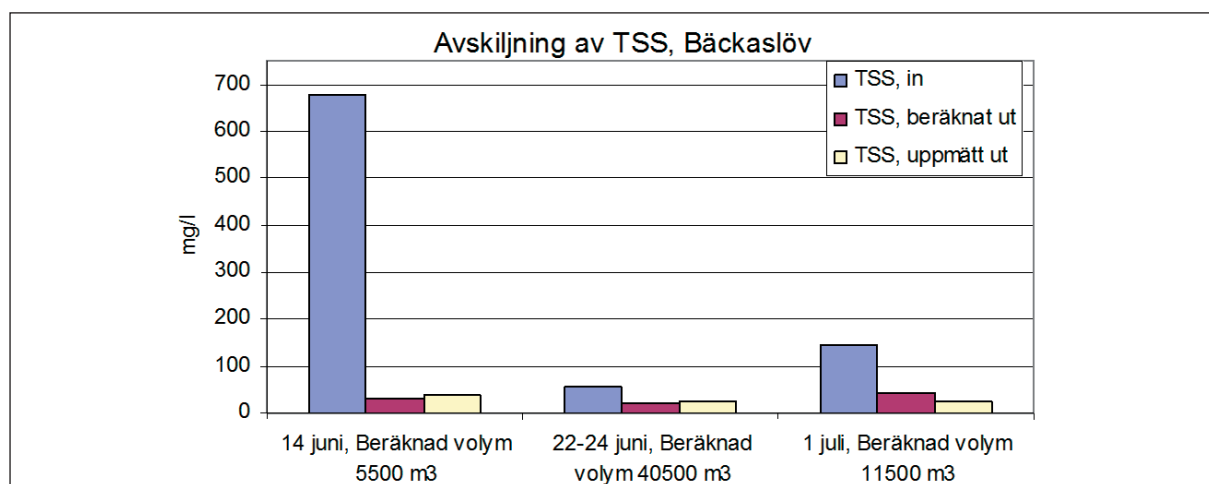
Beräkningar av avskiljningen av metaller har genomförts med tungmetallsmodulen MIKE 21 ME. Vid kalibreringen var sjunkhastigheter samt adsorptions- och desorptions-koefficienterna de viktigaste parametrarna.

Beräkningar av avskiljningen av närsalter har genomförts med vattenkvalitetsmodulen MIKE 21 WQ. Vid kalibreringen var nedbrytningshastigheten

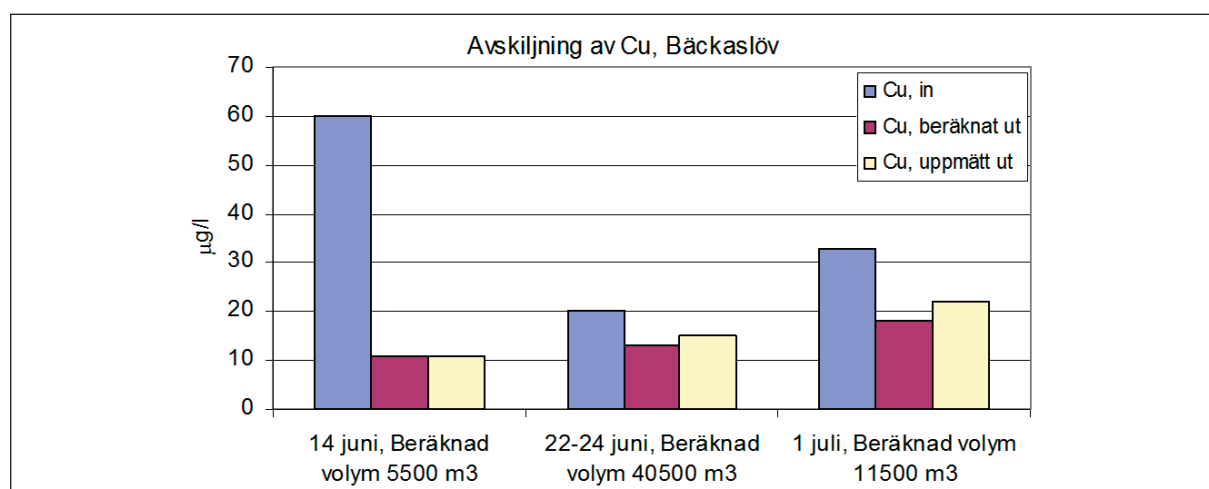
för BOD och frigörelsen av fosfor och ammonium från BOD-nedbrytning och näringsämnen de viktigaste parametrarna. Andra viktiga parametrar var reaktionshastigheter för nitrifiering och denitrifiering av kväve.

I figur 4-8 till figur 4-10 visas exempel på hur väl modellen och de olika delmodulerna kunde kalibreras mot uppmätt data. Observera att data kalibrerats mot uppmätta mängder i regulatorn och att bräddavloppet ej är inkluderat. En god överensstämmelse erhöles generellt vid de tre studerade avrinningarna. Avskiljningen för fosfor (som ej visas i diagramform här) överskattas något vid vissa avrinningstillfällen beroende på att den mängd fosfor som frigörs via nedbrytning av BOD varit något liten i modellen.

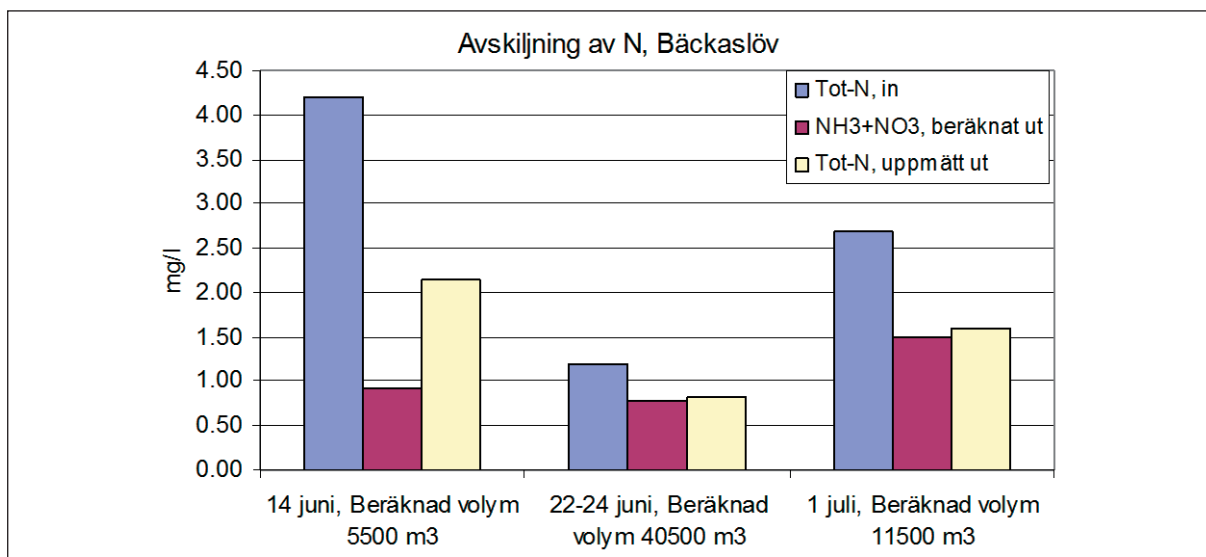
Modelleringen av Bäckaslöv gav som visades i föregående diagram mycket bra överensstämmelse med mätdata, såväl för TSS som för olika metaller



Figur 4-8. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt koncentration av suspenderat material vid utloppet från regulatorn i Bäckaslövsdammen (beräknat med MIKE 21 MT).



Figur 4-9. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt koncentration av koppar vid utloppet från regulatorn i Bäckaslövsdammen (beräknat med MIKE 21 ME).



Figur 4-10. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt koncentration av kväve vid utloppet från regulatorn i Bäckaslövsdammen (beräknat med MIKE 21 WQ).

och närsalter. Detta resultat erhöles dock först efter att olika reaktions- och processparametrar kalibrerats in.

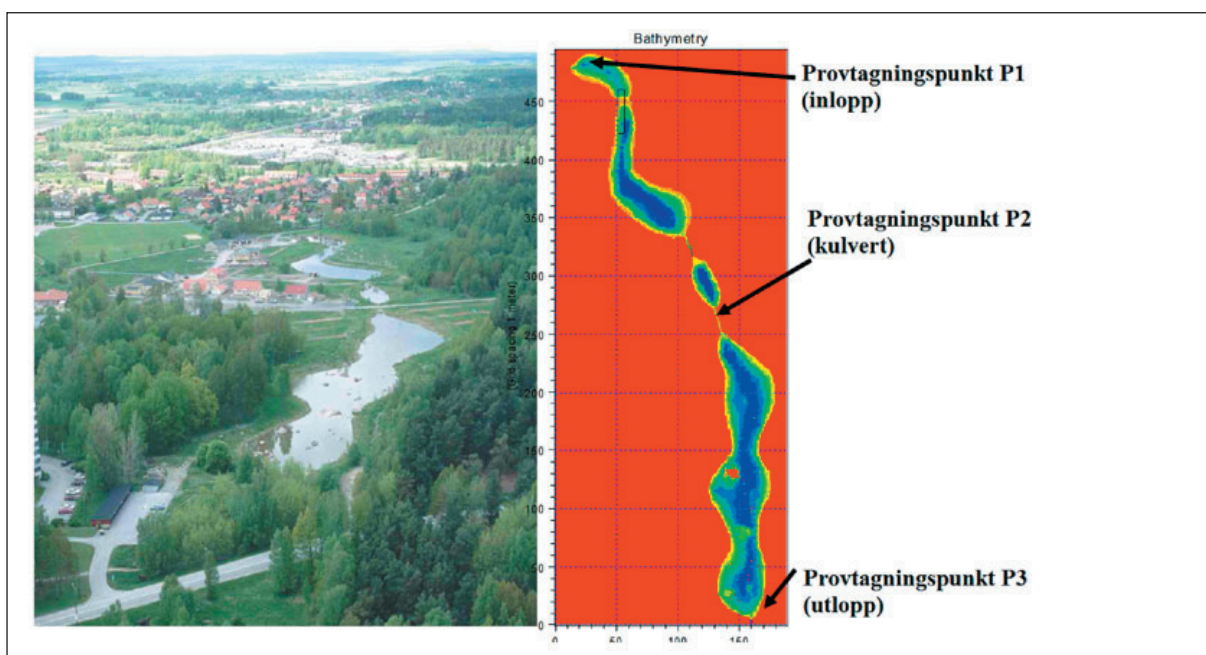
4.3 Validering av beräkningsmetodiken mot Krubbans dagvattendamm

Förhållandena vid Krubbans dagvattendamm i Örebro har modellerats utan föregående kalibrering mot mätdata, d.v.s. endast baserat på de erfarenheter som

drogs från modelleringen av Bäckaslöv. Detta innebär att en jämförelse av uppmätta och beräknade resultat för Krubban ger en slags validering (bekräftelse) av beräkningsmetodikens "flyttbarhet" och generalitet.

Krubban är uppbyggt av tre skilda dammar sammankbundna med 800 mm betongledningar. Första dammen består av två djupare partier, med ett djup på ca 1,0 respektive 1,5 m, delade av ett grunt parti med ett vattendjup på endast 0,1 m.

Första dammen har en area på totalt ca 4 100 m². Den andra dammen är betydligt mindre än de två övriga, med en yta på ca 600 m² och med ett vattendjup på ca 1,5 m. Den tredje dammen som också är



Figur 4-11. Krubbans dagvattendamm i Örebro. Den högra bilden visar bottengeometrin uppbyggd i modellverktyget MIKE 21.

den största, har en yta på ca 7100 m² och har ett djup på ca 1,2 m. Tillsammans ger detta en dammyta på ca 12 000 m². Från den sista dammen leds vattnet till en kulverterad bäck, för att ledas till ån Lillån.

Krubban belastas idag av ca 40 ha exploaterad mark (ca 17 ha hårdgjord yta), vilket alltså är mycket mindre i förhållande till dammytan än för Bäckaslöv. Ytbelastningen för Krubban är alltså betydligt lägre än för Bäckaslöv (ca en femtedel). De belastande dagvattenkoncentrationerna är dessutom lägre än för Bäckaslöv. I figur 4-11 visas en översiktsskild över Krubbans dagvattendamm, samt bottengeometrin i MIKE 21 och ungefärlig placering av provtagningspunkter.

Modellen över Krubban har belastats med uppmätt avrinning och uppmätt föroreningsbelastning till dammen. Uppmätt flödesserie redovisas i figur 4-12.

Dammens geometri och de hydrauliska begränsningarna (genomföringar samt överfall vid utloppet) har beskrivits på ett fysikaliskt sätt i modellen och kalibrerats. Övriga hydrauliska parametrar och parametrar som styr avskiljningsprocesser har ansatts enligt kalibreringen av modellen över Bäckaslöv.

Figur 4-13 till 4-15 visar en jämförelse av beräknad och uppmätt avskiljning av föroreningar i Krubbans

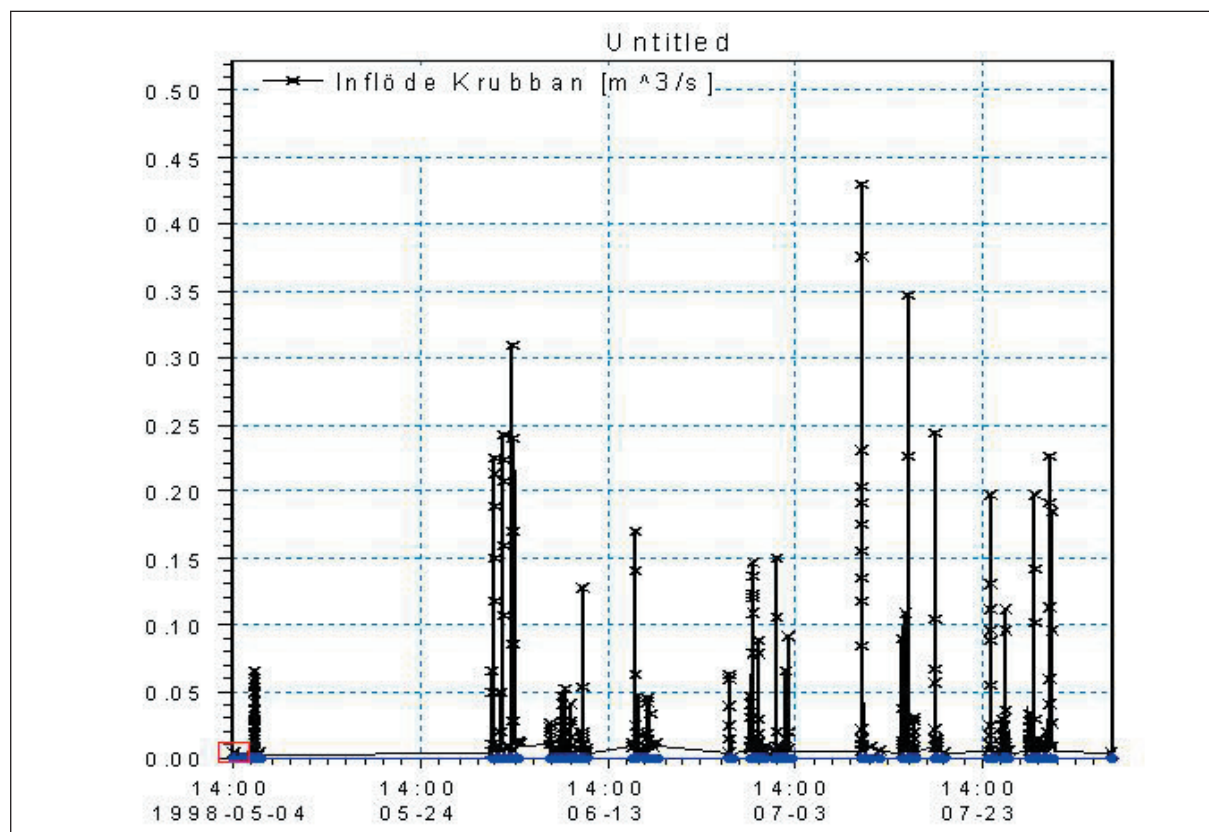
dagvattendamm. En generellt god överensstämmelse finns vid alla studerade avrinningar för suspenderat material, koppar och kväve. Samtliga jämförelser är gjorda i provtagningspunkten P2 utom den sista avrinningen där jämförelsen är gjord i provtagningspunkt P3.

Resultaten från valideringen visar på en beräknad avskiljning av samma noggrannhet som för den kalibrerade modellen över Bäckaslöv.

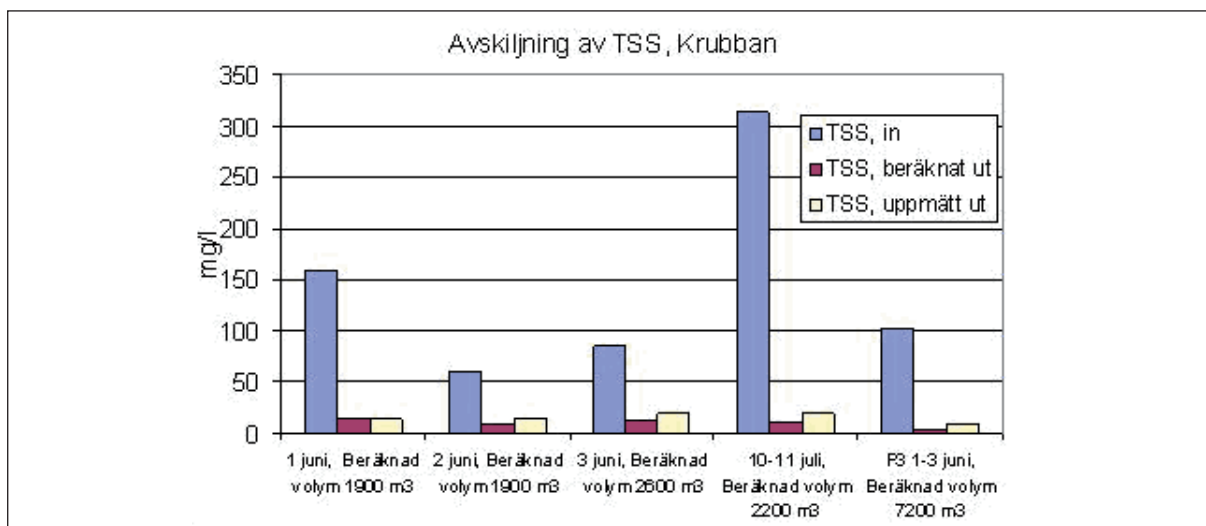
Detta visar att de processbeskrivningar som nu finns inkluderade i MIKE 21 är så generella för dagvattendammar att metodiken även kan användas för att förutse avskiljningen i liknande dammar utan tillgång till mätdata.

5 Vad påverkar en damms avskiljning?

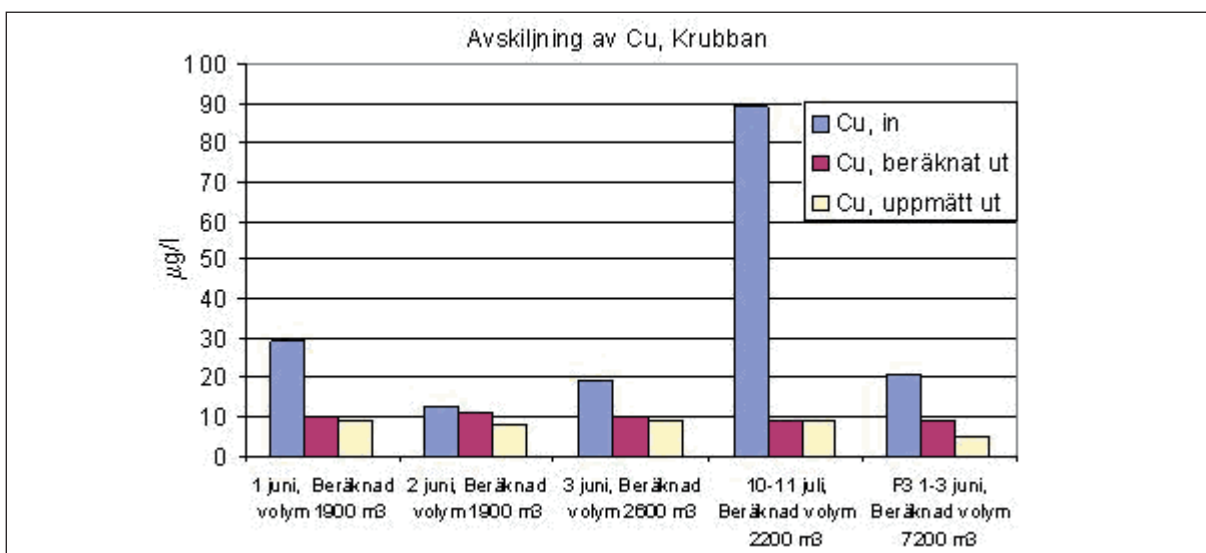
Baserat på gjorda erfarenheter i de olika anläggningarna har en modellbaserad fallstudie utförts, där



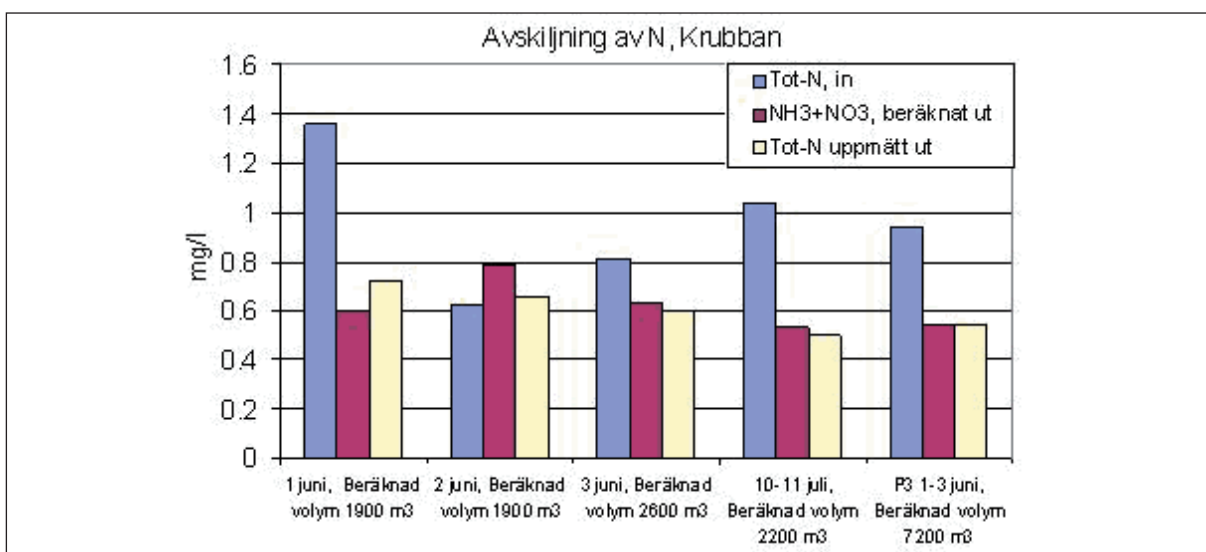
Figur 4-12. Uppmätt flödesbelastning till Krubbans dagvattendamm.



Figur 4-13. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt koncentration av suspenderat material vid utloppet från Krubbans dagvattendamm.



Figur 4-14. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt koncentration av koppar vid utloppet från Krubbans dagvattendamm.



Figur 4-15. Jämförelse mellan simulerad och uppmätt koncentration av kväve vid utloppet från Krubbans dagvattendamm.

olika möjliga påverkansfaktorer varierats en och en i MIKE 21 enligt ett visst mönster. Följande faktorer har framförallt studerats:

- Dammens flödesbelastning, uttryckt som ytbelastning (l/s, ha dammyta) eller volymbelastning (l/s, m³ dammvolum)
- Dagvattnets föroreningsinnehåll
- Temperaturen (vatten och luft), där effekter av istäcke och snösmältning är intressanta specialfall
- Grad av flödesutjämning (reglering av utloppet)
- Tillåtet maximalt inflöde (reglering av inloppet)
- Dammens geometri (plan- och bottenutformning), där den s.k. hydrauliska effektiviteten har använts som ett nyckeltal.

Begreppet hydraulisk effektivitet har använts för att karakterisera en damms geometri och beskriver hur stor del av en damm som aktivt medverkar till strömningen från inlopp till utlopp. Ett pluggflöde skulle motsvara en damm med en hydraulisk effektivitet på 1,0.

Beräkningarna utgår från ett spårämnesförsök i modellen, se figur 5-1. Den hydrauliska effektiviteten, λ , beräknas på följande vis (Persson, 1999):

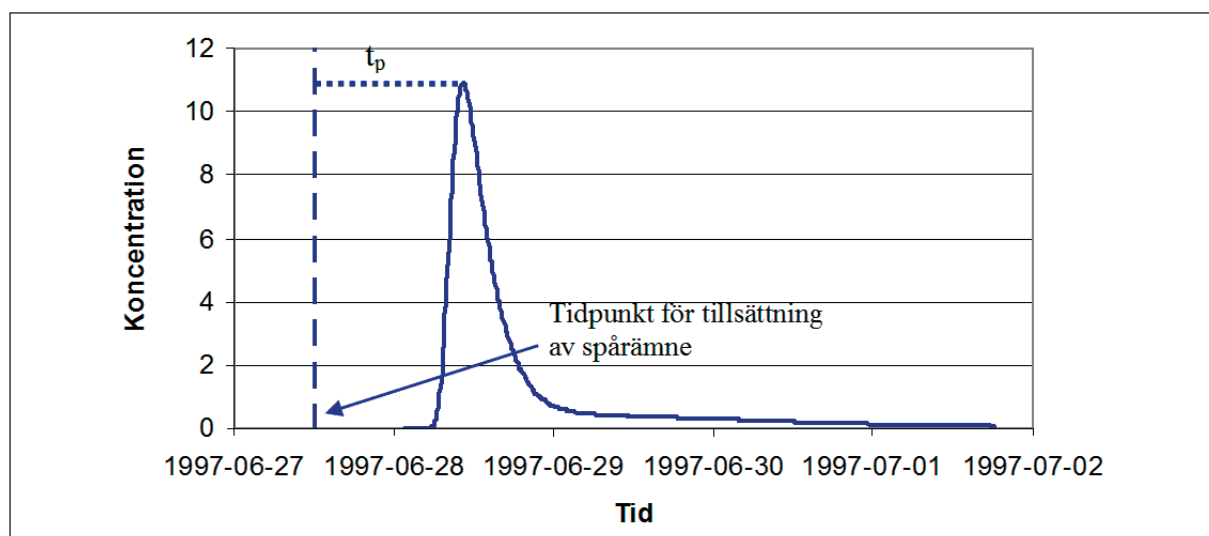
$$\lambda = \frac{t_p}{t_n}$$

där **tp** = tiden från tillsatt spårämne till maximal koncentration i utloppet [s]

tn = den nominella uppehållstiden [s], dvs. dammens volym genom medelflödet.

5.1 Studerat föroreningsinnehåll

Tabell 5-1 visar de koncentrationer som använts i studien. Använda värden har baserats på tidigare studier (Malmkvist et al, 1994), i kombination med erfarenheter gjorda vid mätningar i Bäckaslövsdammen i Växjö, Krubban i Örebro och Järnbrottsdammen i Göteborg.



Figur 5-1. Exempel på spårämnespuls.

Tabell 5-1. Föroreningskoncentrationer som använts i studien.

Ämne	"Normal" koncentration	"Låg" koncentration	"Hög" koncentration	Basflödeskoncentration	Enhet
TSS	100	30	400	5	mg/l
Cd	0,5	0,15	1,5	0,05	µg/l
Cu	30	15	100	5	µg/l
Zn	130	50	400	10	µg/l
Tot-N	1,8	0,6	3,5	0,2	mg/l
PO ₄	100	25	300	0,01	µg/l
BOD	0,075 · TSS	0,075 · TSS	0,075 · TSS	0,075 · TSS	mg/l

Utgående från detta har vissa fördelningar av ämnenas fraktioner gjorts för att användas i modelleringen. NO_3 har beräknats som $0,5 \cdot \text{Tot-N}$, NH_4 som $0,3 \cdot \text{Tot-N}$ och resterande 20 % av kvävet har antagits vara organiskt bundet eller i form av löst kvävgas.

För tungmetaller har fördelningen mellan den lösta och den partikulärt bundna fasen ansatts enligt:

- 45 % löst och 55% partikulärt för koppar
- 50 % löst och 50 % partikulärt för zink
- 55 % löst och 45 % partikulärt för kadmium

5.2 Studerade flödesbelastningar

Fyra olika stora flödesbelastningar har studerats. Belastningarna har tagits fram utgående från de förhållanden som råder vid Bäckaslöv, med en hårdgjord yta på ca 140 ha. Vald period på en månad är tagen från den tidsperiod som användes vid kalibreringen (juli 1997), då ca 80 mm regn uppmättes vid ett basflöde på 8 l/s. De fyra flödesfallen har sedan definierats genom att multiplicera flödet vid Bäckaslöv med 0,25, 1,0, 2,0 och 3,0.

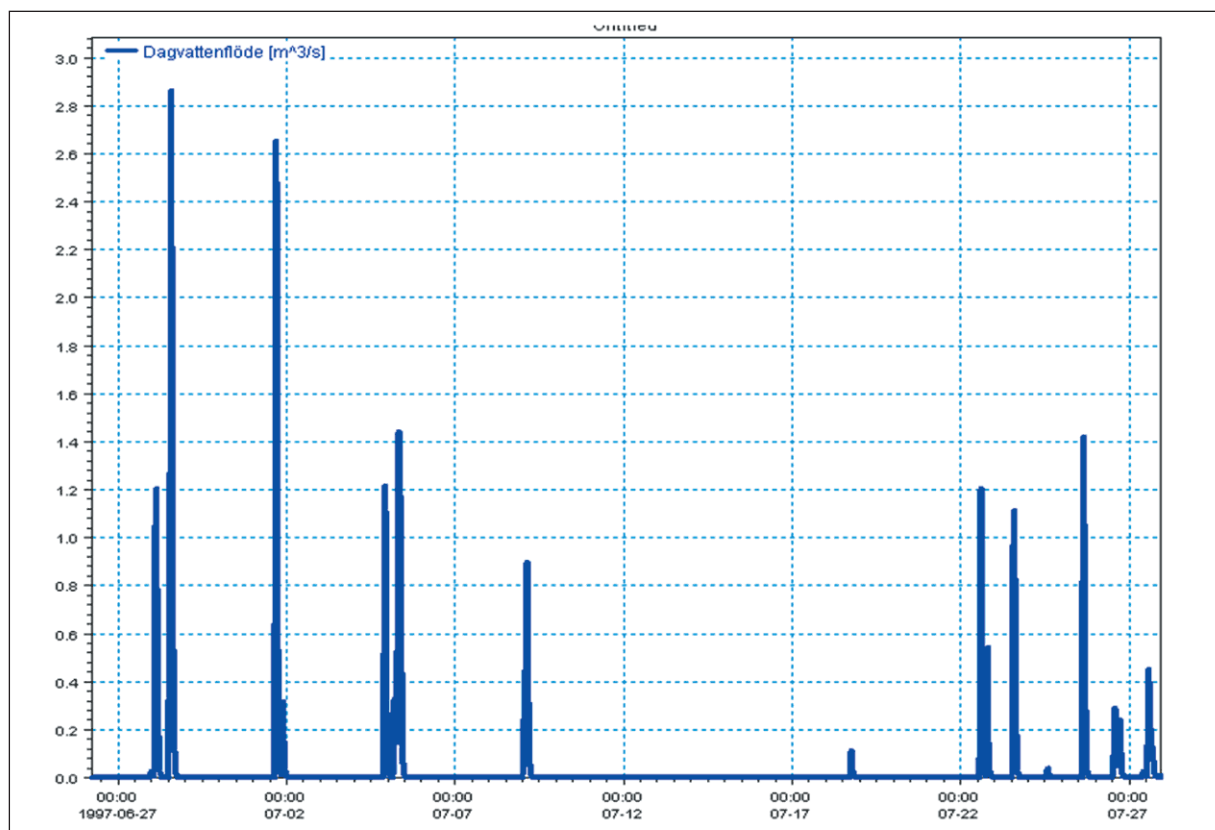
Samtliga dammar som studerats, se kapitel 5.3, har en dammyta på 18 000 m². Ytbelastningen för de fyra flödesfallen blir således 2,4 mm/h, 9,8 mm/h, 19,5 mm/h och 29,3 mm/h. I figur 5-2 visas dagvattenflödet in till dammarna för normalfallet.

5.3 Studerade geometrier

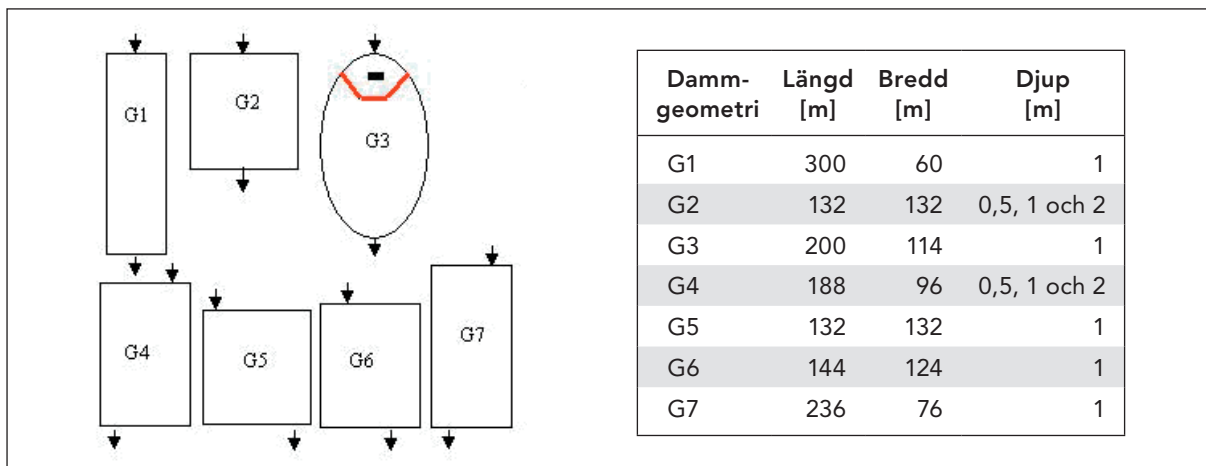
I figur 5-3 visas studerade dammgeometrier. Samtliga dammar har en area på ca 18 000 m², motsvarande den för den kalibrerade modellen i Bäckaslöv. Djupet till botten är 1 m, utom för damm G2 och G4 där dammdjupet även varit 0,5 och 2m. I damm G3 har en ö samt en undervattensvall (30 cm under ytan) placerats framför inloppet, med syfte att skapa en jämnt fördelad strömning.

I tabell 5-2 visas den beräknade hydrauliska effektiviteten för de studerade geometrierna. Utformningen på de studerade typdammarna har valts i syfte att få en spridning på den hydrauliska effektiviteten.

Resultaten visar på att en långsmal damm med in- och utlopp placerade på vardera kortsidan ger en



Figur 5-2. Dagvattenflöde för normalfallet.



Figur 5-3. Studerade geometrier.

Tabell 5-2. Beräknade hydrauliska effektiviteten för de studerade geometrierna.

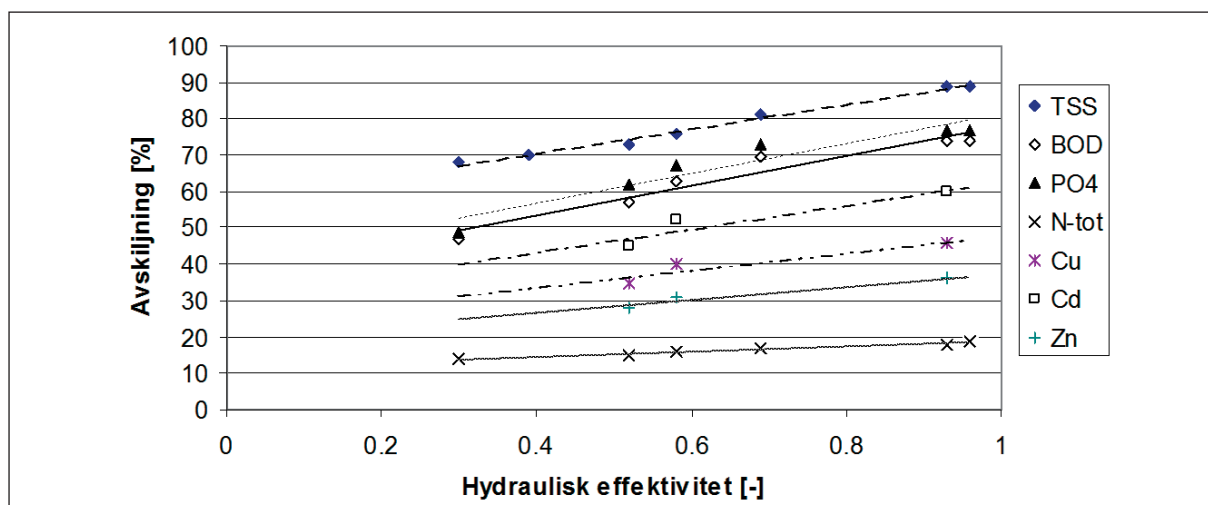
Damm-geometri	Hydraulisk effektivitet Djup 1 m	
G1	0,93	
G2	0,30	
G3	0,96	
G4	0,58	
G5	0,52	
G6	0,39	
G7	0,69	

mycket hög effektivitet. Utformningen medför i stort sett ett plugg-flöde där hela volymen utnyttjas. Det kan även konstateras att placeringen av in- och utlopp är av stor betydelse för effektiviteten. Geometri G6 har en lägre effektivitet än geometri G4 och G5, trots att utformningen är relativt lika.

Detta beror på att inloppet och utloppet är mer centrerat för geometri G6. Högst hydraulisk effektivitet har damm G3 där utformningen optimerats med en undervattensvall och en ö vid inloppet för att sprida flödet på ett effektivt sätt.

5.4 Påverkan av hydraulisk effektivitet

Den hydrauliska effektiviteten ger uttryck för hur stor del av dammen som aktivt deltar i strömningen från inlopp till utlopp. Andel av dammen som aktivt medverkar till avskiljningen borde vara kopplat till detta tal. Detta bekräftas av de tydliga samband som ses mellan avskiljning och hydraulisk effektivitet i figur 5-4. En högre hydraulisk effektivitet ger en högre avskiljning för samtliga studerade ämnen, dock i mindre omfattning för kväve.



Figur 5-4. Inverkan av hydraulisk effektivitet på avskiljningen av föroreningar. Ytbelastningen är 9,8 mm/h i samtliga fall.

5.5 Påverkan av ytbelastning

Ytbelastningen på dammarna är ytterligare en viktig påverkansfaktor för avskiljningen av föroreningar. För samtliga föroreningar är avskiljningen högre vid låga ytbelastningar, vilket illustreras i figur 5-5 nedan. Kväveavskiljningen är i större utsträckning än andra föroreningar beroende av ytbelastningen.

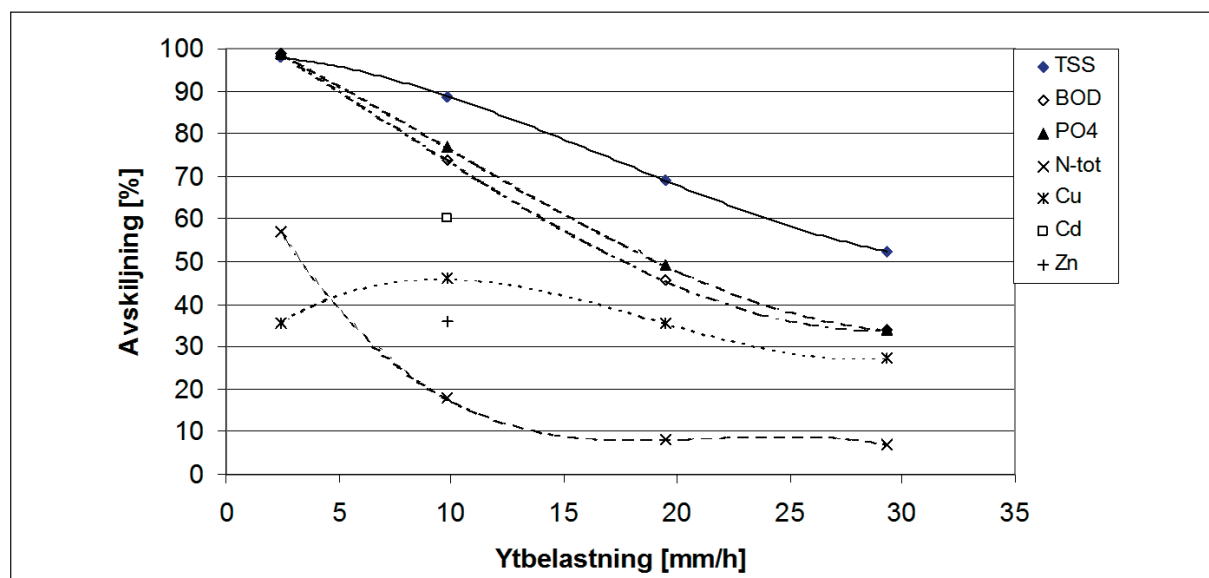
Resultaten tyder på att det finns en optimal ytbelastning för avskiljning av koppar. Medelbelastningen ger en högre avskiljning än både lägre och högre flöden.

En förklaring kan vara att det finns två processer som motverkar varandra när man betraktar total-koppar; sedimentering som avskiljer partikulär koppar

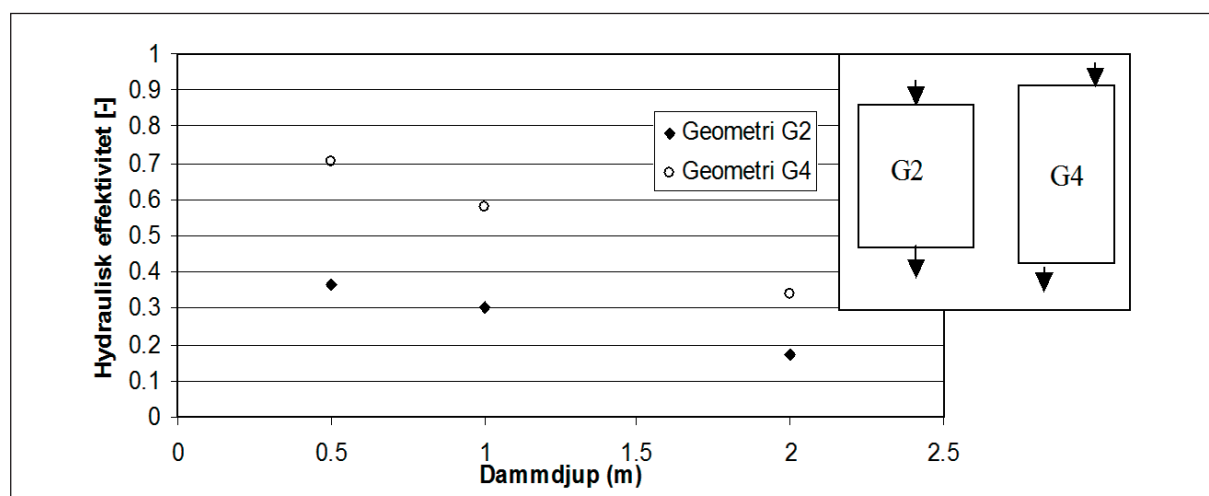
och en frigörelse av koppar från partikulär till löst form. Lägre belastning ger högre sedimentering och därmed avskiljning av partikulär koppar, dock går koppar i lösning vid lägre belastningar, dvs. vid längre uppehållstider vilket då motverkar den ökade sedimenteringen. Dessa två motriktade processer skulle ge ett optimum vid medelbelastningen.

5.6 Påverkan av dammdjup

Resultaten av simuleringar för två dammgeometrier (G2 och G4) visar att den hydrauliska effektiviteten minskar med ökat dammdjup. Detta illustreras i figur 5-6 nedan.



Figur 5-5. Inverkan av ytbelastning på avskiljningen av föroreningar. Den hydrauliska effektiviteten är 0,93 i samtliga fall (geometri G1).



Figur 5-6. Inverkan av dammdjup på den hydrauliska effektiviteten. Ytbelastningen är 9,8 mm/h i samtliga fall.

Då den hydrauliska effektiviteten minskar med ökat djup, borde även avskiljningen minska. Denna uppvägs dock av ökad uppehållstid, vilket ger längre tid för avskiljning.

Effekten av ett ökat dammdjup är därmed marginell vad gäller avskiljningen av suspenderat material. En fyrdubbling av vattendjupet (från 0,5–2 m) ger en ökning av avskiljningen med ca 10 procentenheter för geometrin med lägre hydraulisk effektivitet (G2). Effekten av dammdjup tenderar att minska med ökad hydraulisk effektivitet (ingen synbar effekt för G4), se figur 5-7 nedan.

5.7 Samband mellan avskiljning, geometri och flöde

Tidigare har påverkan för avskiljningen av föroreningar konstaterats för ytbelastning (se kap 5.5) och hydraulisk effektivitet (se kap 5.4). Dammdjupet påverkar avskiljningen marginellt (se kap 5.6). Dock kan en effekt av dammdjupet på den hydrauliska effektiviteten konstateras vilket medför att ett generellt samband måste inbegripa volymsbelastning (inflöde/dammvolym) snarare än ytbelastning (inflöde/damm-yta).

Resultaten visar att avskiljningen ökar med ökad hydraulisk effektivitet och minskad volymbelastning. Volymbelastningen är en mer betydelsefull parameter för avskiljningen av närsalter än den hydrauliska effektiviteten, speciellt gäller detta kväve. Den hydrauliska effektiviteten är en viktig faktor för avskiljningen av TSS, och därmed även för metallerna

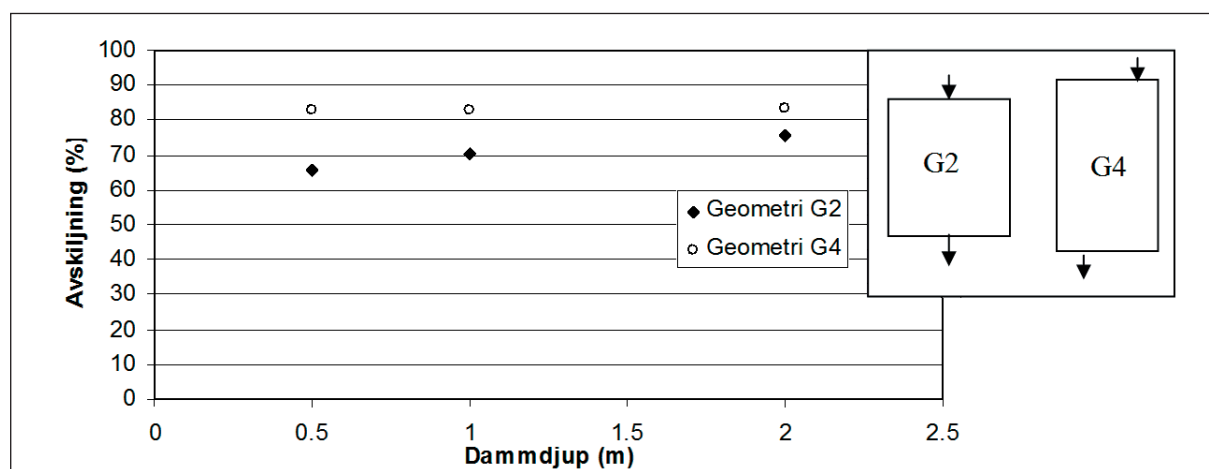
vars partikulärt bundna delar är kopplad till avskiljningen av TSS. Vid måttliga volymsbelastningar gäller detta även fosfor. I figur 5-8 redovisas beräknade samband mellan hydraulisk effektivitet, volymbelastning och avskiljning av suspenderat material, BOD, kväve och fosfatfosfor.

5.8 Påverkan av inflödets föroreningsinnehåll

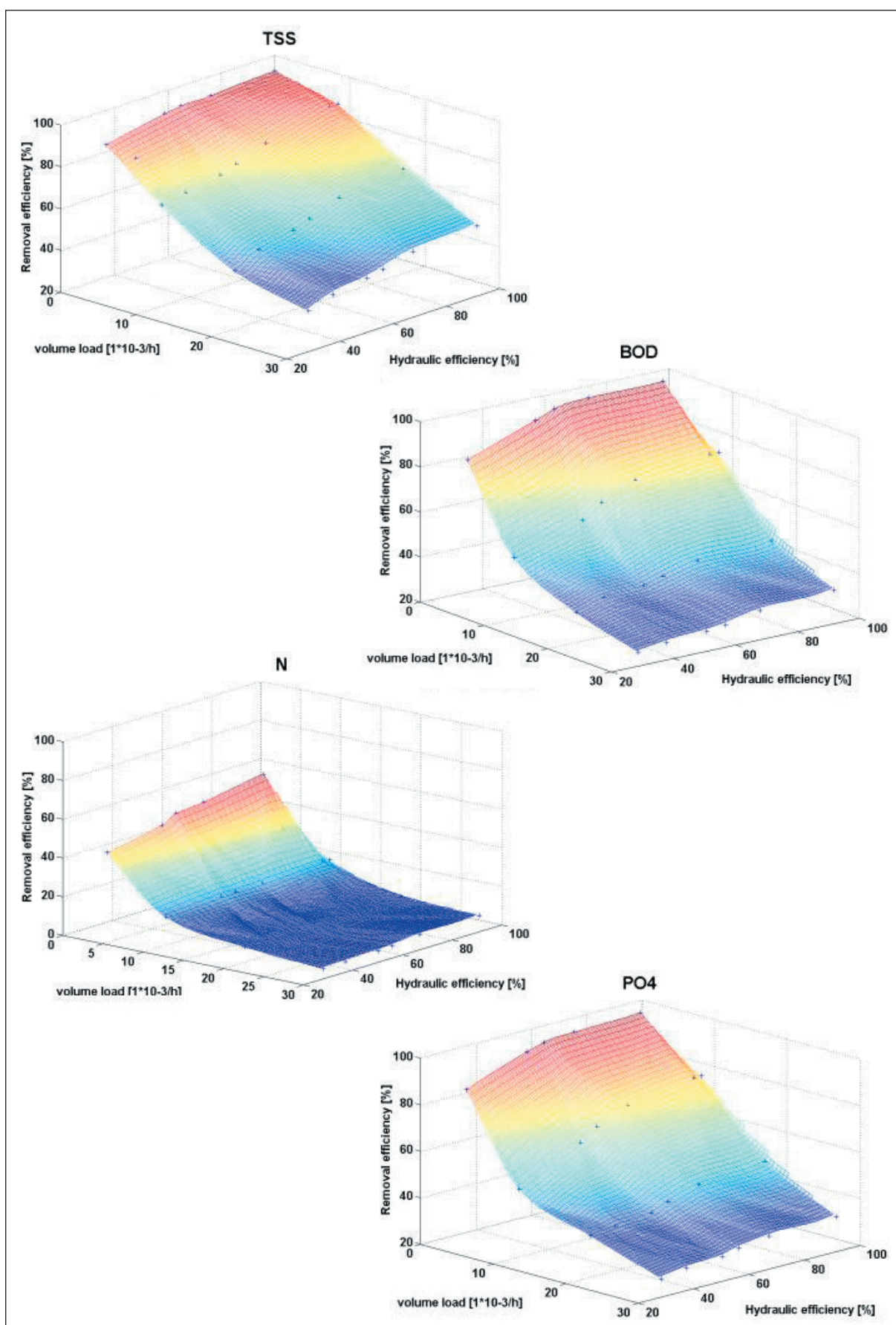
Resultaten av simuleringarna visar på att den procentuella avskiljningen av närsalter minskar med ökad koncentration i inloppet för BOD, kväve och fosfor, se figur 5-9. För metallerna däremot ökar den procentuella avskiljningen med ökad koncentration (dagvattnets föroreningsinnehåll vid de tre studerade fallen: låg, medel samt hög återges i kap 5.1).

För närsalterna kan detta förklaras med att mer BOD tillförs. När BOD bryts ner frigörs kväve och fosfor vilket ger en förhöjd koncentration i utloppet.

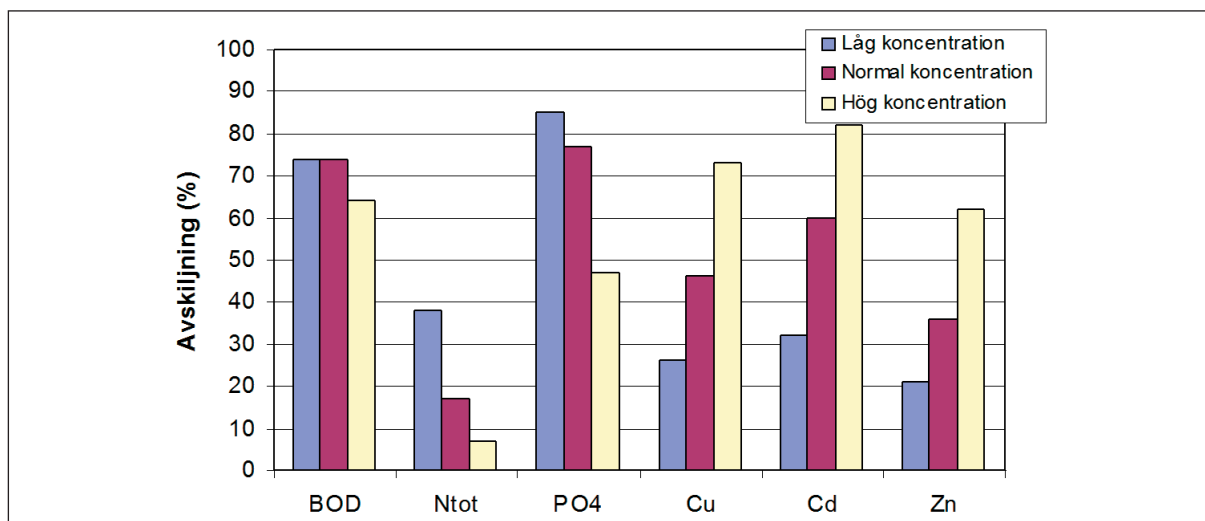
För metallerna kan resultaten förklaras med att koncentrationen av TSS ökar mer än koncentrationen metaller, vilket gör att mer material kan sedimentera. Förhållandet mellan löst och partikulärt bunden metall förskjuts också med högre koncentrationer, så att mer joner blir partikulärt bundna.



Figur 5-7. Inverkan av dammdjup på avskiljningen av suspenderat material. Ytbelastningen är 9,8 mm/h i samtliga fall.



Figur 5-8. Beräknade samband mellan hydraulisk effektivitet, volymsbelastning och avskiljning av suspenderat material, BOD, kväve och fosfatfosfor. (I ovanstående figur redovisas den hydrauliska effektiviteten i skalan 0–100 %, där 100 % motsvarar 1,0.)



Figur 5-9. Inverkan av dagvattnets föroreningsinnehåll (se kap 5.1) på avskiljningen av metaller, BOD och närsalter. Ytbelastningen är 9,8 mm/h i samtliga fall.

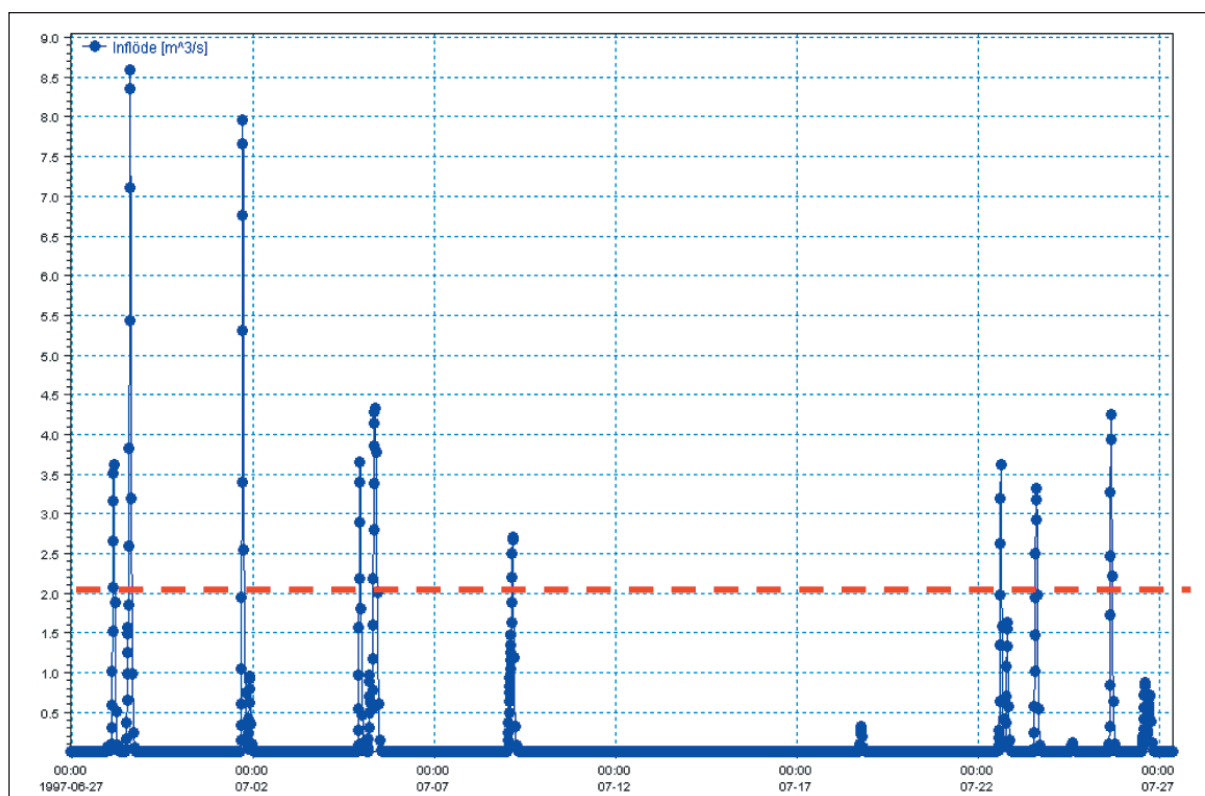
5.9 Påverkan av reglering av in- och utlopp

Simuleringar har gjorts för att bedöma effekten av reglerade in- och utlopp till dammarna. Regleringen av inloppet har i modellen inneburit att högsta

tillåtna inflöde begränsats till 2 m³/s, enligt den streckade linjen i flödeshydrografen i figur 5-10. Regleringen av utloppet har inneburit att utloppets kapacitet halverats respektive dubblats.

Resultaten redovisas i tabell 5-3. Värden inom parentes avser reduktionen utan hänsyn till det som leds förbi dammen (flöden större än 2 m³/s) för fallet med strypt inlopp.

Då inloppet regleras/stryps fungerar själva dammen bättre till följd av minskad volym-belastning (59 % avskiljning jämfört med 46 %). Men med hänsyn



Figur 5-10. Begränsning av flödeshydrograf i inloppet.

Tabell 5-3. Beräknade avskiljningar av suspenderat material som effekt av olika regleringsåtgärder i in- och utlopp till dammen.

Beräkningsfall	Avskiljning av suspenderat material [%]
Referenssimulering	46
Strypt inlopp	43 (59)
Strypt utlopp	49
Ökat utlopp	45

tagen till den volym som då leds förbi dammen (flöden större än 2 m³/s) blir effekten negativ och den totala avskiljningen minskar något.

Kapacitetsförändringarna i utloppet ger en relativt liten effekt. Ett strypt utlopp medför större magasinering och längre uppehållstid i dammen vilket ökar avskiljningen något (49 % avskiljning vid halverad inloppskapacitet jämfört med 46 %). På samma sätt minskar avskiljningen något då utloppets kapacitet ökas. Det är mest effektivt att ha en stor permanent volym och en liten utjämningsvolym om syftet med anläggningen är att nå en hög avskiljning.

Det kan konstateras att temperaturen enligt beräkningarna har en liten effekt på de processer som bidrar till avskiljning av föroreningar. En rimlig förklaring till detta är att den viktigaste processen i avskiljningen är sedimentation, vilken inte är lika känslig för temperaturvariationer som biologiska och kemiska processer.

För syreförhållanden i dammen är temperaturen en viktigare parameter, vilket visas i figur 5-11 nedan.

Förändringarna i syrehalterna kan förklaras med att nitrifieringsprocesser blir långsammare och att nedbrytningen av BOD är låg vid låga temperaturer. Detta gör också att mindre ammonium frigörs från nedbrytningen av BOD. Dessutom förbrukas mindre syre i nitrifieringen. Dygnsvariationerna i koncentrationen löst syre som kan ses i figuren orsakas av dygnsvariationen i respiration från växter. Ingen kalibrering eller verifiering har kunnat göras för denna del av modellbeskrivningen pga. brist på data.

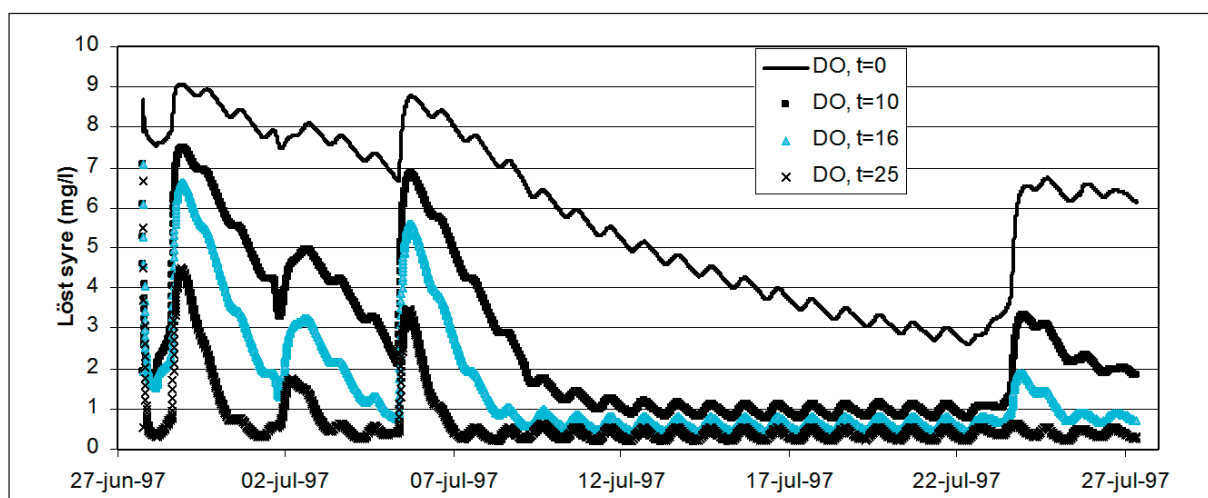
Den viktigaste effekten av kallt klimat är den förändrade hydrologin, med långa torrperioder följda av snösmältning med stora avrinningsvolym. Detta ger en lägre avskiljning än en period med samma nederbörd under de varmare årstiderna. Effekten av istäcke över vattenytan består främst i att syresättningen av dammarna minskar till följd av att vindens syresättning förhindras.

5.10 Påverkan av årstid och temperatur

Ett antal simuleringar har gjorts för att bedöma effekten på dammarnas funktion av kallt klimat. Hänsyn har tagits till temperaturer, istäcke över vattenytan samt ackumulering av volymer och föroreningar till följd av snömagasin och snösmältning.

5.11 Drifftidens inverkan på avskiljning av suspenderat material

För att studera den naturliga sedimentuppbyggnad som sker i en damm över en längre drifftid, samt



Figur 5-11. Påverkan av temperatur på koncentrationen löst syre ut från dammen.

dess effekt på avskiljningen av suspenderat material, har en av dammgeometrieran (G5) studerats för en längre period (ca 20 år). Sedimentdjup och dess utbredning har modellerats för en månad (juli 1997) och därefter extrapolerats för att representera ett års sedimentuppbyggnad. Dessa värden har adderats till föregående års bottengeometri och har på så vis minskat djupet i dammen år från år. Avskiljningen av suspenderat material har sedan beräknats för varje års simulering.

Till en början sker sedimentationsuppbyggnad med avskiljning av partiklar som följd. Efter mycket lång tid kommer det uppbyggda sedimentlagret påverka strömningen (genom ökade hastigheter) så att sedimentationen minskar, och därmed avskiljningen av partiklar.

Figur 5-12 nedan visar beräknad avskiljning av TSS under simuleringsperioden som funktion av drifttiden, med hänsyn till sedimentuppbyggnad i dammen. Efter ca 13–14 år sker i exemplet en successiv försämring i avskiljningsgraden till följd av ökade vattenhastigheter och minskad tillgänglig dammvolym. Trots en sedimentuppbyggnad efter 20 års drifttid som motsvarar en uppfyllnadsgrad på 75 % i det studerade exemplet minskar avskiljningen endast med ca 20 procentenheter, vilket å andra sidan innebär en fördubblad belastning på recipienten jämfört med det första årets resultat.

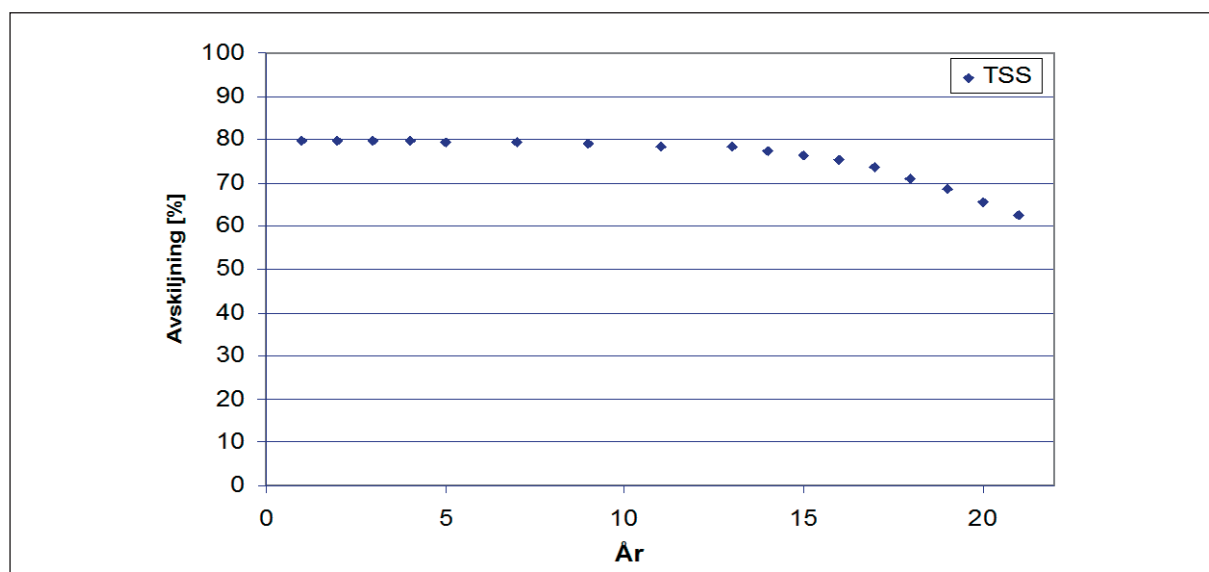
Då resultaten ovan endast baseras på simulering av en utvald månad, som sedan repeterats enligt beskriven metodik, är effekterna av extrema regn ej inkluderade. Det högsta flödet under den simulerade månaden uppgick till 4,4 m³/s. Under dessa

förutsättningar sker ingen erosion enligt beräkningarna. Under en drifttid på 20 år kommer sannolikt ett antal betydligt större flödestillfällen inträffa, med erosion som följd. I realiteten kommer därmed sedimentlagret inte växa till riktigt lika mycket som antagits i beräkningarna.

6 Metodik för bedömning av en damms avskiljningsförmåga

Fallstudien av dagvattendammar har visat på vilka faktorer som är viktigast med hänsyn till avskiljningen av olika föroreningar.

Slutsatserna från fallstudien visar att ytbelastningen är den viktigaste parametern som styr avskiljningen. Vikten varierar mellan de studerade ämnena och för kväve är det den klart viktigaste parametern. För suspenderat material är det även av stor vikt att ha en hög hydraulisk effektivitet för att nå en god reduktion. Också vid utformning av dammar där utrymmet är begränsat blir den hydrauliska effektiviteten en viktig faktor att ta hänsyn till. Dammdjupet påverkar avskiljningen marginellt men påverkar däremot den hydrauliska effektiviteten. Detta medför att samband tecknats



Figur 5-12. Påverkan av sedimentuppbyggnad på avskiljningen av suspenderat material.

med begreppet volymbelastning snarare än ytbelastning.

Ökade koncentrationer i inflödet leder till minskad procentuell avskiljning av kväve, fosfor och BOD, men en ökad procentuell avskiljning av metaller. Detta har förklarats med att ett ökat inflöde av BOD medför att mer BOD kommer att brytas ned och därmed frigöra kväve och fosfor. För metallerna kan detta förklaras med att de ansatta koncentrationernas fördelning mellan metaller och suspenderat material har förskjutits mot en större andel suspenderat material. Detta medför att det även sker en förskjutning mot mer partikulärt bunden metall som då kan sedimentera (koncentrationen suspenderat material har ökat mer än koncentrationen av metaller vid förflyttning från en låg föroreningsbelastning till en hög föroreningsbelastning i inkommande vatten).

Temperatures inverkan på avskiljningen har visat sig vara liten i jämförelse med den påverkan av förändrad hydrologi som sker under vinterförhållanden. Temperatures inverkan är därför ej inkluderad i denna metodikbeskrivning.

Genom att använda resultaten från fallstudien kan en damms egenskaper förutsägas redan i planeringsstadiet under förutsättning att vissa parametrar kan kvantifieras.

Metodiken som beskrivs i denna studie bygger på sambanden mellan avskiljning och hydraulisk effektivitet, volymbelastning, samt dagvattnets egenskaper. Metodiken finns nu även inkluderad i MOUSE, så att flera dammar i ett dagvattennät enkelt kan läggas in och automatiskt beräknas. Principerna för metodiken illustreras i figur 6-1 nedan.

6.1 Erforderlig data

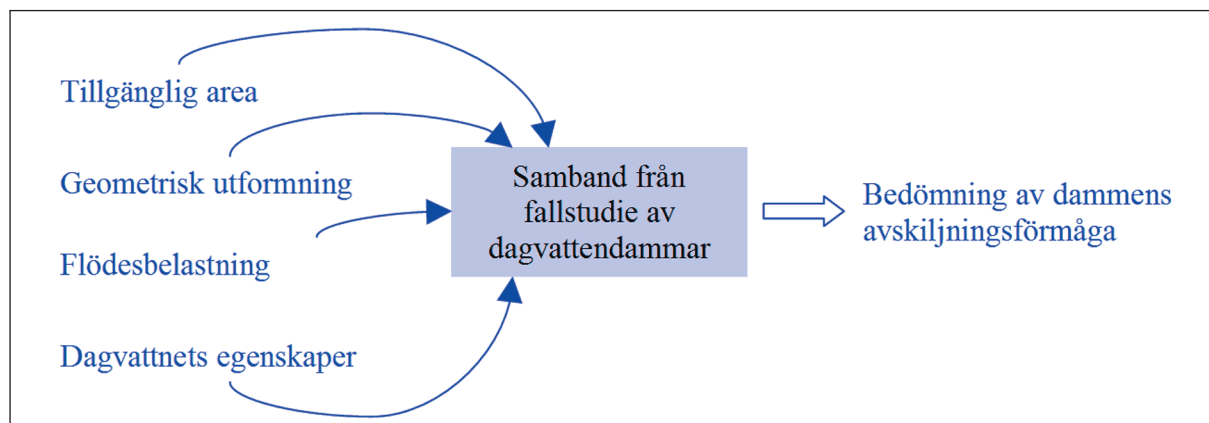
För att kunna förutsäga en planerad eller befintlig damms avskiljningsförmåga krävs tillgång till, eller en bedömning av, vissa parametrar.

1. Den planerade eller befintliga dammens tillgängliga anläggningsyta, samt geometrisk utformning
2. Uppgifter kring förväntad flödesbelastning eller anslutna hårdgjorda ytor.
3. Antaganden kring dagvattnets föroreningsinnehåll. För att klassa dagvattnet kan till exempel tidigare studier (Malmqvist *et al.* 1994) och de grunddata som använts i fallstudien av dagvattendammar utnyttjas (se tabell 5-1).

6.2 Metodik

Utifrån tillgänglig data och samband framtagna i fallstudien av dagvattendammar kan följande metodik användas för att bedöma en damms avskiljningsförmåga.

1. Utifrån givna geometriska förutsättningar såsom utformning och vattendjup beräknas den hydrauliska effektiviteten, antingen genom strömningsberäkningar med en 2D-modell eller genom en bedömning utifrån de typfall som redovisats i fallstudien (se Bilaga A).
2. Beräkna dammens volymbelastning. För att ta hänsyn till årstidsvariationer är det lämpligt att beräkna en volymbelastning per månad.



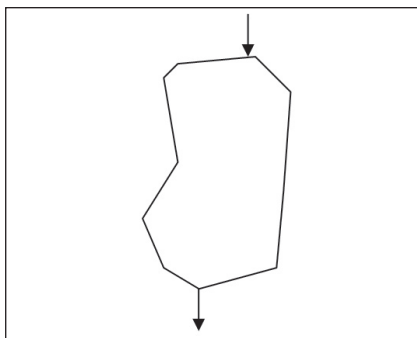
Figur 6-1. Principer för framtagna metodik för bedömning av en damms avskiljningsförmåga.

3. Använd de samband mellan hydraulisk effektivitet, volymbelastning och avskiljning som finns sammanställda i fallstudien av dagvattendammar. Här kan den förväntade avskiljningen avläsas för varje månad eller volymbelastning för TSS, BOD, PO₄ och N (se Bilaga B).
4. Bedöm avskiljningen av metaller (Cu, Cd, Zn) utgående ifrån den bedömda avskiljningen av TSS (se Bilaga C).
5. Beroende på dagvattnets föroreningsinnehåll, justera eventuellt avlästa avskiljningar mot aktuell föroreningsklass (se Bilaga D).

För att förtydliga den redovisade metodiken ovan gås ett praktiskt exempel igenom nedan.

6.3 Metodikexempel

Dammens yta är 10 000 m². Medeldjupet i dammen är ansatt till 0,7 m, vilket ger en volym på 7 000 m³. Flödesbelastningen för en vald månad har beräknats vara ca 30 l/s. En principiell utformning av dammen visas i figur 6-2. Dagvattnets sammansättning redovisas i tabell 6-1.



Figur 6-2. Principiell utformning av dagvattendamm för metodikexempel.

Tabell 6-1. Antagna föroreningskoncentrationer för metodikexempel.

Ämne	Föroreningskoncentration	Enhet
TSS	350	mg/l
Tot-N	3	mg/l
PO ₄	250	mg/l
Cd	1,2	mg/l
Cu	90	mg/l
Zn	350	mg/l

Nedan följer en genomgång av metodiken, numrerat enligt kap 6.2. I bilaga B och C finns avlästa data markerade med en ring eller ett streck.

1. Den hydrauliska effektiviteten har bedömts vara ca 0,65 utgående från de olika geometrier som studerats (se Bilaga A). Dammens utformning är mest lik geometri G4, men med ett dammdjup som ligger mellan 0,5 och 1 m.
2. Volymbelastningen beräknas till 0,015 [1/h] (= 30/1 000 · 3 600/7 000).
3. Den avlästa avskiljningen av TSS, BOD, totalt kväve och fosfatfosfor, enligt diagram i Bilaga B, visas i tabell 6-2.

Tabell 6-2. Avlästa avskiljningar (se Bilaga B).

Ämne	Bedömd avskiljning [%]
TSS	70
BOD	50
Tot-N	10
PO ₄	55

4. Utifrån en bedömd avskiljning av TSS på 70 % har avskiljningen av metaller lästs av i Bilaga C enligt tabell 6-3.

Tabell 6-3. Avlästa avskiljningar av metaller (se Bilaga C).

Ämne	Bedömd avskiljning [%]
TSS	70
Cd	45
Cu	35
Zn	30

5. Dagvattnets sammansättning kan klassas enligt "hög koncentration". Korrigerade avskiljningar enligt bilaga D redovisas i tabell 6-4. Den korrigerade avskiljningen har liksom avlästa avskiljningar avrundats till närmaste 5-tal.

Tabell 6-4. Avskiljningar korrigerade m.h.t. föroreningsinnehåll (se Bilaga D).

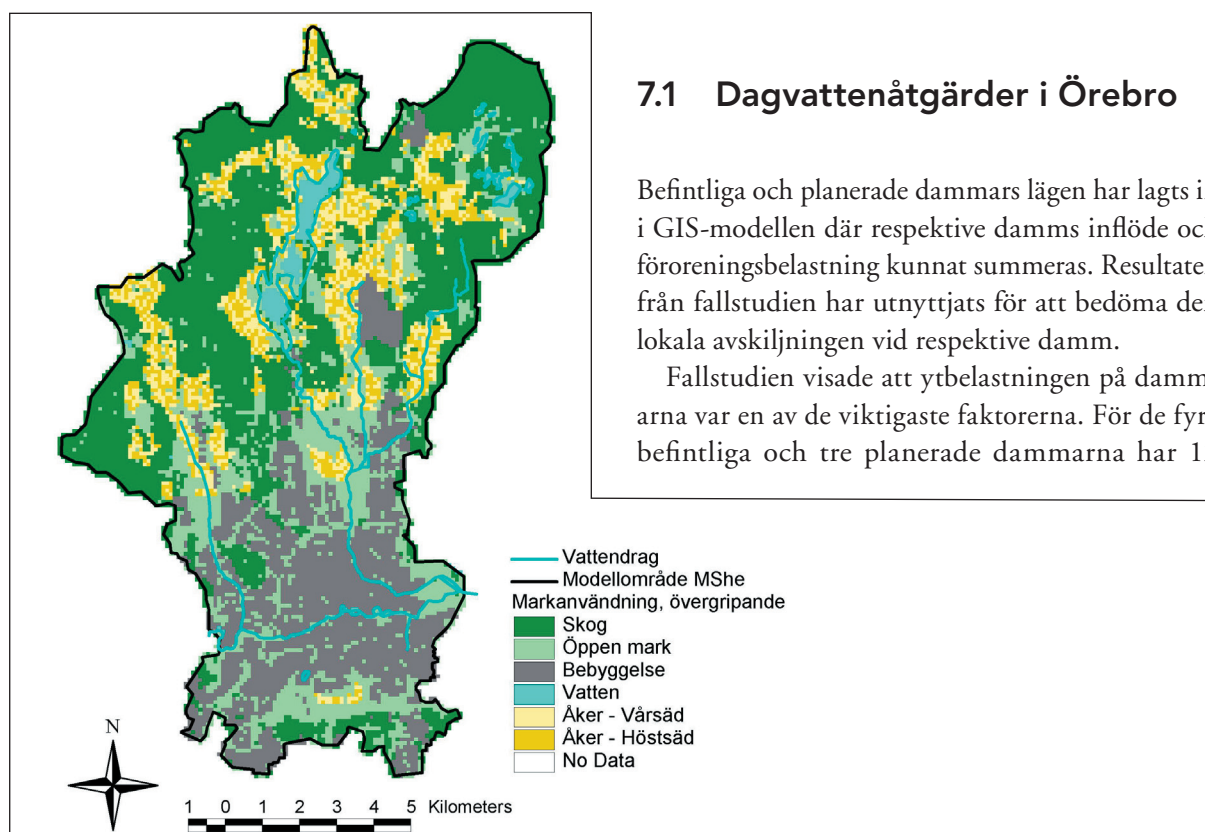
Ämne	Bedömd avskiljning [%] (avläst enligt bilaga B och C)	Korrigeringsfaktor (enligt bilaga D)	Korrigerad avskiljning [%] (enligt bilaga D)
TSS	70	1,1	75
BOD	50	0,9	45
Tot-N	10	0,4	5
PO4	55	0,6	30
Cd	45	1,4	60
Cu	35	1,6	55
Zn	30	1,7	50

bredare utbyggnad med dagvattenanläggningar. I figur 7-1 visas Örebros avrinningsområde till Svartån.

Med rimliga åtgärder bedöms ca 30 % av Örebros dagvatten i framtiden kunna ledas via någon form av damm. Hydrologin, avrinningen och föroreningsbelastningen från hela Örebros avrinningsområde till Svartån har beskrivits (med MIKE SHE), inklusive Svartån och mindre biflöden (med MIKE11). Kommunen har etablerat en GIS-modell för samtliga dagvattenytor i Örebro. För varje delyta har dagvattnets föroreningsinnehåll bedömts och avrinningen beräknats (med MOUSE).

7 Hela tätortens avrinning till recipienten

I Örebro har konceptet testats i full skala för att bedöma den regionala effekten på Svartån av en



7.1 Dagvattenåtgärder i Örebro

Befintliga och planerade dammars lägen har lagts in i GIS-modellen där respektive damms inflöde och föroreningsbelastning kunnat summeras. Resultaten från fallstudien har utnyttjats för att bedöma den lokala avskiljningen vid respektive damm.

Fallstudien visade att ytbelastningen på dammarna var en av de viktigaste faktorerna. För de fyra befintliga och tre planerade dammarna har 12

Figur 7-1. Örebros avrinningsområde och övergripande markanvändning.

månadsmedelvärden för inflödet till respektive damm beräknats för ett valt år och en ytbelastning och volymbelastning som varierar över året har därmed bestämts. Detta har tillsammans med en bedömd hydraulisk effektivitet använts för att genom fallstudien bedöma varje damms avskiljningsförmåga över ett år. I tabell 7-1 nedan redovisas nyckeltal för de sju dammarna som ett medelvärde över ett år. Den höga procentuella avskiljningen är främst påverkad av den låga ytbelastningen.

Baserat på beräkningar och bedömningar enligt ovan var det möjligt att beräkna dagvattenföroreningsmassans tidsvariation från respektive delområde med och utan planerade dagvattendammar, samt jämföra dagens och framtida föroreningsbelastning från tätorten med övriga föroreningskällor i avrinningsområdet, se nedanstående tabell. Dagvattnet, vilket beräknats ur GIS-modellen och MOUSE, står för den största delen av metallerna, medan reningsverket och naturmarksavrinningen står för den största delen av de näringsämnen som tillförs Svartån, se tabell 7-2.

Med de dammar som i dag är i planeringsstadiet bedöms föroreningsmassan från hela Örebro dagvattenbelastning totalt kunna minskas med i snitt 10 % för kväve, 20 % för fosfor samt 10–20 % för metallerna.

Halten suspenderat material bedöms minska med 25 %.

Svartån genom Örebro fungerar i sig själv som en lång ”damm” där partiklar avsätts i mer eller mindre omfattning beroende på flödesförhållanden under olika årstider. Detta har studerats med sedimentationsmodulen i MIKE 11 och redovisas i figur 7-2.

Sommartid (då flödet är lägre) sker en ackumulering av sediment i Svartån. Under lågflödesperioden (maj till oktober) ackumuleras mer än hälften av den totala susp-belastningen. Under vinterperioden (då flödet normalt är betydligt högre) transporteras å andra sidan hela susp-belastningen vidare och vid ogynnsamma förhållanden kan erosion förekomma. Över en längre period bedöms ca 1/5 av belastningen av suspenderat material ackumuleras i sediment i Svartån.

7.2 Dagvattenåtgärder i Växjösjön

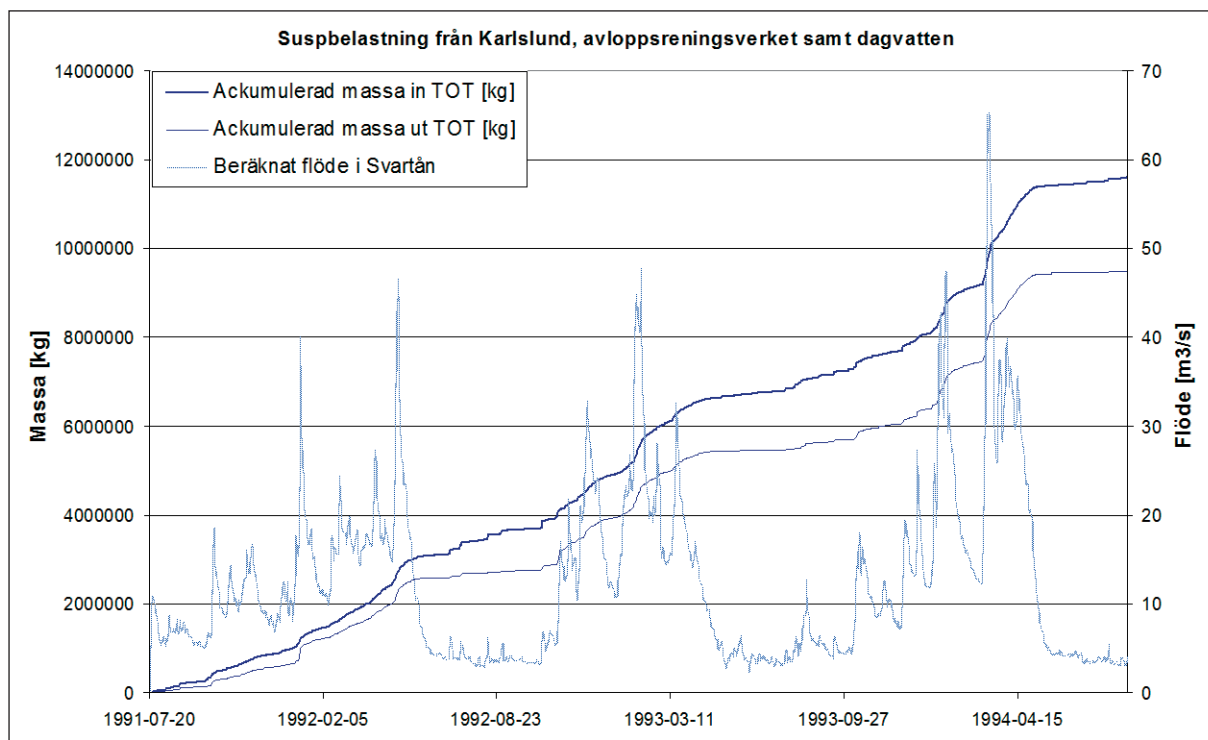
Liknande bedömningar som för Örebro har utförts i Växjö där Växjösjön är huvudrecipient för tätortens

Tabell 7-1. Nyckeltal för de befintliga och planerade dagvattendammarna i Örebro, medel över ett år.

	Damm	Hydraulisk effektivitet	Ytbelastning [mm/h]	Koncentration TSS i inkommande vatten [kg/år]	Bedömd avskiljning av TSS [%]
Befintliga dammar	Krubban	0,8	1,6	2 730	90
	Åby	0,7	3,7	18 160	90
	Älvtomta-Vaktelvägen	0,7	8,7	8 140	80
	Hästhagen	0,7	2,5	9 560	90
Planerade dammar	Boglundängen	0,55	2,9	57 540	90
	Aspholmen	0,85	4,4	150 790	90
	Adolfsberg/Pilängen	0,9	4,7	216 660	90

Tabell 7-2. Föroreningsmassor till Svartån, medel över ett år.

	Kväve [kg/år]	Fosfor [kg/år]	Kadmium [kg/år]	Koppar [kg/år]	Zink [kg/år]
Observerat uppströms Örebro	503 416	11 887	9	530	2014
Örebro dagvatten	25 700	2 889	15	631	2 771
Örebro avloppsreningsverk	403 936	4 327	4	152	220
Örebro naturmark	51 000	2 800	0	0	0
Summa ut från Svartån	984 052	21 903	28	1 313	5 005

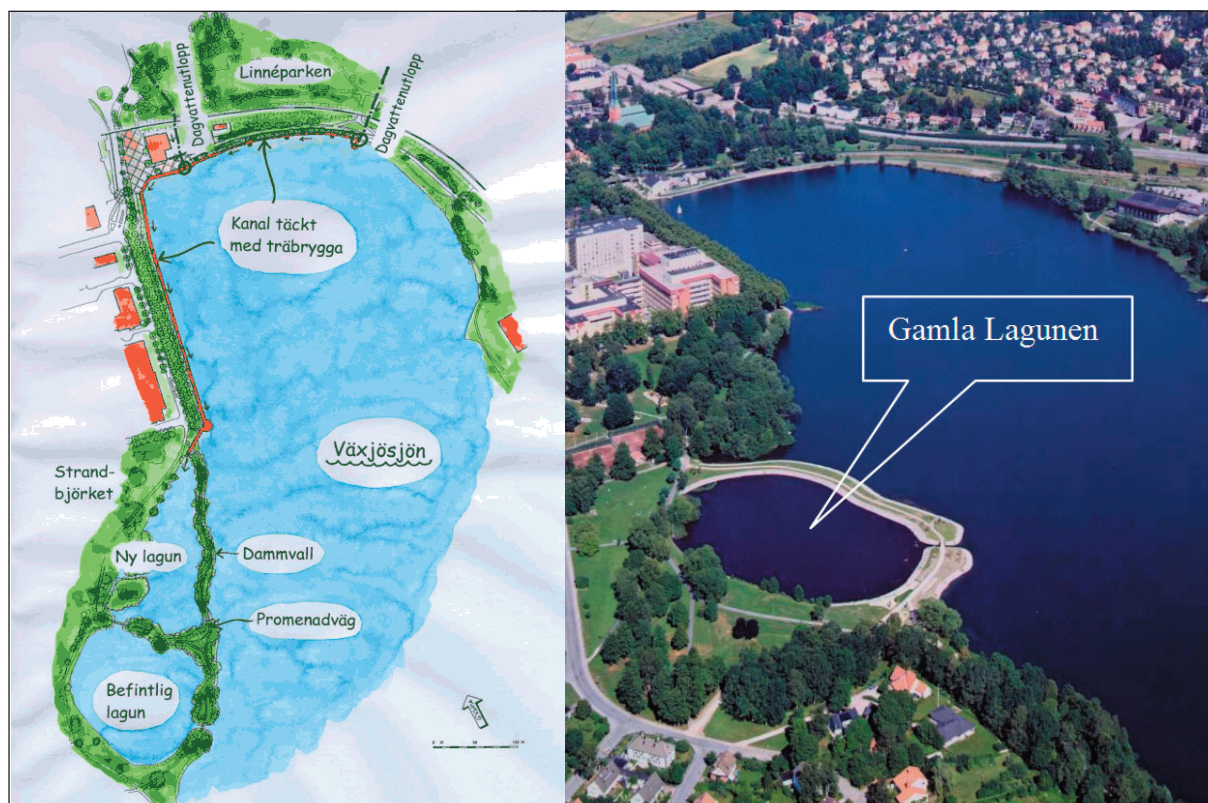


Figur 7-2. Sedimenttransport i Svartån under en simulerad treårsperiod.

dagvatten. 1969 bestämde man sig för att påbörja restaurering av sjöarna runt Växjö, vars tillstånd då kunde beskrivas som "kollapsade". Sedan dess har de näringsrika botten-sedimenten muddrats och numera avleds majoriteten av Växjös dagvatten till dammar

(de s.k. Lagunerna) via en med träbrygga täckt uppsamlingskanal längs sjön, se figur 7-3.

Den hydrauliska effektiviteten för Lagunerna har beräknats vara ca 0,72. Lagunernas totala yta är ca 4 ha och ett medelvärde för ytbelastningen har



Figur 7-3. I den vänstra bilden visas en skiss över Växjösjön med de båda Lagunerna, till höger visas en bild över sjön då enbart den "gamla" Lagunen var anlagd.

beräknats till 5,7 mm/h sommartid och till 6,7 mm/h vintertid. Motsvarande volymbelastningar är 0,0057 l/h respektive 0,0067 l/h. Baserat på fallstudien har avskiljningen bedömts enligt tabell 7-3.

Tabell 7-3. Bedömda avskiljningar av föroreningar i Lagunerna.

	Avskiljning av föroreningar [%]					
	TSS	N	PO ₄	Cu	Cd	Zn
Sommartid	90	35	85	45	60	35
Vintertid	85	20	80	40	55	30

För att ytterligare förbättra förhållandena i Växjösjön för man nu sommartid över ”friskt” vatten från Helgasjön uppströms Växjö (nuvarande ytvattentäkt för kommunen). Vattendomen tillåter ett överföringsflöde på 120 l/s.

För att bekräfta dessa åtgärders långsiktiga positiva effekt på bl.a. fosforhalterna i sjön, har eutrofiering förhållandena i Växjösjön modellerats (med MIKE 21), dels utan de nu genomförda åtgärderna, dels framtida förhållanden baserat på dagens situation. Resultaten pekar på att fosforhalterna i Växjösjön redan på kort sikt kommer att halveras.

8 Bakterier i dagvatten

8.1 Bakterieundersökningar

Bakterier i dagvatten är ett område som inte undersökts i någon högre grad under senare år. I Malmqvist (1983) finns en sammanställning av uppmätta bakteriehalter i dagvatten från svenska tätorter. Det är framförallt från dagvattenundersökningar i Göteborg i början av 1970-talet (Lisper 1974). En undersökning från Linköping (Hernebring *et al.* 1991) påvisade höga halter i dagvatten från centrala Linköping.

En mer omfattande studie kopplad till dammar och våtmarker har utförts i Australien, (Davies *et al.* 2000). I denna finns också en del generella slutsatser, som sannolikt även gäller för svenska förhållanden.

Bakteriehalter från svenska och utländska undersökningar är sammanställda i tabell 7-4 tillsammans med bakteriehalter i olika typer av spillvatten.

Tabell 7-4. Halter av indikatorbakterier i gråvatten och dagvatten från svenska och utländska undersökningar [$\log_{10}/100$ ml].

Typ av vatten	Totala koliformer	Termotoleranta koliformer	<i>E. coli</i>	Fekala enterokocker	Referens
Dusch	2.7–7.4	2.2–3.5		1.9–3.4	(Christova-Boal <i>et al.</i> 1996)
Gråvatten	7,9	5,8		2,4	(Casanova <i>et al.</i> 2001)
Dusch, bad	1.8–3.9	0–3.7		0–4.8	(Faechem <i>et al.</i> 1983)
Gråvatten	7.2–8.8				(Gerba <i>et al.</i> 1995)
Gråvatten		5.2–7.0	3.2–5.1		(Lindgren & Grette 1998)
Gråvatten		5,8	5,4	4,6	(Swedish EPA 1995)
Dagvatten, bostadsomr		4,2		3,8	(Davies <i>et al.</i> 2000)
Dagvatten, bostadsomr		3,9		3,1	(Davies <i>et al.</i> 2000)
Dagvatten, allmänt	3.0–4.2	2.0–4.0			(Malmqvist 1983)

8.2 Dammar och våtmarkers effekt på bakteriekoncentrationen

Den australiensiska undersökningen, (Davies *et al.* 2000) redovisar in- och utflöden för:

- En 0,45 ha våtmark med ett 75 ha stort bostadsområde anslutet
- En damm med en volym varierande mellan 23000 och 39000 m³ med ett 53 ha stort bostadsområde anslutet.

I både dammen och våtmarken¹ har sediment och vattenfas undersökts med avseende på innehåll av bakterier. Koncentrationen har också korrelerats till partikelstorleksfördelningen i dagvattnet.

De slutsatser som kan dras från undersökningen är:

- Dammar reducerar bakteriehalten i dagvatten i betydligt mindre omfattning än våtmarker, ca 20% respektive ca 80% reduktion för de undersökta anläggningarna.
- Överlevnadstiden är betydligt längre för bakterier i dagvatten med hög halt av finkornigt material, speciellt lerpartiklar.
- Bakterier i sedimenten överlever längst, speciellt om sedimenten är finkorniga.
- Dammsediment som resuspenderas innehåller levande bakterier som kan orsaka problem i recipienten i samband med regn.

9 Förslag till fortsatta studier

Under projektets gång har ett antal områden visat sig vara intressanta för ytterligare och fördjupade studier.

Den framtagna handmetodiken för att bedöma en damms avskiljningsförmåga är baserad på att

månadsmedelvärden bedöms för den förväntade flödesbelastningen. Vid bedömningen av ett enskilt avrinningstillfälle med denna metodik tas endast hänsyn till medelbelastningen under föregående månad. En utveckling av handmetodiken mot att även inkludera hänsyn till föregående tidsförlopp skulle öka tillförlitligheten i bedömningen av enstaka avrinningstillfällen.

Det kan även vara av intresse att utvidga studien genom att titta på andra typer av föroreningar samt andra sammansättningar på inkommande vatten. Inom EUs ramdirektiv för vatten finns 32 prioriterade ämnen listade. Kunskapen om dagvattens innehåll av många av dessa ämnen (främst olika organiska föreningar) är begränsat. Vidare undersökningar för att fastställa ämnenas eventuella förekomst i dagvatten och dammars förmåga att avskilja dom vore intressant för att ge ökat underlag för planering av dagvattenhanteringen. Av speciellt intresse vore att titta närmare på reduktionen av bakterier i dagvattendammar (t.ex. fekala coliformer som är av intresse för bedömning av badvatten). Kunskapen kring bakterier från tätorter och dagvatten i synnerhet är bristfällig. Forskning kring detta område känns mycket angeläget, speciellt med tanke på många kommuners strävan efter stadsnära badvatten.

Fördjupade studier kan vara av intresse för temperaturrens påverkan på avskiljningen av främst kväve samt för de parametrar som styr processerna kring fosforavskiljningen. En ytterligare validering av processerna genom att applicera metodiken på fler dammar med tillgång till mätdata under kallare årstider skulle bidra till ett bättre statistiskt underlag.

I kapitel 5.11 konstaterades det att avskiljningen hos en damm minskar med tiden den varit i drift. Beräkningarna innefattar dock ej bedömning av erosionsrisken vid extrema avrinningar. Det vore därför intressant med fördjupade studier kring detta för att ytterligare förstå driftförhållandena för en damm under en lång tid.

Ytterligare utveckling av modellsystemen behövs med avseende på näringsupptag i växter och hur detta varierar under året samt hur olika ingrepp i vegetationen påverkar avskiljningen. Informationen är mycket värdefull för att kunna utvärdera och följa upp hur dagvattenanläggningar med hög växtlighet (våtmarker) fungerar och bör skötas. För närvarande pågår därför vidareutveckling av modellkoncept (MIKE SHE WET) på DHI med fokus på detta.

1. Med en våtmark avses i detta fall en anläggning med stor biomassa (omfattande växtlighet). Med en damm avses i detta fall en anläggning med en liten biomassa i förhållande till volymen.

10 Referenser

Bosson, E. (2004). *Modellstudie av föroreningsretention i Bäckaslövs våtmark, tillämpning av modellverktygen MIKE 21 och MIKE SHE WET*. ISSN 1401-5765. UPTEC W04001.

Casanova, L., Gerba, C. & Karpiscak, M. (2001). Chemical and microbial characterization of graywater. *J. Environ. Sci. Health*, vol. A36:4, s. 395–401.

Christova-Boal, D., Eden, R.E. & McFarlane, S. (1996). An investigation into grey water reuse for urban residential properties. *Desal*, vol. 106:1–3, s. 391–7.

Davies, C.M. & Bavor, H.J. (2000). The fate of stormwater-associated bacteria in constructed wetland and water pollution control pond systems. *J. Applied Microbiology*, vol. 89, s. 349–360.

DHI Water and Environment (1999a). *MIKE SHE User Manual – Water Movement*.

DHI Water and Environment (1999b). *MIKE SHE User Manual – Water Quality*.

DHI Water and Environment (2000). *MIKE 11 A modelling System for Rivers and Channels*.

DHI Water and Environment (2001a). *MIKE 21 Advection-Dispersion Module, Scientific Documentation*.

DHI Water and Environment (2001b). *MIKE 21 Hydrodynamic Module, Scientific Documentation*.

DHI Water and Environment (2001c). *MIKE 21 Sediment transport modelling*.

Faechem, R.G., Bradley, D.J., Garelick, H. & Mara, D.D. (1983). *Sanitation and Disease: Health Aspects of Excreta and Wastewater Management*. John Wiley & Sons, Washington.

Gerba, C.P., Straub, T.M., Rose, J.B., Karpisack, M.M. & Foster, K.E. (1995). Water quality of greywater treatment system. *Water Science and Technology*, vol. 31:1, s. 109–16.

Hernebring, C. & Lindkvist, B.-G. (1991). Stångån – påverkan från Linköpings tätort. *Stadsbyggnad*, nr 2 1991, 48–53.

Lindgren, S. & Grette, S. (1998). *Vatten- och avloppssystem*. Ekoporten Norrköping. SABO Utveckling. Trycksak 13303/1998-06.500.

Malmqvist, P.A. (1983). *Urban stormwater pollutant sources*. PhD Thesis, Chalmers University of Technology, Göteborg.

Malmqvist, P.A., Svensson, G. & Fjellström, C. (1994). *Dagvattnets sammansättning*. VAV rapport 1994-11.

Naturvårdsverket (1995). *Vad innehåller avlopp från hushåll? Näring och metaller i urin och fekalier samt i disk-, tvätt-, bad- & duschvatten*. Naturvårdsverket. Rapport 4425.

Persson, J. (1999). *Hydraulic Efficiency in Pond Design*. Department of Hydraulics, Chalmers University of Technology.

Ytterligare läsning

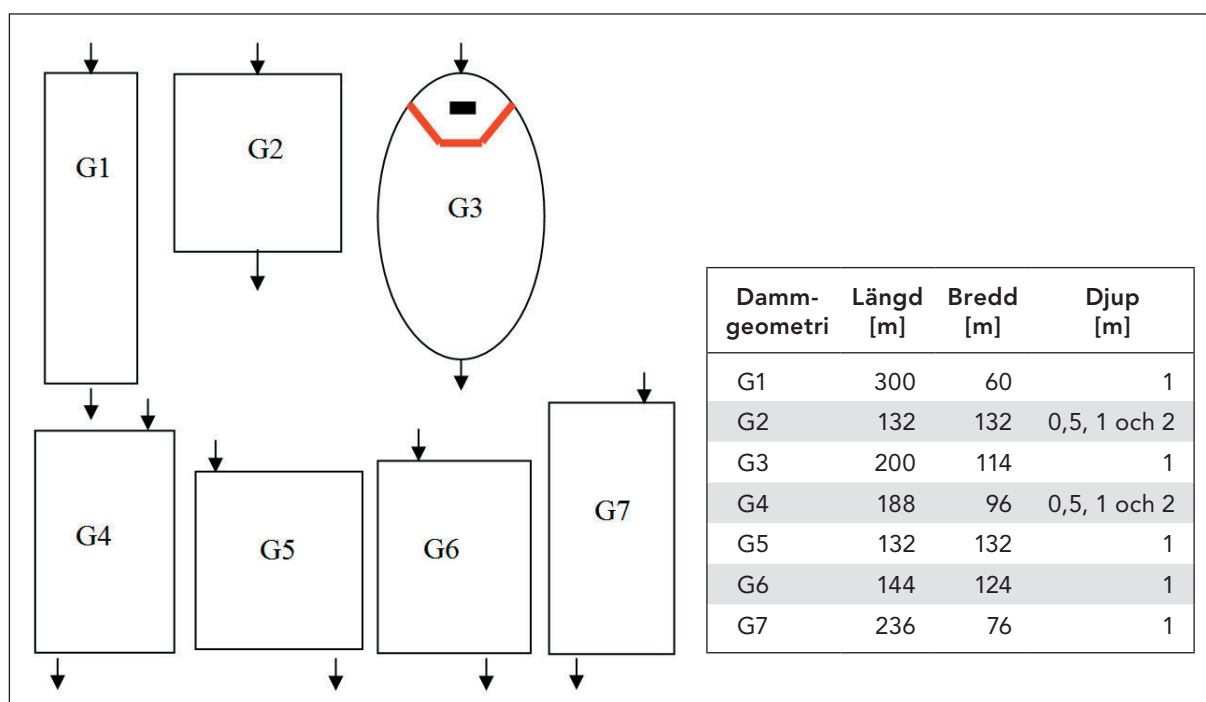
German, J. (2003). *Reducing Stormwater Pollution*. Department of Water Environment Transport, Chalmers University of Technology. ISBN 91-7291-316-9.

German, J., Karlsson, D., Svensson, G. & Gustafsson, L.-G. (2003). *Modelling of removal efficiencies and processes in stormwater ponds*. Working paper submitted to Ecological Engineering.

German, J., Gustafsson, L.-G., Vikström, M., Svensson, G. & Bosson, E. (2003). *Modelling of the influence of different parameters affecting removal efficiencies in stormwater ponds*. Working paper submitted to Ecological Engineering.

German, J., Svensson, G., Gustafsson, L.-G. & Vikström, M. (2003). Modelling of temperature effects on removal efficiency and dissolved oxygen concentrations in stormwater ponds. *Water Science and Technology*, vol. 48:9, s. 145–154.

Bilaga A:Hydraulisk effektivitet för olika geometrier



Figur A-1. Utformning och geometri för olika typdammar.

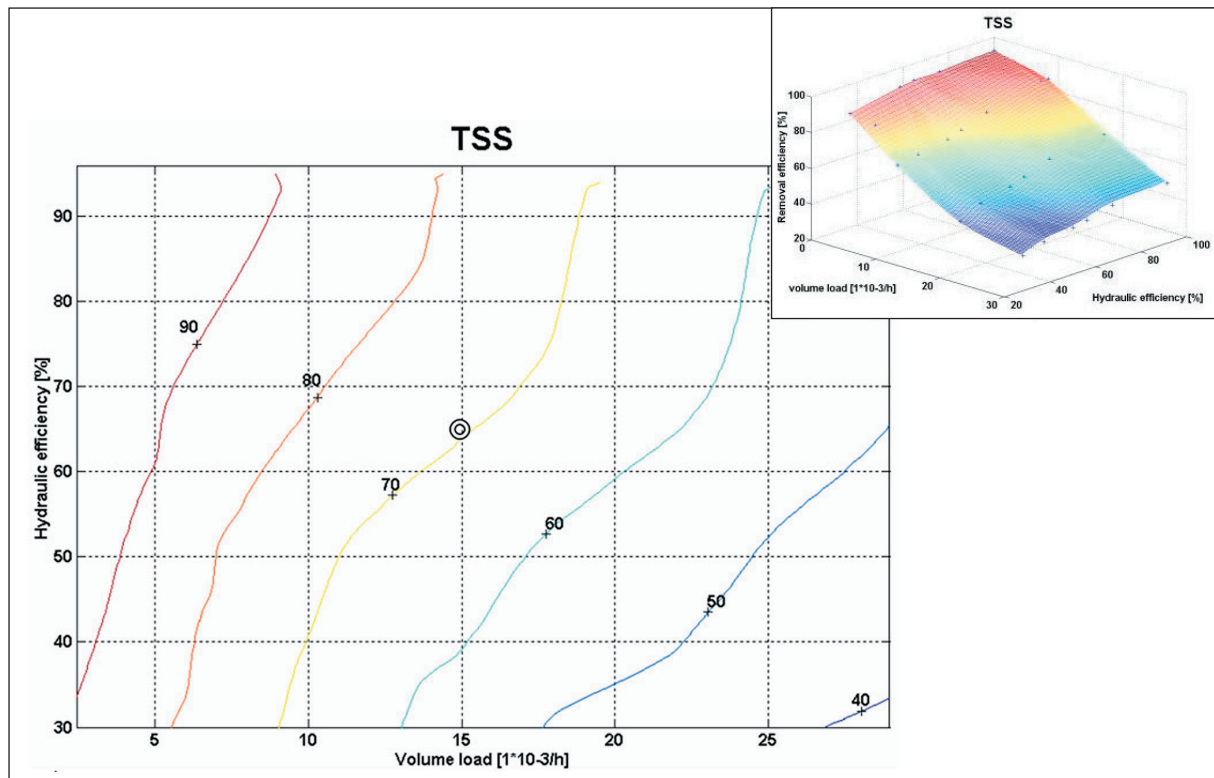
Tabell A-1. Hydraulisk effektivitet för dammgeometrier enligt Figur A-1.

Damm-geometri	Hydraulisk effektivitet Djup 0,5 m	Hydraulisk effektivitet Djup 1 m	Hydraulisk effektivitet Djup 2 m
G1	–	0,93	–
G2	0,37	0,3	0,17
G3	–	0,96	–
G4	0,7	0,58	0,34
G5	–	0,52	–
G6	–	0,39	–
G7	–	0,69	–

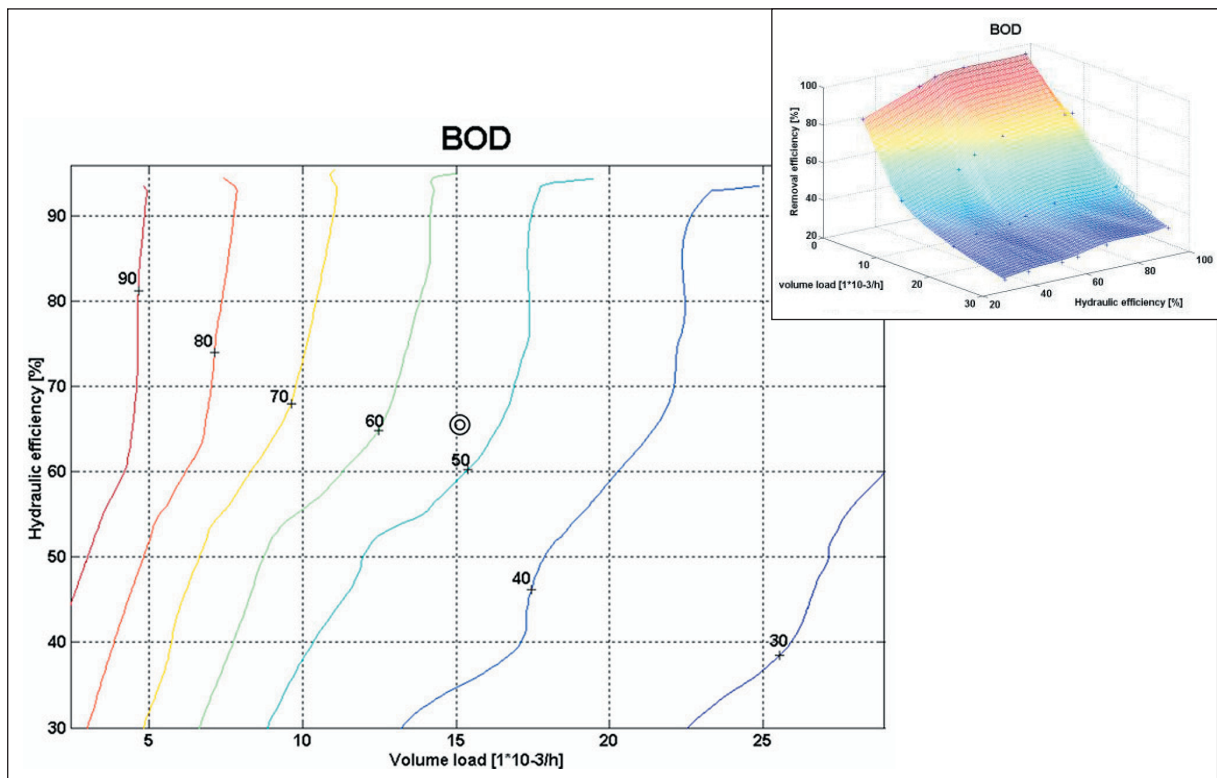
Bilaga B: Samband mellan hydraulisk effektivitet, volymbelastning och avskiljning

Nedanstående figurer visar sambandet mellan hydraulisk effektivitet, volymbelastning och avskiljning av suspenderat material (TSS), BOD, kväve (N) och fosfatfosfor (PO₄). Isolinjerna i diagrammet representerar avskiljningen av föroreningen i procent. Beroende på dammens volymbelastning och hydrauliska effektivitet kan motsvarande avskiljning utläsas i diagrammet.

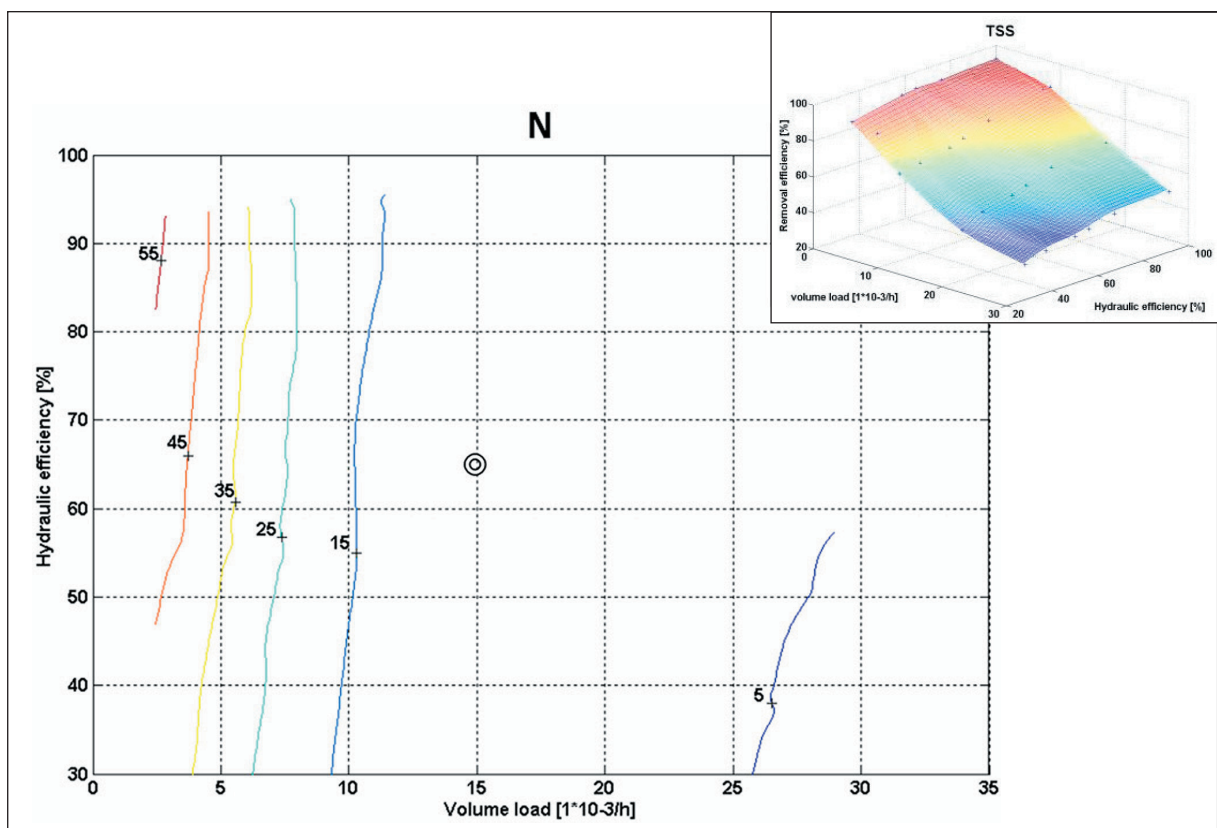
Den svarta ringen avser exemplet enligt kap. 6.3. Den hydrauliska effektiviteten uttrycks här enligt skalan 1–100 %, där 100 % motsvarar 1,0 (plugg-flöde). Enhet för volymbelastningen är $1 \cdot 10^{-3}/h$.



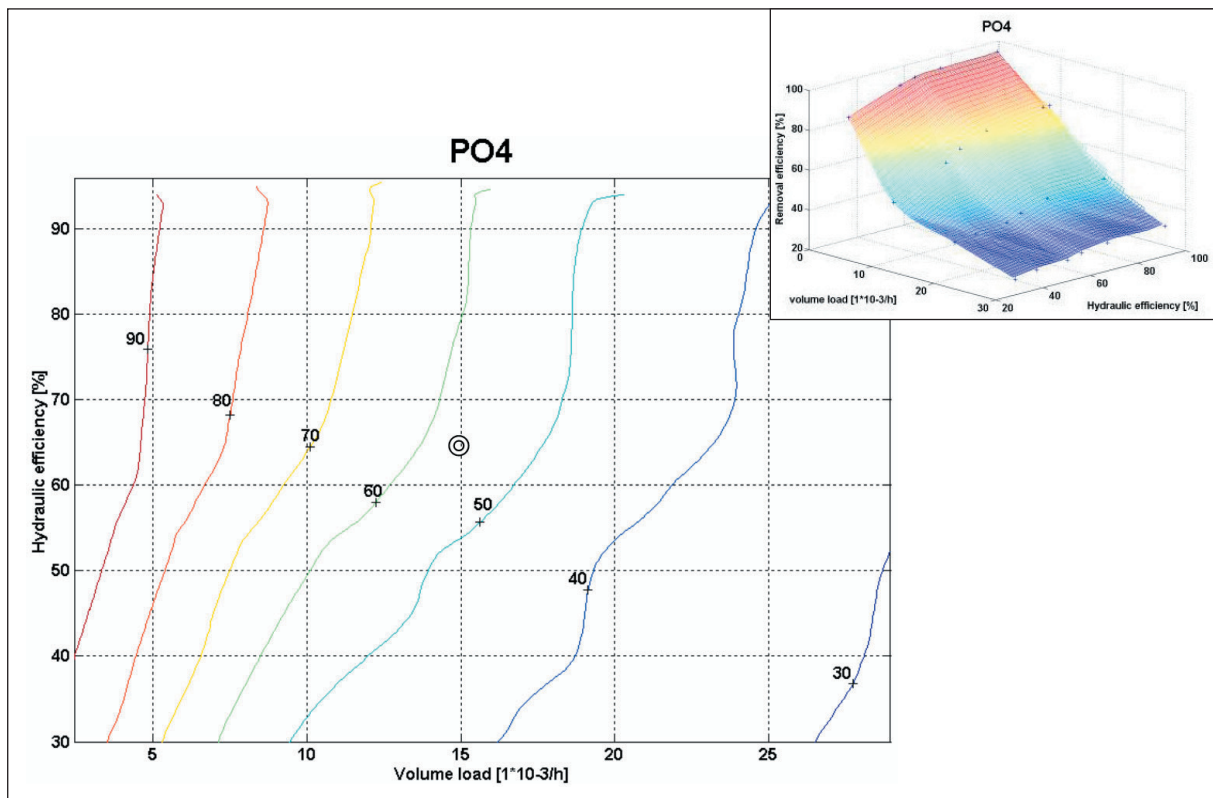
Figur B-1. Avskiljning av TSS som funktion av volymbelastning och hydraulisk effektivitet. Den svarta ringen avser exemplet enligt kapitel 6.3. (I ovanstående figur redovisas den hydrauliska effektiviteten i skalan 0–100 %, där 100 % motsvarar 1,0.)



Figur B-2. Avskiljning av BOD som funktion av volymbelastning och hydraulisk effektivitet. Den svarta ringen avser exemplet enligt kapitel 6.3. (I ovanstående figur redovisas den hydrauliska effektiviteten i skalan 0–100 %, där 100 % motsvarar 1,0.)



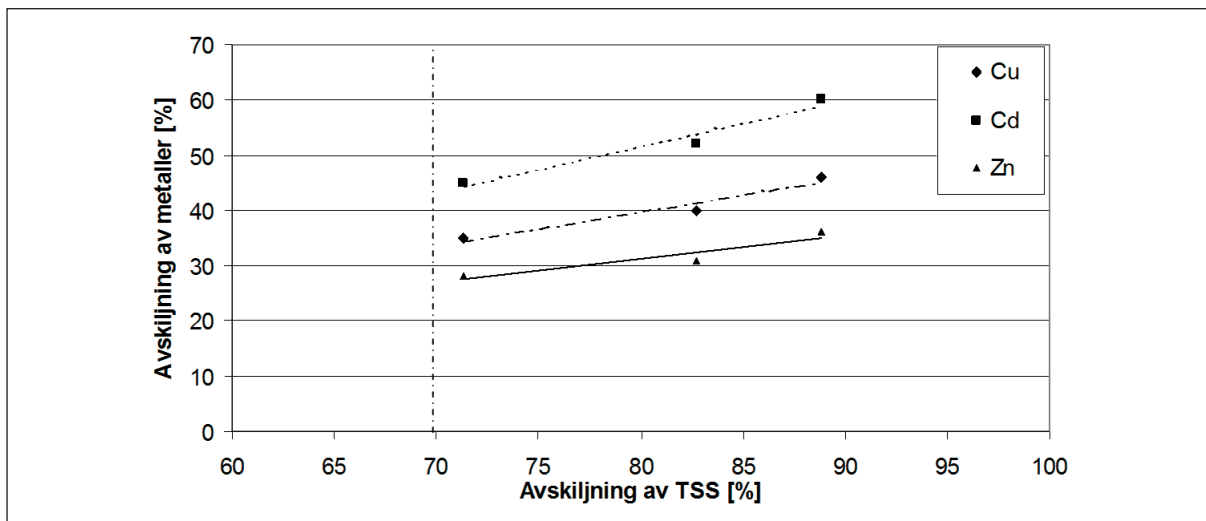
Figur B-3. Avskiljning av N som funktion av volymbelastning och hydraulisk effektivitet. Den svarta ringen avser exemplet enligt kapitel 6.3. (I ovanstående figur redovisas den hydrauliska effektiviteten i skalan 0–100 %, där 100 % motsvarar 1,0.)



Figur B-4. Avskiljning av N som funktion av volymbelastning och hydraulisk effektivitet. Den svarta ringen avser exemplet enligt kapitel 6.3. (I ovanstående figur redovisas den hydrauliska effektiviteten i skalan 0–100 %, där 100 % motsvarar 1,0.)

Bilaga C: Samband mellan avskiljning av TSS och metallerna koppar, kadmium och zink

Nedanstående figur visar sambandet mellan avskiljning av suspenderat material och avskiljning av tungmetallerna koppar, kadmium och zink. Utifrån bedömd avskiljning av suspenderat material kan diagrammet utnyttjas för att utläsa aktuell metallavskiljning. Den streckade linjen avser exemplet enligt kapitel 6.3.



Figur C-1. Avskiljning av Cu, Cd och Zn som funktion bedömd avskiljning av TSS. Den streckade linjen avser exemplet enligt kapitel 6.3.

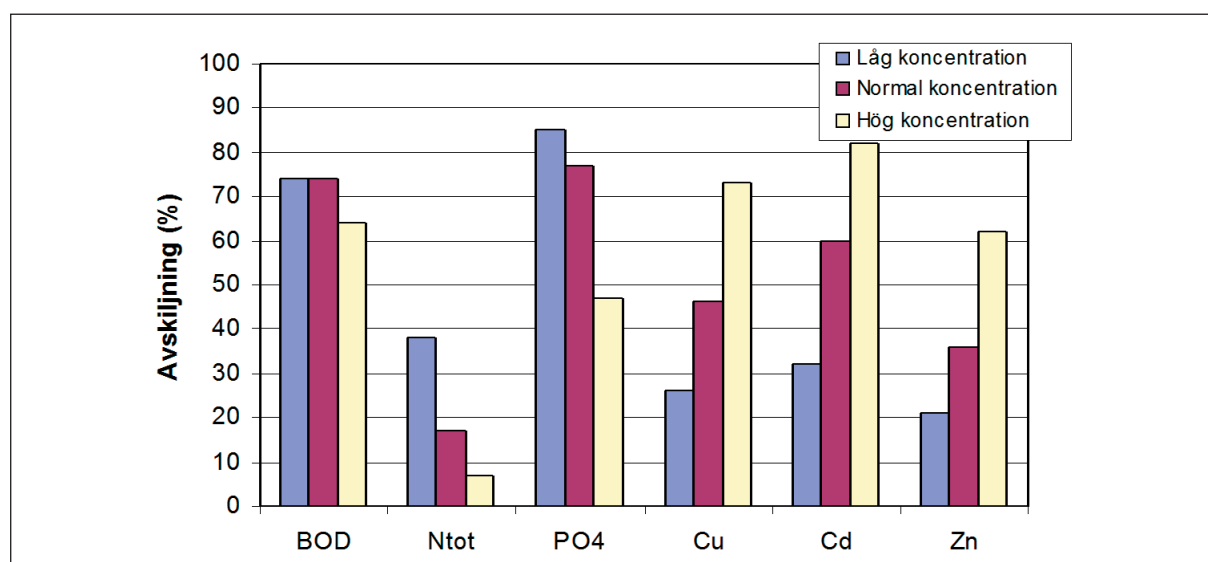
Bilaga D: Samband mellan avskiljning och dagvattnets föroreningsinnehåll

Nedanstående tabell kan användas för att klassa dagvattnets föroreningsinnehåll.

Tabell D-1. Föroreningskoncentrationer som använts i studien.

Ämne	"Normal" koncentration	"Låg" koncentration	"Hög" koncentration	Basflödes-koncentration	Enhet
TSS	100	30	400	5	mg/l
Cd	0,5	0,15	1,5	0,05	µg/l
Cu	30	15	100	5	µg/l
Zn	130	50	400	10	µg/l
Tot-N	1,8	0,6	3,5	0,2	mg/l
PO ₄	100	25	300	0,01	µg/l
BOD	0,075 · TSS	0,075 · TSS	0,075 · TSS	0,075 · TSS	mg/l

Nedanstående beräkningsresultat för effekten på avskiljningen av inkommande föroreningskoncentrationer ligger till grund för tabellen med korrigeringsfaktorer.



Figur D-1. Inverkan av dagvattnets föroreningsinnehåll (se kap 5.1) på avskiljningen av metaller, BOD och närsalter. Ytbelastningen är 9,8 mm/h i samtliga fall.

Beräkningarna är gjorda för ett medelflöde, men det kan antas att det relativa förhållandet mellan reduktionsfaktorerna är detsamma även vid andra flöden. Avlästa avskiljningar som en effekt av hydraulisk effektivitet och volymbelastning skall således korrigeras med nedanstående faktorer beroende på dagvattnets sammansättning.

Tabell D-2. Korrigeringsfaktorer för bedömda avskiljningar med avseende på inkommande vattens föroreningsinnehåll.

Korrigeringsfaktor för avskiljning m.h.t föroreningsinnehåll							
Föroreningskoncentration	TSS	BOD	N-tot	PO4	Cu	Cd	Zn
Låg koncentration	0,7	1	2,2	1,1	0,6	0,5	0,6
Medel koncentration	1	1	1	1	1	1	1
Hög koncentration	1,1	0,9	0,4	0,6	1,6	1,4	1,7



Box 47607 117 94 Stockholm

Tfn 08 506 002 00

Fax 08 506 002 10

E-post svensktvatten@svensktvatten.se

www.svensktvatten.se