

UPTEC W04001  
ISSN 1401-5765

Examensarbete  
M.Sc. Thesis Work

**Modellstudie av föroreningsretention i Bäckaslövs våtmark**  
Tillämpning av modellverktygen MIKE SHE WET och MIKE 21

Emma Bosson  
Februari 2004

## Referat

Anläggandet av konstgjorda våtmarker och sedimenteringsdammar har varit intensivt under nittioalet och ekologisk dagvattenhantering har blivit mycket populärt i Sveriges kommuner. DHI Water and Environment bedriver i samarbete med Chalmers tekniska Högskola samt Växjö och Örebro kommuner ett forskningsprojekt kring anlagda dammar och våtmarker. Meningen är att resultaten ska kunna användas vid såväl uppföljningsarbete av befintliga dammar samt vid anläggandet av nya dagvattenanläggningar. Detta examensarbete ingår som en del av ovan nämnda forskningsprojekt. Arbetet har tillämpats på Bäckaslövs dagvattenanläggning i Växjö. Anläggningen består av en sedimenteringsdamm med efterföljande våtmark. Modellstudier har utförts i två olika modellprogram, MIKE SHE WET och MIKE 21. MIKE SHE WET har inte tidigare använts i praktiken och har därför testats för att undersöka om programmet uppfyller sitt syfte. Programmet har utformats för att kunna simulera växternas påverkan på kväve- och fosforretentionen. Med hjälp av MIKE 21 har simuleringar utförts för att undersöka hur våtmarkens geometri kan förändras för att få en optimerad avskiljning av kväve, fosfor och suspenderat material. Simuleringar har också utförts för att undersöka hur våtmarken skulle fungera utan uppströms liggande sedimenteringsdamm. Resultaten visar på att MIKE SHE WET måste vidareutvecklas för att kunna beskriva de biologiska och kemiska processer som pågår i våtmarken. Arbetet har lett fram till ett antal konkreta åtgärdsförslag för att förbättra programmet och modellen har potential att bli ett viktigt hjälpmedel i framtida forskning kring våtmarker. MIKE 21-simuleringarna har visat mycket goda resultat. Resultaten visar på att våtmarken idag inte har optimal utformning för att kunna rena det dagvatten som flödar in i den. Om våtmarken utformas så att vattnet får en större spridning i området kommer reningen av såväl suspenderat material som kväve och fosfor att förbättras.

Nyckelord: Dagvatten, våtmark, MIKE 21, MIKE SHE

## Abstract

During the nineties, ecological handling of urban storm water became very popular in Sweden. Together with Chalmers University of Technology and two Swedish communities, DHI Water and Environment has been doing research of storm water ponds and constructed wetlands. This thesis work is a part of that research project. The work has been applied at the Bäckaslöv storm water treatment plant in Växjö, Sweden. The plant consists of one storm water pond and a downstream constructed wetland. Simulations in two different modelling programs, MIKE SHE WET and MIKE 21 have been performed. MIKE SHE WET has never been used in practical work. The purpose of the program is to describe chemical and biological processes in wetlands and how the plants affect the retention of nutrients in the water. Since the program never has been used before, the main work has been to test the model to investigate whether it fulfil its purpose or not. MIKE 21 has been used to describe how the geometry influences the retention of suspended material, nitrogen and phosphorus. MIKE 21 has also been used to study how the wetland works without the storm water pond. To be able to describe the natural processes going on in wetlands the program MIKE SHE WET has to be further developed. The work has yet resulted in a package of measures that can improve the model. Science is in need for a model like MIKE SHE WET. If the program will be edited it can contribute a lot to the research of wetlands and storm water treatment. The simulations in MIKE 21 show that today's shape of the wetland is not most favourable. If the water was spread over a bigger area the retention of nitrogen, phosphorus and suspended material would increase.

Keyword: Storm water, wetlands, MIKE 21, MIKE SHE

ISSN 1401-5765

Examensarbetet har utförts på DHI Water and Environment inom ramen av ett FoU-projektet kring dagvattenhantering. Projektets namn är "Lokala och regionala effekter av våtmarker och dagvattendammar som en integrerad del i ett avrinningsområde – Förutsägelse och uppföljning".Handledare på företaget var Maria Vikström. Ämnesgranskare var Allan Rodhe, institutionen för geovetenskaper avdelningen för hydrologi vid Uppsala Universitet.

Ett stort tack till mina handledare Maria Vikström och Lars-Göran Gustafsson på DHI som har varit en stor hjälp i mitt arbete. Jag har fått svar på en mängd frågor men också bra uppmuntran och motivation till att gå vidare de gånger jag har stött på problem genom arbetets gång.

Ett tack även till övrig personal på DHI, Alf för att du hjälpte till med provtagningar, Åsa för trevliga pratstunder och Lars för hjälp med foton och installation av program.

Peter Viaene på DHI Danmark har varit till stor hjälp vad det gäller programtekniska frågor i MIKE SHE WET. Ett stort tack för att du tagit dig tid och hjälpt till att lösa de problem som dykt upp under arbetets gång. Jonas German har bidragit med data till MIKE 21-modellerna och varit till hjälp vid arbetet med MIKE 21.

# Innehållsförteckning

<b>1</b>	<b>INLEDNING</b> .....	<b>1</b>
<b>2</b>	<b>BAKGRUND</b> .....	<b>2</b>
2.1	DAGVATTEN.....	2
2.2	VÅTMARKER OCH EKOLOGISK HANTERING AV DAGVATTEN.....	2
2.3	MIKROBIELLA PROCESSER I VÅTMARKER.....	3
<b>3</b>	<b>MATERIAL OCH METODER</b> .....	<b>5</b>
3.1	OMRÅDESBESKRIVNING – BÄCKASLÖVS VÅTMARK.....	5
3.2	MODELLVERKTYGET MIKE 21.....	7
3.2.1	Hydraulisk effektivitet.....	11
3.2.2	Samband mellan hydraulisk effektivitet, volymsbelastning och avskiljning.....	12
3.3	MODELLVERKTYGET MIKE SHE.....	13
3.3.1	MIKE SHE Water Movement.....	13
	<i>Interception/Evapotranspiration</i> .....	14
	<i>Ytavrinning</i> .....	15
	<i>MIKE 11 – beskrivning av vattendrag</i> .....	15
	<i>Omättad zon</i> .....	16
	<i>Mättad Zon</i> .....	17
3.3.2	Beskrivning av advektion och dispersion i MIKE SHE.....	17
3.4	BESKRIVNING AV KEMISKA OCH BIOLOGISKA PROCESSER.....	18
3.4.1	Kemiska processer i MIKE SHE WET.....	18
3.4.2	Biologiska processer i MIKE SHE WET.....	20
3.5	SAMMANFATTNING AV MODELLERNA.....	22
3.6	MÄTNINGAR I BÄCKASLÖV.....	22
3.6.1	Data för modellberäkningarna av Bäckaslövs våtmark.....	22
3.6.2	Sedimentprovtagning i Bäckaslövs våtmark.....	25
<b>4</b>	<b>UTFÖRANDE</b> .....	<b>27</b>
4.1	BEHANDLING AV MÄTDATA.....	27
4.2	MODELLERING MED HJÄLP AV MIKE SHE.....	29
4.2.1	Regional och lokal modell över Bäckaslöv.....	29
4.2.2	Indata växtlighet.....	30
	<i>Beskrivning av växter i Water Movement</i> .....	30
	<i>Beskrivning av växter i AD modulen</i> .....	31
4.2.3	Kalibrering av MIKE SHE, lokal modell.....	32
4.3	MODELLERING MED HJÄLP AV MIKE 21.....	33
4.3.1	Kalibrering av MIKE 21.....	34
<b>5</b>	<b>RESULTAT</b> .....	<b>36</b>
5.1	RESULTAT MIKE SHE WET.....	36
5.1.1	Resultat MIKE SHE Water Movement.....	36
5.1.2	Resultat Advektions-Dispersion beräkningar i MIKE SHE WET.....	36
5.2	RESULTAT MIKE 21.....	38
5.2.1	Resultat av HD- och AD-beräkningar på de olika geometrierna.....	38
5.2.2	Kalibreringsresultat av MT- och WQ-modulen.....	39
5.2.3	Resultat från försök med olika geometrier.....	41
5.2.4	Resultat från försök då dammen tagits bort.....	42
5.3	RESULTAT AV SEDIMENTPROVTAGNINGAR.....	42
<b>6</b>	<b>DISKUSSION OCH SLUTSATS</b> .....	<b>44</b>
6.1	MIKE 21.....	44
6.2	MIKE SHE WET.....	45
<b>7</b>	<b>REFERENSER</b> .....	<b>47</b>
<b>8</b>	<b>ORDLISTA</b> .....	<b>49</b>

## 1 INLEDNING

DHI Water and Environment bedriver i samarbete med Chalmers Tekniska högskola samt Växjö och Örebro kommuner ett forsknings- och utvecklingsprojekt kring dagvattenrening. Projektet startades under 2001 och går under namnet "Lokala och regionala effekter av våtmarker och dagvattendammar som en integrerad del i ett avrinningsområde – Förutsägelse och uppföljning". Projektets syfte är att ta fram och testa en generell metodik för att kunna modellera viktiga processer i kedjan från föroreningskälla till recipient. Hittills i projektet har fokus legat på modellering av dagvattendammar och resultaten har gett god kunskap om hur dammarna fungerar under olika hydrologisk belastning samt under olika föroreningsbelastning. Meningen är att resultaten ska kunna användas såväl vid uppföljningsarbete av befintliga dammar som vid anläggande av nya dagvattenanläggningar. Noggranna studier har utförts på dagvattendammar i Bäckaslöv, Växjö samt i Krubban, Örebro. Bäckaslöv i Växjö består av en dagvattendamm med en efterföljande våtmark.

Syftet med detta examensarbete är att med hjälp av modellverktygen MIKE SHE WET och MIKE 21 studera de biologiska och kemiska processerna i våtmarken. MIKE SHE WET beräknar vattenflöden från nederbörd och avdunstning till grundvatten medan MIKE 21 endast beräknar flöden av ytvatten. MIKE SHE WET är ett alldeles nytt modellprogram som utvecklats för att beskriva de processer som pågår i våtmarker. Programmet har inte tidigare testats eller använts på en befintlig våtmark. Första delmålet med arbetet i MIKE SHE WET blir därför att undersöka om modellen uppfyller sitt syfte och kan beskriva det den är ämnad för. Målet med arbetet är att, efter kalibrering av de två modellerna, utföra simuleringar för att undersöka hur följande faktorer påverkar reningen av dagvattnet:

- Våtmarkens geometriska utformning
- Hur våtmarken fungerar utan ovanliggande sedimenteringsdamm
- Vilka växter som ger maximalt näringsupptag
- Hur reningen av vattnet påverkas av att växterna i våtmarken skördas och när på året det i så fall är optimalt att skörda

En jämförelse av de olika modellverktygens förmåga att beskriva processerna ska också utföras. Vikten ligger mer på att få modellerna att beskriva processerna och få rimliga och förklarliga utdata än att uppnå en exakt kalibrering mot de mätdata som finns. Mätdata är på många sätt bristfälliga och därför kommer det inte att läggas tid på noggrann kalibrering mot dessa.

För att underlätta för läsaren är en ordlista placerad sist i rapporten. Här förklaras vissa ord och uttryck som inte definieras i den löpande texten.

## **2 BAKGRUND**

### **2.1 DAGVATTEN**

Dagvatten är det vatten som inte kan infiltreras i marken, istället rinner det av från hårdgjorda ytor som exempelvis vägar, tak och parkeringsplatser. Även dräneringsvatten från byggnader räknas till dagvatten. För att tekniskt säkerställa byggnader, parkeringsplatser och andra anläggningar i stadsmiljön måste dagvattnet ledas bort. Idag görs det oftast via ledningar direkt ut i recipienten. Vissa kommuner har även kombinerade system där spillvatten och dagvatten leds bort i samma ledningar. Vid stora regn blir belastningen på avloppsreningsverken mycket stor och risken för bräddning är betydande. Ett separat system som avleder dagvattnet vore då att föredra. Då dagvattnet framförallt rinner av från ytor i urbana områden tar det med sig en mängd föroreningar till recipienten. Genom ökad exploatering ökar också mängden dagvatten och med det belastningen på recipienterna. Det är därför av största vikt att ett hållbart omhändertagande av dagvatten uppnås.

Förutom de föroreningar som regnvattnet tar med sig i form av atmosfäriska föroreningar innehåller dagvattnet en mängd andra föroreningar. Trafiken står för en stor del genom att gummirester från bildäck, oljerester och olika avgaser lägger sig på vägbanan och sedan löses upp av regnvattnet och spolats bort. Trafiken kan inte ensam skyllas för problemet, olika byggnadsmaterial bidrar också med föroreningar. Korrosion av koppar är ett exempel på detta. Även djurspillning bidrar med föroreningar. Man har upptäckt högre bakteriehalter i dagvatten från områden där djur rastas. Djurspillningen bidrar också med höjda halter av näringsämnen som kväve och fosfor.

### **2.2 VÅTMARKER OCH EKOLOGISK HANTERING AV DAGVATTEN**

Teknisk rening av dagvatten i reningsverk är ett problem och inte ekonomiskt hållbart då det oftast rör sig om stora volymer, varierande flöden och små föroreningskoncentrationer. Istället får man koncentrera sig på olika typer av ekologisk rening. Genom att utnyttja de naturliga reningsprocesser som pågår i vattendragen på vattnets väg ut mot haven kan kvalitén på dagvattnet genomgå en betydande förbättring och belastningen på recipienten minskar. De naturliga reningsprocesserna kräver tid för att verka och därför måste dagvattnets transport från regn till recipient fördröjas (Halmstad kommun, 1991).

Sverige har sedan istiden varit rikt på sjöar och naturliga våtmarker. Under 1850-talet började man dock sänka nivåerna i många sjöar. Stora områden torrlades för att tillgodose behovet av mer odlingsmark till den allt mer växande befolkningen. Tre miljoner hektar våtmark beräknas ha försvunnit till följd av invallning och utdikning (Leonardsson, 1990). Då våtmarkerna fungerar som naturliga reningsverk och utjämningsmagasin har följden av detta blivit att vatten transporteras snabbare ut i sjöar och hav. Detta innebär även en ökad kväve- och fosforbelastning i limniska och marina vattensystem. Under senare år har det blivit allt vanligare att restaurera våtmarker, men även att anlägga konstgjorda våtmarker för att minska flödesvariationer och näringsbelastning. Det har även blivit vanligare att kommuner anlägger våtmarker för att ta hand om sitt dagvatten. Mindre våtområden som tar hand om vattnet som rinner av från de större vägarna i landet har också blivit en allt mer vanlig syn. Belastningen på recipienterna minskar och våtmarken kan dessutom vara en trevlig oas i stadsmiljön.

En våtmark är ett område där vatten under stor del av året finns nära under, på eller strax över markytan samt där mer än 50 % av vegetationen är hydrofil (Löfrot, 1991). Genom att anlägga eller restaurera våtmarker kan vi återställa en del av den obalans som uppstått i

kvävekretsloppet under det senaste seklet. I våtmarkerna ges de naturliga processerna tid att verka och vi får ett renare vatten som når sjöar och hav. Suspenderat material sedimenterar till botten, många föroreningar som tungmetaller och oljerester är partikulärt bundna och kommer på så vis att fastläggas i sedimentet. Det pågår också biologiska och kemiska processer som reducerar föroreningsmängderna i dagvattnet. Växterna kan binda metaller och de tar upp näring som kväve och fosfor. Kväve i form av nitrat och ammonium omvandlas till ”ofarlig” kvävgas genom nitrifikations- och denitrifikationsprocesser. Kvävgasen återgår till atmosfären.

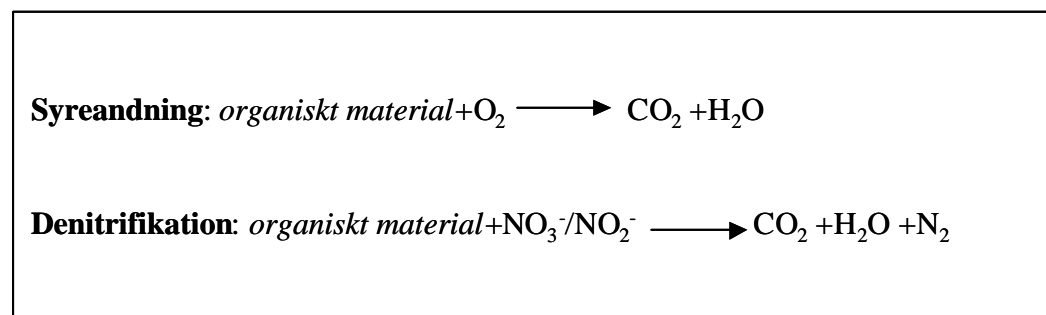
Ekologisk rening av dagvatten innebär, förutom mindre belastning på recipienten, även ett mervärde för samhällets invånare. Genom anläggning av dagvattendammar, våtmarker och översilningsytor skapas trevliga rekreationsområden och den biologiska mångfalden i stadsmiljön gynnas.

### 2.3 MIKROBIELLA PROCESSER I VÅTMARKER

Förutom sedimentation av partikulärt material och att växterna tar upp och binder näring i sin biomassa pågår mikrobiella processer i vattnet som påverkar retentionen av kväve. Nedan beskrivs kort nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna som pågår i våtmarker.

Mikrobiell retention av kväve sker genom två skilda metaboliska processer, den assimilativa processen och den dissimilativa. I den assimilativa processen som utförs av svampar, bakterier, växter och alger byggs kväve in i cellvävnaden och i den dissimilativa processen utnyttjas kväve som elektronacceptor. De oxiderade kväveföreningarna används då som elektronacceptorer för de elektroner som avges vid oxidationen av organiska material. Den dissimilativa processen utförs av anaeroba och aeroba bakterier.

Denitrifikationsprocessen är en dissimilativ process där kväveoxider reduceras till kvävgaser. Denitrifikationen är en respirationsprocess som kan jämföras med vanlig syreandning och denitrifierarna utnyttjar oftast organiskt kol som energikälla, se figur 1.



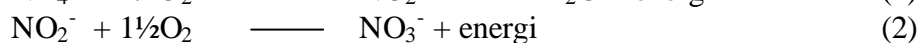
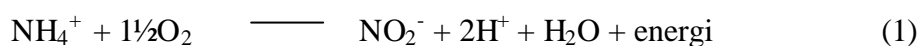
Figur 1. Denitrifikation jämfört med syreandning.

Det finns i huvudsak tre villkor som skall uppfyllas för att denitrifikation ska ske, tillgång till nitrat och organiskt material för bakterierna samt en syrefri miljö. (Ingesson, 1996). Våtmarker för behandling av dagvatten tar ofta emot ett mycket näringsrikt vatten. På grund av detta uppstår det mycket sällan nitratbrist i denna typ av våtmark.

Det har visat sig att denitrifikationsintensiteten ökar nästan 5 gånger i odränerade marker jämfört med jordar som är dränerade. Detta visar att en syrefri miljö har mycket stor betydelse för denitrifikationen (Brady et al, 2002).

Denitrifierarna förekommer till större del i jord än i vatten på grund av att tillgången på kol är större i jorden. Således finns det fler denitrifikationsbakterier i sedimenten än i det fria vattnet i våtmarkerna. Förutsättningen för denitrifikation är störst i områden som har varierande aeroba och anaeroba zoner. Här kan nitrifikationsbakterier i aerob miljö förse denitrifikationsbakterierna i den anaeroba miljön med nitrat.

Nitrifikationsprocessen, då ammoniumkväve omvandlas till nitratkväve, utförs framförallt av autotrofa bakterier. Nitrifikation sker i huvudsak i aerob miljö. Processen sker i två steg och utförs av två olika grupper av bakterier, nitrosomoner och nitrobakter. I det första steget omvandlas ammonium till nitrit, nitritet omvandlas sedan genast av nitrobakter, till nitrat. Processerna beskrivs i enkel form i ekvation 1 och 2. Intensiteten hos nitrifierarna är starkt relaterad till vattenhalten i marken, maximal aktivitet nås vid en mättnadsgrad kring 60 %. Även temperaturen är en viktig faktor. Bakterierna trivs bäst vid en temperatur mellan 20 och 30°C, aktiviteten är mycket låg vid temperaturer under 5°C (Brady et al, 2002).



Denitrifikationen är en av de mikrobiella processerna i naturen som påverkas mest av omgivningen. Detta beror på att det är så många faktorer som påverkar processen. Flera av faktorerna verkar både stimulerande och hämmande varför det är svårt att beskriva processen och urskilja effekterna av förändringar i omgivningen (Ingesson, 1996). Ett exempel på detta är att växterna konkurrerar med denitrifierarna om nitraten, men samtidigt bidrar de med energi i form av organiskt kol. Denitrifikationen gynnas av en hög vattentemperatur, god nitrattillgång och ett neutralt pH. I våtmarker sker den huvudsakliga denitrifikationen i ytsedimentet där det är låg syrehalt och tillgången på organiskt kol är hög.

Vattenväxter har visat sig ha god inverkan på kväveretentionen i våtmarker. Tester tyder på att växtligheten stimulerar denitrifikationen. Det syre som växterna producerar används vid nitrifikation av ammonium till nitrat, nitraten används sedan av denitrifierarna och reduceras till kvävgas. Undersökningar har visat att ett bevuxet sediment har en mångdubbelt högre denitrifikation än ett sediment utan växter. (Ingesson, 1996)



### 3 MATERIAL OCH METODER

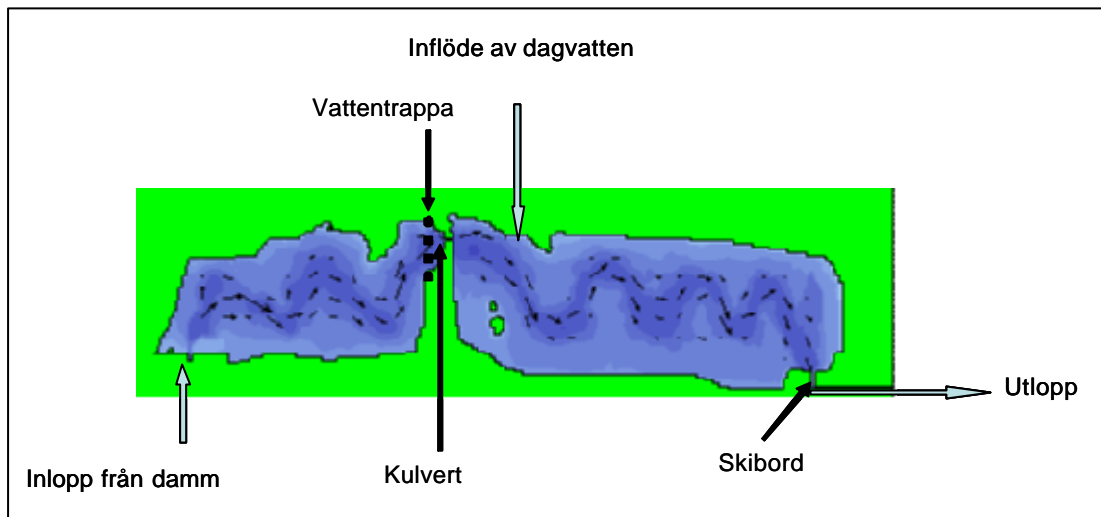
#### 3.1 OMRÅDESBESKRIVNING – BÄCKASLÖVS VÅTMARK

Bäckaslövs våtmark färdigställdes 1994 och är belägen på en gammal skjutbana som tillhörde Kronobergs regemente. Anläggningen är belägen väster om Växjö centrum och har sitt utlopp i Södra Bergundasjön, figur 2. Våtmarken tar emot dagvatten från ett avrinningsområde på 320 hektar varav 140 hektar är hårdgjort yta. Marken i avrinningsområdet består till 60 % av industri- och kontorslokaler och resten är bostadsområden. Genomfarter med relativt tung trafik går också genom avrinningsområdet och bidrar med föroreningar till dagvattnet. Våtmarken föregås av en dagvattendamm på 18000 m<sup>2</sup> medan själva våtmarken har en area på ca 50000 m<sup>2</sup>. Från dammen regleras flödet in till våtmarken med hjälp av två så kallade cyklonbromsar. Dessa ger ett flöde på max 400 l/s ut till våtmarken. Mitt i våtmarken finns en kulvert som förbinder de två separata delarna av våtmarken. Innan kulverten är en vattentrappa utplacerad för att få en ökad syrehalt i vattnet. Utloppet från våtmarken regleras med ett skibord och går sedan via en bäck ut i Södra Bergundasjön. Tillrinnande vattenvolym uppskattas till 0,95 Mm<sup>3</sup> per år. 85 % av den tillrinnande vattenvolymen är regnvatten och resten är basflöde från grundvattnet (Johansson, 1997). I figur 3 visas ett flödesschema över våtmarksområdet där även de olika flödesregleringarna är utmärkta.

Dammens uppgift är att fungera som utjämningsmagasin samt att rena dagvattnet från föroreningar, framförallt genom sedimentation av suspenderat material. Avskiljningen av suspenderat material i dammarna har i studier visat sig vara så stor som 69 % (German, 2003). Det är alltså ett betydligt renare vatten som når våtmarken än det som kommer till dammen. Våtmarkens uppgift är att ytterligare reducera halterna av suspenderat material, näringsämnen och tungmetaller. Till skillnad från dammen, där den huvudsakliga processen är sedimentation, är det biologiska och kemiska processer som är de centrala i våtmarken. Föroreningar avskiljs från vattnet genom bland annat näringsupptag i växter samt nitrifikations- och denitrifikationsprocesser.



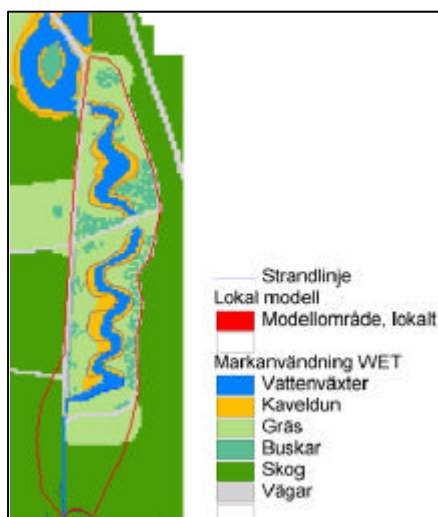
Figur 2. Bäckaslövs våtmark.



Figur 3. Flödesschema över Bäckaslövs våtmark.

Dominerande jordarter i området är morän och torv. I hela avrinningsområdet är det en varierande fördelning mellan dessa jordarter, medan det i våtmarken är övervägande torv. Torvens egenskaper beror på dess nedbrytningsgrad, (Grip och Rodhe, 2000). Torven i Bäckaslöv har inte undersökts med avseende på nedbrytningsgrad. I modellen har den mättade vattenhalten ansatts till 65 % och den effektiva porositeten till 6 %.

Våtmarken är idag i stort sett helt igenväxt av olika makrofyter. Fotot i figur 2 är något missvisande, detta är taget då våtmarken var nyanlagd och inte hunnit växa igen. De huvudsakliga arter som förekommer i området är bredkaveldun, gäddnate, gräs och salixbuskar, figur 4. I den meandrande delen av våtmarken, själva vattendraget, dominerar växtligheten av gäddnate och på sidorna av flodfåran växer det kaveldun.



Figur 4. Vegetation i Bäckaslövs våtmark.

### 3.2 MODELLVERKTYGET MIKE 21

MIKE 21 är ett modellverktyg som tillämpas på ytvatten. Programmet beräknar flöden av vatten och ämnen samt vattennivåer i två dimensioner. Flödet integreras över djupet vilket gör att vattennivåerna kan beräknas, modellen är således "2,5 – dimensionell". Modellen kan appliceras på sjöar, kustområden och vattendrag som inte är stratifierade. Huvudmodulen i MIKE 21 är den hydrodynamiska modulen, HD och den beräknar flöden och vattennivåer i modellområdet. Övriga delmoduler är sedimenttransport, vattenkvalitet, metalltransport och Advektion-Dispersions-modulen. Samtliga moduler använder HD-modulen som bas för respektive beräkningar.

Modellen byggs upp genom att ett gridnät görs över modellområdet. Beräkningar utförs i varje cell i gridnätet och varje cell tilldelas också olika egenskaper. Information om Mannings tal (def. se ordlista), sedimentdjup samt rumsliga variationer i vind och temperatur kan anges för varje cell.

I detta arbete har modulerna för hydrodynamik, advektion- dispersion, sedimenttransport och vattenkvalitet använts. Nedan följer en kort beskrivning av dessa moduler.

I MIKE 21 HD (Hydrodynamik) beräknas vattennivå och flöde i samtliga gridpunkter. Flödes- och nivåvariationerna beskrivs med ekvationerna 3 och 4, konservering av massa och rörelsemängd (MIKE 21 HD-model, 2001).

$$\frac{\partial z}{\partial t} + \frac{\partial p}{\partial x} + \frac{\partial q}{\partial y} = 0 \quad (3)$$

$$\frac{\partial p}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{p^2}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{pq}{h} \right) + gh \frac{\partial z}{\partial x} + \frac{gp\sqrt{p^2 + q^2}}{C^2 \cdot h^2} - \frac{1}{r_w} \left[ \frac{\partial}{\partial x} (ht_{xx}) + \frac{\partial}{\partial y} (ht_{xy}) \right] - \Omega p - f(V)V_x + \frac{h}{r_w} \frac{\partial}{\partial x} p_a = 0 \quad (4)$$

$$\frac{\partial q}{\partial t} + \frac{\partial}{\partial y} \left( \frac{q^2}{h} \right) + \frac{\partial}{\partial x} \left( \frac{pq}{h} \right) + gh \frac{\partial z}{\partial y} + \frac{gq\sqrt{p^2 + q^2}}{C^2 \cdot h^2} - \frac{1}{r_w} \left[ \frac{\partial}{\partial y} (ht_{yy}) + \frac{\partial}{\partial x} (ht_{xy}) \right] + \Omega p - f(V)V_y + \frac{h}{r_w} \frac{\partial}{\partial y} p_a = 0$$

$\zeta$	Vattenståndet [m]
$h(x,y,t)$	Vattendjup[m]
$p, q$	Vattenföring per breddenhet i x och y led. [ $m^3/s/m$ ]
$C(x, y)$	de Chezy resistans [ $m^{1/2}/s$ ]
$g$	Tyngdaccelerationen [ $m/s^2$ ]
$f(V)$	Vindfriktionsfaktor[m/s]
$V$	Vindhastighet [m/s]
$p_a$	Lufttryck [ $kg/m/s^2$ ]
$W$	Coriolisparametern [ $s^{-1}$ ]
$t$	Skärspänning [ $N/m^2$ ]

MIKE 21 AD (Advektion-Dispersion) beräknar spridningen av löst och suspenderat material. Modulen löser advektions-dispersions ekvationen för lösta och suspenderade ämnen i två dimensioner, ekvation 5. Ekvationen är egentligen den samma som ekvationen för massans bevarande. Ekvationen tar hänsyn till flöden och koncentrationer vid källor och sänkor, även

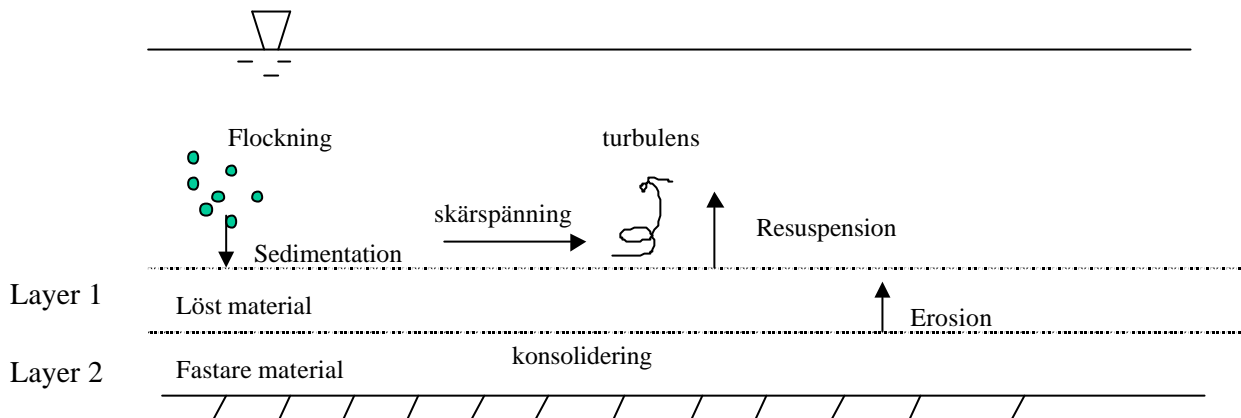
nedbrytning av material inkluderas genom en nedbrytningsterm (MIKE 21, AD-Module, 2001).

$$\frac{\partial}{\partial t}(hc) + \frac{\partial}{\partial x}(uhc) + \frac{\partial}{\partial y}(vhc) = \frac{\partial}{\partial x}\left(h \cdot D_x \cdot \frac{\partial c}{\partial x}\right) + \frac{\partial}{\partial y}\left(h \cdot D_y \cdot \frac{\partial c}{\partial y}\right) - F \cdot h \cdot c + S \quad (5)$$

$c$	<i>koncentration [mg/l]</i>
$u, v$	<i>hastighet i x- och y-led [m/s]</i>
$h$	<i>vattendjup [m]</i>
$D$	<i>dispersionskoefficient [<math>m^2/s</math>]</i>
$F$	<i>linjär nedbrytningskoefficient [<math>s^{-1}</math>]</i>
$S$	<i><math>Q_s \cdot (c_s - c)</math></i>
$Q_s$	<i>flöde vid källa/sänka [m/s]</i>
$C_s$	<i>koncentration vid källa/sänka [mg/l]</i>

Information om värden på  $u$ ,  $v$  och  $h$  i varje tidssteg fås från HD-modulen. AD-modulen har i detta arbete använts för att göra spårämnesförsök som ligger till grund för beräkning av våtmarkens hydrauliska effektivitet, se definition i stycke 3.2.1.

MIKE 21 MT (Sedimenttransport) beskriver erosion, transport och deposition av sand och kohesivt material under påverkan av strömmar och vågor som bildas i vattnet. I MT-modulen är AD-modulen inbyggd för att kunna beskriva koncentrationen av suspenderat material i varje grid- och tidpunkt. Källor och sänkor motsvaras av erosion respektive sedimentation av material. Om material ska erodera eller sedimentera beror på vattenhastigheterna som beräknas i HD-modulen och de kritiska hastigheter för erosion respektive sedimentation som anges i modellen. Man kan definiera upp till 12 olika sedimentlager på botten, varje lager tilldelas speciella egenskaper. I modellen över Bäckaslöv används två olika sedimentlager, processerna i och mellan dessa lager beskrivs i figur 5.



Figur 5. Huvudsakliga processer i MT-modulen.

MIKE 21 WQ (Water Quality) är ett verktyg för att beskriva kemiska och biologiska processer i vattnet. Transporten av lösta ämnen beräknas i AD-modulen. Användaren kan till viss del själv välja vilka ämnen som skall beräknas i WQ-modulen och den delmodul som använts i detta arbete beskriver och beräknar syrehalter, BOD och halter av näringsämnen. Indata till modellen är koncentration av löst syre i inkommande vatten, koncentration av nitrat, ammoniumkväve och fosfatfosfor samt inkommande halter av BOD i löst och partikulär form. En initiell halt av BOD i sedimenten skall också anges.

De processer som påverkar koncentrationerna av kväve och fosfor samt syrehalter i vattnet visas i figur 6-8. En kort beskrivning av processerna följer nedan.

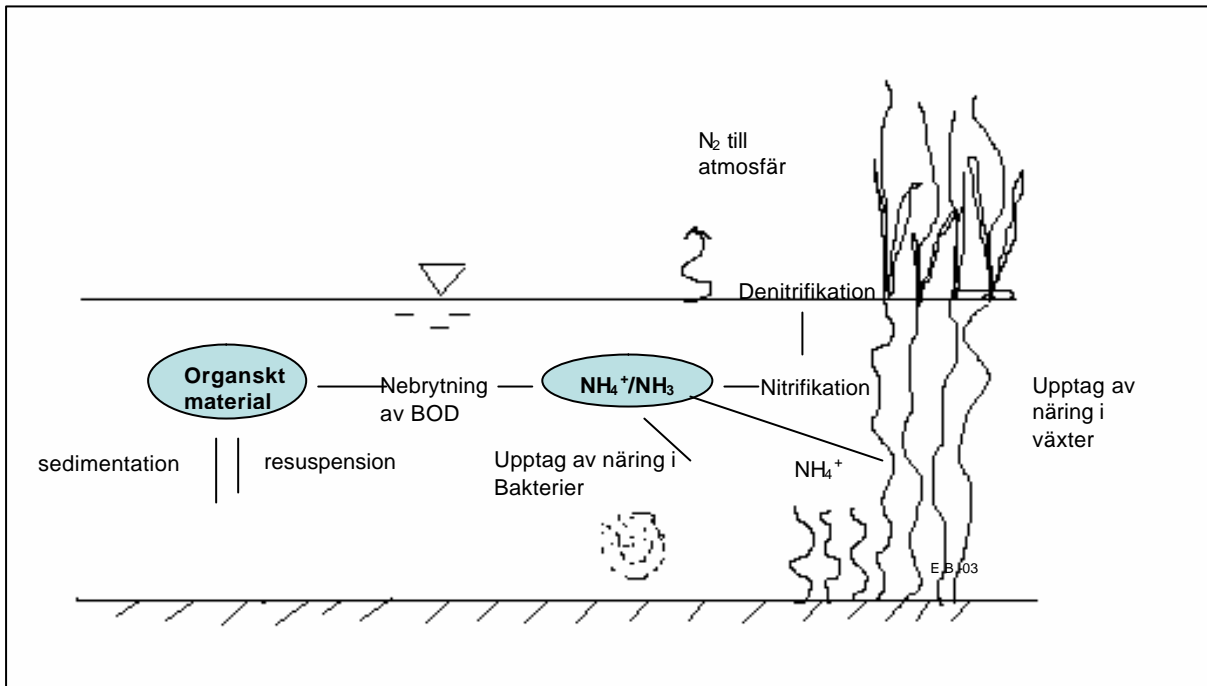
Det är framförallt halterna av kväve och fosfor i in- och utgående vatten studerats i detta arbete. Balansen av syre, ammonium och fosfor i vattnet kan enkelt beskrivas genom följande uttryck:

$dO_d/dt$  = utbyte av syre mellan vatten och atmosfär – nitrifikation – BOD nedbrytning + syreproduktion via fotosyntes – syreförbrukning i sediment

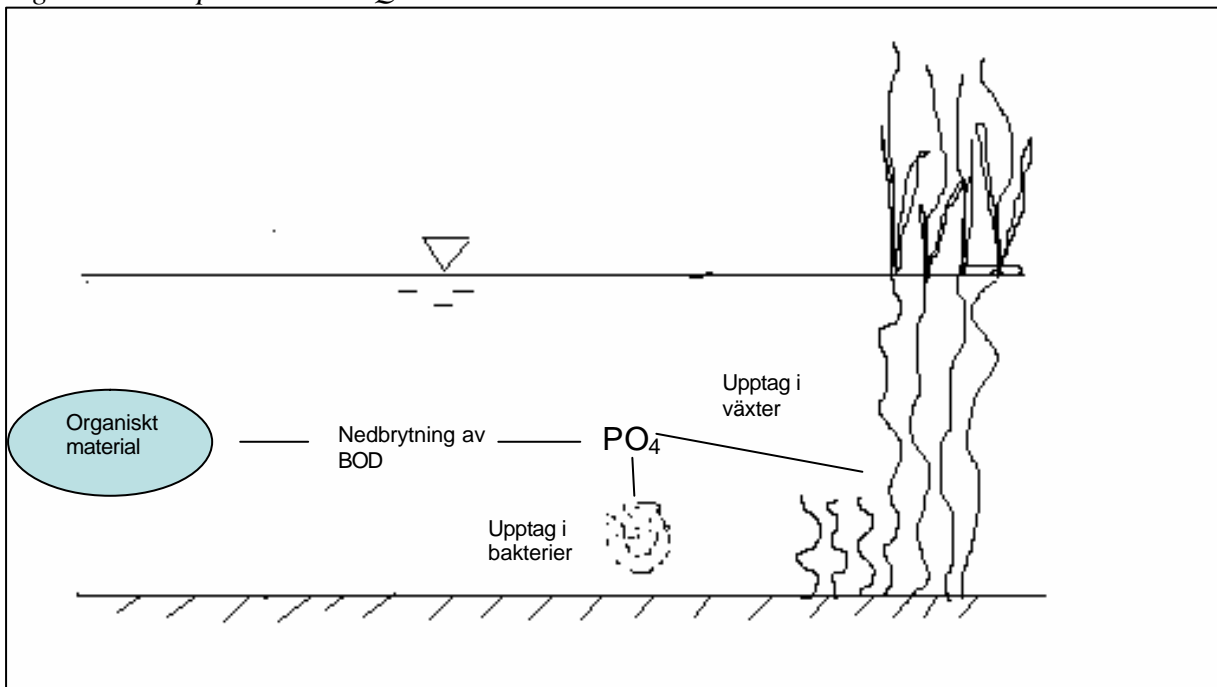
$O_d$  – syrekoncentration i vattnet [mg/l]

$d(NH_3)/dt$  = ammonium som frigörs från BOD nedbrytning – nitrifikation – upptag i växter – upptag av bakterier + heterotrof respiration

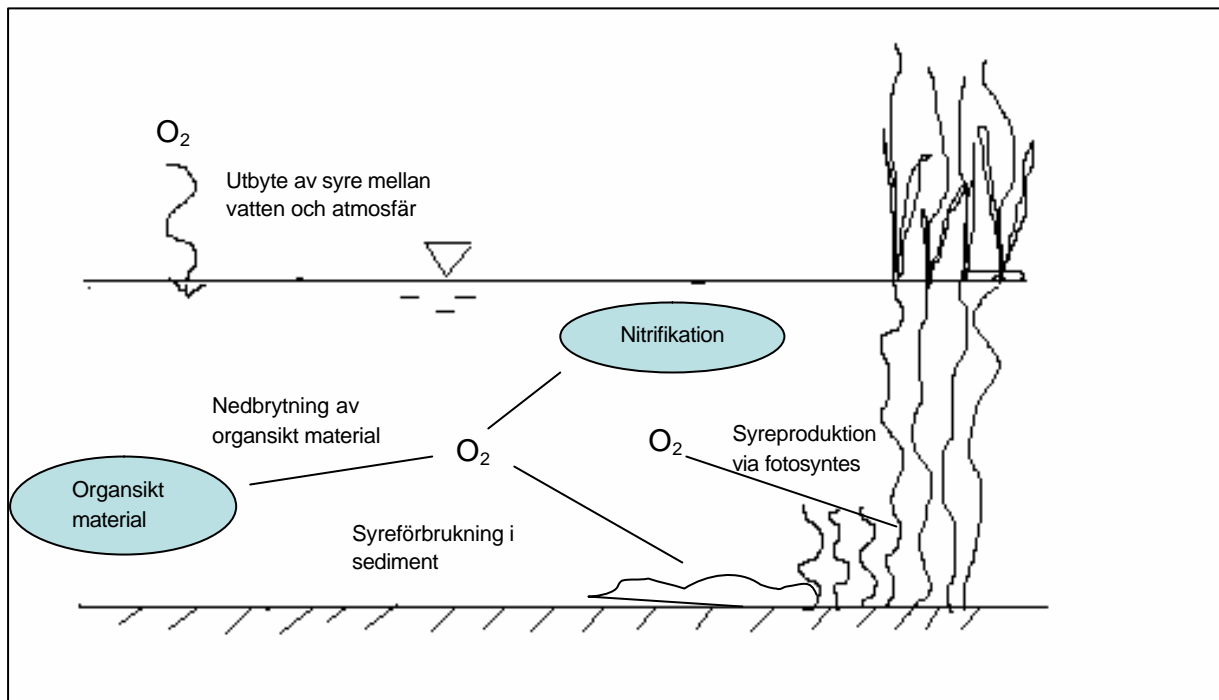
$d(\text{PO}_4)/dt$  = fosfat som frigörs vid BOD nedbrytning – upptag i växter – upptag av bakterier – heterotrof respiration.



Figur 6. Kväveprocesser i WQ-modulen.



Figur 7. Fosforprocesser i WQ-modulen.



Figur 8. Syreprocesser i WQ-modulen.

### 3.2.1 Hydraulisk effektivitet

För att avskiljningen av material ur dagvattnet ska bli så effektiv som möjligt är det mycket viktigt att våtmarken utformas så att det inte blir några ”döda zoner”. Stillastående vatten liksom vatten som går direkt igenom våtmarken bör undvikas. Ett mått på hur väl våtmarken utnyttjas är den hydrauliska effektiviteten (Persson, 1999). Hydrauliska effektiviteten beräknas enligt ekvation 6.

$$I = \frac{t_p}{t_n} \quad (6)$$

$I$  Hydraulisk effektivitet [-]

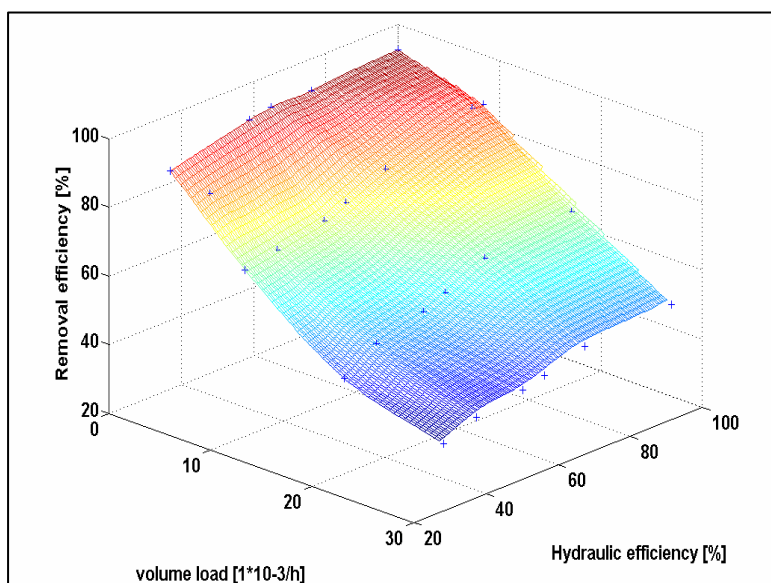
$t_p$  Tid för att uppnå maximal koncentration av spårämnet i utloppet vid injektion i våtmarkens inlopp [s]

$t_n$  Nominella uppehållstiden = volym/flöde [s]

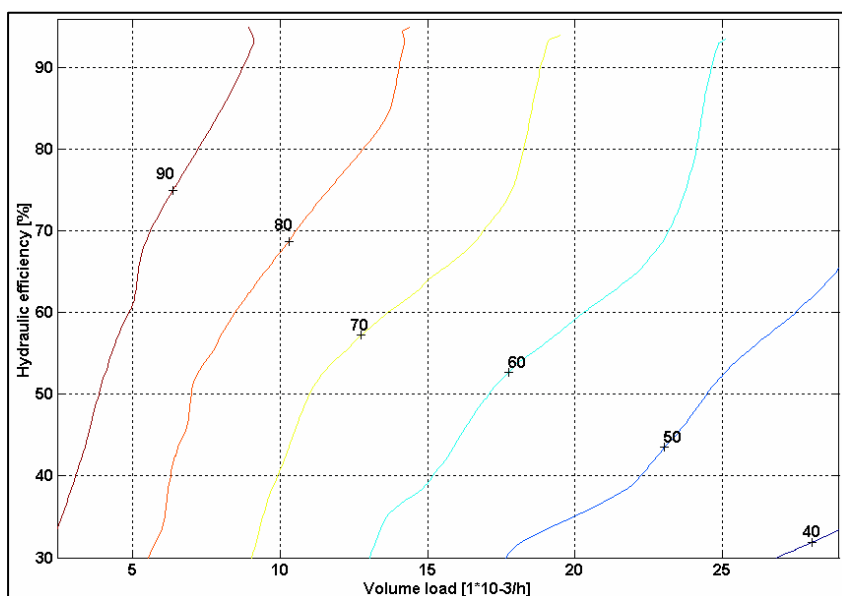
För att optimera avskiljningen av material bör man sträva efter en så hög hydraulisk effektivitet som möjligt. Studier har visat att det finns ett direkt samband mellan avskiljningen av suspenderat material, kväve, fosfor och metaller och den hydrauliska effektiviteten (German, 2003). Beräkning av den hydrauliska effektiviteten har utförts på samtliga geometrier för våtmarken. Beräkningen har utförts med hjälp av ett spårämnesförsök i AD-modulen i M21.

### 3.2.2 Samband mellan hydraulisk effektivitet, volymsbelastning och avskiljning

Tidigare forskning som utförts i samarbete mellan DHI och Chalmers Tekniska högskola har visat på ett samband mellan den hydrauliska effektiviteten, avskiljning av material och volymsbelastningen (German, 2003). Genom att göra modellstudier på ett antal olika dammar har man kunnat visa att den hydrauliska effektiviteten har en stor betydelse för avskiljningen av material. Avskiljningen ökar också med en minskad volymsbelastning, det vill säga vattenföring per volymsenhet. Sambandet mellan avskiljning av suspenderat material, hydraulisk effektivitet och volymsbelastning visas i figur 9. I figur 10 är värdena på avskiljningen, z-axeln, projicerade på basplanet.



Figur 9. Samband mellan hydraulisk effektivitet, volymsbelastning och avskiljning av suspenderat material (German, 2003).



Figur 10. Samband mellan hydraulisk effektivitet, volymsbelastning och avskiljning av suspenderat material. Z-axeln projicerad på basplanet (German, 2003).



### **3.3 MODELLVERKTYGET MIKE SHE**

MIKE SHE är en fysikaliskt baserad, distribuerad modell för modellering av geohydrologiska processer. Modellen kräver en detaljerad beskrivning av avrinningsområdets hydrologi och det ställs därför höga krav på bra fysikaliska indata. Vattnets väg från regn till bäck modelleras och processer på vägen så som infiltration i marken, avdunstning från mark och vegetation och grundvattenflöde beskrivs (Lundin, 2000).

Modellen kan tillämpas på en mängd olika områden relaterade till yt- och grundvattenfrågor. Med hjälp av MIKE SHE kan effekter av mänskliga ingrepp i avrinningsområdet beskrivas och predikteras. Följder av föroreningsläckage från punktkällor men även mer diffusa utsläppskällor som jordbruk och dagvatten kan simuleras och beskrivas. Modellområdet byggs upp av ett rutnät i horisontalld. Områdets olika karaktär och egenskaper fördelas med hjälp av rutnätet.

MIKE SHE består av ett antal delmoduler som är anpassade för olika frågeställningar. Huvudmodulen är MIKE SHE Water Movement som beskriver vattenrörelserna i området. Vid beräkning av förorenings-spridning används MIKE SHE AD. AD står för Advection-Dispersion. I denna modul beskrivs hur föroreningen sprids från sin källa och ut i avrinningsområdet samt hur lång tid det tar för olika föroreningar att spridas.

Modellen kommer inte att beskrivas i detalj. Att sätta sig in i hela MIKE SHE och alla dess delprocesser är ett examensarbete i sig. En kort beskrivning av de centrala delarna och styrande ekvationer i Water Movement- och AD-modulerna följer nedan.

#### **3.3.1 MIKE SHE Water Movement**

Water Movement-modulen ligger till grund för samtliga typer av beräkningar i MIKE SHE. Här beskrivs grundvattentryck, infiltration och perkolation ner till grundvattnet. Eftersom denna modul är grunden även för andra moduler är det av extra vikt att denna delmodul anpassas till verkligheten så noga som möjligt. Indata till Water Movement-modulen är markanvändning, meteorologiska data, topografi, geologiska och markfysikaliska parametrar samt sjöar och vattendrag i området. För kalibrering av modellen krävs även grundvattenobservationer och vattenföringsdata från områdets olika vattendrag.

Vattenrörelserna beräknas olika beroende på om man befinner sig i eller över marken. Beräkningarna av vattenflöden i Water Movement delas in i fem olika komponenter och det är olika ekvationer som styr flödet i de olika komponenterna. De olika komponenterna är:

*Interception/Evapotranspiration*

*Ytavrinning och flöde i vattendrag*

*Omättad zon*

*Mättad zon*

*Snösmältning*

Snösmältningsmodulen har inte använts i detta arbete och därför kommer denna komponent inte att beskrivas närmare.

### ***Interception/Evapotranspiration***

För att beräkna den totala transpirationen tar man hänsyn till följande bidrag

- Interception, dvs det vatten som ligger kvar på växterna efter ett regn och aldrig når marken utan avdunstar direkt från träden.
- Evaporation från markytan
- Evaporation från vatten som ansamlats på marken
- Transpiration via växter

Beskrivningen av avdunstningsprocesserna är i stort sett att en del av regnet fångas upp av vegetationen och avdunstar utan att nå marken. Hur stor del som fångas upp beror på växternas lagringskapacitet av vatten på bladen. Den del som fortsätter ner mot marken kan antingen infiltrera ner till den omättade zonen eller rinna av som ytavrinning. Vattnet som rinner ner i den omättade zonen kan antingen tas upp av växter och avgå som transpiration eller avdunsta direkt från den övre delen av den omättade zonen. Den aktuella evapotranspirationen beräknas ur den potentiella avdunstningen som anges som indata till modellen. Beräkningsmodellen för detta har utvecklats av Kristensen och Jensen, 1975.

Interceptionen beräknas ur ekvation (7). En viss interception,  $I_{\max}$ , måste uppnås innan vatten fortsätter ner till markytan.  $I_{\max}$  beror på växtens lövarea index, LAI, samt en interceptionsparameter  $C_{\text{int}}$ , denna anger hur mycket vatten som kan samlas på bladen.

$$I_{\max} = C_{\text{int}} \cdot LAI \quad (7)$$

Avdunstningen från interceptionen beräknas ur ekvation 8. Avdunstningen beräknas utifrån den potentiella avdunstningen förutsatt att det lagrats tillräckligt mycket vatten på bladen.

$$E_{\text{can}} = \min(I_{\max}, E_p \Delta t) \quad (8)$$

$E_{\text{can}}$                       *Avdunstning från bladverket [mm/h]*  
 $E_p$                               *Potentiell avdunstning [mm/h]*

Transpirationen från växterna beror, förutom av vädret, av rotdjup, rotdensitet, rotdistribution och LAI hos växterna. I en växtdatabas anges vilka växter som finns i modellområdet samt vilka egenskaper de har med avseende på rotdjup, LAI och rotdistribuering. LAI och rotdjup tillåts variera under året. Transpirationen beräknas ur ekvation 9.

$$E_{\text{at}} = f_1(LAI) \cdot f_2(q) \cdot RDF \cdot E_p \quad (9)$$

$E_{\text{at}}$                               *Transpiration [mm/h]*  
 $f_1(LAI)$                          *Funktion som beror av LAI*  
 $f_2(q)$                              *Funktion som beror av vattenhalten i jorden*  
 $RDF$                                *Rotdistribueringsfunktion*  
 $E_p$                                  *Potentiell avdunstning [mm/h]*

$$f_1(LAI) = C_2 + C_1 \cdot LAI \quad (10)$$

$$f_2(\mathbf{q}) = 1 - \left( \frac{\mathbf{q}_f - \mathbf{q}}{\mathbf{q}_f - \mathbf{q}_w} \right)^{\frac{C_3}{E_p}} \quad (11)$$

$C_1, C_2, C_3$	<i>Empiriska parametrar</i>
$\mathbf{q}_f$	<i>Vattenhalt vid fältkapacitet</i>
$\mathbf{q}_w$	<i>Vattenhalt vid vissningsgränsen</i>
$\mathbf{q}$	<i>Aktuell vattenhalt</i>

Parametrarna  $C_1$ ,  $C_2$  och  $C_3$  är alla empiriska parametrar.  $C_1$  är helt relaterad till växtens egenskaper och anger lutningen på kurvan som ekvationen beskriver.  $C_2$  anger förhållandet mellan hur mycket av vattnet som skall avgå genom transpiration och hur mycket som ska avgå som evaporation direkt från översta jordlagret. Om  $C_2$  ökas så ökar andelen vatten som avgår via markavdunstning.

$C_3$  anger hur mycket vatten som skall avdunsta vid en viss vattenhalt i jorden. Eftersom uttrycket inom parentesen i ekvation 11 endast kan anta värden mellan 0 och 1 kommer transpirationen öka om  $C_3$  ökas.

### ***Ytavrinning***

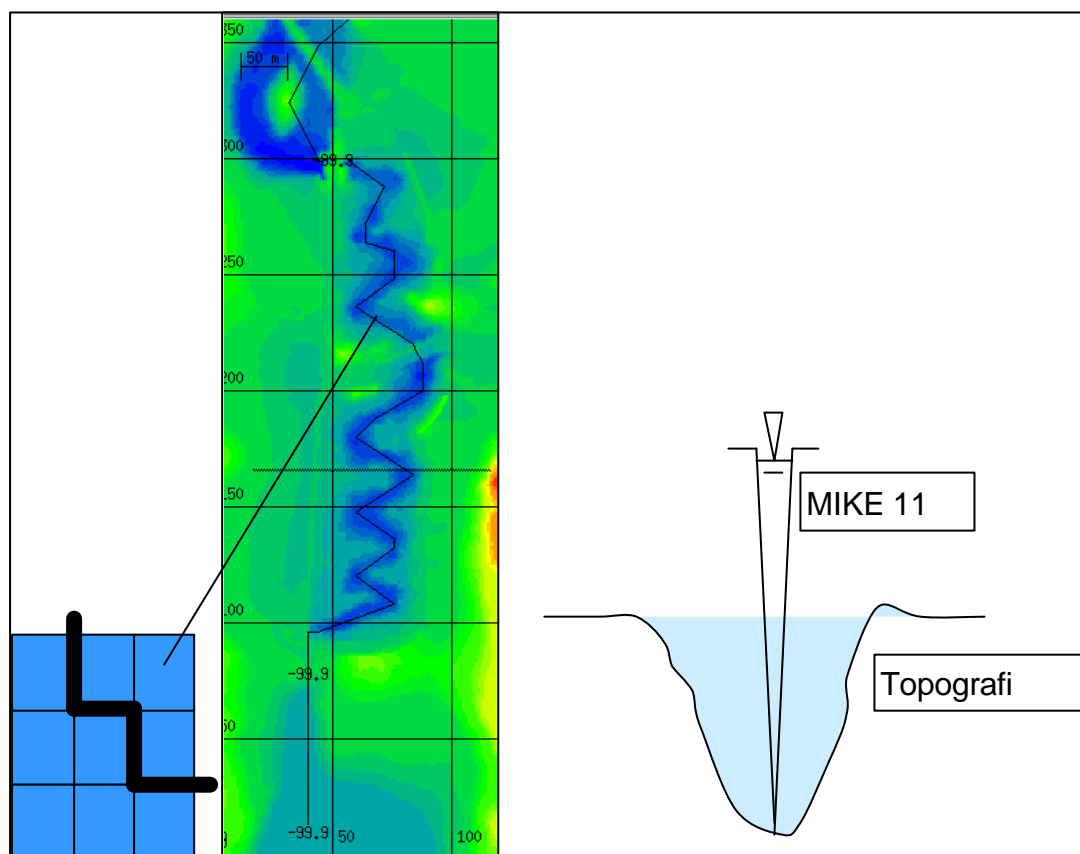
MIKE SHE OL (Over land) simulerar vattenflöden ovan mark. Flödet beräknas utifrån markslutningen som beskrivs genom topografisk indata. I MIKE SHE finns även en modul för beskrivning av vattendrag, denna används inte i modelluppsättningen för Bäckaslöv och kommer därför inte beskrivas. Vattendraget i våtmarken i Bäckaslöv beskrivs med hjälp av MIKE 11 som kopplas till MIKE SHE, se vidare beskrivning i "MIKE 11 – beskrivning av vattendrag".

Vatten som hamnar på markytan kan antingen infiltrera, rinna av eller avdunsta. När regnintensiteten överskrider infiltrationskapaciteten börjar vatten ansamlas på ytan. Vatten som infiltreras transporteras till den omättade zonen, UZ. Om marken är helt mättad tas UZ beräkningarna ur bruk och det blir ett flöde av vatten direkt mellan marken och den mättade zonen, SZ. Om det ligger vatten ovanpå markytan beräknas vattenutbytet mellan de olika zonerna, OL och SZ, med hjälp av den vertikala hydrauliska konduktiviteten i den mättade zonen och den hydrauliska gradienten mellan vattennivån på markytan och grundvattenytan i övre delen av den mättade zonen.

### ***MIKE 11 – beskrivning av vattendrag***

I modellen beskrivs vattendraget med hjälp av MIKE 11 genom att detta modellverktyg kopplas till MIKE SHE. I MIKE 11 beräknas flödet i vattendraget i en dimension. Modellen beräknar både flöden och vattennivåer. Man anger ett antal punkter utmed vattendraget där flöden och nivåer skall beräknas, Q- och H-punkter. Vattendraget i MIKE 11 kopplas till MIKE SHE via s k "vattendragslänkar". Under simuleringens gång beräknas vattenutbytet mellan MIKE SHE och MIKE 11 genom att värden från H-punkterna i MIKE 11 överförs till MIKE SHE via de "vattendragslänkar" som angetts, se figur 11. Utbytet till och från övriga zoner beräknas sedan av MIKE SHE.

Vattendraget i MIKE 11 kan endast placeras mellan två celler i MIKE SHE. Allt vattenutbyte mellan MIKE SHE och MIKE 11 sker via de två gridpunkter som ligger på vardera sidan om vattendraget. Vattendraget representeras alltså av en djup, smal å som ligger i mitten av den egentliga flodfåran, figur 11. Vattendraget kan tillåtas att svämma över och på så sätt "fylls det på" vatten i hela området där det egentliga vattendraget ligger.



Figur 11. Beskrivning av vattendrag i MIKE SHE med hjälp av MIKE 11.

### Omättad zon

Den omättade zonen spelar en mycket viktig roll eftersom den länkar samman vatten som ligger på markytan med grundvattnet. Alla övriga komponenter är beroende av de randvillkor som finns i den omättade zonen. Flödet i den omättade zonen beskrivs i två dimensioner med hjälp av Richard's ekvation.

$$\frac{\partial \mathbf{q}}{\partial t} = \frac{\partial}{\partial z} \left( K(\mathbf{q}) \frac{\partial \mathbf{y}}{\partial z} \right) + \frac{\partial K(\mathbf{q})}{\partial z} - S(z) \quad (12)$$

$K(\mathbf{q})$	Omättad hydraulisk konduktivitet [m/s]
$\mathbf{y}$	Tryckhöjd [m]
$S(z)$	Rotupptag, sänka [ $s^{-1}$ ]
$\mathbf{q}$	Vattenhalt [-]

Richard's ekvation måste lösas i varje gridpunkt, detta tar mycket tid och kraft från datorn. För att underlätta beräkningarna kan man göra en förenkling genom att dela in modellområdet

i homogena klasser. Områden med samma vegetation, jordart och randvillkor delas in i samma klass och flödet för den omättade zonen beräknas endast i en slumpmässigt vald cell inom den specifika klassen.

### **Mättad Zon**

Vattenrörelserna i den mättade zonen beskrivs i tre dimensioner med hjälp av Boussinesq ekvation för tredimensionellt flöde, ekvation 13.

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) - Q = S \frac{\partial h}{\partial t} \quad (13)$$

$K_{xx}, K_{yy}, K_{zz}$	Hydraulisk konduktivitet [m/s]
$h$	Tryckhöjd [m]
$Q$	Vattenföring per volymenhet, representerar källor och sänkor. [ $s^{-1}$ ]
$S$	Specifik magasinsekoefficient för materialet [ $m^{-1}$ ]

Källor och sänkor kan exempelvis representeras av dränering, brunnar eller rotupptag via växter. I tillämpningen på Bäckaslöv finns det varken dränering eller brunnar. Däremot tar växterna upp vatten via rötterna även i den mättade zonen. Vattenutbyte med övriga komponenter som kanalflöde och ytavrinning räknas också in som källor och sänkor. Vattenutbyte med kanalflödet beräknas i alla gridpunkter som har en så kallad vattendragslänk, se figur 11 ”Beskrivning av vattendrag i Bäckaslöv med hjälp av MIKE 11”.

### **3.3.2 Beskrivning av advektion och dispersion i MIKE SHE**

Spridning och transport av lösta ämnen beskrivs i MIKE SHE AD-modulen. Transport av ämnen beskrivs i vattendrag, mark- och grundvatten, figur 12.

Transporten av en förorening beskrivs av advektions-dispersionsekvationen, ekvation 14.

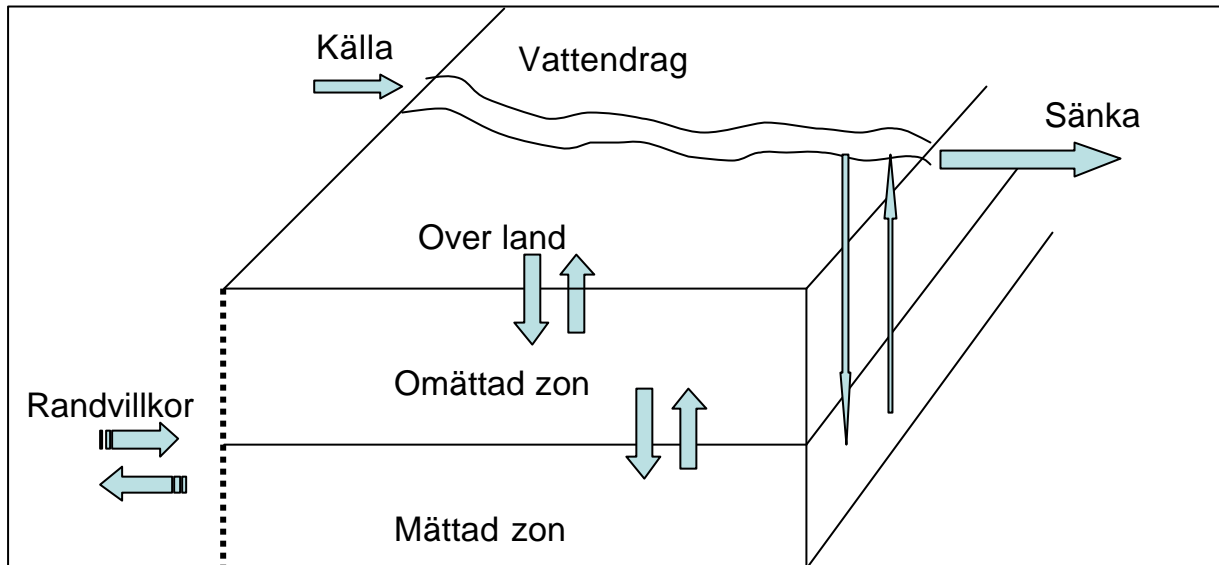
$$\frac{\partial c}{\partial t} = - \frac{\partial}{\partial x_i} (c v_i) + \frac{\partial}{\partial x_i} \left( D_{ij} \frac{\partial c}{\partial x_j} \right) + R_c \quad i, j = 1, 2, 3 \quad (14)$$

$c$	Koncentration i marklösningen [mg/l]
$R_c$	Källor och sänkor [mg/l/s]
$D_{ij}$	Dispensionskoefficienten [m/s]
$v_i$	Vattenpartiklarnas hastighet [m/s]

Den advektiva transporten bestäms av vattenhastigheterna som beräknas under Water Movement simuleringen. För att bestämma grundvattenhastigheten divideras darcyhastigheten (def. se ordlista) med flödesporositeten eftersom det endast är denna del av den totala arean som bidrar till flödet. Vi får en hastighet som är större än darcyhastigheten, ekvation 15.

$$v_i = \frac{q_i}{q} \quad (15)$$

$q_i$  Darcyhastigheten [m/s]  
 $q$  Flödesporositet [-]



Figur 12. Transport av föroreningar mellan olika zoner.

### 3.4 BESKRIVNING AV KEMISKA OCH BIOLOGISKA PROCESSER

För att kunna beskriva de biologiska och kemiska processer som pågår i en våtmark har en speciell modul, MIKE SHE WET, utvecklats. Denna beskriver omvandling av kväve och fosfor mellan olika förråd i vattenfas och sediment samt upptag av föroreningar i växter. Den behandlar endast upptag av kväve och fosfor. Det finns ingen process i modellen som beskriver upptag av tungmetaller eller övriga ämnen i växterna.

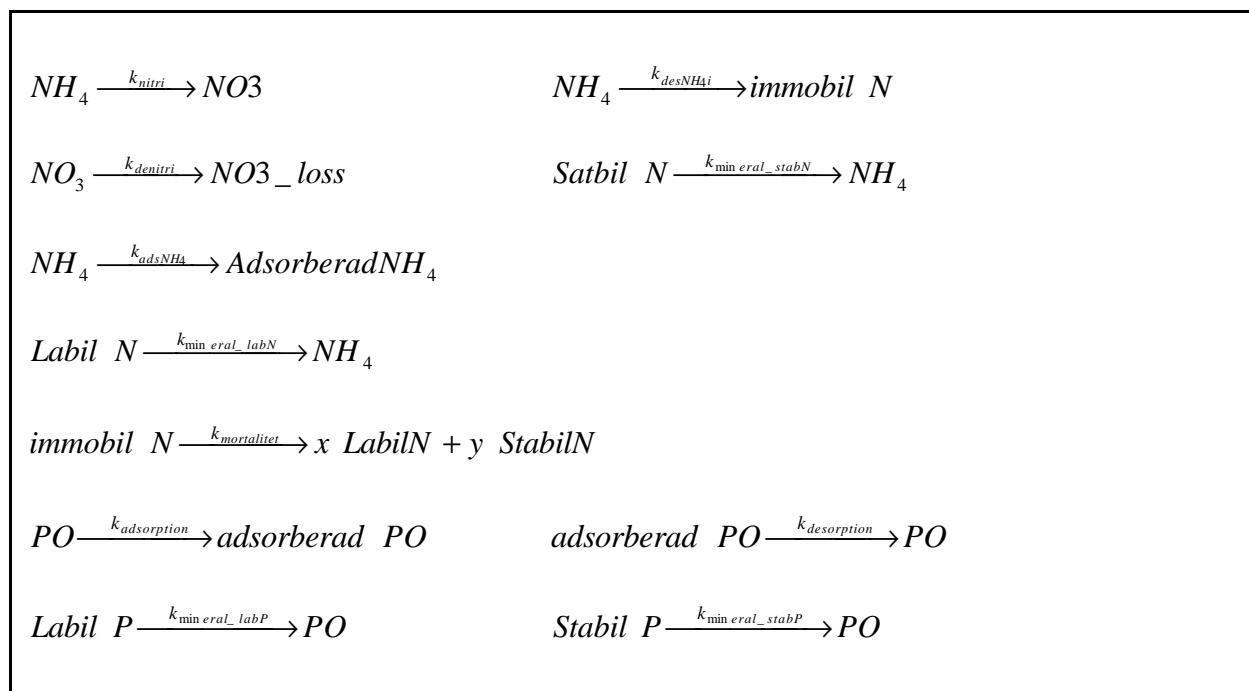
#### 3.4.1 Kemiska processer i MIKE SHE WET

Kemimodulen tar hänsyn till tio olika ämnen eller varianter av ämnen. I modellen är det endast ammoniumkväve, nitratkväve samt fosfatfosfor som är löst i vattnet och kan transporteras i området. Det är bara dessa tre ämnen som anges som koncentrationskälla till våtmarken. Övriga ämnen är bundna till marken, men omvandlas under simuleringens gång. Följande ämnen behandlas i kemimodulen:

$NH_4$	Ammoniumkväve i vattenfas.
$NO_3$	Nitratkväve i vattenfas.
$PO_4$	Fosfatfosfor i vattenfas.

<b>Adsorberad <math>NH_4</math></b>	Ammoniumkväve adsorberad till organiskt material i marken.
<b>Labilt kväve</b>	Koncentration av lättnedbrytbart organiskt material. Uttryckt i g N per volym sediment/torv.
<b>Stabilt kväve</b>	Koncentration av svårnedbrytbart organiskt material. Uttryckt i g N per volym sediment/torv.
<b>Immobil kväve</b>	Koncentrationen av mikrobiellt bundet kväve i marken.
<b>Adsorberad fosfor</b>	Fosfor adsorberad till organiskt material i marken.
<b>Labil fosfor</b>	Koncentration av lättnedbrytbart organiskt material. Uttryckt i g P per volym sediment/torv.
<b>Stabil fosfor</b>	Koncentration av lättnedbrytbart organiskt material. Uttryckt i g P per volym sediment/torv.

12 reaktioner beskriver de kemiska processerna som pågår i våtmarken, reaktionerna beskrivs i figur 13.

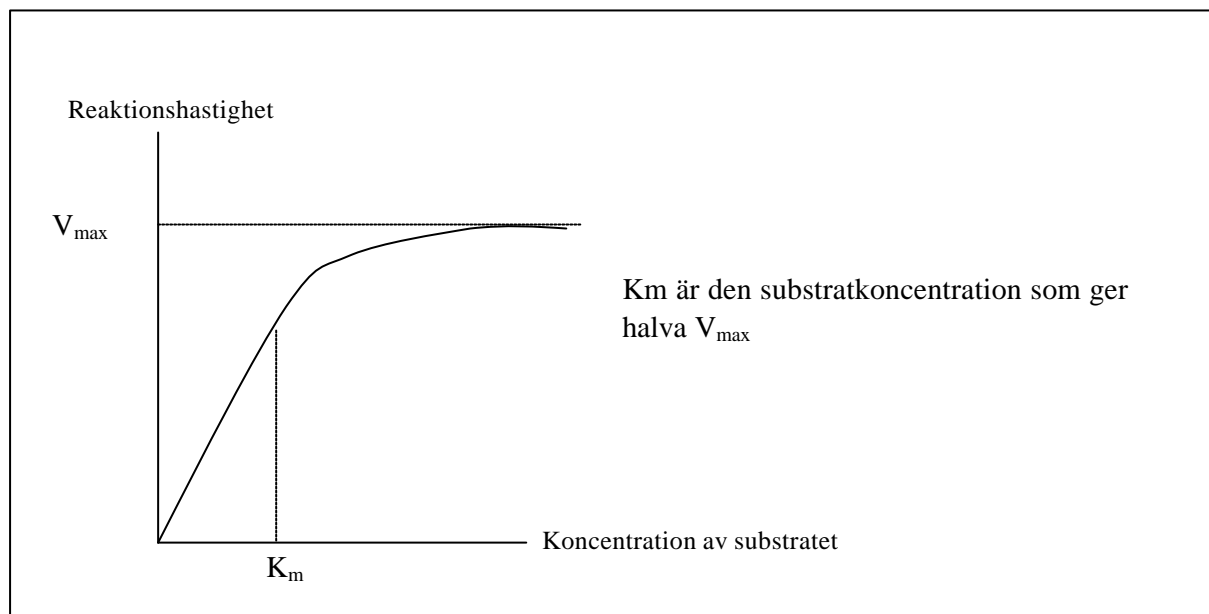


Figur 13. Ekvationer för kemimodulen.

Reaktionskonstanterna beskrivs olika beroende på vilken reaktion de beskriver. Nitrifikation, denitrifikation, immobilisering av kväve samt fosforadsorptionen beskrivs med hjälp av Michaelis-Mentens modell för kemiska reaktioner. Övriga reaktioner är ”normala” reaktioner av första ordningens kinetik.

Michaelis-Mentens modell används för att beskriva nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna samt adsorption av kväve och fosfor. Antagandet går ut på att reaktionshastigheten varierar med koncentrationen på substratet. Vid låga koncentrationer av substratet

följer reaktionen första ordningens kinetik d v s reaktionshastigheten är direkt proportionell mot koncentrationen. Vid höga koncentrationer av substratet är reaktionshastigheten oberoende av substratkoncentrationen och reaktionen följer 0:e ordningens kinetik (Stryer, 1981), se figur 14. Vad gäller denitrifikationen så stimuleras reaktionshastigheten av  $\text{NO}_3^-$ ,  $\text{NO}_2^-$  och  $\text{N}_2\text{O}$  medan reaktionshastigheten hämmas av syre (Ingesson, 1996).



Figur 14. Michaelis-Mentens modell för reaktionshastighet.

### 3.4.2 Biologiska processer i MIKE SHE WET

Modellen för växtupptag i MIKE SHE WET bygger på transpiration, tillgänglig mängd av näring samt ändring av lövareaindex på växterna, LAI. Modellen beräknar först ett potentiellt näringsupptag som ligger till grund för det aktuella näringsupptaget i växten. I modellen behandlas kväve och fosfor på samma vis. Ekvationerna nedan visar på upptag av kväve men gäller på samma sätt för fosfor. Det potentiella näringsupptaget beräknas ur ekvation 16 och bygger på en förändring av lövareaindex.

$$\frac{\partial N_{pot}}{\partial t} = \frac{\partial LAI}{\partial t} \times \frac{N_{DM} \times A}{LAI_s} \quad (16)$$

$N_{pot}$	Potentiell kvävehalt i växten [g]
$t$	tid [s]
$LAI$	Lövareaindex [ $m^2$ löv/ $m^2$ ]
$N_{DM}$	Kvävehalt i växten per g torrsvikt [g N/g DM]
$A$	Area [ $m^2$ ]
$LAI_s$	Lövarea index per enhet torrsvikt [ $m^2$ löv /g DM]

Ekvation 16 beskriver den momentana förändringen av kväve i växten. I den numeriska implementationen av det potentiella växtupptaget beräknas den genomsnittliga förändringen över ett tidssteg  $dt$ , ekvation (17).



$$(N_{pot,t+dt} - N_{pot,t}) = (LAI_{t+dt} - LAI_t) \times \frac{N_{DM} \times A}{LAI_s} \quad (17)$$

Växtens näringsupptag begränsas av tillgången på näring samt växtens förmåga att ta upp densamma. Upptaget antas vara rent advektivt, vilket innebär att det är beroende av transpirationen. Om växten inte avger något vatten i form av transpiration kommer det heller inte bli något rotupptag av näring. Egentligen sker näringsupptag även via andra processer, exempelvis via diffusion mellan bladen och vattenfasen, men dessa processer har antagits vara försumbara.

Det aktuella näringsupptaget under ett tidssteg dt beräknas ur ekvation (18).

$$N_{actual,t+dt} = \min(N_{pot,t+dt}, T \cdot C_N \cdot dt, C_N \cdot V) \quad (18)$$

$N_{actual,t+dt}$	<i>Upptag av kväve sedan simuleringensstarten [g]</i>
$T$	<i>Transpiration, upptag av marklösning av växterna [<math>m^3/s</math>]</i>
$C_N$	<i>Kvävekoncentration i marklösningen [<math>g/m^3</math>]</i>
$V$	<i>Tillgänglig vattenvolym [<math>m^3</math>]</i>

Modellen beräknar även ackumulering av kväve och fosfor i växten, ekvation (19). Processen pågår under hela växtsäsongen vilken antas pågå mellan första maj och första oktober. Kvävehalten i växten antas öka linjärt med tiden under hela växtsäsongen.

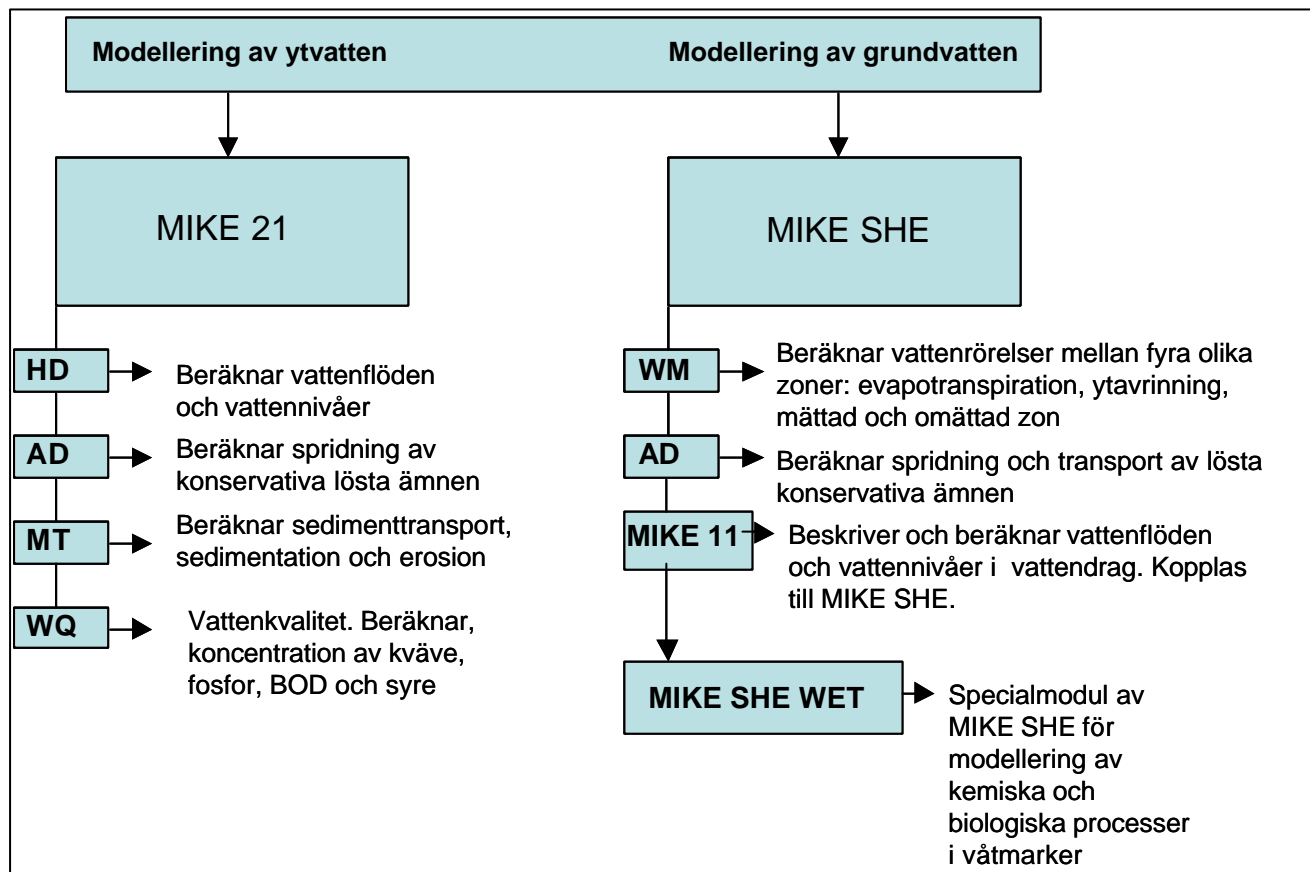
$$N_{acc,t+dt} = \min(N_{acc,t} + R \cdot dt \cdot 7,615e^{-8}, N_{actual}) \quad (19)$$

$N_{acc}$	<i>Kväveackumulation [kg/ha]</i>
$R$	<i>Akkumulationshastighet, [kg/ha/år]</i>
$7,615e^{-8}$	<i>Faktor för att räkna om enheterna för R så att hänsyn tas till att växtsäsongen endast pågår i 152 dagar.</i>

När det aktuella kväveupptaget minskar transporteras kväve till förnan. Här bidrar kvävet till de labila och stabila kväveförråden som behandlas i kemi-modulen.

### 3.5 SAMMANFATTNING AV MODELLERNA

För att sammanfatta det som behandlats i kapitel 3.2-3.4 följer här en figur som illustrerar vad de olika modellverktygen används till samt vilka olika delmoduler som ingår.



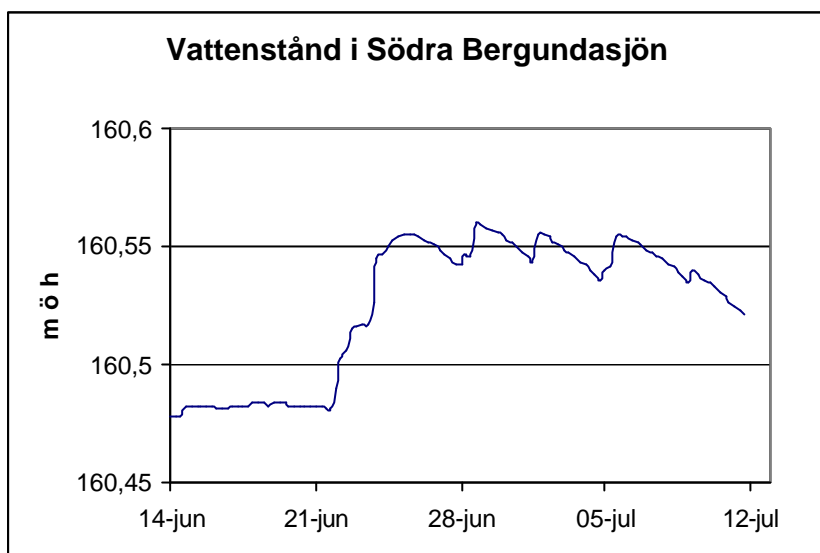
Figur 15. Modellverktygen MIKE 21 och MIKE SHE.

### 3.6 MÄTNINGAR I BÄCKASLÖV

Mätningar har i huvudsak utförts vid två olika tillfällen. Mätningar på vattenföring och provtagning på dagvattnets halt av näringsämnen och suspenderat material har utförts under sommaren 1997. Sedimentprover har tagits under hösten 2003.

#### 3.6.1 Data för modellberäkningarna av Bäckaslövs våtmark

Modellområdet över Bäckaslöv har i både MIKE 21 och MIKE SHE byggts upp med utgångspunkt i en topografisk karta över området. Nedströms randvillkor är vattennivån i Södra Bergundasjön. Vattenståndet i Södra Bergundasjön är mätt med en tidsupplösning på sex timmar. Under stora delar av den aktuella perioden, juni-juli 1997, är vattenståndet relativt högt på grund av den stora nederbörden under perioden, se figur 16. Mätningarna har utförts av Växjö kommun.



Figur 16. Vattenståndet i S Bergundasjön juni-juli 1997.

Mätningar av vattenföring och vattenkvalitet som ligger till grund för detta arbete har utförts under perioden 14 juni till 9 juli 1997 (Johansson, 1997). Vattenföringsmätningar och provtagningar har utförts på tre ställen, inloppet till dagvattendammen, inloppet till våtmarken samt i utloppet från våtmarken, se figur 17.

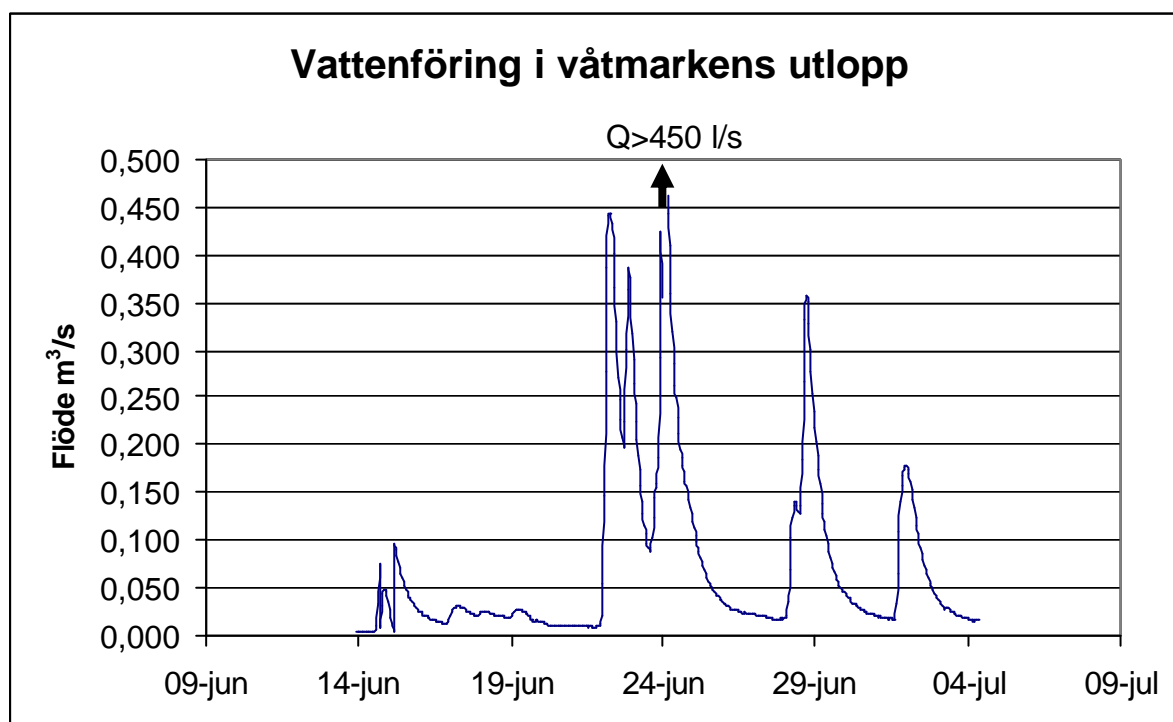


Figur 17. Provtagningspunkter i Bäckaslöv.

Vattenföringen i inloppet till dammen,  $Q_1$ , har beräknats av medelvärdet från två hastighet-area-mätare som varit placerade i inloppskanalen. Mätarna har registrerat vattennivån och vattenhastigheten. Med hjälp av en given tvärsnittsarea för respektive vattennivå har flödet räknats ut. Vid inloppet till våtmarken,  $Q_2$ , har en givare som registrerar vattenhastigheten varit placerad. Givaren var placerad under vattenytan i en kulvert, vilket innebär att

tvärsnittsarean var konstant. Vattenföringen har räknats ut med hjälp av den kända arean och den registrerade vattenhastigheten. I våtmarkens utlopp har vattenföringen,  $Q_3$ , beräknats med hjälp av en ultraljudsgivare. Ultraljudsgivaren har registrerat vattennivån. Vattenföringen i utloppet har automatiskt räknats ut av givaren genom att man programmerat in skibordets utformning. Vattenföringen har, av givaren, räknats ut med hjälp av flödesformeln för rektangulära överfall.

Vattenföringsmätningarna i inloppet till våtmarken,  $Q_2$ , är något bristfälliga, mätutrustningen har under vissa tider inte fungerat. För att korrigera denna brist har modellerade värden från tidigare modellstudier använts som indata till våtmarken, läs mer om detta i kapitel 4.1 "Behandling av mätdata". Resultatet av vattenföringsmätningarna i utloppet är däremot av god kvalitet. Ultraljudsgivaren har kontinuerligt, med undantag av ett par timmar den 24 juni, registrerat information under mätperioden (Johansson, 1997). Hydrografen för våtmarkens utlopp visas i figur 18. Mätaren kan inte registrera flöden som överstiger 450 l/s. Detta förklarar varför det inte registrerats några värden den 24 juni, regnintensiteten var hög natten mellan den 24 och 25 juni och troligtvis har flödet överskridit 450 l/s.



Figur 18. Vattenföring i utloppet av Bäckaslövs våtmark juni-juli 1997.

Vattenprover har tagits efter varje regntillfälle på ingående vatten. Mellan regntillfällena har det endast tagits prover i utloppet. I inloppet till dammen och inloppet till våtmarken har prover tagits då vattenföringen överstigit 100 l/s. Det har tagits ett prov på 200 ml för varje 50 m<sup>3</sup> vatten som passerat hastighetsmätaren. I våtmarkens utlopp har det tagits prover då vattenföringen överstigit 50 l/s. Det har tagits ett prov på 100 ml för varje 50 m<sup>3</sup> vatten som passerat ultraljudsgivaren. Vattenkvalitetsmätningarna har analyserats med avseende på COD, totalkväve, fosfatfosfor, totalfosfor och suspenderat material. Både hastighetsmätaren och provtagaren i våtmarkens inlopp har varit placerade i regulatorn. Detta innebär att det vatten och de substanser som flödar in genom bräddavloppet inte inkluderats i mätningarna.

Vattenproverna har slagits ihop och ett EMC, Event Mean Concentration, har räknats ut. På grund av att det inte finns kontinuerliga dataserier över hela perioden har det även använts modellerade värden på vattenkvalitetsparametrarna i modellerna för våtmarken, läs mer om detta i kapitel 4.1 "Behandling av mätdata". Utifrån EMC-värdena har totala massan av de olika substanserna som passerat in- och utlopp till dagvattenanläggningen kunnat beräknas (Johanson, 1997). I tabell 1 visas det antal kilo av respektive substans som passerat in- och utlopp under perioden 14 juni till 9 juli. Värdena motsvarar endast det som passerat regulatort i utloppet av dammen, totala mängden in i våtmarken är därför större.

**Tabell 1.** Total mängd av olika substanser som passerat in- och utlopp till dagvattenanläggningen under perioden 14 juni till 9 juli 1997.

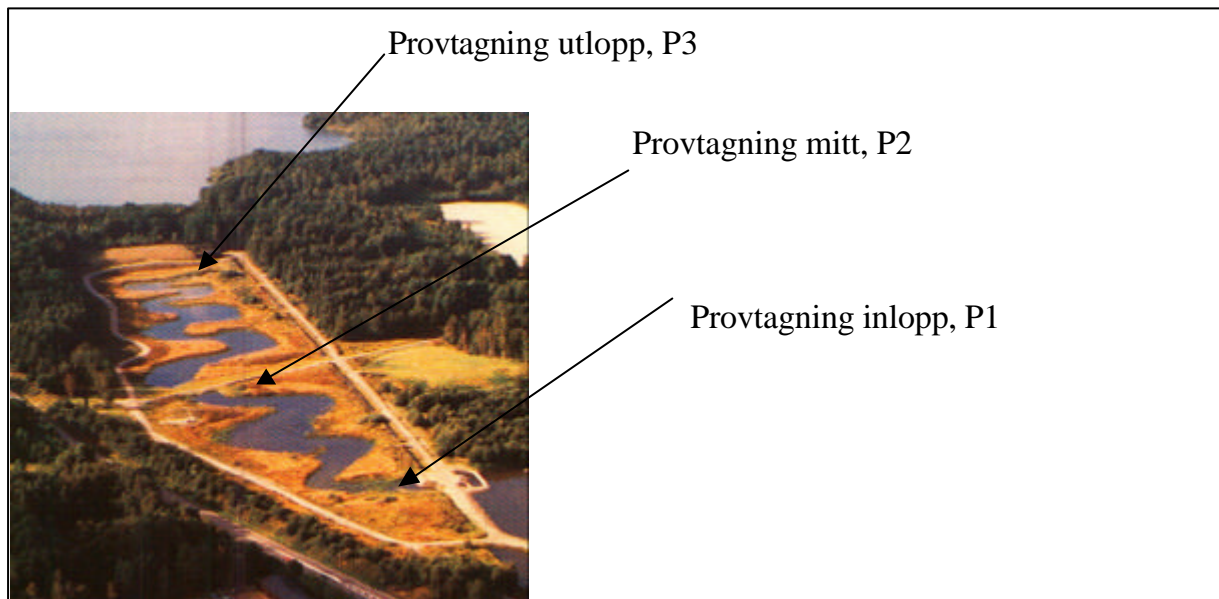
	<b>Inlopp damm</b>	<b>Utlopp damm = inlopp våtmark</b>	<b>Utlopp Våtmark</b>
<b>Fosfatfosfor, kg</b>	20	6	3
<b>Totalkväve, kg</b>	250	139	149
<b>Suspenderat material, kg</b>	10750	2310	2720

Mätningar av lufttemperatur, regn, vindriktning och vindhastighet har utförts av SMHI. Temperaturen har mätts var sjätte timme och vindriktning och vindhastighet har en tidsupplösning på 3 timmar. Mätstationen, SMHI mätstation nr 6452, är placerad inne i Växjö centrum på Västra Esplanaden ca två kilometer från Bäckaslöv.

### 3.6.2 Sedimentprovtagning i Bäckaslövs våtmark

Sedimentprovtagning har utförts på tre platser i våtmarken. Syftet med provtagningarna var att undersöka om det fanns sediment i våtmarken eller om allt sediment redan avskiljts i dammen. Det sediment som hittades analyserades för att se om det endast var sediment i form av växtrester eller sediment från dagvattnet. Om sedimentet innehöll tungmetaller antogs det komma från dagvattnet. Analyser gjordes med avseende på sedimenttjocklek samt sedimentets sammansättning.

Provtagningen utfördes i två steg. Vid första tillfället undersöktes endast sedimentdjupen och sedimentlagrets fördelning i våtmarken. Mätningar gjordes utmed hela den meandrande delen av våtmarken för att undersöka var det fanns sediment och hur det var fördelat. Mätningarna utfördes med hjälp av en avvägningsstång. Avvägningsstången trycktes mot botten och en uppskattning av sedimenttjockleken kunde göras. Undersökningen av tjockleken på sedimentet låg till grund för själva sedimentprovtagningen. Sedimentet togs upp med hjälp av en spade och placerades i plastburkar för att skickas till analys. Sedimentet analyserades med avseende på olika metaller. För att undvika kontamination från spadbladet togs endast sediment som ej varit i kontakt med detta. Sedimentprover togs på tre ställen i våtmarken, inlopp, utlopp samt mitt i våtmarken, se figur 19. Tre prover togs vid varje provtagningsplats. Genom att ta prover utmed hela våtmarken kan man även se om sedimentets sammansättning förändras mellan inlopp och utlopp. Samtliga prover analyserades på Alcontrol i Växjö. Laboratoriet är ackrediterat. Bild från första undersökningstillfället visas i figur 20.



*Figur 19. Sedimentprovtagningspunkter*



*Figur 20. Undersökning av sedimenttjocklek i Bäckaslöv.*

## 4 UTFÖRANDE

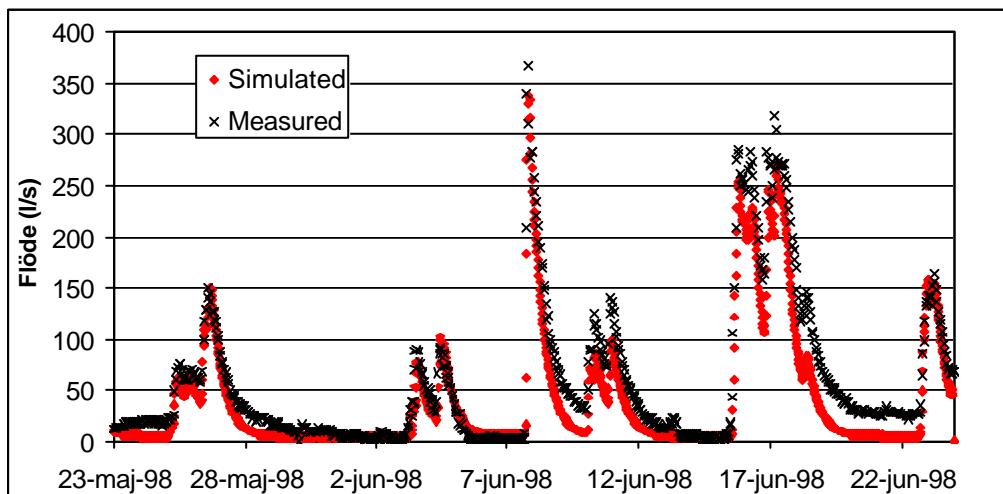
Modellarbetet har utförts parallellt i de båda modellprogrammen MIKE SHE och MIKE 21. Kalibrering av de båda modellerna har gjorts mot mätningar utförda under sommaren 1997.

Simuleringarna i MIKE 21 har utförts på tre olika geometrier hos våtmarken. Förutom dagens utseende har försök utförts med en geometri där den meandrande flodfåran är mycket djup samt en geometri där den meandrande delen tagits bort. I det senare fallet svämmar våtmarken snabbt över och större landområden tar emot dagvattnet. Hydraulisk effektivitet har beräknats för alla geometrier. Det har även gjorts försök på hur våtmarken skulle fungera utan uppströms liggande damm. Ett försök har även utförts under vintertid då våtmarken tidvis varit istäckt.

Simuleringarna i MIKE SHE WET har endast utförts på dagens utformning av våtmarken samt hur den skulle ha fungerat utan dagvattendammen. MIKE SHE WET har framförallt använts för att studera hur växterna påverkar reningen av dagvattnet. Med hjälp av modellen kan upptaget av näring i de olika växterna följas över hela året. SHE-modulen är en ren advektions-dispersions modul och inkluderar därför inte sedimentation eller vattenkvalitetsberäkningar.

### 4.1 BEHANDLING AV MÄTDATA

Tidsupplösningen på uppmätt vattenföring och de olika vattenkvalitetsparametrarna i inloppet till våtmarken är inte tillräckligt hög för att användas som indata till modellerna. För att få kontinuerliga dataserier med bra tidsupplösning har tidigare modellresultat från dammen använts som indata till modellerna över våtmarken. Tidigare modellberäkningar på dagvattendammen i Bäckaslöv har visat sig stämma bra överens med mätdata (German, 2003). En jämförelse mellan uppmätta och modellerade värden på vattenföringen in i våtmarken visas i figur 21. Figuren visar modellresultat och mätningar från en annan period än vad som används i detta arbete. Resultaten grundar sig dock på samma kalibrering och modellområde som det som använts för modellberäkningarna för sommaren 1997.

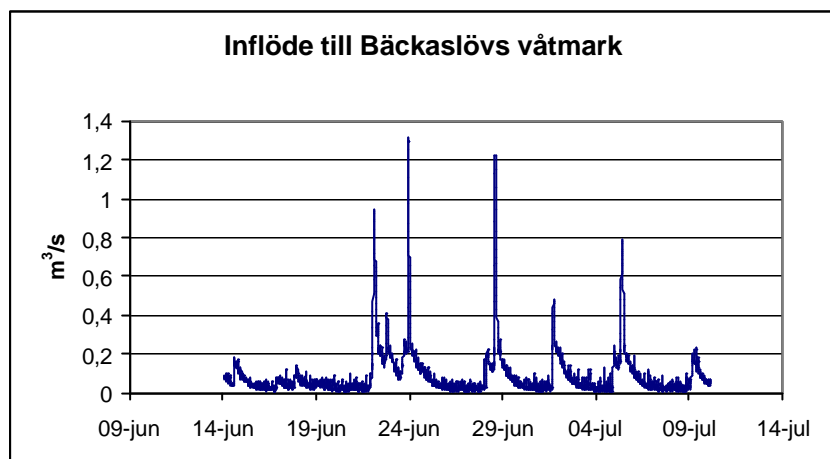


Figur 21. Jämförelse mellan modellerad och uppmätt vattenföring i inloppet till våtmarken. Värdena i figuren visar endast vattenföringen i regulatorn (German 2003).

I modellberäkningarna har den totala vattenföringen, från regulatorn och från bräddavloppet, inkluderats. Det gör att det blir mer korrekt att använda sig av modellerade värden som indata



till modellerna över våtmarken, än att använda sig av mätdata. Den egentliga vattenföringen in i våtmarken är större än den uppmätta. Under mätperioden har det varit många regntillfällen, vilket har lett till att mycket vatten flödat ut genom bräddavloppet. I figur 22 visas den modellerade vattenföringen som används som indata till samtliga modellberäkningar för våtmarksdelen i Bäckaslöv.



Figur 22. Beräknat inflöde till våtmarken under juni-juli 1997.

Indataserier för de olika vattenkvalitetsparametrarna har också tagits från tidigare modellresultat. Korrigering av tidsserierna från tidigare simuleringar har gjorts med avseende på fosfatfosfor i ingående vatten. I de tidigare WQ-simuleringarna utförda på dammen i Bäckaslöv har fosfatavskiljningen överskattats. Denna serie har därför korrigerats för att få en total massa av fosfor in i dammen som stämmer överens med mätningar utförda i inloppet till våtmarken. I och med att samtliga mätningar endast utförts i regulatorn är den uppmätta totala massan av ingående substanser underskattad. I resultaten från modellberäkningarna är även bräddavloppet inkluderat. Utifrån simuleringresultaten från dammen kan man räkna ut att ca 70 % av den totala massan av fosfor, kväve och suspenderat material går ut ur dammen genom regulatorn, resten går ut genom bräddavloppet. Utifrån detta har den totala egentliga massan in i våtmarken kunnat uppskattas. I tabell 2 visas det antal kilo av respektive substans som går in i våtmarken under perioden 14 juni till 9 juli. Värdena i tabell 2 baseras alltså på mätdata och resultat från tidigare simuleringar.

**Tabell 2.** Ackumulerad massa som passerat våtmarkens inlopp under perioden 14 juni – 9 juli 1997.

	[kg]
Kväve (NH + NO)	240
Fosfatfosfor	8
Suspenderat partikulärt material	3200

Det går inte att få fram koncentrationer och vattenvolymer som passerat vid respektive avrinningstillfälle på grund av att man inte noterat tidpunkten för mätningarna i in- och utlopp. Med anledning av detta går det inte att studera variationen i avskiljningen över tiden. Det finns dock bra mätningar på totala massan av kväve och fosfor som passerat in- och utloppet. Kalibreringen har därför utgått ifrån detta och syftet med kalibreringsarbetet har varit att få modellen att beskriva den sammanlagda avskiljningen av material för hela simuleringperioden.



I WQ-modulen i MIKE 21 beräknas koncentrationer av både nitratkväve och ammoniumkväve medan mätningar endast utförts med avseende på totalkväve. Nitrat- och ammoniumkväve har räknats om till totalkväve enligt ekvation 20 och 21 (German 2003). Endast 80 % av totalkvävet antas vara nitrat och ammonium. Resterande mängd kväve antas vara bundet till partikulärt material

$$NO_3 = 0,5 * N\text{-tot} \quad (20)$$

$$NH_3 = 0,3 * N\text{-tot} \quad (21)$$

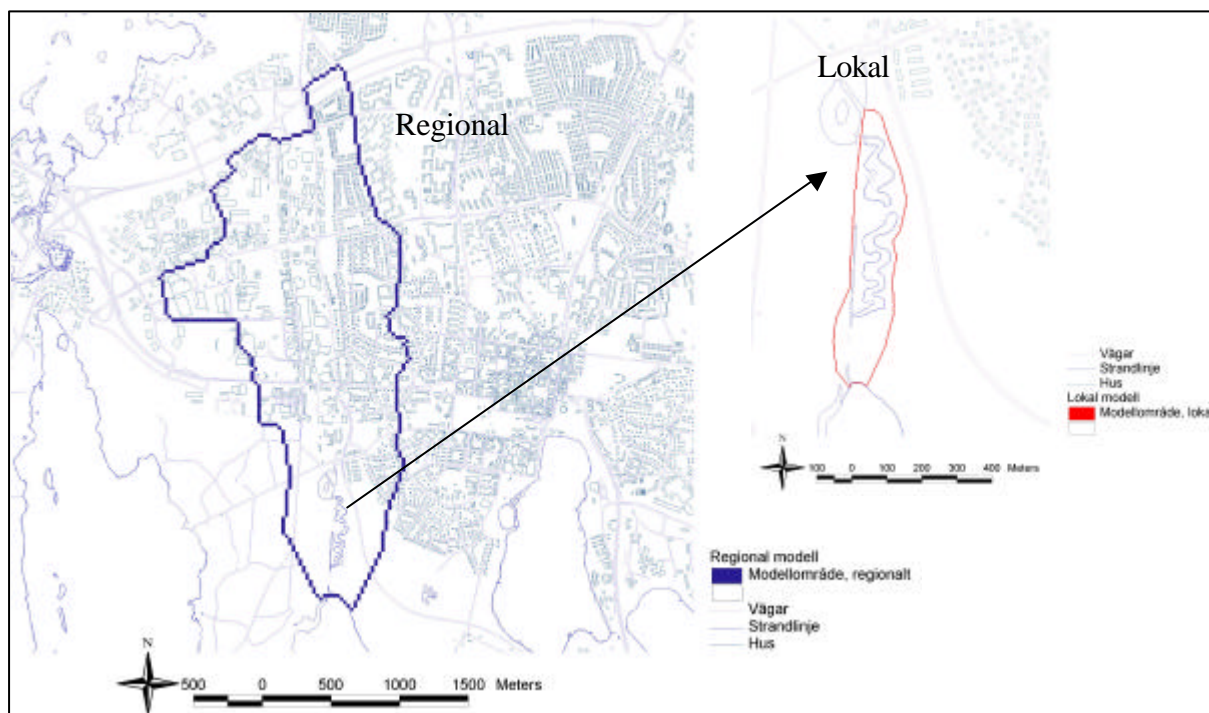
I de beräkningar som utförts för att undersöka hur våtmarken skulle fungerat utan ovanliggande damm har indata från inloppet till dagvattendammen använts. Denna beräkning har endast utförts med MT-modulen.

## **4.2 MODELLERING MED HJÄLP AV MIKE SHE**

### **4.2.1 Regional och lokal modell över Bäckaslöv**

En grov regional modell ligger till grund för den modell som använts lokalt över Bäckaslövs våtmark, se figur 23. I den regionala modellen har avrinning och hydrologi beräknats med hjälp av modellverktygen MIKE 11, MIKE SHE och Mouse. Den regionala modellen innefattar hela avrinningsområdet till Bäckaslövs våtmark. I den regionala modellen är gridupplösningen 25 m och i den lokala modellen är gridupplösningen 2,5 m.

Modelleringarna grundas på hydrologiska och meteorologiska mätningar som gjorts i området. Mätningar i sex grundvattenrör har använts för att kalibrera den grova modellen. Grundvattenfluktuationerna i området har beräknats med hjälp av den regionala modellen. Arbetet med den regionala modellen har utförts tidigare av konsulter på DHI. I detta examensarbete ingår det inte att titta på den regionala modellen utan fokus ligger på den lokala modellen över Bäckaslöv. På grund av denna begränsning kommer inte arbetet som ligger bakom resultaten från kalibreringen av den regionala modellen att beskrivas. Resultaten används endast som randvillkor till den lokala modellen. Inflöden till vattendraget som beskrivs med hjälp av MIKE 11 är också modellerade värden från den regionala modellen.



Figur 23. Regional och lokal modell.

#### 4.2.2 Indata växtlighet

I MIKE SHE beskrivs samtliga växter och dess egenskaper i två olika växtdatabaser. En databas beskriver växterna för Water Movement-modulen och en annan, mer detaljerad databas, ligger till grund för växt-modulen i AD-beräkningarna. De båda databaserna byggs upp av modell användaren.

##### *Beskrivning av växter i Water Movement*

I växtdatabasen ges varje växt, inom modellområdet, unika egenskaper. Varje växt beskrivs med avseende på LAI-utveckling, rotdjup, rötternas fördelning med avseende på djupet,  $K_c$  värden samt parametrar för avdunstningsberäkning enligt Kristensen och Jensens modell, se kapitel 3.3.1. Syftet med växtdatabasen är att den ska ge indata till avdunstningsmodulen. Den transpiration som beräknas här skall senare ligga till grund för det upptag av näring som sker i växterna.

I modellen över Bäckaslöv har samtliga växter fått samma värden på avdunstningsparametrarna förutom parametern som styr interceptionen. Växterna i Bäckaslöv är relativt enkla växter. Det är endast salixbuskarna som bygger upp stora bladverk. Genom kalibrering har  $C_{int}$  för kaveldun, gäddnate och gräs ansatts till 0,01 mm. Det innebär att växten kan lagra 0,01 mm vatten på sina blad innan vattnet rinner av och går vidare mot marken. Salixbuskarna som utvecklar ett betydligt rikare bladverk har tilldelats ett  $C_{int}$  värde på 0,025 mm.

$C_1$  och  $C_2$  har satts till 0,3 respektive 0,2 (se kapitel 3.3.1). Detta är empiriska värden som gäller för gräs som växer på siltiga jordar (Kristensen och Jensen, 1975). Eftersom det saknas data att kalibrera dessa parametrar mot har de värden som rekommenderas av Kristensen och Jensen använts. En förteckning över hur lövareaindex för de olika växterna förändras under året visas i tabell 3. Värden på LAI för de olika växterna har tagits fram genom samtal med personal på SLU, institutionen för miljöanalys och DHI Danmark.

**Tabell 3.** Utveckling av LAI under året för växter i Bäckaslöv.

Dag	Kaveldun	Gäddnate	Gräs	Salixbuskar
0	1	1	1	0
75	1	1	1	1
105	1.75	1.8	1.75	1.5
170	2.7	7	2.7	6.5
255	7	8	7.9	5
285	8	6	8.9	2.5
366	1	1	1	0

### Beskrivning av växter i AD-modulen

I Water Movement-modulen beskrivs de olika växterna grovt endast för att få en rimlig storlek på transpirationen som ligger till grund för växtupptaget av föroreningar. Indata till AD-modulen är mer detaljerad. För att uppnå målet med modellberäkningarna måste växternas olika egenskaper och utveckling under året beskrivas noga. I AD-modulen krävs indata enligt tabell 4.

**Tabell 4.** Indata till växt-modulen.

	Kaveldun	Gäddnate	Gräs	Salix
Växtens utbredning, andel av total area %	14	11	26	8
Specifikt LAI [m <sup>2</sup> löv/g torrsvikt]	0,02	0,05	0,03	0,01
Initial kvävehalt [kgN/ha]	250	50	50	250
Maximal kväveackumulering [kgN/ha år]	-----	-----	-----	250
N i torrt material [gN/g torrsvikt]	0,03	0,03	0,05	0,02
Andel förna till labila kväveförrådet	0,01	0,01	0,01	0,01
Initial fosforhalt [kgP/ha]	50	20	10	20
Maximal fosforackumulering [kgP/ha år]	-----	-----	-----	50
Fosforhalt i torrt material [gP/g torrsvikt]	0,003	0,003	0,005	0,04
Andel förna till labila fosforförrådet	0,01	0,01	0,01	0,01

Det är svårt att ansätta exakta värden på parametrarna i tabell 4. Värdena förändras mycket beroende på årstid, växtplats och näringstillgång. Genom diskussion med experter samt studier av litteratur har ovanstående värden ansetts representativa. (Romero et al 1999, samt muntlig kommunikation med personal på SLU miljödata och DHI Dk, 2003). Gäddnate, Kaveldun och gräs har ingen förmåga att ackumulera näring under året, därför har dessa parametrar satts till noll. Salixbuskarna är dock kapabla att ackumulera små mängder kväve och fosfor i sina rotsystem (Muntlig kommunikation Theo Veirveist, SLU 2003).

I modellen måste tre kriterier uppfyllas för att växterna ska kunna ta upp näring. Växterna måste avge vatten via transpiration, det måste finnas en koncentration av näring i vattnet som växterna tar upp och lövareaindex, LAI, hos växterna måste förändras under hela simuleringsperioden. Det sista kriteriet innebär ett problem under sommarmånaderna. I verkligheten ökar inte LAI så fort växten tar upp ny näring. Från det att bladen har slagit ut och är fullt utvecklade förändras inte LAI nämnvärt förrän bladen vissnar och faller av. Däremot tar växterna kontinuerligt upp näring över hela växtsäsongen. För att modifiera denna brist i modellen har ett varierande LAI räknats ut utifrån ett förväntat näringsupptag. Detta innebär att LAI får en helt annan betydelse, snarare någon form av ett "body mass index", än vad det egentligen står för. I ekvation 16 räknas det potentiella kväveupptaget ut baserat på en ändring i LAI. Genom att vända på denna ekvation och istället lösa ut LAI kan förändringen

av den potentiella kvävehalten  $N_{pot}$  över ett tidssteg  $dt$  användas för att räkna ut motsvarande förändring i LAI.

Samtliga växter kan under gynnsamma förhållanden ta upp 0,25 g kväve per kvadratmeter och dag (muntlig kommunikation Morten Haastrup, 2003). Detta motsvarar en daglig ändring av den potentiella kvävehalten enligt tabell 5 för respektive växt. Då mängden kväve i torrt material,  $N_{DM}$  och specifikt lövareaindex,  $LAI_s$ , är känd kan man ”baklänges” räkna ut vilken ändring i LAI som detta motsvarar, ekvation 22. Detta kan tyckas vara ett cirkelresonemang, men då det endast är det potentiella kväveupptaget som beräknas med hjälp av ekvation 16 så spelar det ingen roll. Det egentliga kväveupptaget beräknas senare med hjälp av ekvation 18 och är då beroende av koncentrationen av näringsämnen samt växtens transpiration. I de beräkningar som utförs i Bäckaslöv är det koncentrationen av näringsämnen och transpirationen som är begränsande för upptaget och inte den potentiella kvävehalten.

Som indata till modellen anger man en tabell över hur LAI förändras med tiden. Beroende på när simuleringen börjar ansätts ett initieellt LAI, förändringen av LAI med tiden räknas sedan ut med hjälp av värden i tabell 5 och ekvation 22.

$$(LAI_{t+dt} - LAI_t) = (N_{potentialt+dt} - N_{potentialt}) \times \frac{LAI_s}{N_{DM} \times A} \quad (22)$$

**Tabell 5. Förändring av potentiell kvävehalt och ändring i LAI över ett tidssteg  $dt$ .**

	Kaveldun	Gäddnate	Gräs	Salixbuske
dNpot/dt [g]	1740	1280	3280	950
dLAI/dt	0.15	0.42	0.15	0.18

#### 4.2.3 Kalibrering av MIKE SHE, lokal modell

Kalibreringsarbetet har delats upp i två huvuddelar, kalibrering av Water Movement och kalibrering av AD-modulen.

I Water Movement har mycket arbete lagts ner på att få fram en för ändamålet tillfredsställande transpiration. Under arbetets gång upptäcktes en stark begränsning i MIKE SHE vad det gäller avdunstningsmodellen. All evapotranspiration i MIKE SHE beräknas ”uppifrån och ner”. Det vill säga att modellen i första steget undersöker om det ansamlats vatten på markytan. Om det finns vatten på markytan som kan avdunsta beräknas all evaporation härifrån och övriga avdunstningskomponenter sätt automatiskt till noll. När transpirationen från både den mättade och omättade zonen nollställs kan inte växterna ta upp något vatten. Detta innebär att de växter som växer i översvämmade områden av modellen inte tar upp något vatten. I en våtmark står större delen av markytan ständigt under vatten och är bevuxen av makrofytter. När MIKE SHE appliceras på våtmarker innebär således beräkningsgången av avdunstningen ett problem. I de fall då det endast är hydrodynamik eller föroreningstransport i vattnet som ska studeras påverkas inte slutresultatet av mängden vatten som avgår från de olika avdunstningskomponenterna. Det viktiga är att summan av de olika avdunstningskomponenterna ger ett resultat som stämmer med verkligheten. Men i detta fall, när växternas näringsupptag i våtmarken ska studeras, innebär det ett stort problem. Problemet upptäcktes genom att det aldrig uppstod någon transpiration i själva vattendraget av våtmarken. Om det i Water Movement delen inte beräknas en transpiration från den mättade eller omättade zonen

kommer näringsupptaget i växterna bli noll i och med att allt näringsupptag sker genom advektiv transport av marklösningen upp i växterna.

För att lösa detta problem har modellen tvingats till att räkna fram en transpiration även i översvämmade områden. Som redan nämnts i kapitel 3.3.1 delar MIKE SHE in modellområdet i olika klasser beroende på vilka egenskaper området har. Istället för att programmet själv väljer ut vilken cell som skall beräknas kan användaren gå in och styra valet av beräkningscell. En cell som aldrig blir översvämmad har därför valts för att få fram den önskade transpirationen.

I kopplingen till MIKE 11 finns ytterligare en stark begränsning. Om vattendraget i MIKE 11 svämmar över överförs inte föroreningarna som är lösta i vattnet. Det är endast rent vatten som förs över från MIKE 11 till MIKE SHE. Enda sättet att överföra förorenat vatten mellan de två programmen är via grundvattnet. För att få ut förorenat vatten, i detta fall dagvatten, har möjligheten till översvämning blockerats i MIKE 11. Istället har läckaget av vatten från MIKE 11 till den mättade zonen i MIKE SHE ökat. På detta sätt trycks vatten ut från vattendraget, via grundvattnet och upp i våtmarken. För att få en kontinuerlig transport av vatten från MIKE 11 till MIKE SHE har trycket i modellens rand ansatts till ett värde som ständigt är lägre än trycket i MIKE 11. Denna korrigering ska simulera diffusiv transport av föroreningar. Diffusionen är inte inkluderad i de ordinarie modellberäkningarna. För att öka spridningen av föroreningarna ökades den hydrauliska horisontella konduktiviteten, denna har ökat med en faktor 10 inom det området där vattendraget flyter fram. Spridningen ökades även något genom att öka värdet på dispersionen i den mättade zonen av modellen.

När vattnet överförs från MIKE 11 till MIKE SHE sker en utspädning av de lösta ämnena i vattnet. Utspädningens storlek beror på tjockleken av det översta beräkningslagret i MIKE SHE. Ju tunnare detta är desto mindre blir utspädningen. Det översta beräkningslagret måste anpassas efter växternas rotdjup. Lagret får ej vara tunnare än de längsta rötterna. De längsta rötterna är 1 meter långa. Beräkningslagret har därför satts till 1,1 meter.

### **4.3 MODELLERING MED HJÄLP AV MIKE 21**

För att undersöka våtmarkens funktion med hjälp av modellverktyget MIKE 21 har fyra olika moduler använts HD, AD, MT och WQ. De beskriver var för sig hydrodynamik, föroreningsspridning, sedimenttransport och vattenkvalitet. Alla simuleringar har utförts på perioden 14 juni till 10 juli, 1997. Försöken har delats in i tre steg.

1 *Kalibrering av modellen efter dagens förutsättningar i våtmarken. Geometri, flödesbelastning och föroreningsbelastning stämmer med verkligheten.*

*MÅL: Få modellen att beskriva processerna i våtmarken. Jämföra modellerad och uppmätt avskiljning av kväve, fosfor och suspenderat material.*

2 *Våtmarkens geometri har ändrats. Två olika geometrier har utformats:*

- Det meandrande vattendraget har tagits bort.*
- Det meandrande vattendraget har gjorts djupare*

*MÅL: Jämföra avskiljningen av kväve, fosfor och suspenderat material med den avskiljning som uppnås med dagens geometri.*

### 3 Den ovanliggande sedimenteringsdammen tas bort.

*MÅL: Jämföra avskiljningen med den avskiljning som uppnås med föreliggande damm.*

För att undersöka hur väl våtmarkens olika delar bidrar till vattenutbytet har strömningsmönstret för de olika geometrierna studerats. Även den hydrauliska effektiviteten har beräknats för de olika våtmarksgeometrierna. Beräkningen utförs med hjälp av AD-modulen. I modellen tillsattes en föroreningspuls på puls på 100 mg/l under 10 minuter. Spårämnesförsöket utfördes utan vindpåverkan under stationära förhållanden med ett flöde på 300 l/s in i våtmarken.

För att kunna jämföra resultaten från våtmarken mot tidigare resultat utfört på dagvattendammar (se figur 9-10, kapitel 3.2.2) har även volymsbelastningen för samtliga våtmarksgeometrier räknats ut. Medelflödet under perioden har beräknats till 0,07 m<sup>3</sup>/s, vilket ger upphov till volymsbelastningar enligt tabell 6.

**Tabell 6.** Volymsbelastning för de olika geometrierna.

<b>Geometri</b>	<b>Volymsbelastning [10<sup>-3</sup>/h]</b>
Normal	29
Utan meander	8
Djup	20
Utan damm	21

#### 4.3.1 Kalibrering av MIKE 21

Kalibreringen av MIKE 21 har gjorts med utgångspunkt i Jonas Germans kalibreringsarbete (German 2003). Han har bland annat applicerat MIKE 21 på dagvattendammen i Bäckaslöv. För att undersöka vilka parametrar som mest påverkar avskiljningen av suspenderat material och näringsämnen har känslighetsanalys på WQ- och MT-modulen utförts.

Samtliga parametrar i HD- och AD-modulerna som har använts i detta arbete är ansatta, kontrollerade och kalibrerade i tidigare forskning kring MIKE 21 och dess användning på dagvattendammar (German, 2003). För att kontrollera att denna kalibrering för AD- och HD-modulerna är applicerbar även i våtmarksdelen av Bäckaslöv har vissa kontroller av modellresultaten utförts. Resultaten från simuleringarna med HD-modulen har jämförts med uppmätta värden. Vattenbalansen i modellområdet har beräknats.

Växtligheten i våtmarken är mycket omfattande, detta ger upphov till ett motstånd för vattenflödet. Detta beskrivs genom att sätta Mannings tal till ett lågt värde. I modellen anges Mannings tal som 1/n, värdet har satts till 10 i hela våtmarken. I den större regionala modellen, som ligger till grund för den lokala MIKE SHE modellen över Bäckaslöv, har Mannings tal satts till 10. Med anledning av detta har samma värde använts i MIKE 21-modellen.

I kalibreringen av MT-modulen är det framförallt sjunkhastigheten för partiklarna som korrigerats. Det vatten som flödar in i våtmarken har passerat genom dammen. De tyngsta partiklarna har därför redan avskiljts. Sjunkhastigheten på partiklarna i våtmarken har därför

minskats jämfört med det värde som tidigare ansatts för dammen. I och med att skärspänningarna förändras med den ökade växtligheten har även parametrar relaterade till detta kontrollerats. Känslighetsanalys har utförts med avseende på sjunkhastighet, samt för kritiska värden på skärspänning för erosion och deposition av suspenderat material.

För att uppnå en bra kalibrering av WQ-modulen krävs mätdata på kväve, fosfor, syrehalter och BOD i in- och utgående vatten, vilket inte finns för Bäckaslöv. Det finns endast mätdata på kväve- och fosforhalter i in- och utgående vatten. Med utgångspunkt i Germans kalibrering för dammen har känslighetsanalys på parametrar som påverkar syrebalansen utförts. I våtmarken är växtligheten betydligt större än i dammen och därför utfördes känslighetsanalys på respirationshastigheten och primärproduktionen. Det visade sig dock att en ändring av Germans kalibrering inte var motiverad. Osäkerheten är stor på grund av bristfälliga data att kalibrera mot. Därför beslutades det att använda Germans kalibrering i samtliga WQ-beräkningar.

## **5 RESULTAT**

### **5.1 RESULTAT MIKE SHE WET**

Resultaten från MIKE SHE WET visar på att modellen i sin nuvarande utformning inte uppfyller sitt syfte. Modellens huvuduppgift, att beskriva växternas upptag av kväve och fosfor, går inte att simulera med modellen. De olika bristerna i modellen som behandlades i kapitel 4.2.3 är orsaken till problemet. Det går att uppnå en transpiration från samtliga växter genom att bestämma vilken cell modellen skall räkna på. Modellen klarar dock inte att överföra och sprida det förorenade vattnet från MIKE 11 till MIKE SHE. Då det inte går att överföra koncentration via översvämning till MIKE SHE har inte alla beräkningar kunnat utföras. Försöken i MIKE SHE WET fick avbrytas i första steget. I och med att det inte går att beskriva våtmarken efter dagens villkor är det ointressant att utföra beräkningar på olika geometrier eller olika föroreningsbelastningar. I och med att växtupptaget inte fungerar gick det heller inte att undersöka hur resultatet skulle ha blivit om man skördar i våtmarken.

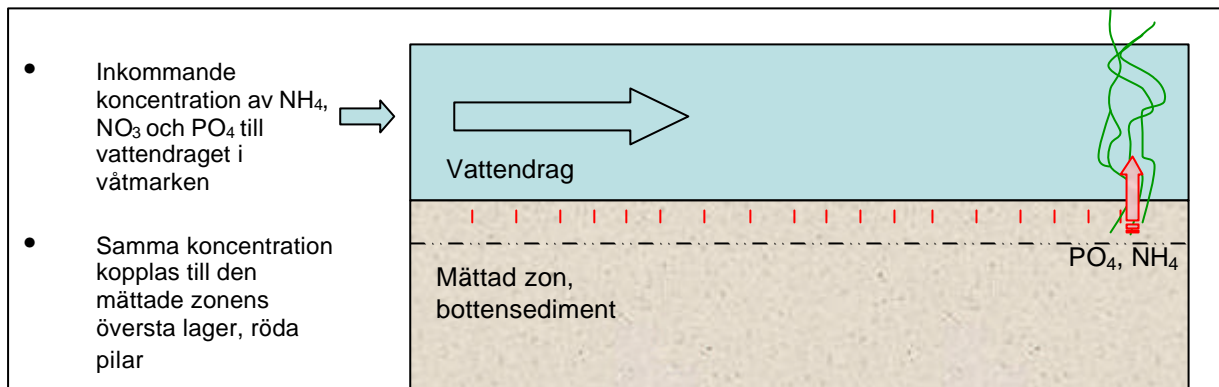
#### **5.1.1 Resultat MIKE SHE Water Movement**

Resultaten från Water Movement-beräkningarna visar att det går bra att få fram en transpiration från växter som växer i översvämmade områden genom styra modellen så att den räknar på en cell som aldrig blir översvämmad. Det uppstår en transpiration från samtliga växter i våtmarken. Transpirationen är tillräcklig för att uppfylla transpirationskriteriet i ekvation 18. Under perioden har transpirationen beräknats till 60-70 mm. Det är en låg transpiration för årstiden, men under den aktuella perioden är det mycket nederbörd vilket leder till att växterna avger mindre vatten.

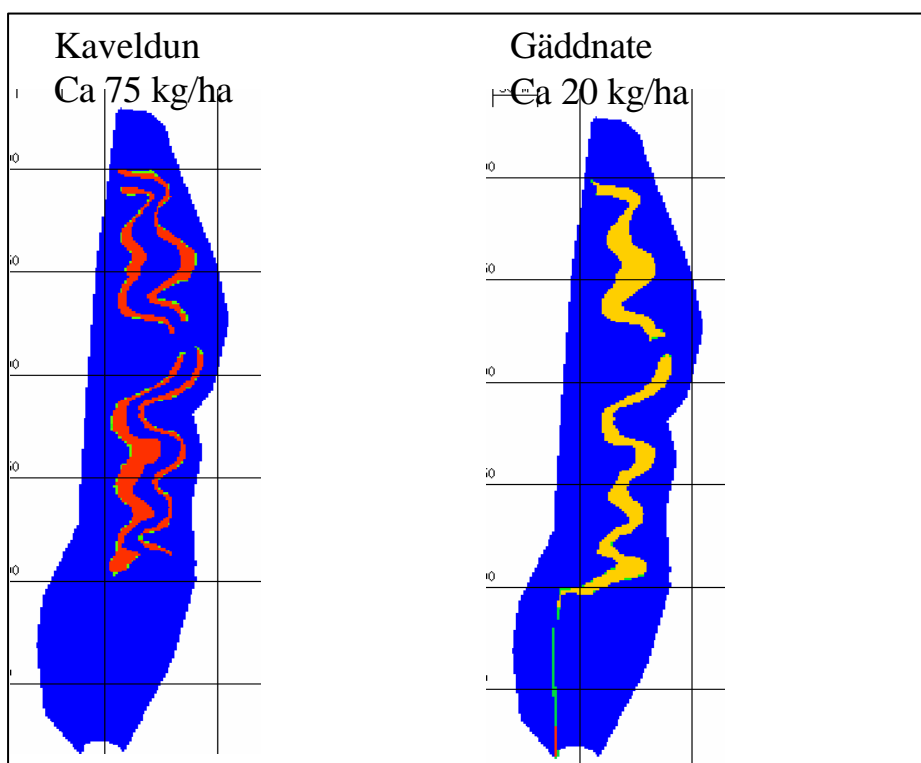
#### **5.1.2 Resultat Advektions-Dispersions beräkningar i MIKE SHE WET**

Med de indata som angivits har växterna en potentiell förmåga att ta upp 0,25 g kväve per dag och kvadratmeter vilket motsvarar 75 kg kväve per hektar och månad, se kapitel 4.2.2. Upptaget av kväve i modellen uppgår endast till något tiondels kilo under simuleringsperioden som sträcker sig över 26 dagar. Kväveupptaget blir så litet på grund av att det inte kan ske någon diffusiv transport av föroreningar. Det reella vattenutbytet mellan vattendraget och övriga delar av våtmarken är mycket litet. Cirka 98 % av vattnet som flödar in i Bäckaslöv går via vattendraget rakt igenom våtmarken. Det är dock mycket troligt att det sker en diffusiv transport av föroreningar mellan vattendraget och närliggande delar i våtmarken. I modellen är vattendraget och den mättade zonen två olika enheter. Sker det inget vattenutbyte mellan dessa två enheter kan inte heller föroreningar överföras mellan de olika zonerna. I verkligheten är dock koncentrationen av ämnen i vattnet närmast botten och vattnet i det översta bottensedimentet i stort sett samma. För att undersöka om det var avsaknad av diffusion i modellen som låg till grund för det låga växtupptaget ansattes en koncentrationskälla i den mättade zonen av modellen, figur 25. Dataserien som anger kväve- och fosforhalter i inflödande vatten till våtmarken användes nu direkt som indata till översta beräkningslagret i den mättade zonen. Koncentrationskällan ansattes endast i de celler som ligger i eller strax intill vattendraget. Resultatet av denna beräkning visar att det är på grund av att diffusionen inte är inkluderad som växtupptaget av näring inte fungerar. Om en koncentration direkt kopplas till den mättade zonen fås ett rimligt upptag av kväve och fosfor i växterna. Upptaget av kväve uppgår till 75 kg/ha och månad för kaveldunet och till ca 20 kg/ha och månad för gäddnaten, figur 26. Resultaten är i rätt storleksordning och stämmer bra överens med det potentiella kväveupptaget som använts som indata till modellen.





Figur 25. Simulering av diffusion.

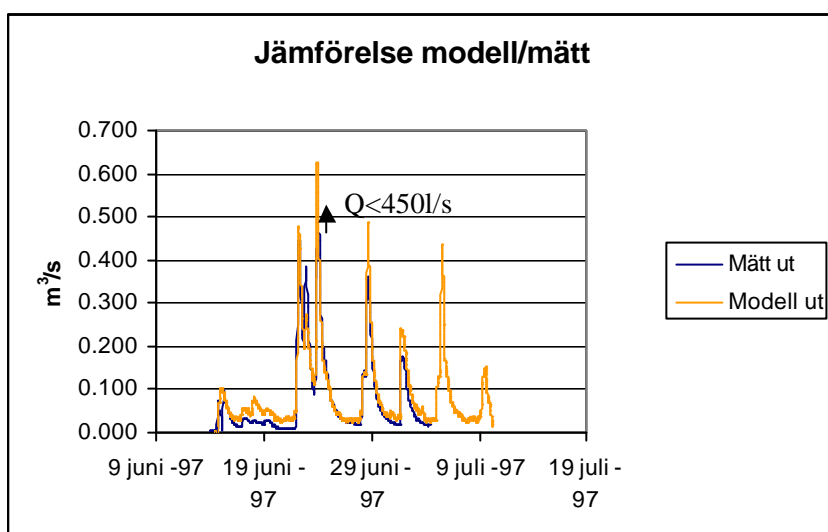


Figur 26. Upptag av kväve i två av växterna i Bäckaslöv då diffusion inkluderas.

## 5.2 RESULTAT MIKE 21

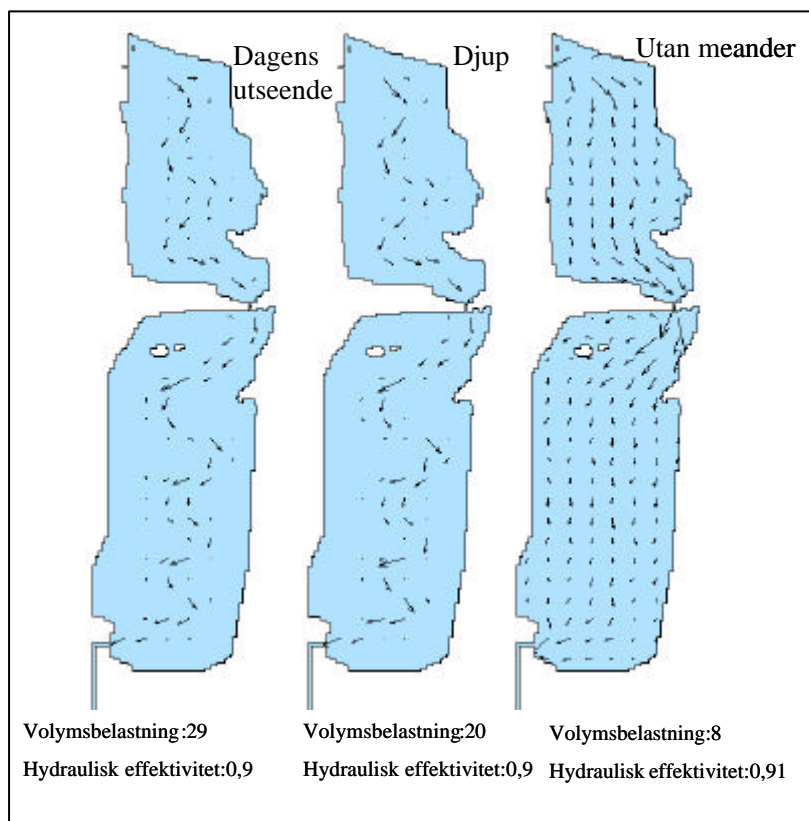
### 5.2.1 Resultat av HD- och AD-beräkningar på de olika geometrierna

Ingen kalibrering har gjorts på AD- och HD-modulerna. Tidigare kalibrering (German 2003) har använts även för våtmarksdelen i Bäckaslöv och visat sig ge bra resultat. En hydrograf över modellerad och mätt vattenföring i utloppet visas i figur 27. I figuren ser man att modellerade värden stämmer bra överens med uppmätta data på vattenföringen. De modellerade värdena överstiger tidvis den uppmätta vattenföringen. Förklaringen ligger i att flödesmätaren inte kunnat registrera flöden som överskrider 450 l/s. Detta flöde överskrids den 24 juni.

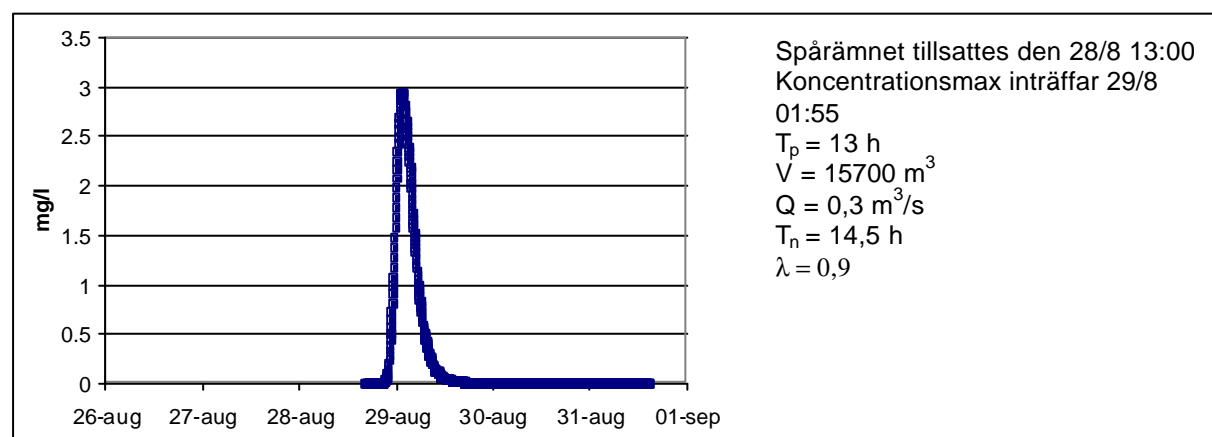


Figur 27. Hydrograf i utlopp. Jämförelse mellan modell- och mätresultat.

Resultaten från HD- och AD-modulen visar att den hydrauliska effektiviteten inte förändras mellan de olika geometrierna som har studerats. Däremot ändras strömningsmönstret och volymsbelastningen då våtmarkens geometri förändras. I det fall där det meandrande vattendraget tagits bort minskar volymsbelastningen med nästan 70 % jämfört med den volymsbelastning som våtmarken har idag. Vattnet sprids över en mycket större yta. Volymsbelastningen minskar även i det fall då vattendraget görs djupare, dock endast med 30%. Strömningsmönster, volymsbelastning och hydraulisk effektivitet visas i figur 28. Resultat från ett spårämnesförsök, som utförts med hjälp av AD-modulen, och uträkning av den hydrauliska effektiviteten redovisas i figur 29. Den hydrauliska effektiviteten har visat sig vara samma för samtliga geometrier. Därför redovisas endast uträkningen av den hydrauliska effektiviteten för den geometri som motsvarar dagens utseende på våtmarken.



Figur 28. Resultat av HD och AD beräkningar. Volymbelastningen anges i  $10^{-3}/h$ .



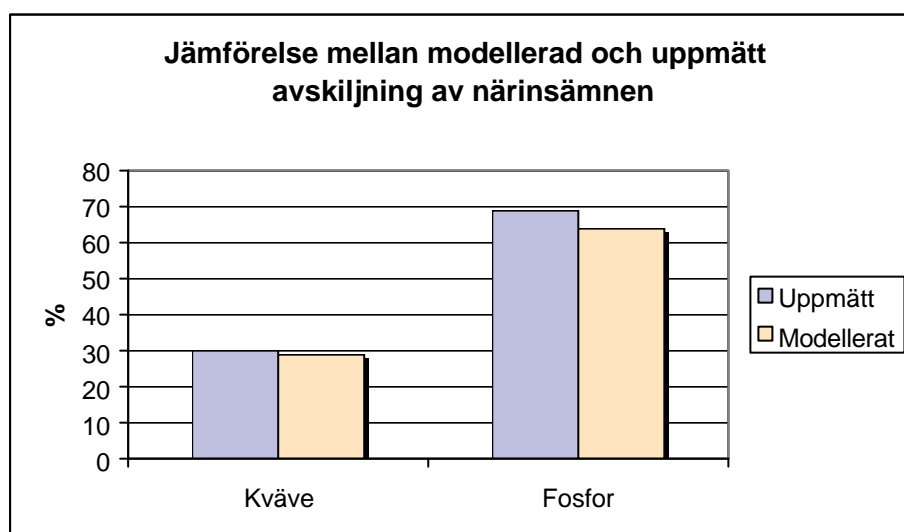
Figur 29. Modellerad spårämnespuls i utloppet av våtmarken och uträkning av hydraulisk effektivitet.

### 5.2.2 Kalibreringsresultat av MT- och WQ-modulen

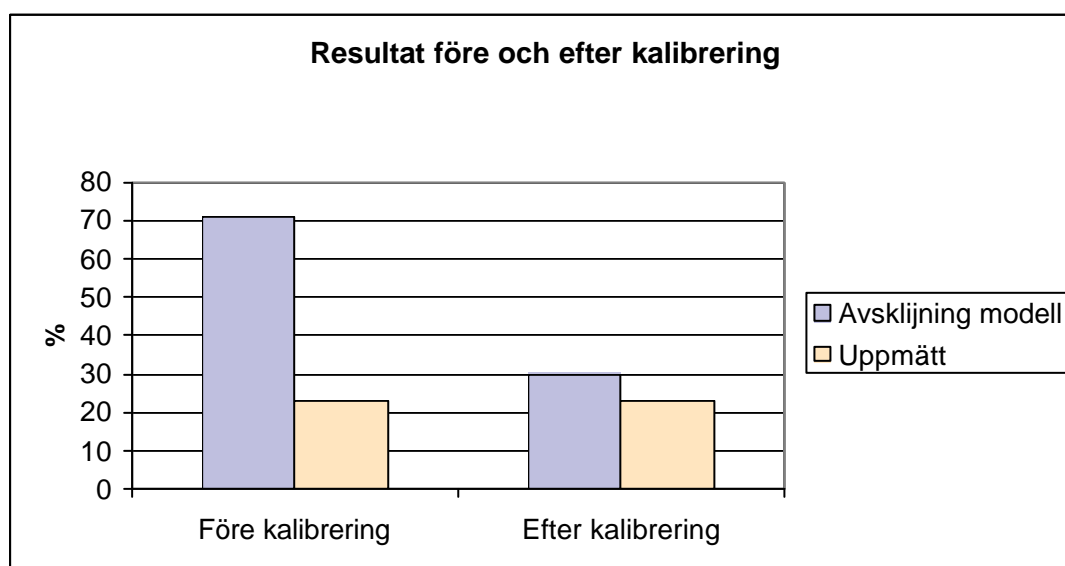
I WQ-modulen har inga ändringar utförts jämfört med tidigare kalibrering som använts på dammen i Bäckaslöv. Den avskiljning av kväve och fosfat som uppnås med modellen stämmer bra överens med uppmätt avskiljning. De uppmätta värdena är baserade på mätningar som utförts under samma period som simuleringen. Det finns mätningar på såväl vattenföring som koncentration av kväve och fosfor i in- och utgående vatten. Ur dessa mätningar har den ackumulerade massan av kväve och fosfat, som passerat in- respektive utlopp, räknats ut (Johansson, 1997). Även ur modellresultaten har den ackumulerade massan av kväve och fosfat som passerat in- och utlopp räknats ut. Avskiljningen har därefter

beräknats. En jämförelse mellan mätta och modellerade värden på avskiljningen för de ämnen som beräknas i WQ-modulen visas i figur 30.

Resultaten från de första försöken med MT-modulen visade att Germans kalibrering inte gick att applicera på Bäckaslövs våtmark. Modellresultaten gav en mycket hög avskiljning av suspenderat material och stämde inte överens med uppmätt avskiljning. Känslighetsanalysen visade att det endast var sjunkhastigheten som påverkade avskiljningsresultatet. I och med att de tyngsta partiklarna redan har avskiljts i dammen har sjunkhastigheten sänkts jämfört med det värde som ansatts för modellen över dammen. En sjunkhastighet oberoende av koncentrationen på  $0,15 \cdot 10^{-5}$  m/s visade sig ge det bästa resultatet. Denna sjunkhastighet har tidigare använts för modellering av sedimenttransport i anlagda våtmarker (Kosiako, 2003). Resultat från kalibreringen av MT-modulen visas i figur 31. Avskiljningen av suspenderat material på såväl modellerade som uppmätta värden har räknats ut på samma sätt som för WQ-parametrarna.



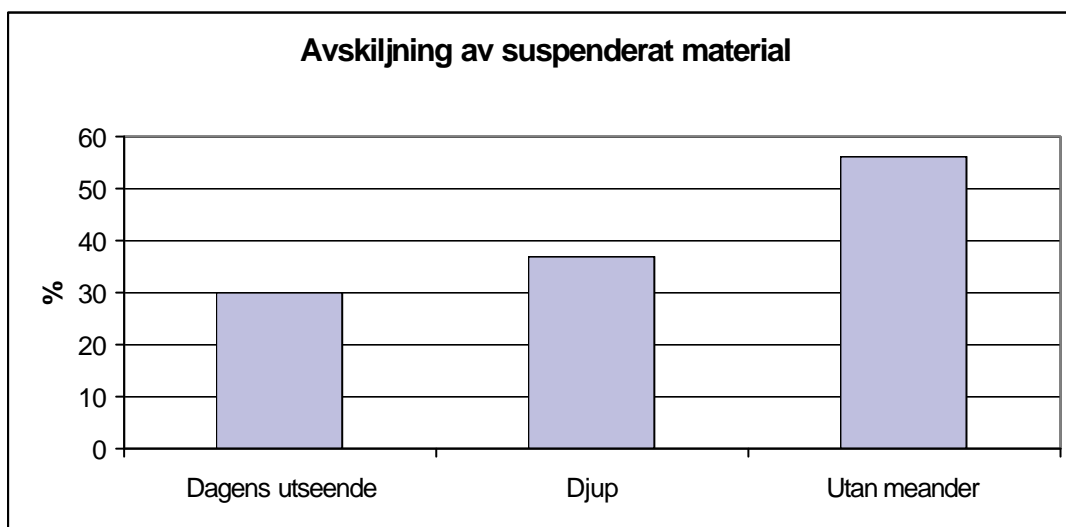
Figur 30. Jämförelse mellan modellerad och uppmätt avskiljning av näringsämnen.



Figur 31 Jämförelse mellan modellerad och uppmätt avskiljning av suspenderat material.

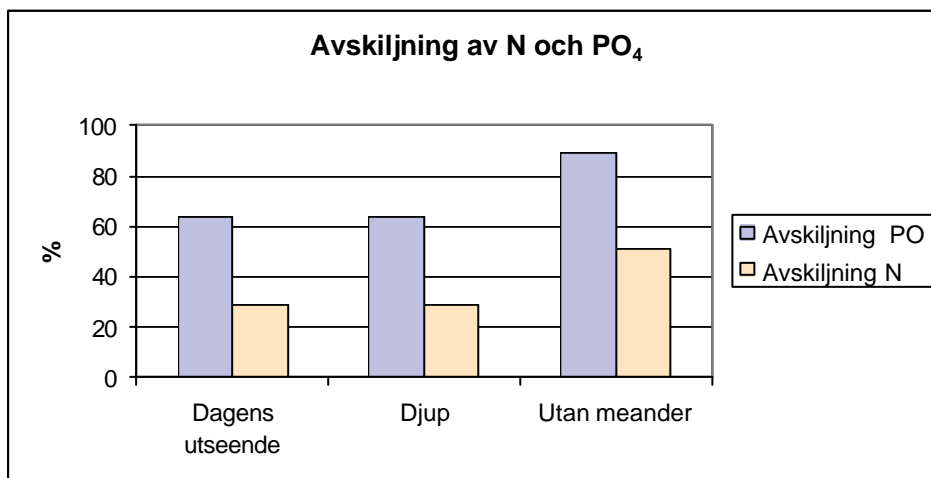
### 5.2.3 Resultat från försök med olika geometrier

Avskiljningen av suspenderat material påverkas mycket av våtmarkens utformning. Avskiljningen av suspenderat material blir bättre när det meandrande tas bort. Vattnet sprids över en mycket större yta och volymsbelastningen minskar. Resultaten stämmer även med det samband som presenterades i kapitel 3.2.2. Enligt det samband som presenterades ska avskiljningen öka då volymsbelastningen minskar. Avskiljningen antar inte samma värden som visas i figuren i kapitel 3.2.2 men den följer samma mönster. En viss ökning av avskiljningen sker också då våtmarken görs djupare. Detta beror på att det ansamlas material framför kulverten och framför skibordet i utloppet. Modellresultatet är mycket trovärdigt. Om djupet är stort framför fördämningar i vattendrag blir vattnet stillastående framför dessa och suspenderat material kan lättare sedimentera. Resultat från försöken som utförts på de olika geometrierna visas i figur 32.



Figur 32. Geometrins inverkan på avskiljning av suspenderat material.

Även avskiljningen av kväve och fosfor gynnas genom att vattnet sprids ut på en större yta, det vill säga då det meandrande vattendraget tas bort. Avskiljningen påverkas inte av att våtmarken görs djupare. Resultat från WQ-försöken visas i figur 33.



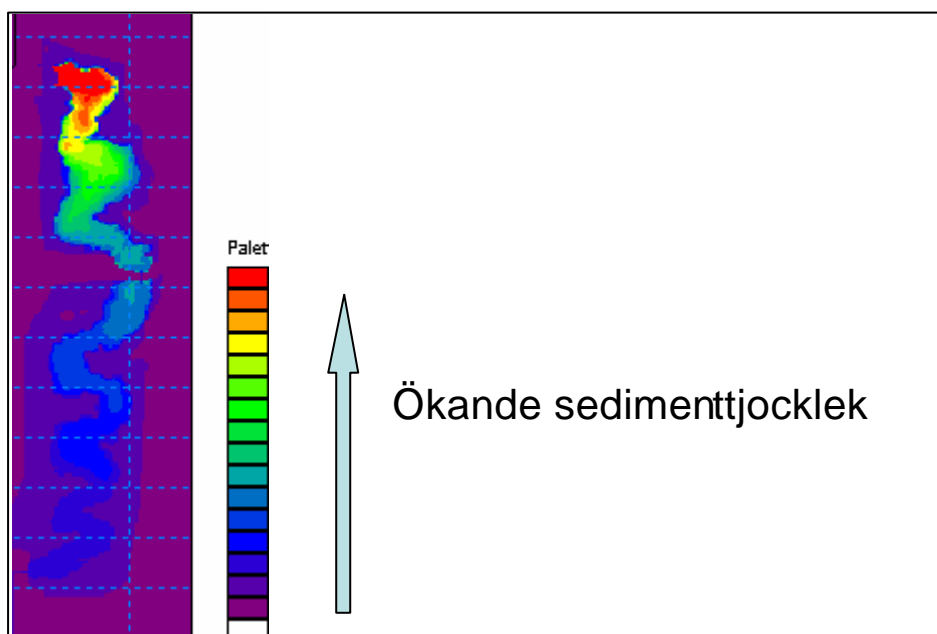
Figur 33. Geometrins inverkan på avskiljning av kväve och fosfor.

### 5.2.4 Resultat från försök då dammen tagits bort

Modellberäkningar utan ovanliggande damm har endast utförts på MT-modulen. Resultaten visar att det blir en ökad avskiljning av material då dammen tagits bort. Detta beror på att det är mer material som flödar in i våtmarken, även andelen tunga partiklar ökar. Simuleringarna har baserats på två olika kalibreringar, kalibreringen som är avsedd för dammen i Bäckaslöv samt den kalibrering som använts på övriga MT-beräkningar i våtmarken. Det har visat sig att båda kalibreringarna ger i stort sett samma resultat. Den kalibrering som använts i övriga försök på våtmarken ger en avskiljning på 98 % och kalibreringen avsedd för dammen ger en avskiljning på 99 %.

### 5.3 RESULTAT AV SEDIMENTPROVTAGNINGAR

Resultaten från den första delen av provtagningen visade att sedimentlagret var störst precis efter inloppet till våtmarken. Sedimentlagret i mitten av våtmarken och i utloppet var i stort sett samma. Med den metod som användes för att bestämma sedimenttjockleken och det antal stickprover som togs är det svårt att ange ett exakt värde på sedimentlagrets tjocklek. Även modellresultaten visar att sedimentlagret är störst i början av våtmarken. En bild över hur sedimentet fördelas i modellen visas i figur 34.



Figur 34. Sedimentutbredning enligt modell.

Sedimentets sammansättning förändras något genom våtmarken. Andelen torrsubstans minskar från inlopp till utlopp. Kvävehalten i sedimentet ökar mellan inlopp och utlopp i våtmarken, vilket tyder på att våtmarken binder kväve i botten sedimentet. Andelen rötter och biologiska rester i sedimentet var större i mitten än i in- och utlopp. Det förklarar varför kvävehalten är störst i mitten av våtmarken. Provtagningarna visar att det förekommer metaller i sedimenten, vilket tyder på att det inte enbart är växtrester som utgör botten sediment utan att det även är sediment som härstammar från dagvattnet. En förteckning på mätresultaten över sedimentets innehåll i de olika mätpunkterna visas i tabell 7.

**Tabell 7.** Sedimentets sammansättning i in- och utlopp.

	<b>Inlopp</b>	<b>Mitt</b>	<b>Utlopp</b>
Torrsubstans, %	40,5	18,1	18,4
COD, mg/kg TS	160000	68000	68000
Total-fosfor, mg/kg TS	1200	850	1200
Total-kväve, mg/kg TS	2900	12000	6600
Ammonium-kväve, mg/kg TS	0,02	500	500
Nitrat-kväve, mg/kg TS	<32	<84	<84
Fosfatfosfor, mg/kg TS	45	92	37
Cd, mg/kg TS	1,1	1,8	1,2
Zn, mg/kg TS	91	1200	1100
Cu, mg/kgTS	670	120	160

## 6 DISKUSSION OCH SLUTSATS

### 6.1 MIKE 21

Simuleringarna med MIKE 21 har visat mycket goda resultat. Det visade sig att tidigare kalibrering av WQ-modulen från dammen i Bäckaslöv gick att applicera även på våtmarken. Det saknas data för att uppnå en exakt kalibrering. Det hade varit önskvärt att ha tillgång till såväl mätdata på BOD- som syrekoncentrationer i vattnet. Växtligheten i våtmarken är betydligt mer utbredd än i dammen. Om det hade funnits tillräckliga mätdata hade man kunnat gå in djupare i modellen och tittat närmare på hur syrekoncentrationen och BOD-halterna i vattnet påverkas av växtligheten. Modellparametrar som primärproduktion och respirationshastighet representerar växtlighet i våtmarken. Genom att öka eller minska värdet på dessa parametrar kan olika grad av växtlighet simuleras. Undersökningar på vilken grad av beväxning som är mest gynnsam för reningen av dagvattnet hade då kunnat utföras. Den kalibrering som nu använts ger dock ett bra resultat om man endast skall titta på avskiljningen av kväve och fosfat.

Kalibreringen av MT-modulen skiljer sig något från den kalibrering som använts på dammarna. De största partiklarna har redan avskiljts i dammen därför måste sjunkhastigheten för partiklarna korrigeras. Ett bättre resultat, med avseende på att få modellerad och mätt avskiljning att stämma överens, hade kunnat uppnås genom att ytterligare sänka sjunkhastigheten för partiklarna. Det har dock ansetts vara olämpligt att ansätta en allt för låg sjunkhastighet enbart för att få modellen att stämma exakt med uppmätta värden. Den sjunkhastighet som nu används kan motiveras genom att den tidigare har använts och gett bra resultat vid modellering av suspenderat material i våtmarker.

Våtmarken skulle få en bättre avskiljningsförmåga av såväl suspenderat material som kväve och fosfor om det meandrande vattendraget i våtmarken togs bort. Vattnet skulle spridas över en större yta, i och med detta minskar volymsbelastningen. Den hydrauliska effektiviteten höjs endast med någon procent vilket är försumbart i sammanhanget men med en större eller bibehållen hydraulisk effektivitet och en minskad volymsbelastning ökar avskiljningen jämfört med hur våtmarken ser ut idag. Det är intressant att modellresultaten stämmer bra överens med tidigare modellstudier utförda på dammar. Även om avskiljningen inte exakt stämmer överens med det samband som tagits fram mellan volymsbelastning, hydraulisk effektivitet och avskiljning så följer modellresultaten från våtmarken samma mönster som de försök som tidigare utförts på dammar.

Om den ovanliggande dammen tas bort skulle våtmarken enligt modellberäkningarna fortfarande fungera bra med avseende på avskiljningen. En ökad belastning leder till en ökad avskiljning av suspenderat material. Avskiljningen av suspenderat material ökar från ca 30 % till 98 % om dammen tas bort. Den kalibrering som använts i samtliga våtmarksförsök ger i stort sett samma resultat som Germans kalibrering för MT-modulen. Det skiljer endast någon enstaka procent i avskiljningen av suspenderat material den aktuella simuleringsperioden. Innan simuleringen utfördes diskuterades det mycket vilken kalibrering som var lämpligast att använda då dammen tagits bort. Det vatten som flödar in i våtmarken innehåller betydligt större och tyngre partiklar än vad det skulle ha innehållit om vattnet först gått via dammen. För att se hur de olika kalibreringarna påverkade avskiljningsresultatet utfördes simuleringar på båda kalibreringarna. Resultaten visar att kalibreringen med den lägre sjunkhastigheten som egentligen är ämnad för mindre partiklar är applicerbar även på vatten med större partiklar i vattnet. Det vore därför intressant att utföra simuleringar med den lägre



sjunkhastigheten även på dammen för att se om kalibreringen är applicerbar även på dammen i Bäckaslöv.

Det avskiljs en mycket stor del av det suspenderade materialet i våtmarken då dammen tas bort. Detta visar på att även våtmarken fungerar som en sedimenteringsbassäng men det motiverar ändå inte att dammen tas bort. Efter en tid skulle det ansamlas stora mängder sediment i våtmarken, för att forsla bort detta skulle det krävas stora ingrepp i växtligheten och naturen i och kring våtmarken. Det är betydligt enklare att tömma dammen på vatten och endast rensa denna på sediment. En stor del av tungmetallerna i dagvattnet är partikulärt bundna och avskiljs i dammen genom att partiklarna sedimenterar. Om inte dammen fanns skulle en större andel av metallerna spridas till våtmarken. De djur som betar i och kring våtmarken skulle då få i sig större mängder tungmetaller än vad de får idag. Det är även mycket möjligt att en större belastning av material som sedimenterar hämmar växtligheten i våtmarken, vilket skulle påverka kväveretentionen negativt då ett bevuxet bottensediment gynnar kväveretentionen.

En brist i WQ-modulen i MIKE 21 är att det inte går att se vilka processer som styr avskiljningsresultatet. För modellanvändaren är det av intresse att kunna se hur nitrifikations- och denitrifikationsprocesserna varierar under simuleringens gång. Hur de påverkas av stora regn eller temperaturvariationer. Det går heller inte att se hur stor del av näringsämnen som tas upp av växter eller bakterier eller hur stor andel som sedimenterar. En variation av dessa processer med tiden vore önskvärt att få information om.

Med en noggrann kalibrering och god kunskap om alla ingående processer kan M21 med fördel appliceras på våtmarker. Man kan med hjälp av modellen få god kunskap om hur en våtmark bör utformas för att uppnå ett så bra avskiljningsresultat som möjligt. Modellresultaten i detta arbete tyder på att det vore bra att minska volymsbelastningen i Bäckaslöv. Idag är vattendraget för djupt för att våtmarken lätt ska kunna svämmas över. Att helt ta bort vattendraget och låta vattnet direkt spridas över hela våtmarken är ett relativt stort och kostsamt ingrepp. En möjlig åtgärd för att öka spridningen av vattnet är att dämna i utloppet för att på så vis höja vattennivån i hela våtmarken. Inom ramen för detta arbete har det inte funnits tid att göra modellberäkningar på detta scenario, men det vore intressant att utföra i framtida studier av Bäckaslövs våtmark.

## **6.2 MIKE SHE WET**

MIKE SHE WET behöver utvecklas ytterligare för att kunna användas i praktiken. Brister såväl i avdunstningsmodulen som i kopplingen till MIKE 11 måste lösas för att modellen ska kunna appliceras på våtmarker. Problemen med avdunstningen går att kringgå, men för att göra modellen användarvänlig är det av största vikt att detta ses över. För att kunna undersöka hur våtmarken skulle ha fungerat med olika geometrier är det nödvändigt att föroreningar kan transporteras via översvämning från MIKE 11 till MIKE SHE. En våtmark ska lätt kunna svämma över för att få en så bra avskiljning, av suspenderat material och näringsämnen, som möjligt. Detta kan inte representeras med dagens version av MIKE SHE WET. Kärnan i problemet med dagens version av MIKE SHE WET ligger i att diffusiv transport av lösta ämnen inte är inkluderad i modellen. Med dagens version går ca 98 % av föroreningarna med vattnet rakt igenom våtmarken. Den del av vattnet som trycks ut från MIKE 11 till MIKE SHE, genom att läckagekoefficienten ökas, är endast en bråkdel av den totala vattenvolymen som finns i MIKE 11. Den koncentration som når MIKE SHE är därför mycket låg. I verkligheten sprids föroreningarna till våtmarkens olika delar genom diffusion. Skillnaden i

koncentration av olika ämnen i vattendraget och i översta bottenskiktet skiljer sig inte mycket i verkligheten. Växterna som växer här kan därför ta upp näring ur vattnet och på så vis minskar halterna av näringsämnen i dagvattnet. Med dagens version av modellen kan inte växternas upptag av näring beskrivas. Genom att utföra beräkningar där en koncentrationskälla i den mättade zonen av modellen låtits representera diffusionen har rimliga resultat på växtupptaget uppnåtts. Detta tyder på att modellen kan uppfylla sitt syfte om diffusiv transport av föroreningar inkluderas.

För att kunna följa växternas cykler över året vore det önskvärt att kunna ta ut resultat över hur kväve- och fosforhalter i förnan varierar under året. I den nuvarande versionen av programmet kan endast resultat över näringshaltens variation i växterna genereras. Man borde även korrigera beräkningsalgoritmen för växtupptaget av kväve och fosfor. Den modifierade LAI-förändringen som nu beräknas ifrån ett förväntat näringsupptag är inte optimal. Algoritmen bör ses över så att växterna fortsätter att ta upp näring även då bladen är fullt utvecklade.

Om modellen programmeras om så att ovan nämnda brister korrigeras skulle den vara ett mycket bra komplement till MIKE 21-beräkningarna. I SHE modulen kan man få information om hur stort näringsupptaget är i växterna, hur detta varierar under året samt hur ingrepp i vegetationen skulle påverka vattenkvaliteten. Informationen är mycket värdefull för att kunna utvärdera och följa upp hur dagvattenanläggningar fungerar och bör skötas. Tyvärr har modellberäkningarna i MIKE SHE WET inte genererat några resultat på grund av de brister som modellen har. Mycket tid har dock lagts ner på att förstå och sätta sig in i modellen. Syftet med att testa modellen har uppnåtts och slutsatsen blir att modellen måste programmeras om för att uppfylla sitt syfte. Många av de brister som upptäckts var inte kända vid arbetets början. De upptäckter gjorts kommer vara till stor hjälp i vidare utveckling av programmet.

## **7 REFERENSER**

Brady, N. C. , Weil, R. R. 2002. The nature and properties of soils. Thirteens edition, Pearson Education

German, J. 2003. Reducing Stormwater Pollution. Department of water Environment Transport, Chalmers University of Technology. Vasastadens bokbinderi AB. ISBN 91-7291-316-9

Grip, H. , Rodhe, A. 2000. Vattnets väg från regn till Bäck. Hallgren och Fallgren Studieförlag AB.

Halmstad kommun, Tekniska nämnden. 1991. Våtmarker för havets skull – ekologisk dagvattenhantering

Ingesson, U. 1996. Denitrifikationsprocessen. En litteraturstudie. SLU, institutionen för markvetenskap, avd. för vattenvårdslära.

Johansson, M. 1997:9. Avskiljning av dagvattenföroreningar - Driftuppföljning av Bäckaslövs avsättningsdamm och våtmark. Chalmers Tekniska högskola, Göteborg.

Koskiaho, J. 2003. Flow velocity retardation and sediment retention in two constructed wetland-ponds. Ecological Engineering, 19, s 325-337.

Kristensen, K. J., Jensen. S.E., 1975. A model for estimating actual evapotranspiration from potential evapotranspiration. Royal Veterinary and agricultural University, Nordic Hydrology 6, s 170-188.

Leonardsson, L. 1990. Anläggning och restaurering av våtmarker i det sydsvenska jordbrukslandskapet. Miljöprojekt Västra Skåne.

Lundin, L-C. 2000. Water use and Management, book 1. Ditt tryckeri i Uppsala AB.

Löfrot, M. 1991. Våtmarker och deras betydelse. Statens naturvårdsverk, Rapport 3824.

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

MIKE 21 Hydrodynamic Module, Scientific Documentation. DHI Software 2001.

MIKE 21 Advection-Dispersion Module, Scientific Documentation. DHI Software 2001.

MIKE 21 Sediment transport modelling. DHI Water and Environment 2001.

MIKE SHE User Manual – Water Quality. DHI Water and Environment 1999

MIKE SHE User Manual – Water Movement. DHI Water and Environment 1999

Persson, J. 1999. Hydraulic Efficiency in Pond Design. Department of Hydraulics, Chalmers University of Technology. Chalmers reproservice. ISBN 91-7197-804-6

Romero, J.A, Francisco, A. C., García, C. 1999. Restored Wetlands as filters to remove nitrogen. Department of Ecology, University of Barcelona.

Stryer, L. 1981. Biochemistry s 110-114. W. H Freeman and comp. New York

## 8 ORDLISTA

AD:	Advektion-Dispersion. Beräkning av transport och spridning av föroreningar i vatten.
Advektion:	Spridning av ett ämne med hjälp av flödet.
Aerob:	Organism som behöver fritt syre för att kunna leva.
Anaerob:	Organism som kan leva utan närvaro av fritt syre.
Autotrof:	En organism som är kapabel att utnyttja koldioxid eller karbonater som enda kolkälla, kan utvinna energi från oxidering av oorganiska ämnen ex vis järn, nitrit, svavel eller ammonium. Motsats till heterotrof.
Avskiljning:	Andel av totala massan i ingående vatten som stannar i våtmarken. (massa in – massa ut)/ massa in
BOD:	Biological Oxygen Demand
Chezy koefficient:	$C = (8g/f)^{1/2}$ g = tyngdaccelerationen f = friktionskoefficienten
Darcy-hastighet:	Vattenföring per tvärsnittsarea av marken. $V=Q/A$ , uttrycks i m/s. Uttrycket härleds från Darcy's lag (Henri Darcy 1856). $Q = -KA d\phi/dx$ , denna kan skrivas som $Q/A = -Kd\phi/dx = v$ [m/s]
Denitrifikation:	Nitratkväve omvändlas till kvävgas genom mikrobiell aktivitet
Dispersion:	Spridning av lösta ämnen, spridningen följer ej vattenflödet.
EMC	Event Mean Concentration. Medelkoncentrationen av ett ämne i dagvattnet under en helt avrinningstillfälle.
Fältkapacitet:	Maximal vattenhalt i jorden vid fri dränering.
HD:	Hydrodynamik. Beräkning av vattenflöden och vattennivåer.
Heterotrof:	En organism som endast kan utvinna energi från nedbrytning av organiskt material.
Hydraulisk höjd:	Grundvattentryck, uttryckt i meter vattenpelare.
Hydrofil vegetation:	Växter som kan leva i sankmarker.
Interception:	Den del av regnvattnet som fastnar på blad och grenar och inte når marken.

$K_c$	Grödokoefficient. Beskriver förhållandet mellan potentiell avdunstning, $ET_0$ , och avdunstning från en specifik växt under gynnsamma förhållanden, $ET_c$ . $K_c$ -värden för olika växter finns i tabbilverk. $K_c$ värdet är även kopplat till växtens utvecklingsstadium. $K_c = Et_c/ET_0$
Känslighetsanalys:	Försök som utförs med avseende att se hur en x-variabel påverkar resultatet i y. Utförs genom att variera en parameter i taget och hålla alla andra konstanta
LAI:	Lövareaindex, andelen blad på en yta. Uttrycks i $m^2$ blad/ $m^2$ markyta.
Magasinskoefficient:	Anger förhållandet mellan magasinsändring och vattenståndsändring.
Makrofytt:	Vattenväxt
Mannings tal:	Parameter som beskriver bottenfriktionen. Manning tog fram empiriska samband och skrev allmänna friktionsformeln på formen:  $Q = 1/n (R_h^{2/3} S_b^{1/2} A)$ . $n$ är Manningstal, i MIKE 21 benäms Mannings tal $M = 1/n$ $Q$ = Vattenföring $R_h$ = Hydraulisk radie $S_b$ = Bottenlutning $A$ = Tvärsnittsarea
MT:	Sedimenttransport. Beräkning av spridning, erosion och deposition av suspenderat material.
Nitrifikation:	Ammoniumkväve omvandlas till nitratkväve genom mikrobiell aktivitet.
$S_s$ :	Specifik magasinskoefficient. Den vattenvolym som frigörs från $1m^3$ av akvifären då totalpotentialen minskar med en meter.
Skibord:	Nivåreglering. Används även för att få en bestämmande sektion vid flödesmätning.
Struktur:	Flödesregleringar ex vis kulvert, rektangulärt överfall etc.
Torrsvikt:	Den vikt som ett prov antar efter torkning.
Vissningsgräns:	Den vattenhalt vid vilken växternas vattenupptag upphör vid torka. Växternas undertryck räcker inte till för att suga upp vatten ur jorden. Vissningsgränsen brukar anges till ca 150 m vattenpelare men är beroende av jordens kornstorleksfördelning.

Volymbelastning: Flöde per volymsenhet (jämför ytbelastning: flöde per areaenhet)

WQ: Vattenkvalitetsberäkningar. Beräknar halter och variationer av kväve, fosfor, BOD och löst syre i vattnet.