



UPPSALA
UNIVERSITET



15008

Examensarbete 30 hp
Juni 2015

Förbättring av kväveretentionsprocesser i sjöar i HYPE-modellen

Hanna Gustavsson

Referat

Förbättring av kväveretentionsprocesser i sjöar i HYPE-modellen

Hanna Gustavsson

Hur stor den naturliga kväveavskiljningen är från utsläpp av kväve tills att utsläppet når havet, är väldigt svårt att mäta. Den procentuella avskiljningen, skillnaden mellan brutto- och nettobelastning även kallad retention, skattas därför ofta med vattenkvalitetsmodeller som försöker beskriva de naturliga processer som sker. Beräkningsmodellerna är en förenklad beskrivning av verkligheten och ett hjälpmedel för att få en överblick över t.ex. närsaltsbelastning och retention i ett område.

I svenska vatten, sker kväverening främst i sjöar, genom denitrifikation, dvs omvandling av oorganiskt kväve i form av nitrat till kvävgas och permanent sedimentering av föreningar som innehåller oorganiska och organiska kväve. Därför är det viktigt att beskriva processer i sjöar adekvat om trovärdiga modeller för att förutsäga flöden av kväve ska utvecklas och användas.

Målet med projektet har varit att förbättra resultatet för beräkning av kväveavskiljning i sjöar för storskalig modellering med S-HYPE främst med avseende på denitrifikation men också i djupare sjöar där modellen idag överskattar kväveavskiljningen. Avsikten har varit att genom dessa förbättringar succesivt kunna minska mängden lokala korrigeringstermer och på så sätt öka förtroendet för modellen, särskilt i områden utan mätningar (Predictions in Ungauged Basins).

Först gjordes en litteraturstudie av mer komplexa sjömodeller. Resultatet från litteraturstudien ledde till att en ny ekvation av denitrifikation med ett justerat koncentrationsförhållande samt en ny temperaturekvation i sjöar. I tillägg till det har en begränsning för denitrifikation i djupa sjöar införts.

Med S-HYPE som testbänk har ett antal specifika områden med stora avvikelser i beräkningsresultat jämfört med mätdata studerats. Orsaker till avvikelser har undersökts med avsikt att finna bättre beskrivande processer för den generella modellen. Förutom de utvalda sjöarna Vombsjön, Unden och Vänern för vilka beräkningar av kvävekoncentrationer i den nuvarande S-HYPE är problematiska i den generella modellen har hela Motala Ströms avrinningsområde använts i modellutvecklingen. Modellförändringarna har validerats mot mätningar.

Efter att ny ekvation av denitrifikation implementerats, simulerades hela Sveriges avrinning med S-HYPE med den nya processbeskrivningen. Resultaten kan sammanfattas främst inom två områden. Det första är att resultatet, jämfört med mätningar, tyder på att ny beskrivning leder till förbättringar i beskrivning av denitrifikationen. För främst södra Sverige med högre belastning av oorganiskt kväve, till följd av mycket jordbruksmark, har en ökad inomårsvariation av denitrifikationen lett till ett bättre beräkningsresultat. För det andra avslöjas några problem i beskrivning av markprocesser och där lösningen i ett första steg inte främst ligger i ytterligare förfinade sjöprocesser i HYPE.

Nationellt har de nya ekvationerna lett till att det oorganiska kvävet delvis underskattas istället för som tidigare då det överskattades. En förklaring till att kvävet underskattas kan vara att markläckaget av kväve är för lågt. Det vill säga att modellens markretention är för hög. Med denitrifikationen som beskrivs inom det här projektet blir framför allt vinternivåerna för låga. I den ursprungliga beräkningen med S-HYPE har man valt att minska denitrifikationen kraftigt för att inte hamna för lågt vintertid. Därmed blir beräknade sommarkoncentrationer för höga i den gamla modellberäkningen.

Nyckelord: Kväveavskiljning, HYPE, retention, vattenkvalitetsmodellering

Institutionen för vatten och miljö; Sektionen för geokemi och hydrologi. Sveriges Lantbruksuniversitet, Lennart Hjelm's väg 9, SE 75007 Uppsala. ISSN 1401-5765

Abstract

Improving nitrogen retention processes in lakes in S-HYPE

Hanna Gustavsson

Measuring the amount of natural nitrogen reduction that take place during the flow of water from the source to the sea is very difficult. The reduction is therefore often estimated using water quality models which describe the natural loss processes that occur in waterbodies. Models are a simplified description of reality and can be used to get an overview to e.g. quantify nutrient loading and retention.

In Swedish water, nitrogen removal mainly occurs in lakes, through denitrification, i.e., conversion of inorganic nitrogen in the form of nitrate to nitrogen gas and permanent settling of compounds containing inorganic and organic nitrogen. Therefore it is important to describe processes in lakes adequately if credible models for predicting fluxes of nitrogen are to be developed and used.

The goal of the project has been to improve the performance of the calculation of nitrogen removal in lakes in large-scale modeling using S-HYPE. The S-HYPE model has been used as a testbed for evaluating improvements to the general description of nitrogen processes in lakes. Specific catchments where estimates of nitrogen concentrations in the current S-HYPE are problematic in the general model was studied, including lake Vombsjön, lake Unden and lake Vänern. In addition to these lakes, the entire basin Motala Ström basin was tested in model development.

Finally, model changes were validated against measurements throughout Sweden. One of the key goals in S-HYPE model development is to gradually reduce the size of the various correction terms and deviations from the standard values of parameters. In this way, confidence in the model is increased, especially in predictions in ungauged basins. Within this project the focus has been on improving the general description of nitrogen dynamics in Swedish lakes. The general description presented here refers to the HYPE description of processes in lakes without local adjustments.

A literature review of more complex lake models, resulted in adjusted equations. The two model changes presented here are (i) a new water temperature and lake depth dependent equation to describe denitrification and (ii) incorporation of settling losses of organic nitrogen. Nationally, the adjustments made in the new equations have led to some underestimation of inorganic nitrogen concentrations compared to older calculations that consistently overestimated concentrations.

One possible explanation for underestimation of inorganic nitrogen concentrations in lakes may be that the calculated soil leaching of nitrogen to lakes in the model is too low. That could mean that soil nitrogen retention in the model is too high. This problem exists in the old model. However, the old model was able to reproduce winter concentrations because it failed to remove sufficient nitrogen during the summer.

The results can be summarized in two main areas. First, a better seasonally variation in calculated concentrations of inorganic nitrogen has led to improved computational performance especially in southern Sweden. Second, problems in incoming concentrations of nutrients to lakes was identified. The solution is primarily a part of soil processes rather than in lake processes.

Keywords: Nitrogen reduction, HYPE, retention, water quality modeling

Department of Aquatic Sciences and Assessment; Geochemistry and hydrology. Swedish University of Agricultural Sciences, Lennart Hjelm's väg 9, SE-75007 Uppsala. ISSN 1401-5765

FÖRORD

Denna rapport är resultatet av ett examensarbete på civilingenjörsprogrammet inom miljö- och vattenteknik vid Uppsala universitet. Examensarbetet genomfördes på SMHI under hösten och vinter 2014-2015.Handledare för arbetet var Johan Strömqvist från SMHIs hydrologiska forskningsavdelning och ämnesgranskare var Martyn Futter från avdelningen för vatten och miljö vid Sveriges lantbruksuniversitet.

Jag vill vidare tacka ett antal personer som hjälpt mig genomföra och färdigställa denna studie. Först och främst skulle jag vilja tacka min ämnesgranskare Martyn för fantastiskt stöd och vägledning. Vidare vill jag tacka min handledare Johan Strömqvist samt Signild Nerheim för goda synpunkter och råd.

Till sist vill jag uttrycka min tacksamhet till min familj som hjälpt och stöttat mig genom mitt arbete.

Hanna Gustavsson

Norrköping, mars 2015

Copyright © Hanna Gustavsson och Institutionen för vatten och miljö, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU).

UPTEC W 15008, ISSN 1401-5765

Publicerad digitalt vid Institutionen för geovetenskaper, Uppsala universitet, Uppsala, 2015.

Populärvetenskaplig sammanfattning

Förbättring av kväveretentionsprocesser i sjöar i HYPE-modellen

Hanna Gustavsson

Näring i form av kväve är en förutsättning för växters tillväxt. Kväve finns naturligt i våra ekosystem men kan i för höga halter orsaka problem med övergödning i vattendrag, sjöar och hav. Kväve läcker till vattenmiljöer från all typ av mark, men de högsta halterna kommer från jordbruksmarken. Förutom dessa diffusa källor (som även innefattar atmosfäriskt kvävenedfall på vattenytor) så kan även punktkällor, reningsverk, industrier och enskilda avlopp, ha betydelse.

Hur stor den naturliga kväveavskiljningen är från källa till hav, är svår att mäta. Den procentuella avskiljningen, skillnaden mellan brutto- och nettobelastning även kallad retention, skattas därför ofta med vattenkvalitetsmodeller som försöker beskriva de naturliga processer som sker. Beräkningsmodellerna är en förenklad beskrivning av verkligheten och ett hjälpmedel för att få en överblick över t.ex. närsaltsbelastning och retention i ett område.

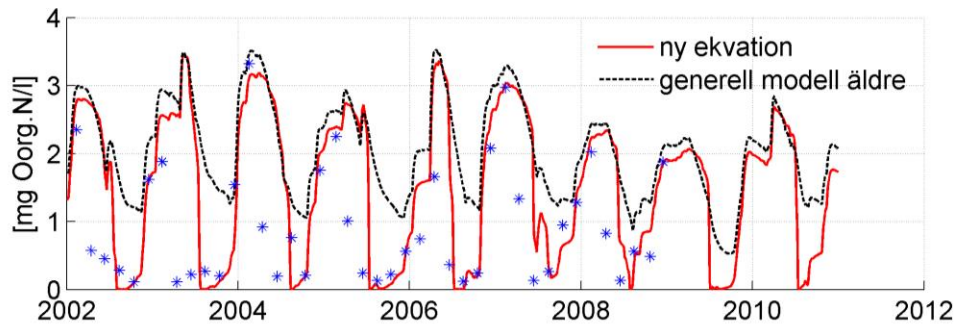
Ramdirektivet för vatten eller vattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) trädde i kraft i december 2000. Direktivets mål är att uppnå en god vattenstatus, att skapa en hållbar vattenanvändning och att problem som t.ex. övergödning, förorening och översvämningar inte ska ställa till med större skada än att naturen själv kan klara av att hantera det. Inom arbetet med svensk vattenförvaltning används beräkningsunderlag från modellen S-HYPE.

Enligt SMEDs (Svensk Miljö Emission Data) beräkning inför Pollution Load Compilation 5 (PLC 5) vilket rapporterades till HELCOM 2006, uppgick Sveriges totala kväveutsläpp till havet till 109 100 ton. Hade ingen kväveavskiljning skett på vägen från källa till havet hade det utsläppet enligt beräkningen varit ca 150 500 ton. Enligt beräkning försvinner nästan 27% av de totala utsläppen av kväve på vägen från källa till havet. I svenska vatten sker den mesta av kväveavskiljning i sjöar, genom denitrifikation, och permanent sedimentering av föreningar innehållande oorganisk och organiskt kväve.

Målet med projektet har varit att förbättra resultatet för beräkning av kväveavskiljning i sjöar för storskalig modellering med S-HYPE främst med avseende på denitrifikation men också i djupare sjöar där modellen idag överskattar kväveavskiljningen. Avsikten har varit att genom dessa förbättringar succesivt kunna minska mängden lokala korrigeringstermer och på så sätt öka förtroendet för modellen, särskilt i områden utan mätningar (Predictions in Ungauged Basins).

Två modelländringar har presenterats (i) ett nytt temperaturförhållande- och en ny sjödjupsberoende ekvation för att beskriva denitrifikation och (ii) inkorporering av förluster av organiskt kväve. Resultat av förändrad ekvation, visas från Hornborgarsjön i figur nedan.

Med S-HYPE som testbänk har ett antal specifika områden med stora avvikelser i beräkningsresultat jämfört med mätdata studerats. Orsaker till avvikelser har undersökts med avsikt att finna bättre beskrivande processer för den generella modellen. Förutom de utvalda sjöarna Vombsjön, Unden och Väneren vars beräkningar av kvävekoncentrationer i den nuvarande S-HYPEs generella modell är problematiska har hela Motala Ströms avrinningsområde använts i modellutvärderingen. Modellförändringarna har validerats mot mätningar.



Exempel på denitrifikation, vid Hornborgarsjön i Göra älvs avrinningsområde. Beräkningar med oorganiskt kväve för ny ekvation (röd) och tidigare (svart) jämförs med observationer perioden 2002-2009.

Efter att ny ekvation av denitrifikation implementerats, simulerades hela Sveriges avrinning med S-HYPE med den nya processbeskrivningen. Nationellt har de nya ekvationerna lett till en justering att det oorganiska kvävet delvis underskattas istället för att överskattas. En förklaring till att kvävet underskattas kan vara att markläckaget av kväve är för lågt. Det vill säga att modellens markretention är för hög. Med den denitrifikationen som beskrivs inom det här projektet blir framför allt vinternivåerna för låga. I den ursprungliga beräkningen med S-HYPE har man valt att minska denitrifikationen kraftigt för att inte hamna för lågt vintertid. Därmed blir beräknade sommarkoncentrationer för höga.

Förändringarna och resultatbearbetning ledde till följande slutsatser och rekommendationer:

- Resultaten kan sammanfattas främst inom två områden. Det första är att resultatet, jämfört med mätningar, tyder på att ny beskrivning leder till förbättringar i beskrivning av denitrifikationen. Det andra är att några problem i beskrivningen av markprocesser avslöjas, där lösningen i ett första steg inte främst ligger i ytterligare förfinade sjöprocesser i HYPE/S-HYPE.
- För främst Södra Sverige med högre belastning av oorganiskt kväve, till följd av mycket jordbruksmark, har en ökad inomårsvariation av denitrifikationen lett till ett bättre beräkningsresultat
- Beräkningen av bruttobelastning måste ses över nationellt. I många områden framförallt i norra Sverige var belastningen på sjöarna lägre än vad som syntes i observationerna i sjöns utlopp. I beräkningsresultat från S-HYPE används resultat av retentionsberäkningar specifikt för andra beräkningar och det är av den anledningen viktigt att försöka beskriva kväveavskiljningen under året så korrekt som möjligt. För regioner med underskattad bruttobelastning kommer modellen tvingas till en lägre denitrifikation för att inte hamna på en för låg medelkoncentration över en längre period trots att dynamiken i observationerna tyder på större inomårsvariation och därmed en högre retention.
- Nationellt har de nya ekvationerna lett till att det oorganiska kvävet delvis underskattas istället för att överskattas. En förklaring till att kvävet underskattas kan vara att markläckaget av kväve är för lågt. Det vill säga att modellens markretention är för hög.
- En del, djupa magasin i norra Sverige får en lägre denitrifikation än vad som sker i verkligheten till följd av djupjusteringen. Dessa magasin har dock generellt väldigt låga halter av oorganiskt kväve.
- Om S-HYPE ska fungera som ett åtgärdsverktyg kan det behövas undersökas om man på lokal skala kan koppla modellen till en mer komplex biokemisk modell för att

beskriva inomårsvariationen även i djupare, näringsfattiga sjöar. För beräkning på nationell skala är det inte aktuellt.

- Vidare kan förbättrade kopplingar mellan oorganiskt och organiskt kväve i form av primärproduktion och mineralisering behöva återinföras för ytterligare förbättringar av modellresultaten.

Förklaring till förekommande förkortningar:

HYPE	Hydrological predictions for the Environment. Beräkningsmodell för närsaltstransport
S-HYPE	Nationell modelluppsättning för beräkning av vattenkvalitet med HYPE
SMED	Svensk Miljö Emissions Data, Konsortie mellan SLU, SMHI, IVL och SMHI.
HELCOM	HELCOM (Baltic Marine Environment Protection Commission – Helsingforskommisionen). Det styrande organet för konventionen om skydd av den marina miljön i Östersjöområdet.
PLC Annual	Rapportering av belastning från Sverige till Östersjön vilket rapporteras årligen och baseras på uppmätta koncentrationer i flodmynningarna
PLC 5	Polution Load Compilation 5. Rapportering av närsaltsläckage från Sverige till Östersjön år 2006. Rapporteras till HELCOM
SCOBI	Swedish Coastal and Ocean BIOgeochemical model. Beräkningsmodell med studier av processer för biologiska och kemiska kretslopp av näringsämnen i sjöar och hav, främst runt Sverige
BIOLA	BIOgeochemical LAke model. En biokemisk modell för studier av en specifik sjö med avseende på bl.a. omblandning, temperatur och vattenkvalitet

Innehållsförteckning

1	INLEDNING.....	1
2	BAKGRUND	3
2.1	DEN AKVATISKA KVÄVECYKELN.....	3
2.2	KVÄVEPROCESSER I YTVATTEN	4
2.3	BERÄKNINGSSYSTEM FÖR ÖKAD FÖRSTÅELSE AV KVÄVE I YTVATTEN	6
2.3.1	<i>Modeller av olika komplexitet</i>	<i>7</i>
2.3.2	<i>Biogekemiska modeller på SMHI</i>	<i>8</i>
2.4	HYPE.....	9
2.4.1	<i>Beräkning av vattenflöden</i>	<i>10</i>
2.4.2	<i>Markprocesser för kväve</i>	<i>12</i>
2.4.3	<i>Ytvattenprocesser för kväve</i>	<i>12</i>
2.4.4	<i>Modeluppsättning S-HYPE.....</i>	<i>13</i>
3	METOD	14
3.1	KONCEPTUELL MODELL OCH PROCESSBESKRIVNING	14
3.2	URVAL AV MÄTDATA	15
3.3	MODELLEKVATIONER.....	16
3.3.1	<i>Ny ekvation för denitrifikation</i>	<i>16</i>
3.3.2	<i>Denitrifikation i djupa sjöar.....</i>	<i>16</i>
4	RESULTAT	17
4.1	BRUTTOBELASTNING PÅ SJÖAR	17
4.2	DENITRIFIKATION MED NY EKVATION	20
4.3	DENITRIFIKATION I DJUPA SJÖAR	20
4.4	SEDIMENTERINGSPARAMETER	21
4.5	MOTALA STRÖM.....	22
4.6	BERÄKNINGSRESULTAT PÅ NATIONELL NIVÅ.	23
5	DISKUSSION	26
5.1	SVÅRIGHETER I UPPSÄTTNING AV MODELL OCH INDATA	26
5.2	TILLÄMPNING AV MODELLFÖRÄNDRING.....	28
5.3	JÄMFÖRELSE AV BERÄKNINGSRESULTAT MOT FLODMYNNINGSDATA.....	32
6	SLUTSATSER OCH REKOMMENDATIONER	32
7	KÄLLFÖRTECKNING	34

1 Inledning

Näring i form av kväve är en förutsättning för växters tillväxt. Kväve finns naturligt i våra ekosystem men kan i för höga halter orsaka problem med övergödning i vattendrag, sjöar och hav. Kväve läcker till vattenmiljöer från all typ av mark, men de högsta halterna kommer från jordbruksmark. Förutom diffusa källor som läckage från jordbruksmark (innefattar även atmosfäriskt kvävenedfall på vattenytor) så kan även kväveutsläpp från punktkällor, reningsverk, industrier och enskilda avlopp, ha betydelse.

Kvävet transporteras genom mark, sjöar och vattendrag och når slutligen havet. Genom biokemiska processer som växtupptag, denitrifikation och sedimentering kommer kväve att avskiljas och den mängd kväve som når haven kommer att vara reducerad.

Hur stor den naturliga kväveavskiljningen är från källa till hav, är svår att mäta. Beräkningsmodeller kan i sådana fall vara till stor hjälp då den procentuella avskiljningen, även kallad retention, behöver kvantifieras. Beräkningsmodellerna kan vara en förenklad beskrivning av verkligheten och modeller som försöker beskriva de naturliga processer som sker i vattnet kan vara ett bra hjälpmedel för att få en överblick över t.ex. närsaltsbelastning och retention i ett område.

Ramdirektivet för vatten eller vattendirektivet (Europaparlamentets och rådets direktiv 2000/60/EG) trädde i kraft i december 2000. Direktivet fastslår hur den europeiska gemenskapens vattenpolitiska samarbete ska utformas. Målet är att uppnå en god vattenstatus, att skapa en hållbar vattenanvändning och att problem som t.ex. övergödning, förorening och översvämningar inte ska ställa till med större skada än att naturen själv kan klara av att hantera det.

Direktivet slår fast att länderna i sin vattenförvaltning måste, för att kunna arbeta mot en förbättrad vattenmiljö, utgå från avrinningsområdesgränser och inte från av människan införda administrativa gränser. Det systematiska planeringsarbetet utförs under 6-åriga förvaltningscykler, med kartläggning av status, efterföljt av åtgärdsarbete och uppföljning.

Inom arbetet med vattenförvaltningen arbetar Sverige med ca 23 000 vattenförekomster på land. Beroende på hur gränser för dessa vattenförekomster har dragits har Sverige delats in ytterligare i totalt 36 000 avrinningsområden som förser vattenförekomsterna med vatten och belastning av närsalter men också med andra miljögifter.

Enligt SMEDs (Svensk Miljö Emission Data) beräkning inför Pollution Load Compilation 5 (PLC 5, Brandt m.fl. 2008) vilket rapporterades till HELCOM 2006, uppgick Sveriges totala kväveutsläpp till havet till 109 100 ton kväve varav 85 900 uppskattades vara av mänsklig påverkan även kallat antropogent. Hade ingen kväveavskiljning skett på vägen från källa till hav hade det utsläppet enligt beräkningen varit ca 150 500 ton. Enligt beräkning försvinner alltså nästan 27% av de totala utsläppen av kväve på vägen från källa till havet. Största delen av den här kväveavskiljningen sker i sjöar.

Även inom avloppsdirektivet (91/271/EEG) finns ett behov av att kvantifiera kväveavskiljningen då reningsverk har krav på kvävereningsgrad men har möjlighet att räkna in den naturliga kväveavskiljningen från utsläppspunkten ner till havet.

I brist på möjlighet att övervaka samtliga vattenförekomster genom mätningar kan modellberäknade resultat vara ett bra hjälpmedel då vattenförekomster ska kartläggas och statusklassas, men också för planering av åtgärder. Inom arbetet med svensk vattenförvaltning används beräkningsunderlag från modellen S-HYPE. S-HYPE är en nationell

modelluppsättning för Sverige med ca 37 000 avrinningsområden. Beräkningsresultat från S-HYPE beräknas med vattenkvalitetsmodellen HYPE framtagen av SMHI.

Modellutveckling sker kontinuerligt för att försöka förbättra modellens beskrivning av olika processer. I ytvatten sker den mesta av kväveavskiljningen i sjöar, genom denitrifikation, d.v.s. reduktion av nitrat till kvävgas och permanent sedimentering av föreningar innehållande oorganiskt och organiskt kväve (Wetzel, 2001). Det är därmed viktigt att sjöprocesser beskrivs på ett adekvat sätt.

Målet med projektet har varit att förfina processbeskrivningarna för kväveavskiljning i sjöar för storskalig modellering med S-HYPE främst med avseende på denitrifikation men också i djupare sjöar där modellen idag överskattar kväveavskiljningen. Avsikten har varit att genom dessa förändringar succesivt kunna minska mängden lokala korrigeringstermer och på så sätt öka förtroendet för modellen, särskilt i områden utan mätningar (Predictions in Ungaged Basins). När hänvisningar sker i rapporten till den generella modellen avser det den generella modellen som används i aktuell S-HYPE version.

2 Bakgrund

Organismer behöver kväve för att växa och 2 % av världens kväve finns tillgängligt för organismer. Kväve som binder till kol, syre och väte, NO_x , NH_x och organiskt kväve, skapas till stor del genom biologisk kvävefixering av icke-reaktivt kväve (Wetzel, 2001).

Biologiskt upptag av kväve kan ske genom bakterier, alger, svampar samt växt- och djurplankton. Kvävet kan sedan omvandlas och frigöras genom olika processer. Kvävet i vattnet som rinner till sjön kommer ursprungligen bl.a. från växter vilka kan fixera kvävgas ur luften samt gödsling på jordbruksmark och från enskilda avlopp. Förutom att gödsel som inte tas upp av växter läcker till vattendrag, frigörs kväve när växter dör och bryts ner. Mängden kväve inom ett avrinningsområde beror till stor del på storleken av kväveprocesser som assimilation, mineralisering, nitrifikation, denitrifikation och kvävefixering (Stoddard, 1994). Förutom det yt- och grundvatten som strömmar till sjön tillförs kväve även som atmosfärisk våt- och torrdeposition direkt på vattenytan (som ammonium, nitrat och organiskt material). Andra källor är kvävefixering i vatten och sediment samt punktkällor.

Följande avsnitt fokuserar på den akvatiska kvävecykel och vad som sker med kvävet i sjön. Processer i markzonen analyseras inte här.

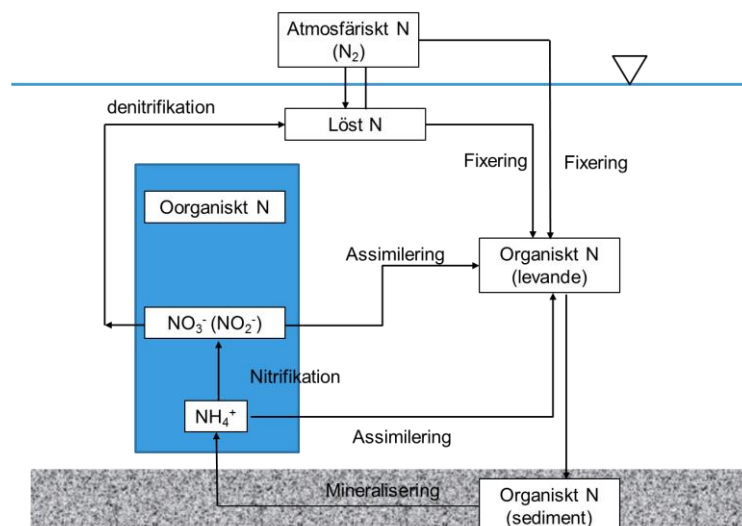
2.1 Den akvatiska kvävecykeln

I sötvatten finns kväve i många olika former. Förutom ammonium, löst kvävgas och nitrat finns nitrit, lösta och partikulära organiska föreningar (även partikulära oorganiska föreningar kan förekomma) och hydroxylamin (NH_2OH) (Wetzel, 2001). Vanligtvis oxiderar hydroxylamin snabbt och förekommer därmed endast i väldigt låga halter.

I ett akvatiskt system sker nedbrytning av organiskt material främst genom bakterier i och på sedimenten. Bakterierna återför kväve till vattnet i oorganisk form som ammonium- (NH_4^+) och nitratjoner (NO_3^-). Processen kallas mineralisering. Därefter kan kvävet assimileras av växtplankton. Assimilering innebär att växtplankton tar upp näringsämnen för att bilda ny biomassa. Nitrat kan även, under vissa betingelser, omvandlas till kvävgas och försvinna ur det akvatiska systemet.

Kvävets akvatiska kretslopp beskrivs i Figur 1. Här ses att vissa bakterier kan ta upp kväve från atmosfären genom fixering. I tillägg till fixering från atmosfärisk kvävgas kan bakterier assimilera ammonium⁺ och nitrat från vattenmassan. Förutom assimilering försvinner ammonium genom att NH_4 oxideras till NO_3^- via NO_2^- genom en biokemisk process, nitrifikation. I gränsskiktet mellan sediment och vattenmassa lever bakterier som reducerar oxiderade kväveföreningar till kvävgas genom denitrifikation. Kvävgasen återgår sedan till atmosfären (Wetzel, 2001).

Vid modellutveckling är det viktigt att identifiera och beskriva processerna med störst påverkan först och sedan förfina processbeskrivningen där det kan anses nödvändigt för att erhålla tillfredställande resultat.



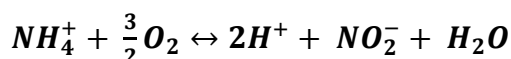
Figur 1. Den akvatiska kvävecykeln (baserad på fig 5.2 Heathwaite, 1993).

2.2 Kväveprocesser i ytvatten

I följande avsnitt beskrivs de kväveprocesser som antagits vara av störst intresse inom det här projektet; denitrifikation och sedimentering. För att förstå denitrifikation har även nitrifikationen inkluderats.

Nitrifikation är en biologisk oxidationsprocess som utförs av bakterier i sedimenten. Ammoniumjoner (NH₄⁺) oxideras då det finns tillräckligt med syre och NO₃⁻ bildas. Processer gynnas av ökad temperatur och syretillgång vilket medför att då O₂ – koncentrationen sjunker går processen långsammare. Nitrifikation är en stark försurande process och är därmed viktig för ytvattens syra-bas status. Nitrifikationen begränsas i miljöer med lågt pH (Stoddard, 1994).

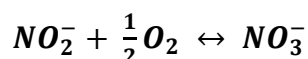
Bakterier, svampar och autotrofa organismer bryter med hjälp av syre och väte ned ammonium till nitrit, som beroende av syretillgång oxideras till nitrat.



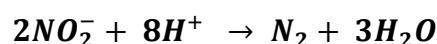
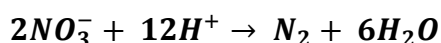
Om det finns tillräckligt med syre sker:



Oxidation av nitrit sker genom nitrobakter. Nitrobakter är känsliga för låga temperaturer och högt pH. Då temperaturen skjunker eller pH stiger kan förhållanden av viss ackumulation av NO₂-N uppstå.



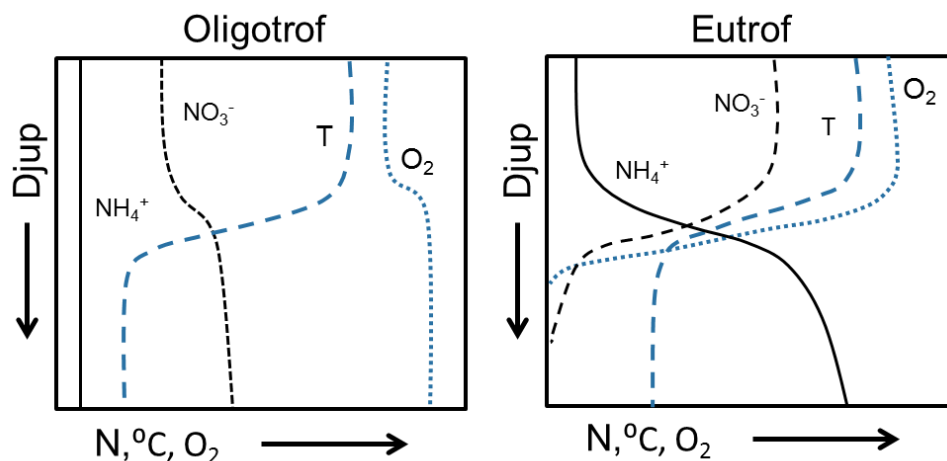
Genom denitrifikation kan sedan de oxiderade kväveföreningarna (NO₃, NO₂) sönderfalla till kvävgas (N₂). Denitrifikation är den huvudsakliga vägen för fast kväve att permanent försvinna från akvatiska system vilket gör den till en av de viktigaste processerna. Denitrifikation sker främst i gränssnittet mellan sediment och vatten och är högst under sommarmånaderna.



Denitrifikationen i sjöar är temperaturberoende och sker främst i syrefria miljöer. Sjöar med låg och hög produktivitet (oligotrofa respektive eutrofa sjöar) uppvisar helt olika mönster på syretillgång. Oligotrofa sjöar har lägre primärproduktion och därmed inte lika hög syreförbrukning orsakad av nedbrytning av organiskt material. Bottenvattnet i dessa sjöar är därför i högre grad syresatt, se Figur 2, vilket leder till att nitratsyre inte behöver förbrukas vid nedbrytning av organiskt material i samma omfattning som i sjöar med högre belastning. Oligotrofa sjöar har därmed en lägre denitrifikation. I dessa sjöar bildas nitrat genom nitrifikation och halter av ammoniumkväve är mycket låga. I sjöar med högre belastning, sker en mer omfattande nedbrytning av organiskt material vilket leder till att syre i bottenvattnet ofta förbrukas helt. Låg halt av syre leder till att nitratsyre behövs för att kunna fortsätta nedbrytningen av organiskt material och nitrathalten sjunker. Syrefattigt bottenvatten leder till att ammoniumkväve inte kan oxideras till nitrit och nitrat.

Förutom temperatur i vattenmassan beror bakteriers förmåga att bryta ner kväve även bl.a. av ljusinstrålning och syretillgång. Ljusinstrålningen varierar förutom under året även under dygnet och är beroende av atmosfärens innehåll av partiklar och vatten (moln). Det kan även spela roll huruvida vattenytan är skrovlig eller slät.

Syrgas kan flöda mellan luft och vatten. Mängden av syrgas och åt vilket håll transporten sker beror bl. a. på vattentemperaturen eller turbulensen på vattenytan. Kallt vatten kan hålla mer syre än varmt vatten och om det går mycket vågor blir omblandningen större och mer syre blandas ner i vattnet. Blir vattnet övermättat går överskottet till atmosfären.



Figur 2. Generell vertikal fördelning av NH₄-N, NO₃-N, O₂ samt vattentemperatur (T) i skiktade sjöar med låg (t.v.) resp. hög (t.h.) produktivitet. (baserad på 12-4, Wetzel, 2001)

Djupare sjöar har ofta olika temperatur på yt- och bottenvatten. Det under sommarhalvåret varmare översta skiktet, epilimnion, flyter på ett nedre kallare skikt, hypolimnion. I övergången mellan det övre och lägre skiktet finns ett övergångsskikt, metalimnion, med skarp temperaturgradient. Under sommarsäsongen är temperaturgradienten som störst och skiktningen som mest stabil. Hur stabil skiktningen är i sjön beror av sjöns morfometri, som area, djup, volym m.m. (Wetzel, 2001). Skiktningen karaktäriseras av i stort sett homogena temperaturer i både epilimnion och hypolimnion. Temperatur i epilimnion sjunker under hösten till följd av lägre lufttemperaturer och minskad solinstrålning. När temperaturen i ytvattnet närmar sig bottenvattnets temperatur sker en omblandning av hela vattenvolymen (höstcirkulation). När temperaturen sjunker under 4 °C kan en ny skiktning uppstå med kallare

ytvatten och varmare bottenvatten. Denna skiktning bryts på våren när ytvattnet åter värms upp och sjön blandas om på nytt (vårcirkulation) (Wetzel, 2001).

Kvävefixering sker som tidigare nämnts på grund av organismer som binder kvävgas från luften. Fixeringen har ingen direkt effekt på vattnets syra-basförhållanden men kvävefixering i överskott kan leda till nitrifikation eller mineralisering av organiskt kväve och slutligen till försurning av vatten (Stoddard, 1994).

Halterna av löst organiskt kväve i markläckage till akvatiska system beror på flera faktorer, t.ex. produktion- och nedbrytningshastighet av organiskt material, löslighet och tillgänglighet för vidare flödestransport (Lepistö m.fl., 2008). Lepistö m.fl. visar att det finns ett samband mellan läckage av löst organiskt kväve och löst organiskt kol, DOC, inom och mellan avrinningsområden. I nordliga boreala avrinningsområden är kol- och kväveförlusterna starkt kopplade till varandra, på grund av dominansen av organiska kväveföreningar i kvävecykeln. Flödet av det totala organiska kvävet består till största delen av lösta organiska fraktioner. Löst organiskt material utgör oftast mer än 50 % av det totala lösta kvävet. Löst organiskt material i sjöar är vanligtvis mellan 5-10 gånger högre än partikulärt organiskt material. Förhållandet mellan dessa två jämnas ut i eutrofa sjöar (Wetzel, 2001). Studier gjorda i Finland visar att läckaget av partikulärt organiskt kväve kan vara så liten som 5 % av det totala eller mindre (Lepistö m.fl., 2008).

Förhållandet mellan kol och kväve, den så kallade C/N kvoten reglerar den mikrobiella aktiviteten. Högst koncentrationer av kol och kväve kan förväntas i samband med höga flöden främst under våren men även i samband med höstregn. Förhållandet mellan löst organisk kol och löst organiskt kväve minskar efter våren och över sommaren. De lägre sommarnivåerna kan indikera en mer effektiv produktion av löst organiskt kol och kväve i marken, eller ökat läckage av kväverika föreningar jämfört med kolrika föreningar Lepistö m.fl., 2008.

Längre blöta perioder kan bidra till ökat läckage av löst organiskt kol, DOC och löst organiskt kväve, DON. Längre våta perioder bidrar till högre grundvattennivåer, mer ytnära flödesvägar och högre läckage av DOC och DON från marknära markskikt med högre innehåll av organiska ämnen. Ökningen av löst organiskt material kommer antagligen från nya flödesvägar som möjliggör att kol och kväve sköljs ut ur marken. Förändring i markanvändning kan antas leda till ökad nedbrytning av organiskt material och att löst organiskt kol frigörs. Lepistö, 2008 visade att en ökning av löst organiskt kol, och därmed löst organiskt kväve, i 522 sjöar och åfåror, helt berodde på en minskning i nedfall av mineralsyror.

En annan sänka för organiskt material är att det faller mot botten, sedimenterar. Sedimentering sker ständigt i vattenmassan.

2.3 Beräkningssystem för ökad förståelse av kväve i ytvatten

Kvävetillförseln till mark, främst jordbruksmark, har ungefär fördubblats under den senare hälften av 1900-talet (Alexander, 2002). Transport av kväve till kustvatten, där kväve tidigare varit begränsande för primärproduktionen, har ökat markant. Dessa ökningar har orsakat övergödning av ekosystem världen över, vilket bl.a. leder till algtillväxt (övergödning styrs även av tillgången på fosfor), kronisk syrebrist samt minskningar i artrikedom och fiskeresurser.

Då kväve och fosfor finns naturligt i våra ekosystem, finns det ofta vid problematiska tillstånd som övergödning intresse av att kvantifiera de antropogena, d.v.s. av människan orsakade utsläppen. Även om kvävebelastning på ekosystem är relaterade till kulturella källor behövs kunskap om specifika kvävekällor och kväveprocesser för att bättre förstå olika flöden och

dess konsekvenser för ekosystem. Genom befolkningstillväxt och ekonomisk utveckling har antropogena utsläpp ökat, bl. a. genom ökad användning av gödningsmedel och fossil kvävefixering (Galloway m.fl., 1994). Samtidigt finns bättre reningsmöjligheter tillgängliga och åtgärder görs framför allt inom jordbruket för minskat kväveläckage.

Dessa problemställningar understryker behovet av ökad förståelse för transport av kväve från land till hav. Då det är resurskrävande med omfattande mätprogram, kan beräkningsmodeller, vilka ger en förenklad bild av land- och vattensystem, vara bra verktyg för en ökad förståelse av närsaltstransporter. De befintliga observationerna kan då användas till att kalibrera och validera modellernas rimlighet. Genom modeller ges även möjlighet att undersöka effekter av olika möjliga åtgärder för reducering av närsalter innan de implementeras i naturen. På så sätt kan man undersöka de mest kostnadseffektiva åtgärderna på ett effektivt sätt.

2.3.1 Modeller av olika komplexitet

I en litteraturstudie med syfte att finna lämpliga processbeskrivningar att utgå ifrån studerades några mer komplexa sjömodeller. Trots att det inte är beräkningstekniskt möjligt att koppla dessa modeller till en storskalig modell som HYPE är det bra att förstå hur dessa sjömodeller hanterar kväveprocesser.

För beräkning av kvävetransport inom ett avrinningsområde finns en mängd olika deterministiska och statistiska modeller. Olika modeller kan ge vitt skilda beräkningsresultat och ju fler modeller som finns att tillgå desto mer kunskap krävs av de användare som ska tolka beräkningsresultatet. Det finns väldigt enkla deterministiska metoder (t.ex. Howarth m. fl., 1996; Jaworski m. fl., 1992), massbalansmodeller som ger en statisk redovisning av kvävekällor (t.ex. gödselspridning, atmosfäriskt nedfall) och sänkor (t.ex. flodtransport och retention). Källor och sänkor är svåra att mäta (t.ex. lagring i grundvattenmagasin och denitrifikation), och där kan uppskattningar erhållas som en skillnad mellan uppmätta termer enligt en enkel budgetmetod. Där källor och sänkor inte kan placeras på en specifik plats kan budgettermer antas vara jämnt distribuerade inom avrinningsområden med förlustprocesser verksamma jämnt på alla källor. I avsaknad av källspecifika transporter antas uppskattningar av relativa bidrag av källor till ytvatten vara proportionella till kvävetillförseln inom avrinningsområdet. Vid extrapolering av dessa metoder kan osäkerhet finnas över mängden kvävetillförsel och förlust, som är baserade på litteraturuppskattningar från experimentella studier.

Det finns även statistiska metoder för modellering av kväveflöde till kustvatten vilka har sitt ursprung i enkla korrelationer av kvävemätningar mellan källor och landskapsegenskaper. Dessa metoder kräver ingen kunskap om biogeokemiska processer, utan ger empiriska skattningar för den totala tillförseln och förlusten av kväve genom användning av konventionella övervakningsdata, som ofta finns lätt tillgängliga i stora avrinningsområden med blandad markanvändning (Alexander m. fl., 2002).

Mer komplexa deterministiska modeller av kväveflöde beskriver transport- och förlustprocesser mer i detalj genom att simulera

kvävetillgång, transport och dämpningsprocesser enligt mekanistiska funktioner vilka inkluderar beskrivningar av rumsliga och temporala variationer i källor och sänkor i avrinningsområdet. Komplexiteten i deterministiska modeller medför ofta stora data- och kalibreringskrav, som i allmänhet begränsar deras tillämpning i storskalig modellering (Alexander m. fl. 2002).

I allmänhet finns det osäkerheter inblandade i aggregering av komponenterna i finskaliga deterministiska modeller i avrinningsområden (Rastetter m. fl., 1992) och i extrapolering av

resultaten från avrinningsområden baserat på modeller och fältmätningar till större rumsliga skalor. Dessa metoder kan producera oprecisa uppskattningar av export när de extrapoleras till andra områden och större skalor (Beaulac och Reckhow, 1982).

Någon perfekt modell finns inte men målet med modellutvecklingen är att beskriva naturen så verklighetstroget som möjligt. Emellertid finns en stor komplexitet i källor och styrning av processer vilket kan vara potentiellt begränsade för förståelse på dessa stora skalor. Kväveläckage varierar mellan olika markanvändning. Läckage från avrinningsområden med dominerande skogsmark kan skilja sig kraftigt från avrinningsområden med dominerande jordbruksmark eller öppen mark liksom från större avrinningsområden med blandad markanvändning. Vanligtvis appliceras läckage från kvävestudier i mindre avrinningsområden till större områden. På senare år har dock utvecklingen av storskaliga beräkningsmodeller gjort framsteg. Dessa modeller bygger på relativt enkla antaganden och processbeskrivningar men det finns stora skillnader i processkomplexitet och deras grad av rumslig upplösning (Alexander m.fl., 2002).

Globala och regionala modeller har visat att variationer i kväveexporten till stor del kan förklaras som en funktion av näringskällan trots att stora variationer förekommer i kvävestyrda processer i avrinningsområden (Alexander m.fl., 2002). Olika modeller skiljer sig i deras rumsliga upplösning och processkomplexitet, vilket kan påverka noggrannheten av modellprognoser av kväveexport och källbidrag till vattendrag.

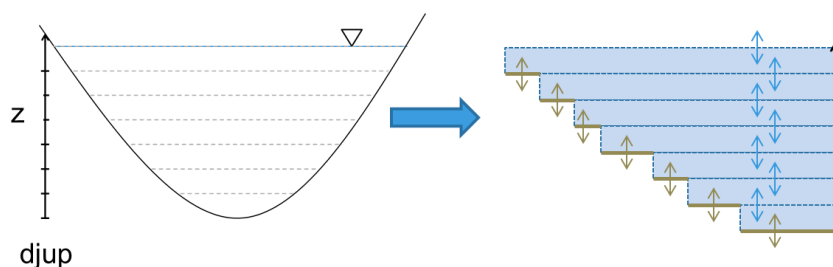
I motsats till komplexa deterministiska modeller, kan statistiska metoder ha fördelen av att vara lätt tillämpbara i stora avrinningsområden. Dessutom är statistiska metoder i stånd att kvantifiera fel i modellens parametrar och förutsägelser. Statistiska modeller är begränsade då de anser att källor och sänkor som ska vara homogent fördelade och inte separerar förlustprocesser i mark från förlustprocesser i åfåra.

2.3.2 Biogeokemiska modeller på SMHI

I den här studien har två endimensionella biogeokemiska beräkningsmodeller för modellering i sjöar och i kustnära bassänger vid SMHI studerats. SCOBİ ingår som en del i SMHIs kustzonsmodell som används för att statusklassifiera kustvatten inom Svensk vattenförvaltning. BIOLA används i mindre utsträckning men utvecklades för att kunna simulera lokala åtgärderseffekter i sjöar med övergödningsproblem.

SCOBİ och BIOLA simulerar säsongsdynamiken av näringsämnen samt ekologisk status i sjöar och kustnära bassänger, både aktuella status och den ekologiska statusen i sjön till följd av åtgärder för att minska övergödnings.

Modellerna delar in sjön i ett antal homogena beräkningslager och beräknar för varje nivå processer i vatten och sediment och utbyte dem emellan, Figur 3. Eftersom de är endimensionella modeller kopplas SCOBİ (Eirola m.fl., 2009) och BIOLA (Pers, 2002) för beräkning av vertikala flöden och flöden i randen till en annan fysikalisk modell, PROBE. Dessa mer komplexa sjömodeller beräknar ammonium (NH_4), nitrat (NO_3), fosfat (PO_4), syrgas (O_2), växtplankton, djurplankton, detritus, bentiskt detritus som kväve, och bentiskt detritus som fosfor. Processer för källor och sänkor som beskrivs i modellerna är assimilering, betning, exkretion (djurplankton), fekalier (djurplankton), kvävefixering, mortalitet (växtplankton), nedbrytning (detritus), nitrifikation, predation (djurplankton), regenerering (bentiskt detritus) och sedimentering (växtplankton, detritus) samt atmosfärsutbyte av syrgas och solinstrålning.



Figur 3. Indelning av beräkningsbassänger i SCOB och BIOLA. Båda kopplas till PROBE som beräknar vertikala flöden mellan beräkningslager i vattenmassan (blå pilar) och mellan sediment och vatten (bruna pilar).

Dessa modeller kräver mycket indata och deras processbeskrivningar ger mer än vad som behövs för syftet i HYPEs storskaliga modellering. Att koppla dem till HYPE skulle bli alldeles för beräkningskrävande. Däremot är det bra att undersöka deras uppbyggnad och använda vissa delar och förenklingar i storskaliga mer generella modeller.

En förenklad beskrivning av närsaltstransport i sjösystem ger i de flesta fall förenklade resultat. Det är inte alltid möjligt att beskriva variationer som dynamik tillfredsställande. Ett sådant exempel är Mälaren, där förgreningar och sund delar in Mälaren i flera bassänger i vilka vattnet kan flöda åt olika håll. En sådan sjö kan framför allt vid lokala studier vara för komplicerad att beskrivas med en enkel storskalig nationell modell.

2.4 HYPE

HYPE är en deterministisk hydrologisk avrinningsområdesmodell. Modellen har öppen källkod, för både storskalig och småskalig beräkning av vattenflöden och transport av närsalterna, kväve och fosfor (Sourceforge, 2013, Lindström m.fl. 2010).

Nederbörd och temperatur läses på dygnsbasis och beräkningen av transporten sker per dygn. I HYPE kan beräkningsområden delas in i höjdzoner men beräkningsområdena är ofta små och variationerna från medelhöjden generellt är liten används det sällan inom regionala beräkningar för Svenska förhållanden. Nederbörden kan vid behov justeras lokalt med avseende på bl.a. höjd.

Markanvändningen för varje beräkningsområde i en HYPE-uppsättning delas in i ett antal markklasser (SLC-klasser) som är en kombination av markanvändning och jordart. Modellens markrutin innehåller för varje markklass en, två eller tre jordlager med valbar tjocklek. För varje markklass i modellen finns möjligheten att lägga in dräneringsrör. De flesta av HYPE-modellens parametrar knyts till antingen jordart eller markanvändning men det finns även s.k. generella parameterar som gäller för hela modelluppsättningen.

Exakt hur indelningen i markklasser görs styrs av användaren och baseras vanligtvis på tillgång på indata och expertkunskap om vilka landskapselement som har stor betydelse. En marktyp till exempel skogsmark, kan för de norra delarna i Sverige ha skilda egenskaper än en skogsmark längre söder ut. Dessa skogsmarker beskrivs då som två olika SLC-klasser i HYPE trots att det är samma typ av skog. Exempel på sådana skillnader kan vara att jorddjupet skiljer sig mellan regionerna.

2.4.1 Beräkning av vattenflöden

En sammanfattad schematisk skiss över modellens flödesvägar av vatten i de olika markskikten samt genom hela beräkningsområdet visas i Figur 4. Figuren visar ett exempel med tre olika markskikt för alla markklasser.

Från det att den nederbörden som faller på de olika markklasserna till dess att det når den lokala åfåran eller huvudvattendraget sker en infiltration till det övre skiktets markvatten. Så länge mängden vatten som faller på ytan inte överstiger markskiktets infiltrationskapacitet, infiltrerar vattnet. Om infiltrationskapaciteten för det översta markskiktet överstigs rinner en del av vattnet av i form av ytavrinning.

Vattenbalansen beräknas individuellt för varje markskikt. Markens vattenhållande egenskaper, främst mängden växttillgängligt vatten och porositeten, knyts i modellen till jordart. Mängden vatten beror av utrymmet i markporerna för varje skikt. Då vattenmängden i ett markskikt överstiger fältkapaciteten sker vattenflöden nedåt, vatten perkolerar genom jordlagren. En maximal perkolation begränsar flödet mellan jordlager men det finns också en begränsning i hur mycket vatten det underliggande skiktet kan ta emot.

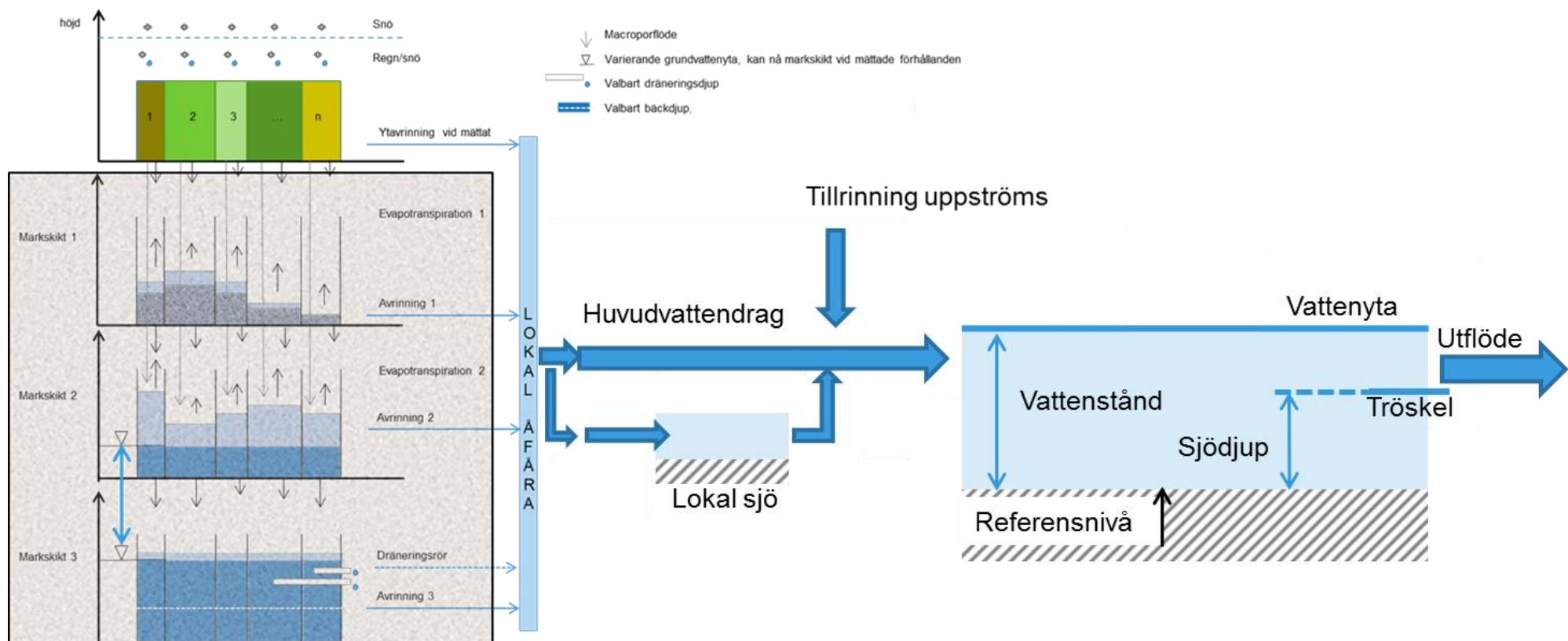
Genom mikro- eller makroporflöde rinner vatten sedan vidare genom markprofilen beroende av skiktets tjocklek och porositet. När makroporer börjar fyllas med vatten uppstår grundvattenavrinning. Grundvattenytans läge i markprofilen beräknas som en funktion av de största porernas vattenfyllnad. Om det understa markskiktets porer blir helt vattenfyllda stiger grundvattenytan till det ovanliggande skiktet (illustreras i figuren med en blå pil). Är andelen vattenfyllda porer fylld i alla markskikt står grundvattenytan i marknivå och vatten kan rinna av som ytavrinning.

Mängden vatten som leder till avrinning beror av hur stor mängd vatten som förvinns genom avdunstning. Avdunstningen beror av lufttemperaturen och antas ske över ett givet tröskelvärde, genom det översta men även i viss grad även från det andra markskiktet (illustreras med pilar i uppåtgående riktning i figuren). Avdunstningen antas minska exponentiellt med djupet och har en säsongsfaktor för justering så att den blir högre på våren när luften ofta är torr, och lägre under hösten när luften ofta är mer fuktig än på våren.

Avrinning till lokal åfåra kan ske från alla markskikt samt på markytan om mättade förhållanden råder eller då markens infiltrationskapacitet överstigs. En del av avrinningen från markens olika skikt till den lokala åfåran passerar sedan en s.k. lokal sjö, vilken endast mottar en delmängd av vattnet och ingen tillrinning uppströms ifrån. Avrinning som inte passerar en lokal sjö rinner direkt till huvudåfåran. Till huvudåfåran tillkommer även tillrinningen från uppströms liggande avrinningsområden. Om det finns en sjö i anslutning till utloppet från ett delavrinningsområde så passerar allt vatten från huvudåfåran utloppssjön.

För de flesta sjöar saknas information om utflödets storlek. Utflödet, även kallat avtappningen beskrivs därför för de flesta sjöar med en generell avbördningssekvation.

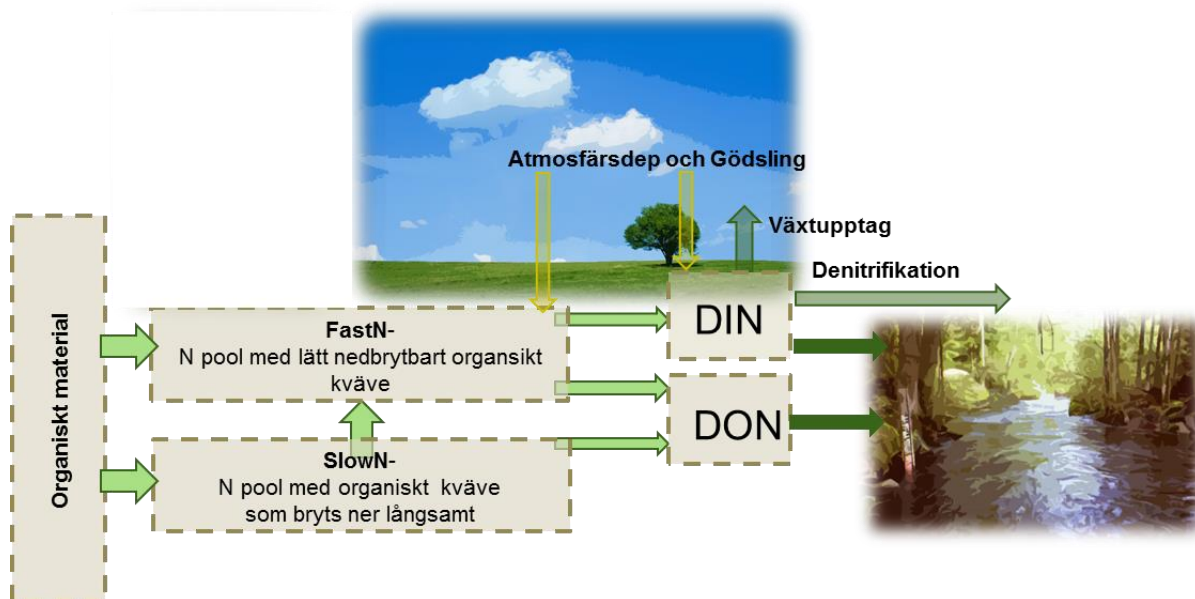
Avbördningssekvationen beskriver sjöns förmåga att tappa vatten vid olika vattenstånd. För en enkel utloppssjö finns ett tröskelvärde. Inget utflöde sker om vattennivån sjunker under angivet tröskelvärde. I sjöar med tillgänglig kompletterande information kan enkla regleringsrutiner eller specifika avbördningskurvor läggas in i modelluppsättningen.



Figur 4. Schematisk skiss över vattnets väg i HYPE, mellan markskikt för olika SLC-klasser (kombination av markanvändning och jordart), till lokal åfåra, lokal sjö, huvudåfåra och utloppssjö.

2.4.2 Markprocesser för kväve

Lösta ämnen i modellens markvatten följer med avrinnande vatten, från markprofilen till den lokala åfåran. Koncentrationen av kväve i avrinnande vattnen blir ett flödesvägsviktat medel av halterna i de olika skikten. I HYPEs markprocesser bryts organiskt kväve ner och lagras i en pool med lättillgängligt och en pool med mer svårtillgängligt kväve. Från den lättillgängliga poolen läcker sedan löst oorganiskt kväve (DIN) och löst organiskt kväve (DON) från marken vidare till vattendrag (Figur 5). Atmosfärsdeposition av kväve och gödsling sker till den lättillgängliga poolen och till den oorganiska poolen. En del av det lösta oorganiska kvävet genomgår växtupptag och processer för avskiljning av kväve som denitrifikation.



Figur 5. Schematisk skiss kvävepoolen med lättillgängligt kväve och den mer svårnedbrytbara poolen av kväve. Organiskt material bryts ner till DIN och DON och rinner sedan till åfåran.

2.4.3 Ytvattenprocesser för kväve

Sjöar i HYPE-modellen delas in i lokala sjöar och utloppssjöar. Indelningen benämns ofta sjötyp. Dessa två sjötyper hanteras av modellen som egna markklasser. En lokal sjö tar i HYPE-modellen emot ca en tredjedel av den lokala åfårans vatten. I den mån det finns lokala sjöar i ett beräkningsområde passerar därmed en del av kvävebelastningen den lokala sjön. Dessa små sjöar antas fungera likadant som de större sjöarna i utloppet med avseende på processer i vattenmassan. En utloppssjö tar emot den totala belastningen från hela uppströmsområdets area.

2.4.3.1 HYPEs ekvationer av kväveavskiljning i ytvatten

Processer för avskiljning av kväve som denitrifikation, sedimentering, primärproduktion och mineralisering sker i den långsamma poolen.

Denitrifikationen beror av inkommande koncentration oorganiskt kväve, sjöns area, en kalibreringsparameter samt en temperaturfunktion som ser olika ut beroende på sjötemperaturen (ekv. 1 och 2). Det finns en begränsning som innebär att endast 50 % av tillgängligt oorganiskt kväve kan denitrifieras.

$$\phi_{DIN} = k \cdot A \cdot \frac{DIN}{DIN+1,5} \cdot f(t) \quad (1)$$

Φ_{DIN} , sänka av oorganiskt kväve, DIN- sjöns koncentration av oorganiskt kväve, A - sjöns ytarea vilket antas vara samma som dess bottenarea och den temperaturberoende ekvationen beskrivs nedan i ekv. 2. t är vattentemperatur.

$$f(t) = \begin{cases} 2^{\left(\frac{t-20}{10}\right)} & \text{om } t \geq 5 \\ \frac{5 \cdot 2^{\left(\frac{t-20}{10}\right)}}{t} & \text{om } 0 \leq t < 5 \\ 0 & \text{om } t < 0 \end{cases} \quad (2)$$

Mineralisering och produktionen beräknas enligt ekv 3. Är den positiv sker en produktion av kväve (vilket ger en källa av ON och en sänka av IN) och är den negativ (vilket ger en källa av IN och en sänka av ON) sker en mineralisering, ekv 4.

$$\Phi_{DIN/DON} = k_{prodNpar} \cdot \frac{TP_{mean}}{TP_{mean}+0,05} \cdot \left(\frac{t}{20}\right) \cdot \left(\frac{t_{10}-t_{20}}{5}\right) \cdot A \cdot z \quad (3)$$

$$\Phi_{DIN/DON} > 0 \quad \Phi_{DON} = -\Phi_{DIN} \text{ Produktion}$$

$$\Phi_{DIN/DON} < 0 \quad -\Phi_{DON} = \Phi_{DIN} \text{ mineralisering} \quad (4)$$

$\Phi_{DIN/DON}$, sänka av oorganiskt resp. organiskt kväve, $-\Phi$ är en källa av oorganiskt eller organiskt, TPmean, ett långtidsmedelvärde av fosforkoncentrationen, t, temperaturen i vattnet för aktuellt dygn, samt för de senaste tio dygnen (t10) och de senaste 20 dygnen (t20), $K_{prodNpar}$ en kalibreringsparameter och A - sjöns ytarea vilket antas vara samma som dess bottenarea och medelsjödjupet z,

Modellens sedimentering av organiskt kväve är en funktion av koncentrationen organiskt kväve, arean och en kalibreringsparameter, ekv 5.

$$\Phi_{DON} = k \cdot DON \cdot A \quad (5)$$

Φ_{DON} , sänka av organiskt kväve, k en kalibreringsparameter och A - sjöns ytarea vilket antas vara samma som dess bottenarea.,

2.4.4 Modeluppställning S-HYPE

En HYPE-uppsättning för att beräkna vattenföring och transporter av främst närsalter (kväve och fosfor) från Sverige till havet, S-HYPE, har utvecklats. Strömqvist m.fl. 2010 beskriver den första versionen av S-HYPE. Senare har modell och modellindata uppdaterats, områdesindelning förfinats och kalibreringen förbättrats ytterligare. S-HYPEs markanvändning baseras på en europeisk sammanställning, CORINE land Cover, CLC (EEA, 2009). Därefter justeras markanvändningen där det finns mer högupplöst nationell data. För jordbruksmarken används bättre tillgänglig statistik kallad block- och IAKS-data. Hyggesarealer justeras mot information från Skogsstyrelsen och information om vattenytor hämtas från svenskt vattenarkiv, SVAR.

Drivdata för nederbörd och temperatur till S-HYPE kommer från ett rikstäckande interpolerat rutnät med upplösningen 4 x 4 km baserat på SMHIs meteorologiska stationer (Johansson, 2000 och Johansson och Chen, 2003 och 2005). Hur nederbörden korrigeras för mätförluster beskrivs i Alexandersson (2003).

Indelning av markklasser i S-HYPE 2012 är kombinationer av 13 markanvändningar och 6 jordarter. Markarealen fördelas på sjö, mosse, kärr, glaciär, kalfjäll/tunna jordar, urbant, barrskog, lövskog, extensiv vall, övrig mark, brukad mark, hygge samt semiurban mark och jordarterna fördelas på torv, finjord/lera, silt, grovjord, morän samt tunn jord och kalt berg.

S-HYPE 2012 delas in i 36 692 beräkningsområden. I medeltal är dessa områden ca 14 km² och medianstorleken ligger på 6,7 km². Det finns förfinad information för 1 062 sjöar gällande avbördningskapacitet, regleringar och justeringar i kväve- och fosforparametriseringar där den generella ekvationen inte förmår att beskriva de lokala förhållandena tillräckligt bra och där en lokal kalibrering leder till förbättring.

3 Metod

Först stängdes alla processer av i modellen och modellberäknad bruttobelastning på sjöar undersöktes.

Därefter studerades utvärderingsstationerna och utav de 800 tillgängliga behölls 225 stationer för vidare utvärdering.

Den tydliga dynamiken, till följd av en temperaturberoende denitrifikation, typiskt för koncentrationer av oorganiskt kväve i sjöar, har inte upptäckts i observationer av organiskt kväve. Av den anledningen har endast sedimenteringsekvationerna bibehållits. Sedimenteringskoefficienter för kalibrering har dock justerats något.

Arbetsättet utgick ifrån att ta bort alla sjöprocesser för kväve i den nuvarande HYPE och lägga till de processer som enligt litteraturen ansågs viktiga och därmed se om resultatet blev bättre genom det angreppssättet. Den modellutveckling som har utförts i detta arbete har strävat efter att behålla enkelheten i modellen för att behålla möjligheten till storskalig modellering utan att modellen blir för komplex och därmed för beräkningskapacitetskrävande eller beroende av mer detaljerade indata. Enkla processbeskrivningar som ger en betydande förbättring har varit önskvärda. Under vissa förhållanden, t.ex. vid lokala studier, klarar en storskalig modell inte alltid av att beskriva förhållanden tillfredsställande utan en mer komplex sjömodell kan behövas för att nå tillfredsställande resultat.

Där komplexitet adderas till modellbeskrivningen bör det finnas observationer för kalibrering och framför allt validering av modellförändringarna.

3.1 Konceptuell modell och processbeskrivning

För att kunna skapa en konceptuell modell över kvävet kretslopp i en sjö är det viktigt att förstå alla källor och sänkor och andra yttre styrande eller påverkande variabler. För kvävecykeln är årstidvarierande variabler som t.ex. temperatur, tillgång på syre och ljusinstrålningen viktigt. I en nationell modell är det av beräkningstekniska skäl nödvändigt att hitta förenklingar istället för att beskriva processerna ingående. Endast de processer där man kan se betydande effekt på nationell skala tas med i modellen. För lokala studier kan mer komplexa sjömodeller vilka kräver mer indata vara nödvändiga (Eilola m. fl. 2009).

Projektet fokuserade på denitrifikationen då har antagits vara den mest betydande sänkan för oorganiskt löst kväve. Även sedimentering av organiskt kväve har tagits med. Assimilering, mineralisering och fixering antogs vara liten i förhållande till denitrifikation och sedimentering.

Från litteraturstudien valdes en sänka för oorganiskt kväve ($\emptyset_{NO_3}$) genom denitrifikationsekvationen från den biogeokemiska beräkningsmodellen BIOLA vara ett första steg att implementera i modellen (Pers, 2002). Ekvationen kan variera mellan 0 och ett värde på denitrifikation beroende av syrehalt i gränsskiktet mellan bottenvatten och sediment. Finns det syre sker ingen denitrifikation. Att beräkna syrehalter ansågs vara för beräkningskrävande för HYPE varför en förenkling har gjorts vilket resulterade i ekv. 6 som antar syrefria förhållanden och att denitrifikation sker i bottenvattnet enligt

$$\phi_{NO3} = -k_m * \theta^{T-T_{ref}} * \frac{DIN}{K_m + DIN} \quad (6)$$

ϕ_{NO3} , sänka av oorganiskt kväve beroende av vattentemperaturen T , en referenstemperatur T_{ref} , en generell temperaturkoefficient θ , en maximal denitrifikationstakt k_m samt halvmätnadskoefficienten för kväve i denitrifikationsprocesser och den oorganiska halten av kväve, DIN .

För sedimentering av organiskt kväve vilket finns både i lös form och i bundet i organismer som plankton valdes även där en ekvation från Biola (Pers, 2002). (ekv. 7):

$$\phi_{ON} = k_{sedon} * C_{ON} * A \quad (7)$$

ϕ_{ON} , sänka av organiskt kväve, beror förutom på sedimenteringskoefficienten k_{sedon} även på koncentrationen av organiskt material, C_{ON} och sjöns area, A .

Då en årlig dynamik är svår att finna i observationer av organiskt kväve, implementeras inga övriga processer av organiskt kväve i modellen utan organiskt kväve försvinner endast i form av sedimentering.

3.2 Urval av mätdata

I modellen finns ca 800 mätstationer med observationer av kväve. Observationerna av kväve har samlats in av SLU inom ramen för svensk miljöövervakning och samlad recipientkontroll och är hämtad från SLUs datavärdskap för sjöar och vattendrag (SRK samt nationell övervakning, SLU).

Därefter studerades utvärderingsstationerna. Utav de 800 tillgängliga behölls 225 stationer vilka uppfyllde följande kriterier:

1. Sjöprocent för hela avrinningsområdet > 1%
2. Högre inkommande koncentration (årsmedel) till sjön än uppmätt koncentration i utlopp. Stationer med för låg belastning in till sjön sorterades bort.

Syftet med genomgången var att säkerställa att utvärderingen av sjöprocesser skedde mot rätt underlag. Ingen hänsyn togs till osäkerheter eller felaktigheter i mätdata. Utsorteringen av områden skedde endast med avseende på områdets totala sjöprocent uppströms samt om det vid en snabb genomgång av modellresultat tyder på att beräkningsfelet är så stort att felaktigheter måste ligga någon annanstans än i beskrivningen av sjöns kväveavskiljning. I ett första steg sorterades stationer i sjölösa områden bort. Områdets ansågs vara sjölöst om sjöprocenten i områdets totala tillrinningsarea låg under 1 %. Därefter beräknades belastning av kväve som belastar sjöarna utan processer som denitrifikation och sedimentering skett i sjön, d.v.s. bruttobelastningen undersöktes. Modellens processer stängdes av och modellen kördes utan några processer i sjöar.

Om det antas att det finns retention i sjön måste belastningen på sjön vara högre in än den är ut. Områden med stationer som ansågs ha en för låg bruttobelastning plockades bort. De stationer som hade en högre inkommande koncentration (årsmedel) till sjön än vad som var uppmätt i utlopp behölls och stationer med för låg belastning in till sjön sorterades bort.

Det antogs det inte fanns någon internbelastning av kväve samt att en väldigt hög atmosfärsdeposition, mycket högre än den uppskattning som ingår i modellen ansågs osannolik.

3.3 Modellekvationer

Det har allmänt antagits att denitrifikation är den huvudsakliga sänkan för kväve i sötvatten. (Saunders, 2001). Den här utvecklingen av HYPE har fokuserat främst på två modelljusteringar. Först justerades denitrifikationens ekvation så att den årliga dynamiken blev tydligare. Efter att en kraftig modellöverskattning observerats i djupa sjöar implementerades en justering av denitrifikationen som funktion av sjömedeldjup.

3.3.1 Ny ekvation för denitrifikation

Efter att ekv. 6 implementerades ansattes parametrar för de olika variablerna och tester genomfördes på enstaka utvalda sjöar. Därefter gjordes vidare justeringar och tester för bättre anpassning.

Ekvationer för beräkning av denitrifikation har efter att de testades och justerades i ett antal utvalda sjöar, testats i hela Motala ström och vidare för hela Sverige.

3.3.2 Denitrifikation i djupa sjöar

Djupare sjöar har inte samma denitrifikationshastighet som grundare sjöar. En förenklad ansats har gjorts om att en djup sjö skiktas sommartid och att det mesta av det inkommande vattnet i djupa sjöar därmed inte blandar sig med djupvatten under sommarmånaderna. Detta skulle kunna leda till en mycket låg denitrifikation. På så sätt sker det endast denitrifikation i gränsskiktet mellan sediment och bottenvatten i de ytligare delarna av sjön. Genom att hitta ett enkelt samband med att begränsa denitrifikationshastigheten i djupare sjöar har detta implementerats i modellen.

Många av de djupare sjöarna har en låg belastning av oorganiskt kväve och låg produktion av organiskt material. Dessa sjöar har en mycket låg denitrifikation. Det kan bero på att dessa sjöar har en högre tillgång på syre i bottenvatten eller att de är skiktade och kvävet i sjöns epilimnion inte har kontakt med gränsskiktet sediment-bottenvatten i stora delar av sjön. Högre syrehalt i gränsskiktet mellan sediment och bottenvatten innebär att syret bundet i nitrat inte behövs för nedbrytning av organiskt material i samma utsträckning och att nitraten därmed blir kvar.

Förutom dessa sjöar, har hela Motala Ströms avrinningsområde använts för test av nya ekvationer och sedan har ekvationerna validerats mot mätningar i hela Sverige.

I Motala ström finns främst två problematiska sjöar som båda är djupa, Unden som rinner till Vättern och själva Vättern. Unden har ett medeldjup på ca 30 meter och Vättern 42 meter. Baserat på information i dessa sjöar togs ett empiriskt samband fram vilket begränsar den överskattade denitrifikationen i djupare sjöar. Baserat på beräknade medelkoncentrationer av oorganiskt kväve i djupa sjöar och information om sjödjup justerades ekvationsparameter till den bästa generella beskrivningen som kunde finnas nationellt. Det arbetet gjordes med manuella tester med målet att årsmedelkoncentrationerna skulle stämma så bra överens som möjligt mellan beräknade och observerade koncentrationer.

I de tidigare generella ekvationerna för kväveavskiljning har sjöar som Vombsjöns, Undens, Vätterns och Vänerns kväveborttag kraftigt överskattats främst med avseende på oorganiskt kväve. Dessa sjöar har enskilt undersökts med avsikt att finna bättre beskrivande processer för den generella modellen.

Förutom dessa sjöar, har hela Motala Ströms avrinningsområde använts för test av nya ekvationer och sedan har ekvationerna validerats mot mätningar i hela Sverige.

4 Resultat

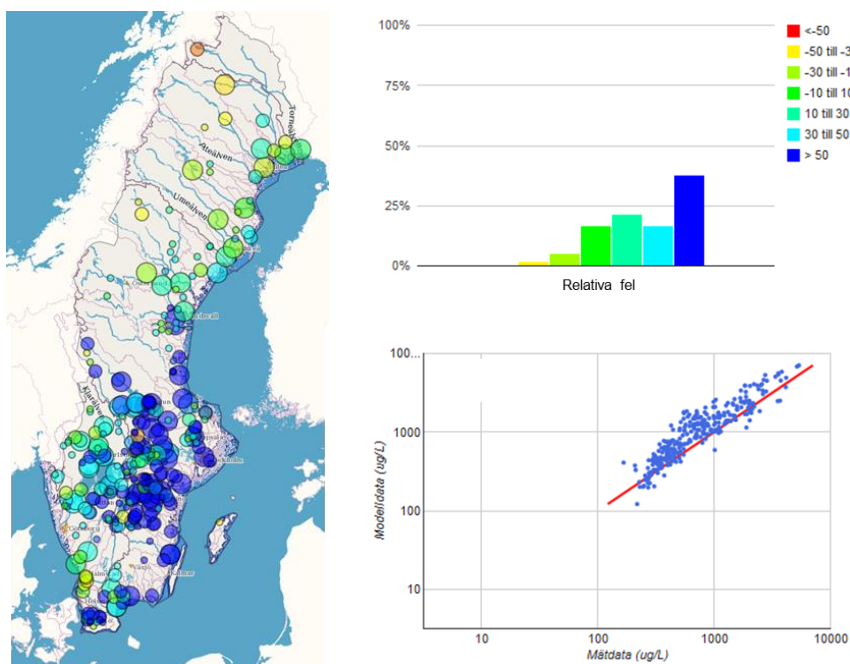
Resultaten kan sammanfattas främst inom två områden. För det första tyder en ny beskrivning av denitrifikationen att beräkningsresultatet, jämfört med koncentrationsmätningar förbättras. För det andra synliggörs problem i beskrivningen av läckage från mark till följd av förändrade ekvationer av denitrifikation i sjöar i HYPE. Det är något som är viktigt att åtgärda innan ytterligare förändringar görs i sjöarna. Ansatsen går att förbättra, framförallt med tanke på årstidsvariationer för lokal skala, men innan mer utveckling görs i sjöar bör markprocesserna ses över.

I följande avsnitt visas resultatjämförelser för modellförändringar från enskilda områden. I tillägg visas beräkningsresultat från körningar med nya ekvationer jämfört med ekvationer i den ursprungliga modellen från Motala ströms avrinningsområde samt nationellt. Resultaten som visas valdes för att ge en kvalitativ förståelse av modellförändringens effekt på beräkningsresultat på lokal och nationell skala.

4.1 Bruttobelastning på sjöar

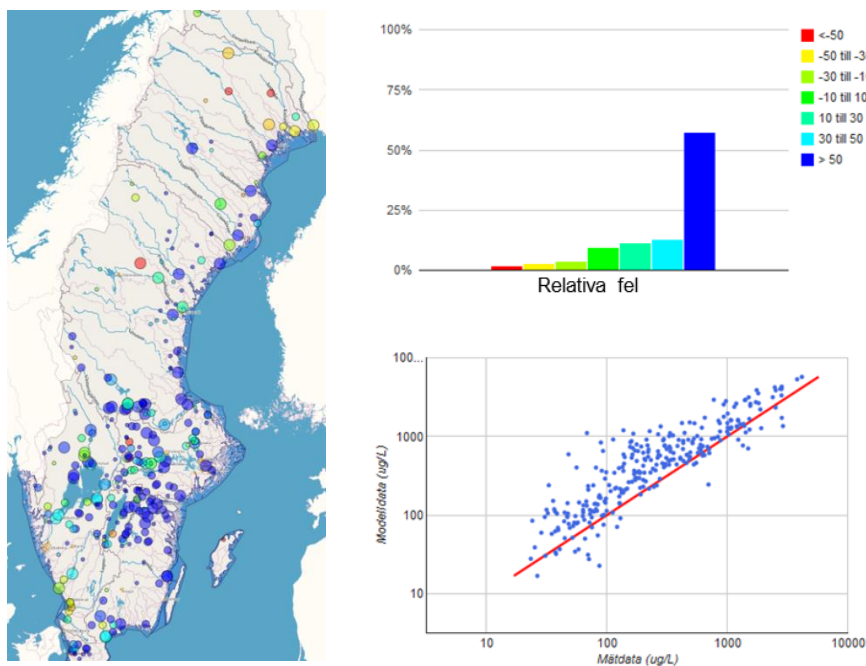
Modellresultat från beräkning utan några aktiva sjöprocesser visas för totalkväve i Figur 6. Aktuella mätstationer visas i kartan. Kraftiga överskattningar av modellberäkningar jämfört med observationer visas i blå nyanser, ju blåare desto större är överskattningen. Modellberäkningar som jämfört med observationer underskattar bruttobelastningen visas i gröna nyanser vilka går mot gult och rött. Utvärderingspunkter som visas i grönt ligger inom en skillnad på $\pm 10\%$ mellan beräknad och observerad årsmedelkoncentration vilket kan tolkas vara en underskattning av bruttobelastningen. Dessa stationer borde ha en betydligt högre belastning än observerade koncentrationer i utlopp av sjöar. I diagrammet visas simulerad medelkoncentration jämfört med observerad för hela beräkningsperioden, 2002-2010.

Stapeldiagrammet visar hur stor andel av stationerna som överskattar respektive underskattar koncentrationerna jämfört med observationer och hur stor skillnaden är. 77 % av stationerna överskattar mer än 10% och av de ligger 38 % över 50%. 7% av stationerna underskattar mer än 10% och resterande ligger inom $\pm 10\%$. För norra Sverige samt stora delar av västkusten underskattas bruttobelastningen för totalkväve jämfört med observationer. Därmed finns det inget utrymme för någon denitrifikation alls i sjöarna. Sjötemperaturer i dessa regioner är förhållandevis låga, vilket innebär att denitrifikationen kan förmodas vara lägre än för södra Sverige, men modellens underskattning kommer att öka när sjöprocesser inkluderas.

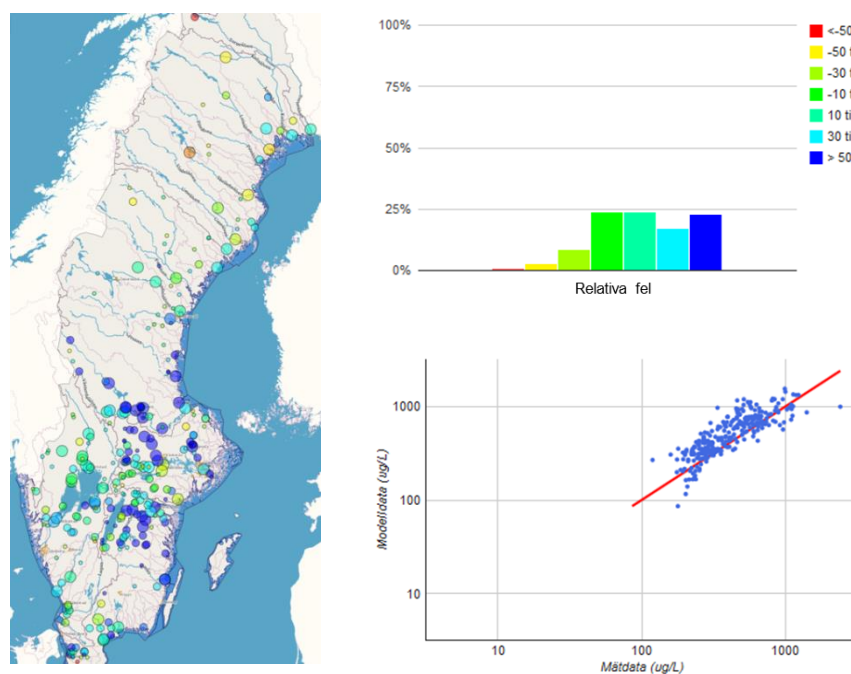


Figur 6. Bruttobelastning för totalkväve, perioden 1999-2009. Aktuella utvärderingsstationer i kartan till vänster. Färgen på cirklarna visar inom vilket intervall mätstationen ligger i stapeldiagrammet överst till höger. I tillägg visas simulerad och observerad medelkoncentration för aktuell period. Som röd linje visas en 1:1 linje.

Denitrifikationen påverkar den oorganiska fraktionen kväve. I Figur 7 och Figur 8 visas bruttobelastningen uppdelad på fraktioner. För den oorganiska fraktionen underskattas modellberäkningarna bruttobelastningen jämfört med observationerna för 9 % av utvärderingsstationerna. 10 % ligger inom $\pm 10 \%$ och övriga 81 % överskattar belastningen enligt förväntan. För den organiska fraktionen överskattar modellen koncentrationerna i mindre utsträckning. 13 % underskattas av utvärderingsstationerna, 24 % ligger inom $\pm 10 \%$ och övriga 64 % överskattar belastningen. Organiskt kväve försvinner genom sedimentering.



Figur 7. Bruttobelastning för oorganiskt kväve, perioden 1999-2009. Aktuella utvärderingsstationer i kartan till vänster. Färgen på cirkarna visar inom vilket intervall mätstationen ligger i stapeldiagrammet överst till höger. I tillägg visas simulerad och observerad medelkoncentration för aktuell period. Som röd linje visas en 1:1 linje.



Figur 8. Bruttobelastning för organiskt kväve, perioden 1999-2009. Aktuella utvärderingsstationer i kartan till vänster. Färgen på cirkarna visar inom vilket intervall mätstationen ligger i stapeldiagrammet överst till höger. I tillägg visas simulerad och observerad medelkoncentration för aktuell period. Som röd linje visas en 1:1 linje.

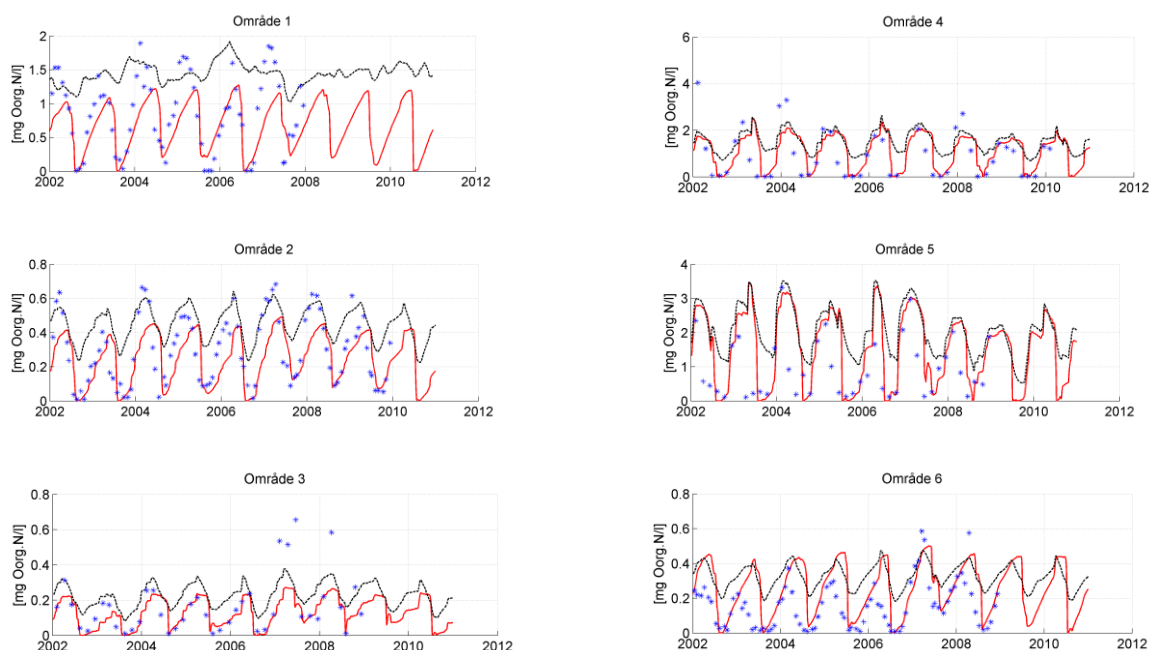
4.2 Denitrifikation med ny ekvation

Testerna resulterade i följande ekvation vilket gav en större inomårsvariation än tidigare, ekv.8. Även kalibreringsparametrar som styr denitrifikation i bottenvatten har justerats för den generella sjöberäkningen:

$$\emptyset_{DIN} = 0,03 \cdot 1,79^{T-14} \cdot \left(\frac{DIN}{2,1+DIN}\right)^{0,5} \cdot A \quad (8)$$

$\emptyset_{DIN}$ är sänka av oorganiskt kväve, DIN är sjöns koncentration av oorganiskt kväve (mg/l) och A är sjöns yta som antas vara samma som dess bottenarea.

Exempel från resultat beräknad med ny ekvation visas i Figur 9. Generellt leder ekvationerna till en förbättrad inomårsvariation av oorganiska kvävekoncentrationer och i figuren visas beräkningsresultat i detalj från sex områden i södra Sverige.



Figur 9. Resultat från beräkning av denitrifikation med ny ekvation visas som röd linje och resultat från gammal ekvation som svart linje. Modellberäkningen jämförs med observationer (blå prickar) för sex olika stationer i södra Sverige. Perioden för jämförelsen är 2002-2010.

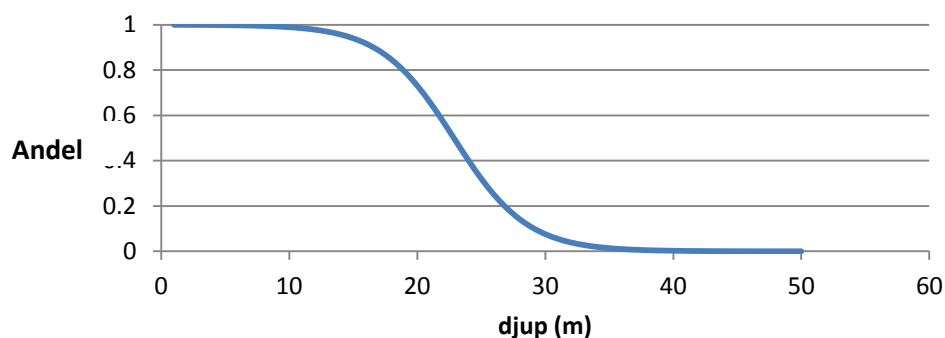
4.3 Denitrifikation i djupa sjöar

Tester att begränsa denitrifikationen i djupa sjöar resulterade i följande empiriska samband (ekv. 9):

$$R(z) = 1 - \frac{1}{1,055 + e^{8-0,5 \cdot z}} \quad (9)$$

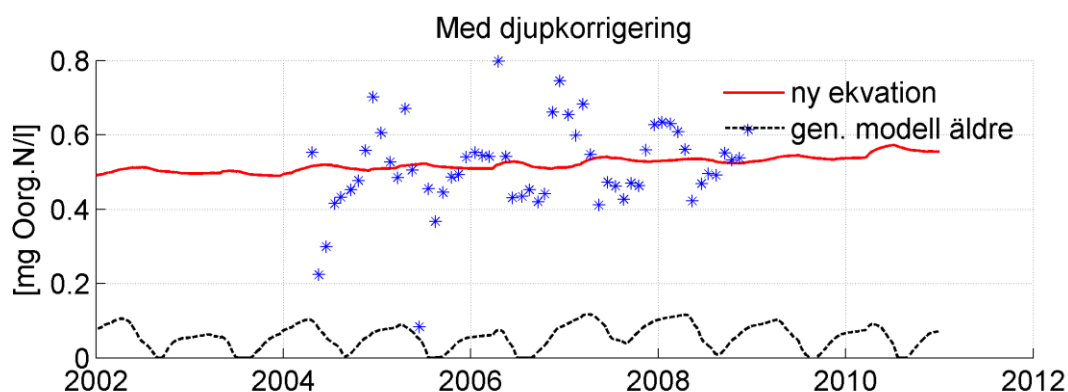
Figur 10 visar det empiriska sambandet med avseende på sjödjup. Begränsningen i djupa sjöar är en väldigt förenklad beskrivning av vad som händer i sjön varför modellen inte förmår att beskriva kvävehaltens inomårsvariation i sjön. Om man studerar sjöarna på lokal skala bör man ha en modell som tar hänsyn till det.

För sjöar med ett medeldjup större än 10 meter kommer denitrifikationen att vara begränsad jämfört med tidigare. För sjöar med medeldjup över 20 meter kommer denitrifikationen att vara < 10 % jämfört med om den djupberoende ekvationen togs bort.



Figur 10. Andel av denitrifikation som funktion av sjöns djup.

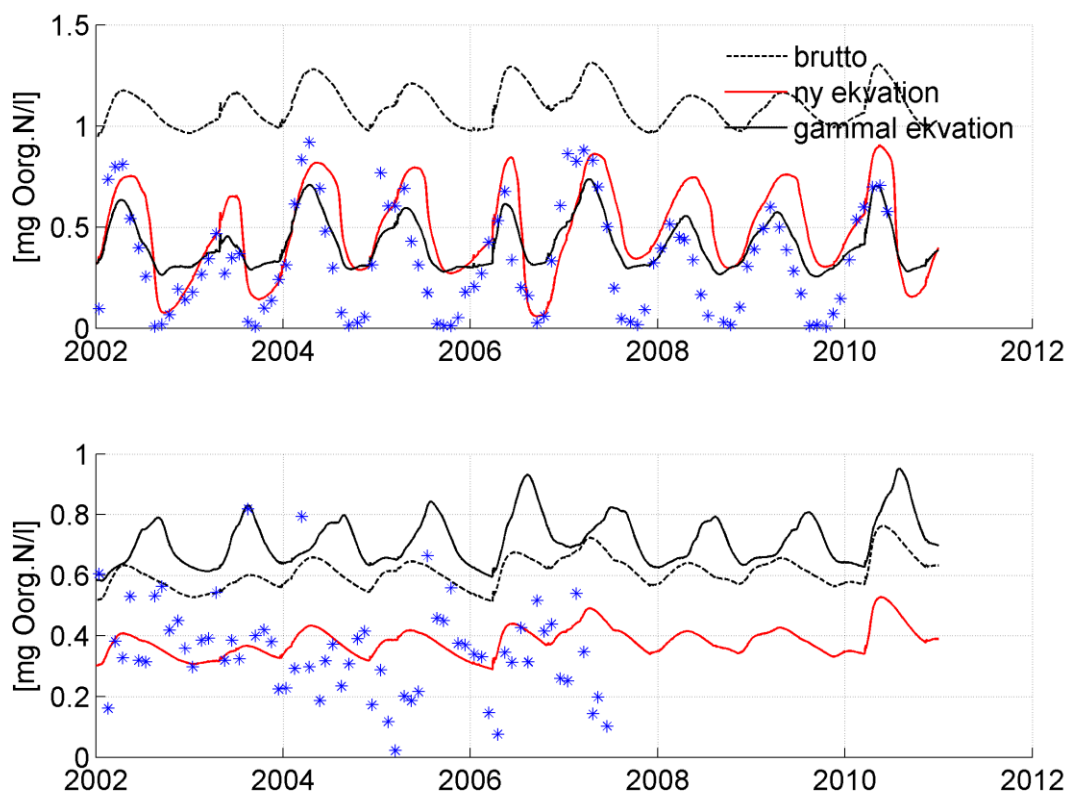
Djupjusteringen löste problemen med för hög modellberäknad denitrifikation i djupa sjöar. Justeringen gjordes med målet att få till en bättre beräknad medelkoncentration jämfört med observationerna under hela beräkningsperioden. Resultat från implementering av det enkla empiriska sambandet visas för Vätterns utlopp till Motala ström i Figur 11. Förenklingen leder till en förbättring av beräknad medelkoncentrationen, men modellen förmår däremot inte att beskriva sjöns inomårsvariation av oorganiska kvävekoncentrationer. Beräkningsmodellen kan därför vara för enkel för studier på lokal skala. I sådana fall bör en mer komplex modell som bättre kan beskriva en enskild sjös tillstånd användas.



Figur 11. Resultat från beräkning av djupjusteringen för denitrifikationen i Vätterns utlopp, Motala ström visas som röd linje och resultat från gammal ekvation som svart linje. Modellberäkningen jämförs med observationer (blå prickar). Perioden för jämförelsen är 2002-2010.

4.4 Sedimenteringsparameter

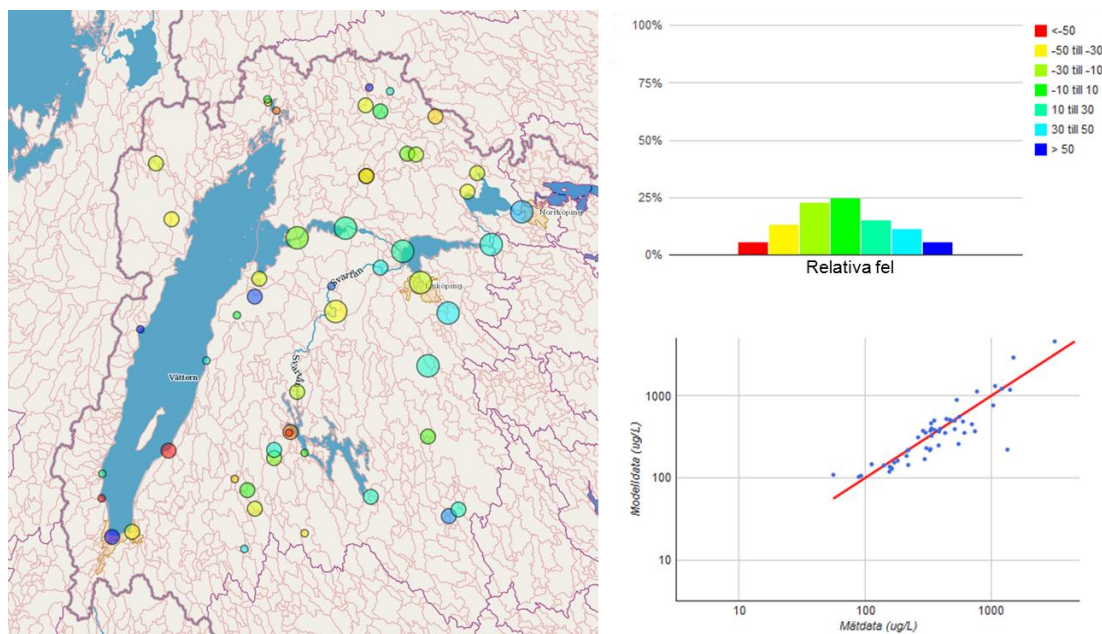
Någon tydlig inomårsdynamik för organiskt kväve är väldigt svårt att se. Figur 12 visar beräkning av oorganiskt (överst) och organiskt kväve (längst ner) med aktuell modell jämfört med gammal ekvation i generell sjömodell för Motala ströms mynning i Bråviken. Beräkningen jämförs även med bruttobelastningen samt observationer.



Figur 12. Bruttobelastning (----) och nettobelastningen av ny modell (röd) jämfört med gammal generell sjömodell (svart). Överst visas oorganiskt kväve och nederst visas organiskt kväve jämfört med observationer (*) för Motala ströms mynning i Bråviken.

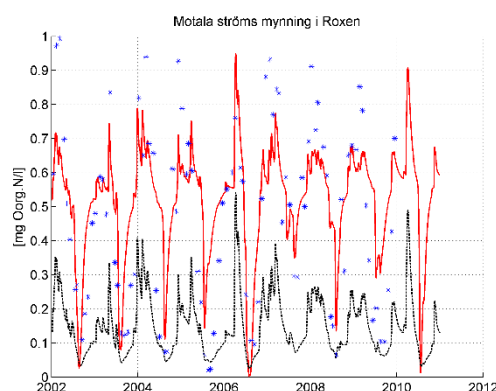
4.5 Motala ström

För att förstå kvalitativt vad effekterna blir av justeringar i sjöprocesser inom ett större avrinningsområde, visas resultat av koncentrationsberäkningar för Motala ström till följd av genomförda justeringar. Vättern är viktig för närsaltstransport i avrinningsområdet Motala ström. Avrinning från ca 40% av området passerar Vättern. I den gamla modellen överskattades retentionen kraftigt i sjön. Genom att införa den justering som begränsar denitrifikationen i djupa sjöar uppnås en förbättring i mynningen av Vättern i Motala ström och till följd av det även i Motala ströms mynning i havet, Figur 13.



Figur 13. Beräkningsresultat från Motala ströms avrinningsområde, för oorganiskt kväve, perioden 2002-2010. Aktuella utvärderingsstationer i kartan till vänster. Färgen på cirklarna visar inom vilket intervall mätstationen ligger i stapeldiagrammet överst till höger. I tillägg visas simulerad och observerad medelkoncentration för aktuell period. Som röd linje visas en 1:1 linje.

Resultat från Motala ströms mynning i Roxen visas i Figur 14.

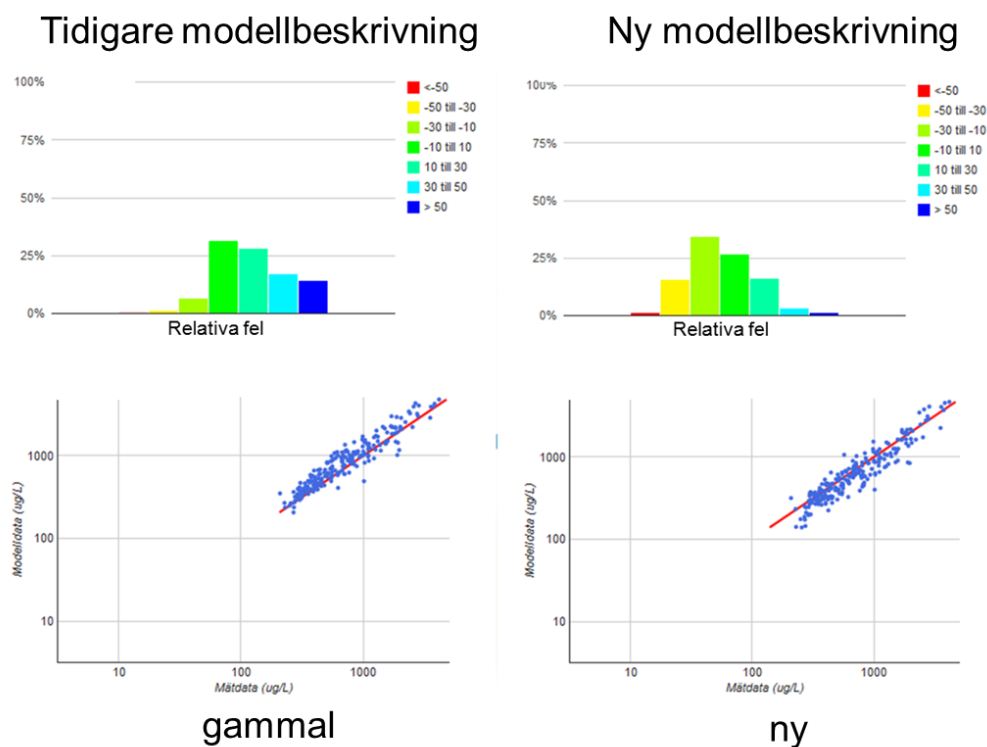


Figur 14. Beräknad koncentration av oorganiskt kväve med ny beräkning (röd) och tidigare beräkning enligt generell modell (svart) jämfört med observationer (blå prickar) för Motala ströms mynning i Roxen.

4.6 Beräkningsresultat på nationell nivå.

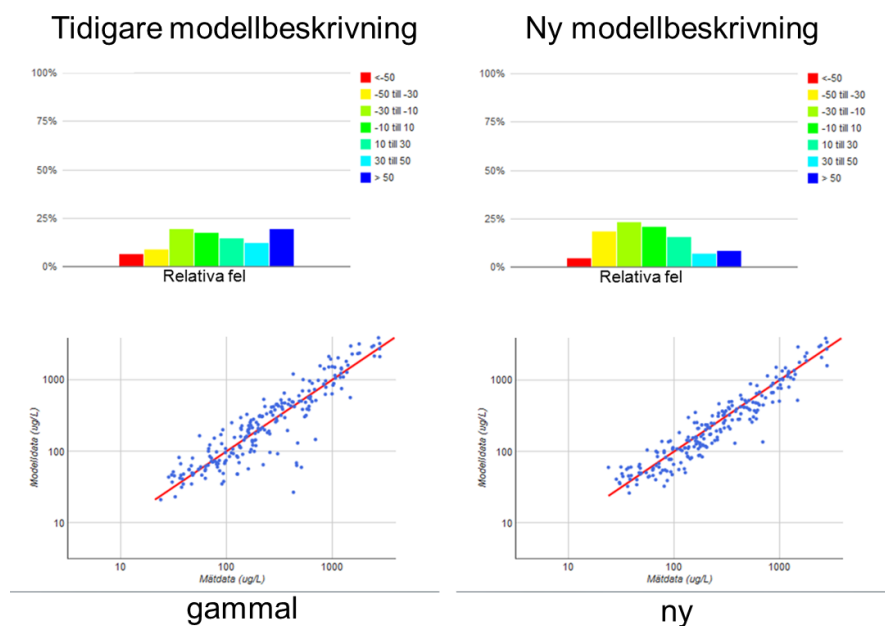
Beräkningsresultat av totalkväve på nationell skala jämförs mellan den ursprungliga generella modellen och den nya modellbeskrivningen i Figur 15. Överst i figuren visas det relativa felet och nederst visas beräknad medelkoncentration jämfört med observerad medelkoncentration för perioden 2002-2010. Generellt ligger antalet utvärderingsstationer som är inom $\pm 10\%$ något lägre med de nya beräkningsekvationerna jämfört med de gamla. De nya ekvationerna för kväveavskiljning leder till att totalkväve underskattas i modellen. Den gamla beskrivningen leder till att totalkoncentrationerna av kväve överskattas. Korrelationen, mellan beräknat och observerad koncentration har försämrats jämfört med de gamla ekvationerna.

Medianvärdet för de gamla observationerna hade en korrelationskoefficient på 0,61 och med de nya ekvationerna ligger korrelationskoefficientens medianvärde på 0,46. Korrelation är dock ett svårtydigt mått då en justering av denitrifikationen med avseende på att djupkorrigeringen leder till en tydlig försämring av korrelation men en tydligt förbättrad medelkoncentration. Den gamla modellen överskattar denitrifikationen kraftigt men bibehåller en bättre dynamik över året. Nu blir nivåerna bättre, med en lägre denitrifikation, men till priset av att dynamiken försvinner. På nationell skala är det viktigare att medelkoncentrationen beskrivs i nivå med observationer än att en god dynamik men för helt fel koncentrationsnivå bibehålls.



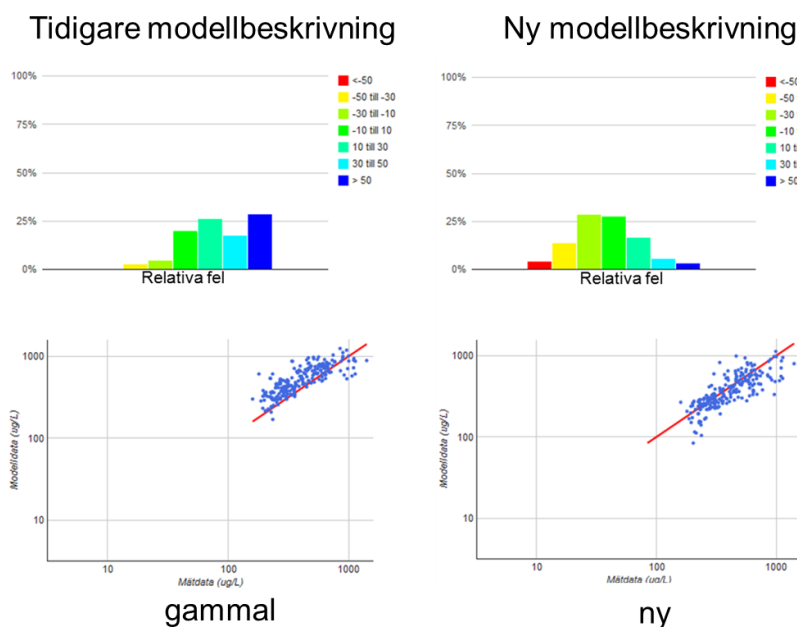
Figur 15. Beräkningsresultat av totalkväve på nationell skala för den ursprungliga generella modellen (till vänster) och den nya modellbeskrivningen (till höger). Överst visas relativa fel och nederst visas beräknad medelkoncentration jämfört med observerad medelkoncentration för perioden 2002-2010.

På nationell nivå överskattas koncentrationer av oorganiskt kväve inte lika mycket med den nya modellbeskrivningen som den tidigare.



Figur 16. Beräkningsresultat av oorganiskt kväve på nationell skala för den ursprungliga generella modellen (till vänster) och med nya modellbeskrivningen (till höger). Överst visas histogram över relativa fel och nederst visas beräknad medelkoncentration jämfört med observerad medelkoncentration för perioden 2002-2010.

Förutom att sedimenteringskoefficienterna justerats samt att produktionen och mineraliseringen kopplats bort har ingenting justerats för organiskt kväve. Figur 17 visar att modellen efter justeringen av sedimenteringskoefficienter underskattar organiskt kväve jämfört med tidigare. För den största delen av stationerna ligger det relativa felet inom -30 till +10%. I den generella modellen överskattades beräkningen av koncentrationerna och det relativa felet låg, för de flesta stationerna mellan -10 till över 50 %.



Figur 17. Beräkningsresultat av organiskt kväve på nationell skala för den ursprungliga generella modellen (till vänster) och den nya modellbeskrivningen (till höger). Överst visas histogram över de relativa felen och nederst visas beräknad medelkoncentration jämfört med observerad medelkoncentration för perioden 2002-2010.

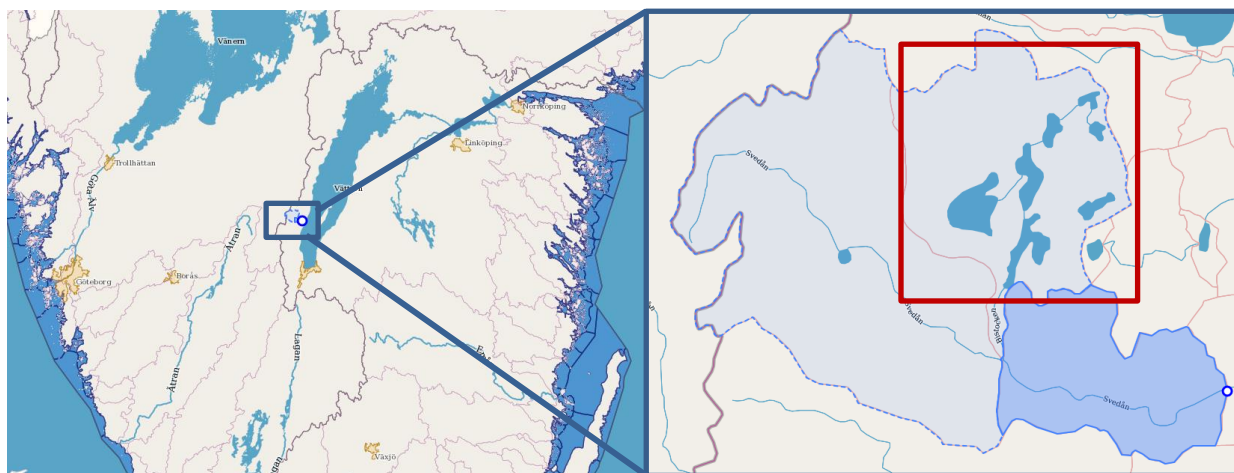
5 Diskussion

Den här rapporten belyser, förutom de förändringar som leder till en bättre beskrivning av oorganiskt kväve, också vikten av att förse modellen med högupplösta indata för att nå en bättre skattning av korrekt belastning på lokal skala så väl som till havet. Om S-HYPE ska vara ett användbar modell, både för att skatta belastning nationellt men också som verktyg ett hjälpmedel i t.ex. åtgärdsplanering måste beskrivningen av källor och sänkor av närsalter vara applicerbara i oövervakade områden likväl som i övervakade områden, både på mindre och större skala. Det är därför viktigt att modellens generella beskrivning av processer stämmer överens med observationer utan att betydande lokala justeringar måste till.

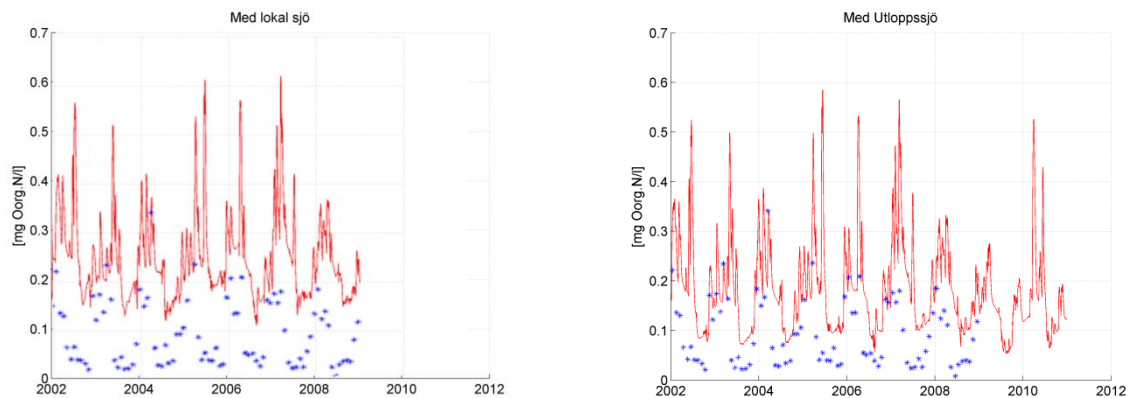
5.1 Svårigheter i uppsättning av modell och indata

För några problem vilka identifierades under projektets gång ligger inte lösningen i modellens beskrivning av kväveprocesser i sjöar. I den mån de identifierades och kunde justeras har de justerats inom det här projektet. Ett sådant exempel kan vara i tolkningen av kartunderlaget för framtagning av modellens indata. Många mindre sjöar inom ett område kan tolkas som lokala sjöar som därmed endast ta emot en del av avrinningsområdets lokala tillrinning och belastning. I vissa fall är dessa mindre sjöar placerade så att den största delen av belastningen faktiskt passerar sjön. Huruvida modellen tolkar sjöar som lokala eller att de ligger i utloppet kan få stora effekter på vilken vattenmassa som belastningen passerar från källa till hav. I något fall har det varit att en sjö som i modellen beskrivs som lokal sjö flyttats till att fungera som utloppssjö.

I Figur 18 visas ett exempel på vilken effekt det kan få i beräkning av kvävekoncentrationer beroende på modellens antagande om tillrinning till sjön. Exempel ges i ett litet område, sydväst om Vättern. Där har sjöarna, vilka i verkligheten är förgrenade justerats i modellen och förenklats till en enda stor bassäng. Vilket medför att en stor sjövolym flyttats från lokal sjö till utloppssjö. Då det antas att den mesta tillrinningen i området passerar någon utav sjöarna kan det vara ett rimligt antagande att hantera sjön som en enda utloppssjö. Det innebär att den totala avrinningen från området passerade sjön. Hur en sådan modellförändring i indata, justering från lokal sjö till en utloppssjö påverkar beräkningsresultat av oorganiskt kväve visas i Figur 19. Utan att ändra denitrifikationen i sjön stämmer sommarnivåerna av oorganiskt kväve bättre överens med observationerna än då sjöarna antogs att endast ta emot en delmängd av områdets totala belastning.



Figur 18. Den blå ringen i kartan visar beräkningsområdets utlopp och justeringar har skett i området med sjöar, inom den röda rektangeln, som rinner in norrifrån.

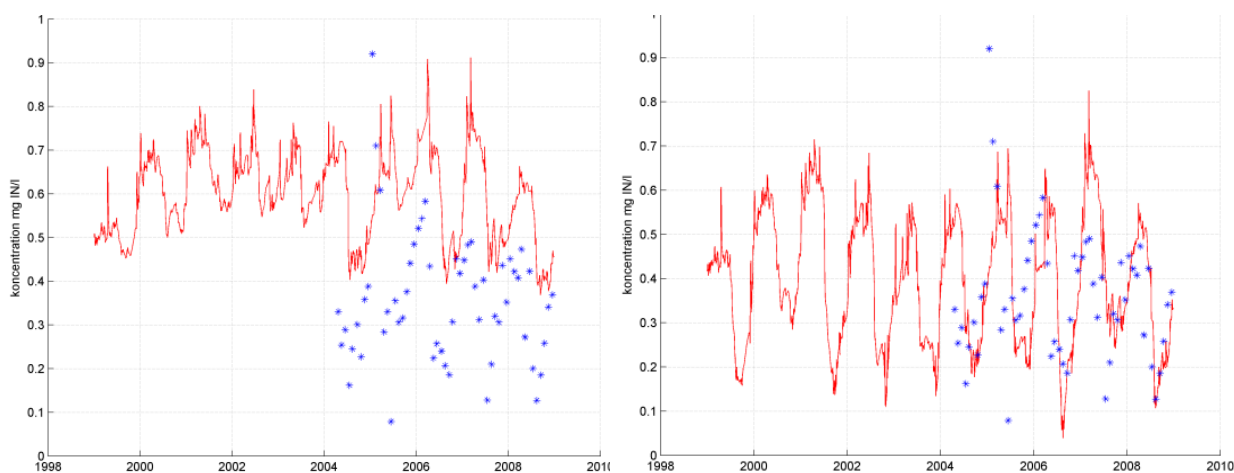


Figur 19. Exempel på effekt av sjöplacering i ett beräkningsområde. Bilden till vänster visar beräkningsresultat för lokal sjö jämfört med observationer och bilden till höger visar beräkningsresultat där sjöarealen i ett delområde antagits vara utloppssjö.

Punktkällor

I vissa fall har det varit att punktkällor antagits ligga fel. Ett alternativ till tolkningen att en punktkälla är felplacerad i modellen kan vara att belastningen från punktkällan inte når sjön i samma utsträckning som modellen beskriver. Inom det här projektet har de punktkällor som identifierats som felaktiga plockats bort.

Exempel på hur modellen överskattar belastningen av kväve i tillrinningen till sjöar visas i Figur 20. I figuren visas körningar med och utan punktkälleutsläpp för några områden i Motala ström. I områden där observationer tyder på att inkommande belastning är för hög görs ett modellantagande i S-HYPE om att punktkälleutsläppet inte når sjön i den omfattningen som antagits tidigare.



Figur 20. Jämförelse mellan modellberäkningar med och utan punktkällor för ett exempelområde med felaktiga punktkällor i Motala ström.

5.2 Tillämpning av modellförändring

Det är viktigt i ett ytterligare steg att förbättra modellen att de största felkällorna isoleras så att man inte plockar bort kväve på "fel ställe". I utloppet av väldigt många sjöar i södra Sverige underskattas de beräknade kvävekoncentrationerna. Det tyder på att inkommande belastning till sjöarna är större än vad som beräknas med modellen. I ett sådant fall räcker det inte att justera denitrifikationen ytterligare utan vidare utveckling måste ligga på att förbättra markprocesser så att mer kväve frigörs och belastar dessa sjöar.

Den generella modellen överskattar koncentrationerna med ca 26 % i Motala ströms mynning i havet (simulerad medelkoncentration 0,42 mg/l jämfört med observerad 0,33 mg/l). Efter justeringen som gjorts inom projektet överskattar modellberäkningen koncentrationen i Motala ströms mynning i havet ytterligare. Den nya modellen överskattar medelårskoncentrationen med 50 % (simulerad medelkoncentration 0,5 mg/l jämfört med observerad 0,3 mg/l). Då det är önskvärt att använda modellen på liten skala, även om syftet med modellberäkningen ofta är att beräkna belastningen till havet, är det viktigt att utvärdera och vara medveten om var modellen går bättre och var den går sämre i rummet och inte bara i tiden. Nedströms Vättern går den nya modellen bättre, sett över året, och den överskattar medelårskoncentrationen med 1,5 %. Den generella modellen underskattar koncentrationerna ut ur Vättern med 88 %. Nedströms Roxen överskattar båda modellerna koncentrationer och belastning. Att överskatta kvävekoncentrationerna nedströms Vättern efter att kraftigt ha underskattat koncentrationerna i Vättern jämnar ut felet i den generella modellen, medan modellen överskattar koncentrationerna ytterligare i den senare modellberäkningen. För vidare modellförändringar och i arbetet att komma närmare och närmare en så verklig beskrivning som möjligt ger körningar med den senare modellen en större transparens och möjlighet till förbättringar än i beräkningarna gjorda i den generella modellen, trots att resultatet i mynningen till synes kan anses vara bättre i den generella modellen.

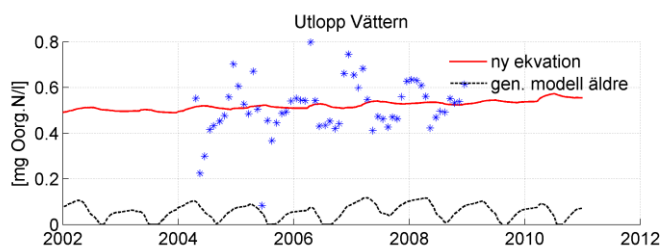
Ett exempel på att överskattning av kväveavskiljning i sjöprocesser inte kan kompensera för en felaktig bruttobelastning visas i Figur 21. Figuren visar en jämförelse mellan nya modellekvationer (röd), aktuell generell modell (svart) och observationer för stationer i Motala ström från utloppet av Vättern till Motala ströms mynning i Bråviken under perioden 2002-2010. I tillägg till tidsserier visas mätstationens avrinningsareal (AAUIB) samt det relativa felet för den nya (RE(NY)) och den aktuella modellen (RE(GM)).

Utlopp Vättern.

AAUIB 6376 km²

RE (GM) -88 %

RE (NY) 1,5 %

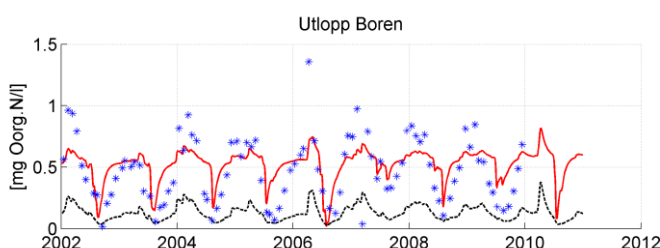


Utlopp Boren, nedströms Vättern

AAUIB 6547 km²

RE (GM) -72 %

RE (NY) 10,5 %

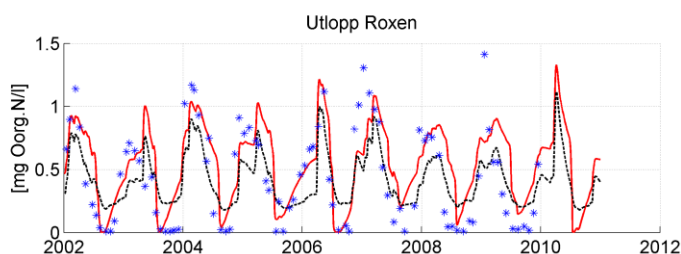


Utlopp Roxen

AAUIB 13241 km²

RE (GM) -4 %

RE (NY) 23.8 %

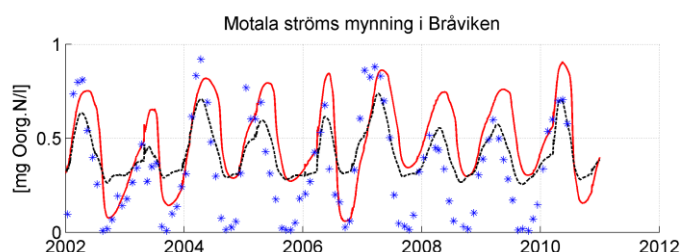


Motala ströms utlopp i havet

AAUIB 15385 km²

RE (GM) 26,6 %

RE (NY) 49 %



Figur 21. Jämförelse mellan nya modellekvationer (röd), aktuell generell modell (svart) och observationer för stationer i Motala ström, från utloppet av Vättern till Motala ströms mynning i Bråviken under perioden 2002-2010. I tillägg till tidsserier visas mätstationens avrinningsareal (AAUIB) samt det relativa felet för den nya (RE(NY)) och den aktuella modellen(RE(GM)).

Figuren visar att det relativa felet inte är ett tillfredställande mått på hur bra modellen går om man vill beräkna kväveavskiljningen. I den gamla modellen försvinner allt kväve i Vättern medan den i de nya ekvationerna begränsas och kväveavskiljningen ”tillåts” i högre grad i nedströms liggande sjöar.

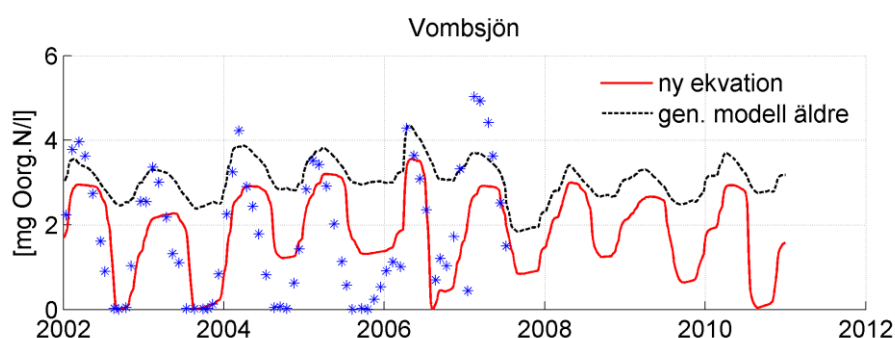
Enligt resultat från litteraturen har denitrifikationen dominerande betydelse för kväveavskiljningen (Persson, 2003; Wetzel, 2001). En del tester att bibehålla modellens primärproduktion och mineralisering har gjorts. Ingen tydlig förbättring kunde ses i resultatet, varför dessa processer togs bort inom det här projektet. Tester som gjorts nationellt har inte visat att bibehållna primärproduktions- och mineraliseringsprocesser förbättrat beräkningsresultatet generellt. Däremot kan det eventuellt vara bra att kunna nyttja dessa processer vid lokal simulering och specifik kalibrering av specifika sjöar. Borttagandet av primärproduktion och mineralisering gör att beroendet mellan kväve och fosfor försvinner. På

så sätt kan man, om man endast är intresserad av kväve, köra endast kvävemodulerna i modellen vilket sparar mycket beräkningstid.

För att få till rätt kvävekonzentrationer i sjöar är det ett viktigt steg att få till en bättre beskrivning av läckaget från marken, så att belastningen på sjöarna stämmer bättre överens vintertid. Annars finns risken att man använder retention för att korrigera för felaktig bruttobelastning. I beräkningsresultat från S-HYPE används resultat av retentionen specifikt för andra beräkningar och därför är det viktigt att försöka beskriva kväveavskiljningen under året så korrekt som möjligt. För regioner med underskattad bruttobelastning kommer modellen tvingas till en lägre denitrifikation för att inte hamna på en för låg medelkonzentration över en längre period, trots att dynamiken i observationerna tyder på större inomårsvariation och därmed en högre retention.

Stoddard(1994) visar att läckaget av oorganiskt kväve från mark under sommar och höst är i stort sett obefintligt då det mesta av kvävet tas upp av växter. Läckage av kväve sker främst under vinter och vår. En vidare utveckling av HYPE för svenska förhållanden kan vara att förbättra beskrivningen av läckage från marken till sjöarna innan man förfinar processerna i sjön ytterligare för att bl.a. få till högre vinternivåer. Därefter kan man undersöka vidare huruvida mineralisering och primärproduktion skulle kunna förbättra resultatet ytterligare.

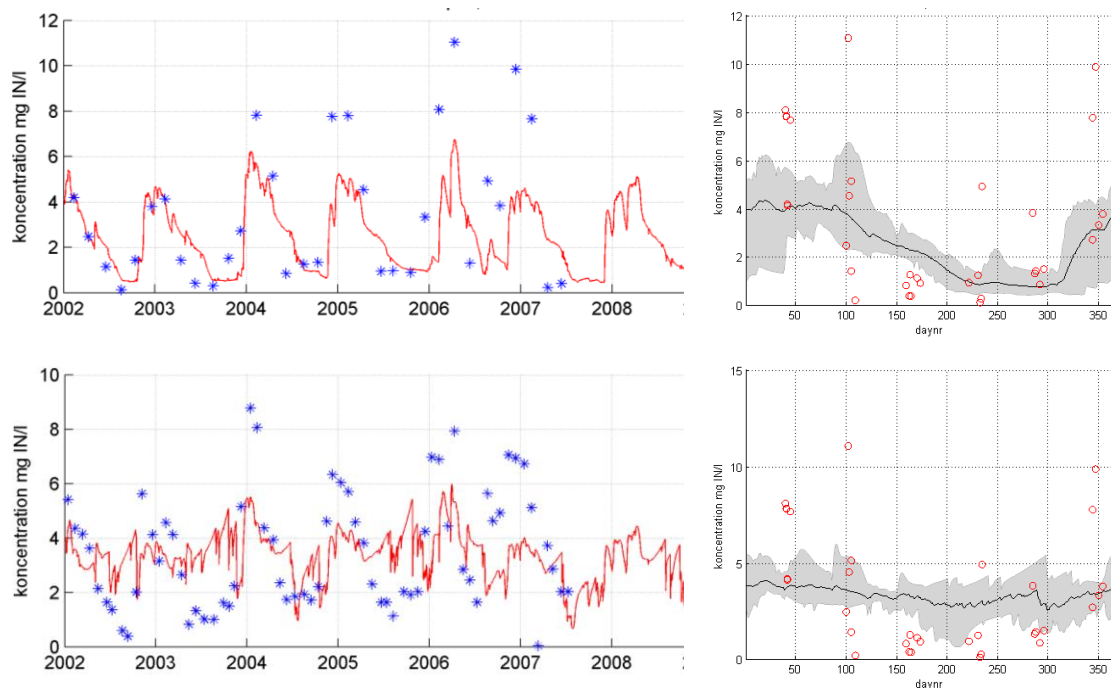
I vissa av de studerade områdena har koncentrationer av oorganiskt kväve underskattats vintertid. Ett sådant exempel är Vombsjön i Kävlingeån, Skåne, se Figur 22. En för låg belastning på sjön leder med stor sannolikhet till att koncentrationerna ut från sjön kommer att vara för låg oavsett sjöprocesser om man antar att internbelastningen av kväve är försumbar. Den generella modellen ligger något bättre vintertid, förmodligen till följd av sin produktion och mineralisering. För att illustrera att en del av problematiken dock verkar ligga i en för låg belastning av oorganiskt kväve till sjön visas beräkning av koncentrationer från två sjölösa tillrinningsområden till Vombsjön, Figur 23. Vombsjöns tillrinningsarea är ca 447 km², Område 1 (617629-136719) har en tillrinningsareal på 42 km² och område 2 (617215-136350) har en tillrinningsareal 340 km². Totalt täcker dessa två områdena 85 % av Vombsjöns tillrinningsareal.



Figur 22. Koncentration av oorganiskt kväve i Vombsjön, Kävlingeån i södra Sverige. Beräkningar från den ursprungliga modellen visas som svart linje och beräkning med nya ekvationer visas med röd linje. I tillägg visas observationer (*) för perioden 2002 – 2010 (observationer tom 2007).

Notera att observationerna kommer från olika år och därmed att figuren visar alla uppmätta värden för oorganiskt kväve under hela perioden. I figuren syns att inomårsvariationen för beräkningar jämfört med observationer är för låg. Observationerna visar på högre värden under vinter och höst och lägre värden under vår och sommar än vad som beräknas i modellen. Med den denitrifikationen som beskrivs inom det här projektet blir framför allt vinternivåerna för låga. Problemet finns även i den gamla modellen och där har man av den

anledningen minskat denitrifikationen och inte följt dynamiken i observationerna av rädsla för att hamna för lågt vintertid. Dessa problem bör åtgärdas innan vidare arbete görs med kopplingar mellan oorganiskt och organiskt kväve i form av primärproduktion och mineralisering.

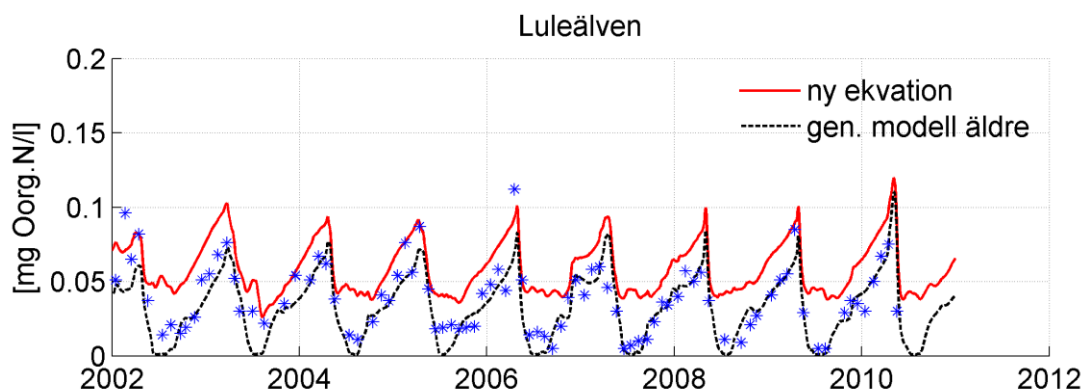


Figur 23. Belastning till Vombsjön genom område 1(617629-136719, överst t.v.) och område 2 (617215-136350, nederst t.v.) för perioden 2002-2008. Till höger visas medelkoncentrationen för varje dag på året för resp. område. I tillägg visas alla observerade data över hela perioden samt beräknad minsta och högsta beräknad koncentration för varje dag på året.

En stor del av stationerna underskattar koncentrationerna och en del av förklaringen till det har getts tidigare. Problemet antas i ett första skede ligga i läckage från markzonen snarare än på processer i sjöar.

För Luleälvens utlopp i havet leder modellförändringarna till en försämring. Luleälven har många djupa magasin, vilka indikerar att den justering som fungerar på djupa sjöar i södra Sverige, av okänd anledning inte fungerar lika bra i de norra delarna av Sverige, Figur 24. Den generella modellen underskattar koncentrationen av oorganiskt kväve med 10% och de nya ekvationerna leder till en överskattning på 50 % på grund av att retentionen underskattas sommartid. Koncentrationerna av oorganiskt kväve från Luleälven till havet är dock mycket små. Årsmedelkoncentrationen av oorganiskt kväve, perioden 2002-2010 beräknades till 60 $\mu\text{g/l}$. Det kan jämföras med observerad koncentration under samma period som var ca 39 $\mu\text{g/l}$.

Den största delen av kväveutsläppet från Luleälven till havet är organiskt kväve. Detsamma gäller för Hornavan i Skellefteälven som är djup och som har låga koncentrationer av oorganiskt kväve. I dessa områden fanns ett bristfälligt material att utvärdera modellförändringar mot. För Luleälven finns observationer endast från utloppet i havet. För att identifiera orsaken till att



Figur 24. Uppmätt och modellerad oorganisk kvävekoncentration i Luleälvens utlopp i havet, för modellen innan justering (gen. modell äldre) och efter (ny ekvation).

Ska man använda S-HYPE i kommande åtgärdssimuleringar och därmed eftersträva resultat på liten lokal skala kan det behövas en mer komplex biokemisk modell, med mycket finare processbeskrivning för lokala analyser, för att beskriva inomårsvariationen även i djupare, näringsfattiga sjöar. Om S-HYPE ska fungera som ett storskaligt åtgärdsverktyg för beräkning på nationell skala är det inte aktuellt. För ytterligare förfinad överensstämmelse mellan oorganiskt och organiskt kväve jämfört med observationer behöver primärproduktion och mineralisering studeras vidare.

5.3 Jämförelse mellan beräkningsresultat och flodmynningsdata

SLU ansvarar för att årligen ta fram dataunderlag som beskriver tillståndet i de viktigaste flodmynningarna. SLU beräknar även transporten av kväve från Sverige via vattendrag ut till havet (Flodmynningsdata, SLU).

Då det inte finns något annat nationellt beräkningssystem att jämföra dessa beräkningar mot görs en liten jämförelse mot dessa belastningsdata.

Flodmynningsdata ligger till grund för Sveriges årliga rapportering till HELCOM i samband med PLC Annual. Flodmynningsdata för Motala Ström rapporterade t.ex. en transport av totalt kväve på 2563 ton. För den kalibrerade versionen av S-HYPE där lokala justeringar gjorts ligger transporten på ca 2912 ton. Den generella modellen som ligger till grund för den kalibrerade versionen av S-HYPE beräknar, utan lokala justeringar, en transport på 4817 ton kväve för år 2008. Om man tittar närmare på ytterligare ett sjörikt avrinningsområde, Norrström ser mönstret liknande ut. Den rapporterade flodmynningstransporten 2008 var ca 4351 ton vilket kan jämföras med 6142 ton med den nya ekvationen. Den generella modellen beräknade en transport på 9870 ton och den lokala kalibreringen på 4984 ton. Man kan därmed se att de nya ekvationerna är ett kliv närmare mot en modell som inte behöver lokala justeringar i samma omfattning. Det är dock något missvisande att jämföra den totala halten av kväve, då den inte säger någonting om fraktionerna oorganiskt och organiskt kväve.

6 Slutsatser och rekommendationer

- Resultaten kan sammanfattas främst inom två områden. Det första är att resultatet, jämfört med mätningar, tyder på att ny beskrivning leder till förbättringar i beskrivning av denitrifikationen. Det andra är att några problem i beskrivningen av markprocesser avslöjas, där lösningen i ett första steg inte främst ligger i ytterligare förfinade sjöprocesser i HYPE/S-HYPE.

- För främst Södra Sverige med högre belastning av oorganiskt kväve, till följd av mycket jordbruksmark, har en ökad inomårsvariation av denitrifikationen lett till ett bättre beräkningsresultat
- Beräkningen av bruttobelastning måste ses över nationellt. I många områden framförallt i norra Sverige var belastningen på sjöarna lägre än vad som syntes i observationerna i sjöns utlopp. I beräkningsresultat från S-HYPE används resultat av retentionsberäkningar specifikt för andra beräkningar och det är av den anledningen viktigt att försöka beskriva kväveavskiljningen under året så korrekt som möjligt. För regioner med underskattad bruttobelastning kommer modellen tvingas till en lägre denitrifikation för att inte hamna på en för låg medelkoncentration över en längre period trots att dynamiken i observationerna tyder på större inomårsvariation och därmed en högre retention.
- Nationellt har de nya ekvationerna lett till att det oorganiska kvävet delvis underskattas istället för att överskattas. En förklaring till att kvävet underskattas kan vara att markläckaget av kväve är för lågt. Det vill säga att modellens markretention är för hög.
- En del, djupa magasin i norra Sverige får en lägre denitrifikation än vad som sker i verkligheten till följd av djupjusteringen. Dessa magasin har dock generellt väldigt låga halter av oorganiskt kväve.
- Om S-HYPE ska fungera som ett åtgärdsverktyg kan det behövas undersökas om man på lokal skala kan koppla modellen till en mer komplex biokemisk modell för att beskriva inomårsvariationen även i djupare, näringsfattiga sjöar. För beräkning på nationell skala är det inte aktuellt.
- Vidare kan förbättrade kopplingar mellan oorganiskt och organiskt kväve i form av primärproduktion och mineralisering behöva återinföras för ytterligare förbättringar av modellresultaten.

7 Källförteckning

- Alexander, R. B., Johnes, P. J., Boyer, E. W. och Smith, R. A., 2002, A comparison of models for estimating the riverine export of nitrogen from large watersheds. *Biogeochemistry* 57/58, 295-339.
- Alexandersson, H., 2003, Korrektion av nederbörd med enkel klimatologisk metodik, SMHI Meteorologi nr 111, Norrköping.
- Beaulac, M. N. och Reckhow, K. H., 1982, An examination of land use – nutrient export relationships. *Wat. Res. Bull.* 18: 1013–1024
- Brandt, M., Ejhed, H. och Rapp L., 2008, SMED på uppdrag av Näringsbelastningen på Östersjön och Västerhavet, 2006, Sveriges underlag till HELCOMs femte, Pollution Load Compilation, Rapport 5815.
- Eiola, K., Meier, H. E. M. och Almroth, E., 2009, On the dynamics of oxygen, phosphorus and cyanobacteria in the Baltic Sea, A model study
- Galloway, J. N., Levy, II H. och Kasibhatla, P. S., 1994, Year 2020: consequences of population growth and development on the deposition of oxidized nitrogen. *Ambio*. 23: 120–123
- Heathwaite, A.L., 1993, Nitrogen cycling in surface waters and lakes. in T Burt, AL Heathwaite & ST Trudgill (eds), *Nitrate: Processes, Patterns and Management*. John Wiley & Sons, Chichester, pp. 99-140.
- Howarth, R. W., Billen, G., Swaney, D., Townsend, A., Jaworski, N., Lajtha, K., Downing, J. A., Elmgren, R., Caraco, N., Jordan, T., Berendse, F., Freney, J., Kudeyarov, V., Murdoch, P. och Zhu Zhao-liang, 1996, Regional nitrogen budgets and riverine N & P fluxes for the drainages to the North Atlantic Ocean: natural and human influences. *Biogeochem.* 35: 75–139
- Jaworski, N. A., Groffman, P. M., Keller, A. A. och Prager, J. C., 1992, A watershed nitrogen and phosphorus balance: the Upper Potomac River basin. *Estuaries* 15: 83–95
- Johansson, B. och Chen, D., 2003, The influence of wind and topography on precipitation distribution in Sweden: Statistical analysis and modeling. *International Journal of Climatology* 23, 1523-1535.
- Johansson, B. och Chen, D., 2005, Estimation of areal precipitation for runoff modeling using wind data: a case study in Sweden. *Climate Research* 29, 53-61.
- Johansson, B., 2000, Areal precipitation and temperature in the Swedish mountains. An evaluation from a hydrological perspective, *Nordic Hydrology* 31, 2007-228.
- Lepistö, A., Kortelainen, P. och Mattsson, T., 2008, Increased organic C and N leaching in a Northern boreal river basin in Finland, *Global biogeochemical cycles*, vol 22.
- Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J., Strömqvist, J. och Arheimer, B., 2010, Development and testing of the HYPE water quality model for different spatial scales, *Hydrology Research* 41.3-4.
- Pers, C., 2002, Model description of BIOLA, a biogeochemical lake model, (including literature review of processes) SMHI-rapport 16.
- Persson, G., 2003, Nitrogen retention in lakes in Sweden; a review. *Miljöanalys Rapport* 2003:19

- Rastetter, E. B., King, A. W., Cosby, B. J., Hornberger, G. M., O'Neill, R.V. och Hobbie, J. E., 1992, Aggregating fine-scale ecological knowledge to model coarser-scale attributes of ecosystems. *Ecological Apps.* 2: 55–70
- Saunders, D.L. och Kalff, J., 2001, Nitrogen retention in wetlands, lakes and rivers, *Hydrobiologia* 443: 205–212.
- Stoddard, J. L., 1994, Long-Term Changes in Watershed Retention of Nitrogen, Its Causes and Aquatic Consequences. U.S.E.P.A.
- Strömqvist, J., Arheimer, B., Dahné, J., Donnelly, C. och Lindström, G., 2011, Water and nutrient predictions in ungauged basins – Set-up and evaluation of a model at the national scale. *Hydrological Sciences Journal*, 57:2, 229-247.
- Wetzel, R. G., 2001, *Limnology, Lake and River Ecosystem*, 3rd ed.

Övriga källor och Webb:

- Sourceforge, 2013, <http://sourceforge.net/projects/hype/files/>,
- Description of the HYPE model, HYPE version 4.3.0 2013, (<http://hype.sourceforge.net/>)
- European Environment Agency (EEA), 2009 (<http://www.eea.europa.eu/data-and-maps/data/corine-land-cover-2006-clc2006-100-m-version-12-2009>)
- Flodmynningsdata, SLU, <http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/flodmynningar/>
- 2000/60/EG. Ramdirektivet för vatten
<http://eur-lex.europa.eu/legal-content/EN/TXT/?uri=celex:32000L0060>
- SRK samt nationell övervakning, SLU,
<http://www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/sjoar-och-vattendrag/>