

Modellering av kväveavskiljningen under fyra år i en anlagd våtmark på Lilla Böslid, Halland.



Erika Tollebäck

2005
Centrum för Geobiosfärvetenskap
Naturgeografi och Ekosystemanalys
Lunds Universitet
Sölvegatan 12
223 62 Lund



Modellering av kväveavskiljningen under fyra år i en anlagd våtmark
på Lilla Böslid, Halland.

Erika Tollebäck, 2005
Magisteruppsats i Naturgeografi och ekosystemanalys

Handledare:
Stefan Weisner
Våtmarkscentrum, Högskolan i Halmstad

Institutionen för Naturgeografi och ekosystemanalys,
Lunds Universitet

Abstract

Political decisions have resulted in more focus on how to optimize wetlands natural ability to lower nitrogen fluxes in order to minimize the problem with eutrophication in costal areas. However there is no exact knowledge how to calculate the effectiveness of nitrogen removal in wetlands with natural water flow due to the many biochemical and hydrological processes that interact. In this study two mathematical models for nitrogen removal are evaluated, model A and model B. In both models wetlands are viewed as completely mixed batch reactors, where nitrogen removal is assumed to be area dependent. Model B is an attempt to compensate for that the volume of the wetland varies over time and that a certain concentration of nitrogen in each water batch remains in the wetland for an additional period of time. The evaluation shows that Model A constantly results in lower removal values than Model B. There is a problem how to handle the situation during extreme water discharge, since both models underestimate the nitrogen concentration in the outflow. Regardless of what model is chosen it is clear that frequent sampling during a longer time period is necessary in order to verify the chosen model. Also the hydraulic differences between different parts of the wetland should be considered when developing a more accurate nitrogen removal model. Removal rate coefficients were calculated according to Model A and Model B for a wetland in Lilla Böslid in the south western part of Halland, Sweden. The input data represented two time series: one short and intensive sampling period with nearly daily grab samples and one longer sampling period where the daily concentrations were calculated with linear interpolation. Longer sampling period represented the natural variations in water discharge and temperature in a more accurate manner. The magnitude of the removal rate coefficient varied due to the different models, where Model A resulted in lower coefficients than Model B. The different models were set up for a 4-year period (1999-2002) to calculate the absolute nitrogen removal from the wetland in Lilla Böslid. The yearly nitrogen removal differed strongly between years. High absolute nitrogen retention mainly occurred when the nitrogen loading was high, during spring and autumn.

Sammanfattning

Kvävebelastningen på sjöar och hav har ökat markant de senaste tiotal åren. Jordbruket står för ca 50 % av de svenska kväveutsläppen som människan bidrar till. En ökad kvävebelastning på haven kan leda till övergödning, vilket får en stor negativ effekt på vattenekosystemen. Ett sätt att minska övergödningens problematik är att öka vattnets uppehållstid i landskapet genom att anlägga nya eller restaurera gamla våtmarker i jordbruksintensiva områden som t ex. Halland och Skåne. I våtmarker sker det en naturlig omvandling av kvävet till ofarlig kvävgas, vilket minskar risken att kvävet i allt för stora mängder når haven. För att kunna anlägga en ny eller rekonstruera en gammal våtmark så att den blir så kostnadseffektiv som möjligt måste våtmarkens avskiljningskapacitet kunna predikteras. Med matematiska modeller kan en s.k. retentionshastighetskoefficient beräknas, ett värde som talar om hur mycket kväve som avskiljs i våtmarken under en viss tidsperiod i förhållande till rådande hydraulisk belastning, vattentemperatur och inkoncentration. En väl utvecklad modell ger en möjlighet att beräkna retentionens storlek, utifrån alternativa förutsättningar. Problemet med denna typ av modellering är att det är många faktorer som inverkar på avskiljningskapaciteten och att en del av dem varierar över tiden. Detta bidrar till att det är svårt att få fram en modell som både väger in de olika faktorernas betydelse och samtidigt innebär att kostnaderna för indata hålls på ett minimum.

I denna studie beräknas retentionshastighetskoefficienten fram för en anlagd våtmark på Lilla Böslid, Halland. Beräkningarna sker med två olika modeller, en tidigare publicerad, modell A samt en modell B, som är en vidareutveckling av den första modellen. Indata till modellerna är tagna under två olika tidsperioder, den ena (mars-maj, 2002) representerar en intensiv provtagningsperiod med i stort sett dagliga indata och den andra (mars-oktober, 2003) representerar en längre provtagningsperiod där mätdata är linjärinterpolerad för att erhålla dagliga kvävekoncentrationer in och ut. Det visade sig att retentionshastighetskoefficienten varierade stort, mellan $0,0034 \text{ m dygn}^{-1}\text{°C}^{-1}$ och $0,0113 \text{ m dygn}^{-1}\text{°C}^{-1}$ för totalkväve och mellan $0,0048 \text{ m dygn}^{-1}\text{°C}^{-1}$ och $0,018 \text{ m dygn}^{-1}\text{°C}^{-1}$ för nitratkväve, beroende på vilken modell och vilken indata som använts. Det går dock inte att avgöra vilket värde som är mest realistiskt. Vad som framgår är att det är av stor vikt att indata representerar både höga och låga vattenflöden samt att den visar kvävebelastningens variationer över året. Indata bör således representera en så lång tidsperiod som möjligt, företrädesvis ett år, för att retentionshastighetskoefficienten för den specifika våtmarken ska bli så representativ som möjligt.

Modell A uppvisade vid högflöden en bättre överrensstämmelse än modell B mellan utkoncentrationerna enligt modellen och observerade värden vilket är avgörande för att erhålla ett rimligt värde på årlig retention. Totalkväveretentionen under åren 1999-2002 varierade mellan ca 600 och 2 100 $\text{kg ha}^{-1}\text{år}^{-1}$ beräknat med modell A, k_a -värden kalibrerade med 2003 års data, samt dagliga inkoncentrationer beräknade från vattenflödet. Det kan konstateras att retentionen varierar stort år från år och att den största absoluta kväveretentionen, enligt modellerna, sker under vår och höst när belastningen från omgivande jordbruksmarker är som störst.

Förord

Detta examensarbete om 20p är den avslutande delen i utbildningsprogrammet Matematiskt-Naturvetenskapligt program (160p) vid Institutionen för Naturgeografi och Ekosystemanalys, Lunds Universitet. Godkänd examen ger författaren titeln Filosofie Magister i ämnet Naturgeografi. Arbetet är skrivet i samarbete med Våtmarkscentrum och Högskolan i Halmstad. Projektet har finansierats med anslag SV-215 från Stiftelsen Svensk Växtnäringsforskning till Stefan Weisner, Våtmarkscentrum, Högskolan i Halmstad.

Jag vill härmed framföra ett stort och varmt Tack till följande personer som alla har ställt upp med sina idéer, tid och material:

Stefan Weisner, Våtmarkscentrum, Högskolan i Halmstad, för handledning, råd, synpunkter och stöd genom hela arbetet.

Helena Holm för trevligt sällskap under alla timmarna ute i fält och i labbet.

Henrik Svengren, Jonas Svensson och Geraldine Thiere, Våtmarkscentrum, Högskolan i Halmstad, för provtagnings- och analyshjälp.

Lars Stibe, Länsstyrelsen i Hallands län, för information och tillgång till datamaterial.

Mats, Birgitta och Gun för provtagning och labbhjälp.

Till sist vill jag tacka Westerlundarna och Tollebäckarna, speciellt C, samt Marina och Tina för support och stöd under arbetets gång.

Erika Tollebäck

Innehållsförteckning

ABSTRACT	III
SAMMANFATTNING	IV
FÖRORD	V
1. INLEDNING	1
1.1 BAKGRUND	1
1.2 KVÄVECYKELN	2
1.3 BESTÄMNING AV KVÄVERETENTION I VÅTMARK.....	3
1.4 SYFTE.....	6
2. OMRÅDESBESKRIVNING	6
2.1 LILLA BÖSLID	6
2.2. AVRINNINGSSOMRÅDET.....	6
3. RETENTIONSMODELLER	7
3.1 MODELL A	7
3.2 MODELL B.....	9
4. MATERIAL OCH METOD	9
4.1 DATAINSAMLING.....	9
4.2 BERÄKNING AV RETENTIONS- OCH MODELLERINGSDATA.....	10
4.3 BERÄKNING AV RETENTIONSFASTHETS-KOEFFICIENTEN PÅ LILLA BÖSLID.....	11
4.4 MODELLERING PERIODEN 1999-2002.....	12
5. RESULTAT	12
5.1 SAMBAND MELLAN FLÖDESHASTIGHET OCH TOTALKVÄVEKONCENTRATION IN	12
5.2 PROVTAGNINGSPERIOD 20 MARS TILL OCH MED 6 MAJ, 2002	13
5.3 PROVTAGNINGSPERIOD 20 MARS TILL OCH MED 22 OKTOBER, 2003	14
5.4 RETENTIONSFASTHETS-KOEFFICIENTER FÖR LILLA BÖSLID.....	16
5.5 RETENTION 1999-2002.....	18
6. DISKUSSION OCH SLUTSATS	24
6.1 RETENTIONSFASTHETS-KOEFFICIENTEN.....	24
6.2 MODELLERNA	25
6.3 RETENTION: ÅRS- OCH SÄSONGSVARIATIONER.....	26
REFERENSER	27
APPENDIX	29
BILAGA 1 REGRESSIONSDIAGRAM FÖR RESPEKTIVE K-VÄRDE OCH VATTENTEMPERATUR	29
BILAGA 2 ÅRLIGA ABSOLUTA RETENTIONEN I LILLA BÖSLID	33
BILAGA 3 MÅNADSVIS ABSOLUT RETENTION FÖR PERIODEN 1999-2002.....	34
BILAGA 4 TIDIGARE EXAMENSARBETEN PÅ INSTITUTIONEN FÖR NATURGEOGRAFI OCH EKOSYSTEMANALYS .	37

1. Inledning

1.1 Bakgrund

De senaste decennierna har det skett en markant ökning av kvävebelastningen på sjöar och hav (Joelsson et al., 2002; Fleischer et al., 1991). Jordbruket bidrar med ca 50 % (38 700 ton/år) av de svenska antropogena kväveutsläppen och störst är kväveläckagen i jordbruksintensiva områden i Halland och Skåne (Naturvårdsverket, 2003). Då jordarterna och årsmedelnederbörden i dessa områden främjar en snabb transport av kväve till havet är områdena känsliga för en ökad kvävebelastning (Bennet, 2000). Studier av Arheimer & Brandt (1998), utförda i södra Sverige, visar att ca 45 % av kvävet reduceras årligen under sin transport från källan till havet. En ökad kvävebelastning på havet kan leda till eutrofiering¹, vilken kan få förödande konsekvenser för vattenekosystemen.

Under Helsingforskonventionen (HELCOM) beslutades att Sverige och andra länder runt Östersjön och Västerhavet skulle reducera kvävebelastningen med 50 % mellan 1985 och 1995. Detta mål uppnåddes inte under utsatt tidsperiod (Naturvårdsverket, 1997) och därför fastställdes i regeringens proposition 1997/98:145 ytterligare delmål för att kunna nå miljökvalitetsmålet: Ingen övergödning. Det nya målet innebär att de svenska vattenburna utsläppen av kväve från antropogen verksamhet till haven söder om Ålands hav ska, senast år 2010, ha minskats med minst 30 % (ca 16 000 ton) av 1995 års nivåer till 38 000 ton. En av åtgärderna är att anlägga 12 000 ha våtmarker, vilket, enligt Wittgren & Arheimer (2002), skulle kunna minska kväveläckagen med ca 2 000 ton/år. Andra åtgärder är bl. a skärpta krav på de större reningsverken samt åtgärdsprogram mot växtnäringsförluster inom jordbruket (Naturvårdsverket, 1997).

Havets känslighet för eutrofiering varierar beroende på dess djup, salinitet, vattenomsättning samt halten av näringsämnen. Laholmsbukten, som har ett tillflöde av saltvatten från Nordsjön och bräckt vatten från Östersjön, är naturligt mycket känslig för eutrofiering, eftersom dess skiftande salinitet lätt bidrar till en haloklin som förhindrar omblandning av syre i vattenmassorna. En ökning av kvävebelastningen resulterar i en tillväxt av planktonproduktionen i ytvattnet. När dessa plankton sedan dör och sjunker mot botten åtgår det syre under nedbrytningsprocessen, vilket kan bidra till låga syrehalter eller syrebrist under haloklinen. Vid låga syrehalter sker en reduktion eller utslagning av bottendjur och fiskar och vid kraftig syrebrist bildas det giftigt svavelväte i bottensediment, vilket resulterar i bl. a fiskdöd (Bernes, 2003; Brandt & Gröndahl, 2000).

Enligt VASTRA (Vattenstrategiska forskningsprogrammet), 2002 definieras våtmark (Tonderski et al., 2002):

”Våtmark är sådan mark där vatten under en stor del av året, eller hela året, finns nära, under, i eller strax över markytan samt vegetationstäckta vattenområden och vatten med vegetationsfria ytor, ner till två meters djup.”

I våtmarker sker en naturlig omvandling av kväve som är löst i vatten till ofarlig kvävgas. Således är våtmarker en effektiv metod för att minska kvävetransporten till havet (Kadlec & Knight, 1996). Kväveretentionens² storlek i en våtmark är relaterad till bland annat de hydrologiska förutsättningarna som råder i landskapet. Detta innebär att ju längre uppehållstid

¹ övergödning

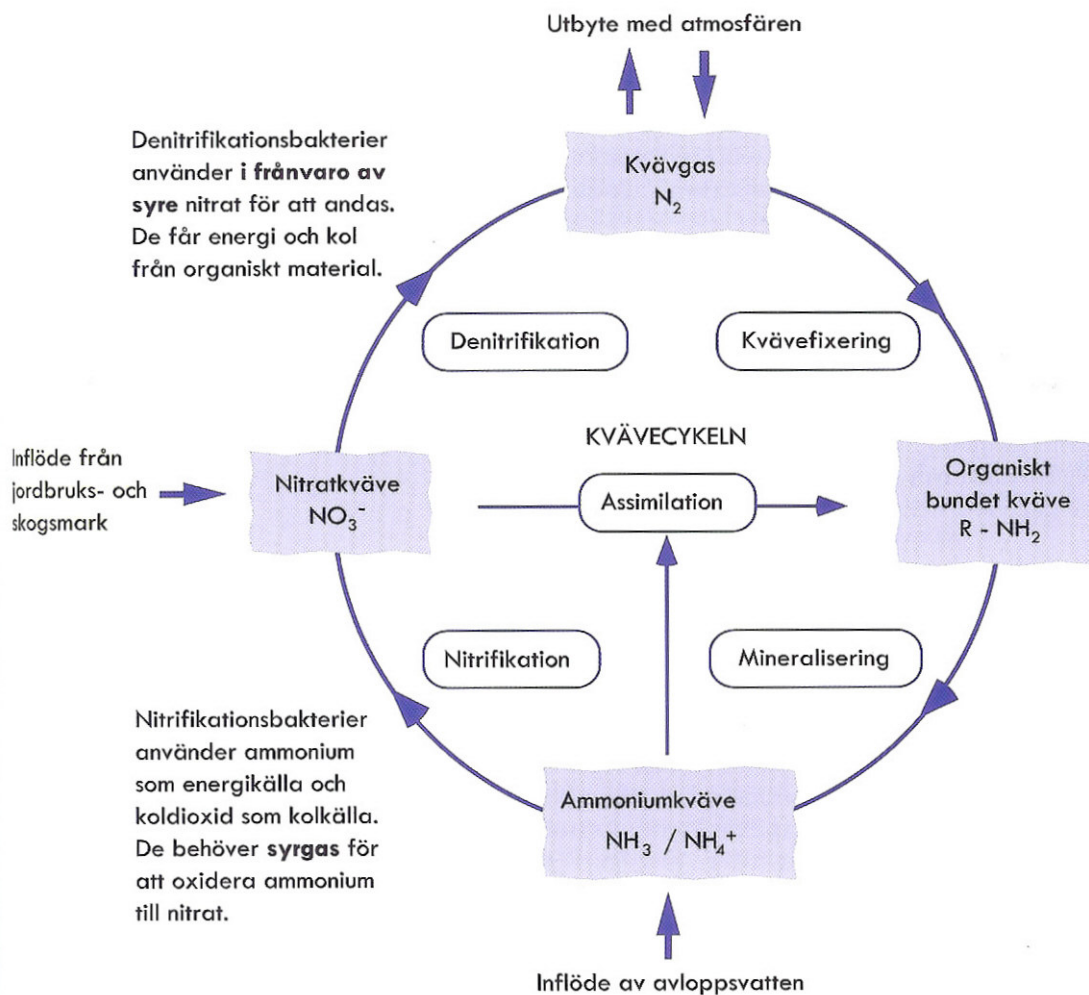
² avskiljningen av kväve i genomflödande vatten

vattnet har i landskapet, innan det når havet, desto större kväveretention kan förväntas (Koskiaho *et al.*, 2003).

Under jordbrukets strukturella utveckling dikades, kanaliserades och ersattes naturliga våtmarker med jordbruksmark. Det resulterade i en snabbare transport av vattnet från källan till havet och därav sämre möjlighet för kväveretention. Idag anses restaurering av gamla och anläggning av nya våtmarker vara ett kostnadseffektivt sätt att förhindra denna snabba transport och öka kväveretentionen (Arheimer & Wittgren, 2002; Kadlec & Knight, 1996; Reddy *et al.*, 1989).

1.2 Kvävecykeln

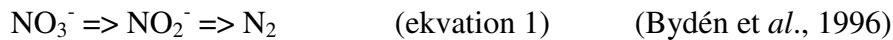
Den biogeokemiska kvävecykeln (figur 1) är komplex och består av olika processer vilka påverkas av yttre omständigheter som t ex näringskoncentration, syrehalt och temperatur (Kadlec & Knight, 1996).



Figur 1 Kvävets akvatiska kretslopp (Tonderski *et al.*, 2002).

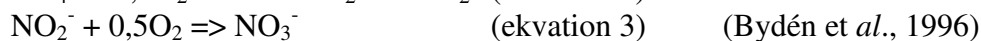
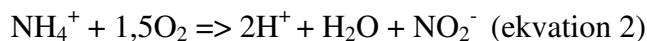
I områden som tillförs höga halter externt nitratkväve, t ex våtmarker i jordbruksintensiva områden, omvandlas vanligtvis nitratet direkt till kvävgas (N_2) genom en s.k. okopplad heterotrof denitrifikation (Tonderski *et al.*, 2002). Den heterotrofa denitrifikationen är en energikrävande reduktionsprocess som sker under anaeroba förhållanden, där bakterier bryter

ned och oxiderar det organiska materialet till bland annat koldioxid och vatten. Vid oxidationen frigörs elektroner som, vid fullständig denitrifikation, adderas till nitrat/nitrit (NO_2^-) och bildar kvävgas (ekvation 1). Kvävgasen löses sedan i vattnet och diffunderar i atmosfären (Tonderski et al., 2002; Bydén et al., 1996; Kadlec & Knight, 1996).



I områden med låg nitratbelastning sker oftast en s.k. kopplad nitrifikation-denitrifikation i våtmarken (Tonderski et al., 2002). Det innebär att när nitraten når våtmarken assimileras nitratkvävet av organismer t ex alger eller växter i ett ekosystem, dvs. det blir organiskt bundet kväve då det omvandlas i cellerna och byggs in i organismernas aminosyror och proteiner. När det organiska materialet dör sker det en mikrobiologisk nedbrytning, en mineralisering, där det bundna kvävet frigörs och det bildas ammonium dvs. det sker en ammonifikation. Denna process, som alstrar energi, sker fortare under aeroba förhållanden (Tonderski et al., 2002; Bydén et al., 1996).

Fritt ammonium kan assimileras av organismer eller också sker det en nitrifikation, dvs. ammoniumet oxideras i två steg under aeroba förhållanden och i närvaro av de autotrofa bakterierna *Nitrosomonas* och *Nitrobakter*. I första steget bildas nitrit (ekvation 2) och därefter bildas nitrat (ekvation 3).



Den energi som alstras i de båda processerna används av bakteriernas cellsyntes. Vid bristfällig syretillgång sker ofullständig nitrifikation och slutprodukterna blir nitrit eller lustgas (N_2O). Det bildade nitratkvävet omvandlas sedan genom den heterogena denitrifikationen till kvävgas och diffunderar i atmosfären (Tonderski et al., 2002; Bydén et al., 1996; Kadlec & Knight, 1996). Den kopplade nitrifikation-denitrifikationen är mycket långsammare än den okopplade denitrifikationen och därför är mängden nitratkvävet i totalkvävet som når våtmarken av stor betydelse för kväveretentionens storlek.

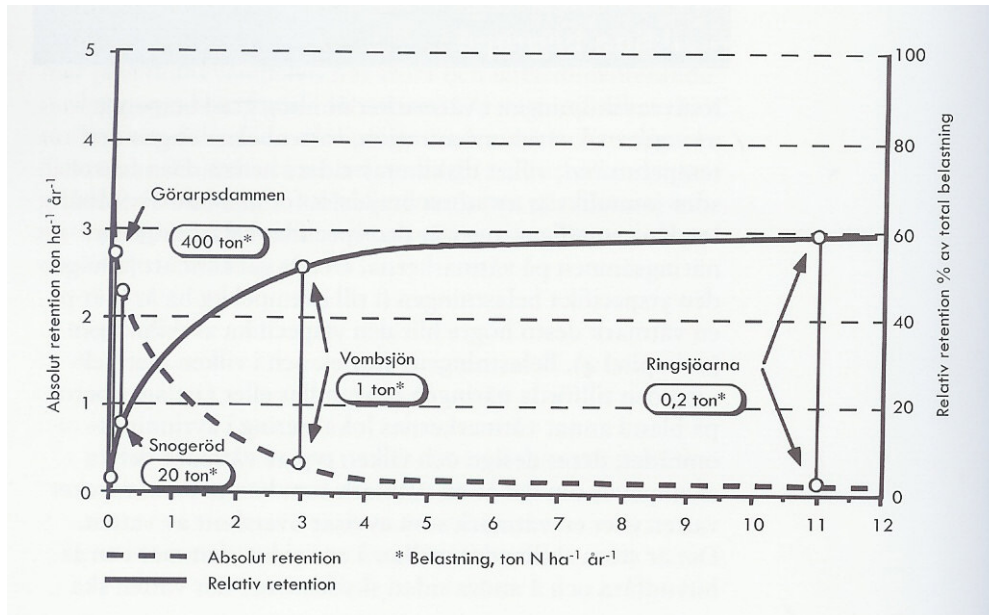
Kvävefixering är en biologisk process där diffunderad kvävgas från atmosfären tillförs biosfären, genom att reduceras till ammonium av autotrofa och heterotrofa bakterier (Tonderski et al., 2002; Bydén et al., 1996; Kadlec & Knight, 1996).

1.3 Bestämning av kväveretention i våtmark

Sjöar och våtmarker är effektiva kvävefällor (Koskiaho et al., 2003; Arheimer & Wittgren, 2002; Fleischer et al., 1991), men deras individuella samt årliga retentionseffektivitet i jordbrukslandskapet varierar stort. De individuella variationerna beror på våtmarkernas heterogena egenskaper, t ex dess morfologi, klimatologi, hydrologi, ålder, placering i landskapet eller vegetationssammansättning. De årliga variationerna beror bland annat på de stora variationerna i vattenflödet mellan olika år samt att de metaboliska processerna, t ex denitrifikationen, är temperaturberoende och gynnas av högre temperaturer (Holm, 2003; Arheimer & Wittgren, 2002; Braskerud, 2002).

Kväveretentionen i en våtmark kan uttryckas som relativ respektive absolut kväveretention. Relativ retention är den procentuella avskiljningen som sker i våtmarken, det vill säga den mängd kväve som avskiljs i förhållande till kvävebelastningen. Absolut retention innebär den reella mängden kväve, t ex $\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$, som avskiljs i våtmarken (Tonderski et al., 2002).

Relativ retention är arealberoende och ökar i förhållande till vattenspegelns area, som är beroende på hur våtmarkens utflöde kan anpassas i förhållande till belastningen (Braskerud, 2002; Kadlec & Knight, 1996). Vid högflöden och vid högre kvävebelastning ökar den absoluta retentionen i våtmarken (Braskerud, 2002; Fleischer *et al.*, 1991). Således innebär inte en hög relativ retention nödvändigtvis en hög absolut retention och vice versa (figur 2).



Figur 2. Exempel på relationen mellan absolut retention och relativ retention i fyra dammar och sjöar i Skåne ([efter K. Holmström, Ekologgruppen, Landskrona] Tonderski *et al.*, 2002).

Då den största kvävetransporten från jordbruksmarker sker under sen höst och tidig vår, när den mikrobiologiska aktiviteten är begränsad, utnyttjas inte våtmarkernas retentionskapacitet maximalt. Således sker endast en liten del av den totala kvävebelastningen när förhållandet för retention är optimal (Koskiaho *et al.*, 2003; Arheimer & Wittgren, 2002; Braskerud, 2002; Bergström, 1991). Studier av Arheimer och Wittgren (1994 & 2002) utförda på svenska sydvästkusten visar att det krävs relativt stora våtmarker³ samt att de är placerade där sommaravrinningen utgör en betydande del av den årliga avrinningen för en högre effektivitet. För att öka den absoluta kväveretentionen ska våtmarken anläggas där belastningen är som störst (Arheimer & Wittgren, 2002; Koskiaho, 2003).

Det är svårt att uppskatta och beräkna en våtmarks retentionskapacitet eftersom det är många biokemiska och hydrologiska processer som interagerar. Dessutom leder svårigheterna i att ta fram tillförlitliga retentionsdata till stor osäkerhet i retentionsberäkningarna. Eftersom det är ekonomiskt ohållbart att ta dagliga prover, linjärinterpoleras vanligtvis retentionsdata. Braskerud (2002) påpekar risken för att manuella och icke frekventa provtagningar kan, vid kraftig nederbörd med högflöden, leda till en underskattning, dels av kvävetransporten och dels av kvävetillskottet från jorderosion av omgivande jordbruksmarker. Olsson & Nilsson (2002) påvisar skillnaden mellan retentionsresultat som baserats på dagliga provtagningar och tre fall som baserats på fyra olika provtagningstillfällen och därefter linjärinterpolerats. Retentionsresultaten av de interpolerade retentionsdatan varierade mellan att vara 0,5 gånger mindre till 4 gånger större än resultatet baserat på dagliga provtagningar. Den stora variationen beror på huruvida en eller flera provtagningar togs i samband med ett högflöde. På

³ Vattnets uppehållstid i våtmarken bör överstiga två dygn.

så vis kan en linjärinterpolation ge ett missvisande resultat om flödestoppar eller tillfällen med väldigt låga flöden ingår i beräkningarna.

Det finns matematiska modeller som kan beräkna retentionseffektiviteten, men under statiska förhållanden som t ex en kontinuerligt omrörd tankreaktor eller en pluggflödesreaktor (Kadlec & Knight, 1996). Används modellerna istället under icke statiska förhållanden blir osäkerheten i resultatet stort (Persson, 1998). Modellerna bygger på att det finns en känd retentionshastighetskoefficient, ett temperaturberoende k-värde som är areal- eller volymbaserat. Eftersom denitrifikationen till stor del sker på ytor och inte i den fria vattenvolymen redogörs i denna studie endast för arealbaserat k-värde. Med kunskap om en våtmarks temperaturberoende k-värde i kombination med känd kvävekonzentration kan retentionshastigheten i en viss punkt i en våtmark under en bestämd tidsperiod (här dygn) beräknas (ekvation 4).

$$J = k * C \quad (\text{ekvation 4}) \text{ (Kadlec \& Knight, 1996)}^4$$

J = retentionshastighet ($\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$), k = arealbaserad och temperaturberoende retentionshastighetskoefficient (m/dygn), C = koncentration (g/m^3).

Retentionsmodellernas syfte är att, med den kända retentionshastighetskoefficienten samt ingående variabler, t ex flöde, area och dagliga inkonzentrationer, beräkna fram dagliga utkonzentrationer (C_{ut}). Utkonzentrationerna ska sedan användas tillsammans med befintlig indata, såsom dagliga inkonzentrationer, för att t ex beräkna den absoluta retentionen under en viss period.

Ett av problemen som uppstår när modellerna används vid naturliga och starkt varierande vattenflöden är att den varierande flödes hastigheten bidrar till att vattensatserna får olika lång uppehållstid i våtmarken (Kadlec & Knight, 1996). Arheimer och Wittgren (2002) använder en modell som behandlar våtmarken som en arealberoende fullständigt omblandad satsreaktor. Modellen bygger på att kväveretentionen är arealberoende och en indelning i vattensatser som behandlas separat för varje tidsperiod. Detta innebär att den behandlar den aktuella dagens in- och utkonzentrationer samt den mängd kväve som inte avskiljdes eller transporterades från våtmarken under föregående dag. Det visade sig att retentionsresultatet av undersökningen, beroende på om det var modellerat eller linjärinterpolerat, skiljde sig åt (tabell 1) och skillnaden var störst då det var hög belastning och kort uppehållstid.

Tabell 1. Linjärinterpolerad totalkväveretention samt retention baserat på dels för Lilla Böslid kalibrerade k_a -värde dels för k_a -värde baserat på samtidig kalibrering av sex våtmarker i Halland och Skåne (Arheimer & Wittgren, 2002). Tabellen visar att olika beräkningsmetoder ger skilda resultat.

Lilla Böslid totalkväve	linjär-interpolation	Individuell kalibrering	samtidig kalibrering
k_a ($\text{m dygn}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$)		0,0058	0,0023
r^2		0,92	0,86
retention ($\text{kg ha}^{-1} \text{ } \text{år}^{-1}$)	-907	812	403

⁴ Förenkling av Kadlec & Knights (1996) ekvation: $J = k * (C - C^*)$, där C^* = bakgrundskoncentration (g/m^3). Här har C^* uteslutits för att dess koncentration antagits vara försumbar.

Vilken av beräkningsmetoderna som gav det mest realistiska retentionsresultatet går inte att avgöra, men det påvisar att det finns en stor osäkerhet i hur högflöden påverkar kväveretentionen i en våtmark och att den vid kort uppehållstid kan fungera som kvävekälla istället för kvävefälla. Detta bidrar till stor osäkerhet i hur våtmarkerna ska utformas för hög retentionseffektivitet och det medför svårigheter i att anlägga nya samt restaurera gamla våtmarker så att de bidrar till optimal retention och samtidigt är kostnadseffektiva. Således finns det utrymme för att förbättra underlaget för indata samt de befintliga modellerna.

1.4 Syfte

- Jämföra befintlig samt modifierad retentionsmodell.
- Jämföra de framtagna retentionshastighetskoefficienterna, beroende på använd modell.
- Beräkna års- och säsongsvariationer av totalkväveretentionen, baserat på två olika beräkningsmetoder för dagliga inkoncentrationer, i den anlagda våtmarken på Lilla Böslid, Halland, för perioden 1999-2002.
- Beräkna års- och säsongsvariationer av nitratkväve, i den anlagda våtmarken på Lilla Böslid, Halland, för perioden 1999-2002.

2. Områdesbeskrivning

2.1 Lilla Böslid

Våtmarken på Lilla Böslid ligger ca 10 km söder om Halmstad i Hallands län (figur 3). Ursprungligen utgjordes området av två mägergravar vid Hushållningssällskapet i Hallands gård. 1991 dämades de upp och grävdes samman till två dammar, i syfte att öka kväveretentionen. För att minska risken för översvämningar av omgivande jordbruksmarker byggdes dammarna i två plan med en nivåskillnad på ca 0,5 meter (Fleischer *et al.*, 1994). Mellan de båda dammarna byggdes ett stensatt fall för att öka syresättningen av vattnet (Wennberg, 1991). Våtmarkens sammanlagda area, inklusive fyra vegetationsklädda öar, är ca 0,47 ha, vattenspegeln är ca 0,41 ha. Medeldjupet är ca 0,9 meter, men varierar från grunda partier på ett fåtal cm till ca två meters djup (Fleischer *et al.*, 1994).

2.2. Avrinningsområdet

Dammarna, som ligger i anslutning till Gullbrannabäcken vilken mynnar ut i Laholmsbukten, erhåller vatten från ett avrinningsområde på ca 650 ha (Stibe, 1997). Berggrunden i området består av urberg och gnejs med ett överliggande lager som domineras av permeabla sandiga och grovkorniga jordarter, såsom grus och morän, med inslag av lera (Joelsson & Kyllmar, 2002; Stibe, 1997). Markanvändningen består till ca 93 % av jordbruksmark, i huvudsak spannmål (Joelsson *et al.*, 2002) (figur 4) och övrig mark utgörs av bebyggelse och trafikleder (Stibe, 1997).



Figur 3. Placering av våtmarken (■) vid Lilla Böslid i Hallands län.

Medelnederbörden respektive medelavdunstningen i avrinningsområdet är enligt SMHI mätstation i Genevad, 5 km SO om Lilla Böslid, ca 770 mm/år respektive 500 mm/år, men med stora variationer från år till år. Kvävedepositionen är uppskattningsvis $14 \text{ kg N ha}^{-1} \text{ år}^{-1}$ (Hallgren Larsson, 2002). Detta innebär att medelnederbörden samt medelavdunstningen i våtmarken på Lilla Böslid är ca $8,7 \text{ m}^3/\text{dygn}$ respektive ca $5,6 \text{ m}^3/\text{dygn}$, vilket kan jämföras med våtmarkens totala volym som är ca $4\,180 \text{ m}^3$. Kvävedepositionen i våtmarken uppgår till ca $0,022 \text{ kg}/\text{dygn}$, vilket kan jämföras med en genomsnittlig daglig belastning på ca $39 \text{ kg}/\text{dygn}$ (under perioden 1999 till och med 2002).



Figur 4. Det inringade området utgör i stora drag avrinningsområdet för våtmarken i Lilla Böslid, i anslutning till Gullbrännabäcken. Markanvändningen i området domineras av jordbruksmark (gult) (Ekonomiska kartan, 2004 [reviderad]).

Ca 85 % av bäcksystemet är idag kulverterat (Hushållningssällskapet, 2003), varav merparten av kulverteringen utfördes mellan 1939 och 1960. De öppna delarna av bäcken minskades genom kulverteringen med ca 36 %, från ca 5 km till ca 3,2 km (Wennberg, 1991).

3. Retentionsmodeller

3.1 Modell A

Nedan beskrivs modell A samt dess uppbyggnad, en reviderad version av Arheimer och Wittgrens modell, 2002 (Wittgren *et al.*, 2002), som bygger på en fullständigt omblandad⁵ satsreaktor samt är arealberoende.

Massbalansen för en satsreaktor (ekvation 5) ligger till grund för modell A.

$$-J \cdot A \cdot \Delta t = \Delta C \cdot V \quad (\text{ekvation 5})$$

J = retentionshastighet ($\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$), A = våtmarkens area (m^2), Δt = tidssteg (dygn), ΔC = förändring av koncentration (g/m^3), V = våtmarkens volym (m^3).

Med en kombination av massbalansen (ekvation 5) och retentionshastigheten (ekvation 4) samt integrering mellan initial- och sluttillstånden kan kvävekoncentrationen ut (C_{ut})

⁵ Utgår från att ämneskoncentrationen är den samma i hela reaktorn.

beräknas enligt ekvation 6. Ekvationen bygger på att varje vattensats hanteras separat för varje tidsperiod.

$$C_{ut} = C_{start} \cdot \exp\left(\frac{-k \cdot A \cdot \Delta t}{V}\right) \quad (\text{ekvation 6})$$

C_{ut} = kvävekoncentration ut (g/m^3), C_{start} = kvävekoncentration vid tidsperiodens början (g/m^3), k = arealbaserad och temperaturberoende retentionshastighetskoefficient (m/dygn), A = våtmarkens area (m^2), Δt = tidssteg (dygn), V = våtmarkens volym (m^3).

I modell A, som är en utveckling av ekvation 6, beräknas den koncentration som finns i våtmarken när en tidsperiod börjar, baserat på pågående tidsperiods inkoncentration, inklusive det som finns kvar i våtmarken från förgående tidsperiod - detta genom att utbytet av vattensatserna efter varje tidsperiod behandlas separat (ekvation 7). Vid tillfällen när flödesvolymen överstiger våtmarkens volym, det vill säga när uppehållstiden är kortare än ett dygn används ekvation 7.1, dvs. koncentrationen vid tidsperiodens början antas vara den samma som kvävekoncentrationen in. I Arheimer och Wittgrens ursprungliga modell⁶ är kvävedeposition en ingående variabel. Efter vad som framgår i kapitel 2.2 antas kvävedepositionens effekt på resultatet i den här studien vara försumbart och har således uteslutits i den reviderade modellen.

$$C_{start,n} = \frac{C_{ut,n-1}(V - Q_{ut,n-1}) + C_{in,n} \cdot Q_{in,n}}{V} \quad (\text{ekvation 7})$$

$$V < Q_{in,n} \Rightarrow C_{start} = \frac{C_{in,n} \cdot Q_{in,n}}{Q_{in,n}} \quad (\text{ekvation 7.1})$$

C_{start} = kvävekoncentration vid tidsperiodens början (g/m^3), C_{in} = kvävekoncentration in (g/m^3), Q = vattenflöde (m^3/dygn), V = våtmarkens volym (m^3), C_{ut} = kvävekoncentration ut (g/m^3), n = aktuell dags värde, $n-1$ = gårdagens värde.

Det arealbaserade k -värdets temperaturberoende visas i ekvation 8, där k_a -värdet är specifikt för varje våtmark och k -värdet varierar dagligen beroende på våtmarkens vattentemperatur.

$$k = k_a \cdot T_n \quad (\text{ekvation 8})$$

k = arealbaserad och temperaturberoende retentionshastighetskoefficient (m/dygn), k_a = arealbaserad retentionshastighetskoefficient ($\text{m dygn}^{-1} \text{ } ^\circ\text{C}^{-1}$), T = vattentemperatur ($^\circ\text{C}$) n = aktuell dags värde.

Med de i ekvation 7 och ekvation 7.1 framräknade dagliga C_{start} -koncentrationerna och ett för våtmarken specifikt temperaturberoende k -värde samt vetskap om våtmarkens area och

$$^6 C_{start,n} = \frac{C_{ut,n-1}(V - Q_{ut,n-1}) + C_{in,n} \cdot Q_{in,n} + J_{atm} \cdot A}{V}$$

J_{atm} = kvävedeposition ($\text{g m}^{-2} \text{ dygn}^{-1}$), A = våtmarkens area (m^2)

volym kan slutligen de dagliga utkoncentrationerna modelleras fram enligt ekvation 9, en omskrivning av ekvation 6.

$$C_{ut} = C_{start} \cdot e^{-k\left(\frac{A}{V}\right)} \quad (\text{ekvation 9})$$

C_{ut} = kvävekoncentration ut (g/m^3), C_{start} = kvävekoncentration vid tidsperiodens början (g/m^3), k = arealbaserad och temperaturbaserad retentionshastighetskoefficient (m/dygn), A = våtmarkens area (m^2), V = våtmarkens volym (m^3).

3.2 Modell B

I modell B (opublicerad Weisner, 2003,) betraktas våtmarken i likhet med i modell A som en fullständigt omblandad satsreaktor. Till skillnad från modell A eftersträvas att ytterligare en tidsperiod ska ingå i beräkningarna, eftersom en viss kvävekoncentration från varje vattensats antas vara kvar i våtmarken ytterligare en tidsperiod, därtill antas inte våtmarkens volym vara konstant utan den antas variera beroende på det dagliga inflödet (ekvation 10). När föregående dygns flödesvolym överstiger våtmarkens volym används i stället våtmarkens volym (ekvation 10.1). Dagligt k -värde och utkoncentration beräknas sedan fram enligt ekvation 8 och ekvation 9.

$$C_{start} = \frac{C_{in,n-1} \cdot Q_{n-1} + C_{ut,n-1}(V - Q_{n-1}) + C_{in,n} \cdot Q_n}{V + Q_n} \quad (\text{ekvation 10})$$

$$Q_{n-1} > V \Rightarrow Q_{n-1} = V \quad (\text{ekvation 10.1})$$

C_{start} = kvävekoncentration vid tidsperiodens början (g/m^3), C_{in} = kvävekoncentration in (g/m^3), Q = vattenflöde (m^3/dygn), V = våtmarkens volym (m^3), C_{ut} = kvävekoncentration ut (g/m^3), n = dagens värde, $n-1$ = gårdagens värde.

4. Material och metod

4.1 Datainsamling

Under perioden 20 mars till och med 21 oktober, 2003, togs vid 62 tillfällen prover i våtmarken på Lilla Böslid. Varje provtagningstillfälle inkluderade två vattenprover samt uppmätning av vattentemperaturen i in- respektive utflödet. Tidsperioden mellan provtagningstillfällena varierade från en gång i veckan till dagliga provtagningar under vissa perioder. Dessa provresultat användes sedan som grund för att beräkna fram det k_a -värde, specifikt för denna våtmark, som skulle användas som indata i modell A och modell B.

Ett av de två vattenproverna filtrerades, innan det frystes, för senare analys av nitratkväve och ammoniumkväve. Det andra vattenprovet frystes direkt i väntan på analys. Inför analysen tinades proverna upp till rumstemperatur och de ofiltrerade proverna autoklaverades för att lösa totalkväve. Proverna späddes sedan ut och analyserades med FIAStar5000 Foss Tecator Analysator. Totalkväve analyserades enligt standard AN5202-SE, nitrat- och nitritkväve enligt standard AN5201-SE och ammoniumkväve enligt standard AN5220-SE.

Ammoniumkvävet uppgick i genomsnitt endast till ca 0,3 % av totalkvävet och utslöts från denna studie pga. av dess låga koncentrationer.

Avvikande värden som berodde på uppenbara analysfel togs bort, t ex värden som tydligt avvek, både i förhållande till de föregående värdena samt de påföljande värdena eller avvek stort från vad som är realistiskt i förhållande till motsvarande in- respektive utdata. För alla borttagna värden samt vid avsaknad av in- eller utdata vid ett specifikt provtagningstillfälle togs motsvarande in- respektive utdata bort. Detta för att in- och utkoncentrationerna skulle behandlas lika vid kommande beräkningar.

Sedan 1991 tas, vid våtmarkens utflöde, regelbundna flödesmätningar som beräknas av SMHI. Eftersom inflödet inte mäts och beräknas, antas det i denna studie vara samma som utflödet. De kvävekoncentrationer som förekommer i framtagandet av samband mellan flöde och kvävekoncentration under perioden 13 november, 1991 till och med 22 september, 2003 (se 4.2) samt de som används i modelleringen av kväveretentionen under 1999 till och med 2002 (se 4.4) är tagna (ca 3 ggr/månad) i Gullbrannabäcken före våtmarken på Lilla Böslid av Länsstyrelsen i Halland. Även vattentemperaturer som används i modelleringen av kväveretentionen (se 4.4) är tagna av Länsstyrelsen i Halland, men då vattentemperaturen på Lilla Böslid inte uppmättes i samband med provtagningarna under perioden 1999-2002 används i denna studie närliggande Genevadsåns vattentemperaturer. Analysdata samt vattentemperatur från perioden 20 mars till och med 30 april, 2002, som används för att beräkna retentionshastighetskoefficienten (k_a -värdet) (se 4.3), är hämtade från Olsson & Nilsson (2002).

4.2 Beräkning av retentions- och modelleringsdata

För att erhålla dagliga koncentrationer, som skulle användas i framtagandet av k_a -värden linjärinterpolerades in- och utkoncentrationerna mellan provtagningstillfällena för 2002- respektive 2003-års data för både totalkväve och nitratkväve.

Dagliga inkoncentrationer under perioden 1999-2002, som skulle användas i modelleringen av våtmarken på Lilla Böslid, beräknades med två olika metoder:

- dels linjärinterpolerades koncentrationerna, tagna av Länsstyrelsen i Halland i Gullbrannabäcken, mellan provtagningstillfällena för både totalkväve och nitratkväve,
- dels beräknades dagliga inkoncentrationer för totalkväve fram med hjälp av sambandet mellan flödes hastighet och totalkvävekoncentrationen i Gullbrannabäcken före våtmarken, här benämnt flödesbaserad indata. Data från 387 provtagningstillfällen, tagna av Länsstyrelsen i Halland, under perioden 13 november, 1991 till och med 22 september, 2003 användes för att ta fram sambandet.

För provtagningsperioderna 2002 och 2003 linjärinterpolerades medeltemperaturen av in- och utflödet i våtmarken på Lilla Böslid för dagliga temperaturer. För perioden 1999-2002 linjärinterpolerades närliggande Genevadsåns vattentemperatur för dagliga temperaturdata.

4.3 Beräkning av retentionshastighetskoefficienten på Lilla Böslid

Dagliga C_{start} -koncentrationer beräknades fram enligt modell A (ekvation 7 och ekvation 7.1) och modell B (ekvation 10 och ekvation 10.1) för 2002 respektive 2003 års mätdata. C_{start} -koncentrationerna användes sedan som indata tillsammans med de linjärinterpolerade utkoncentrationerna i ekvation 11, en omskrivning av ekvation 9, för att beräkna den arealbaserade och temperaturberoende retentionshastighetskoefficienten vid ett specifikt tillfälle (här dygn).

$$k = -\left(\frac{V}{A}\right) \cdot \ln\left(\frac{C_{ut}}{C_{start}}\right) \quad (\text{ekvation 11})$$

C_{start} = koncentration vid tidsperiodens början (g/m^3), V = våtmarkens volym (m^3), A = våtmarkens area (m^2), C_{ut} = kvävekoncentration ut (g/m^3), k = arealbaserad och temperaturberoende retentionshastighetskoefficient (m/dygn).

De av k -värdena som grundades på verkliga provtagningstillfällena rangordnades och för att underlätta jämförelse av modelleringsresultaten användes endast k -värden inom ett visst intervall, för totalkväve -0.15 - 0.30 och för nitratkväve -0.05 - 0.30. Extremvärdena uteslöts och för att bevara medianen togs konsekvent lika många positiva som negativa värden bort. De resterande k -värdena korrelerades med respektive dygns vattentemperatur och en linjär ekvation tvingad från noll (ett k_a -värde) erhöles. De med regressionsmodellerna erhållna k_a -värden, för 2002 respektive 2003 års indata, är specifika för denna våtmark. En determinationskoefficient, r^2 , beräknades även fram för respektive regressionsmodell. De regressionsmodellerade k_a -värdena användes enligt ekvation 8 för att beräkna fram det dagliga temperaturberoende k -värde som skulle ingå i modelleringen för perioden 1999 till och med 2002.

En kalibrering av k_a -värdet gjordes även genom att maximera den förklarande variansen, enligt ekvation 12, för att få fram det bästa k_a -värdet möjligt under rådande temperaturförhållanden. Det kalibrerade k_a -värdena används för jämförelse med de regressionsmodellerade k_a -värdena.

$$R^2 = \frac{\sum(\bar{x} - x)^2 - \sum(s - x)^2}{\sum(\bar{x} - x)^2} \quad (\text{ekvation 12})$$

x = observerade C_{ut} , \bar{x} = medelvärde av observerade $C_{ut, n}$, s = modellerade $C_{ut, n}$

För att utvärdera vilken av modellerna som ger det mest verkliga resultatet vid höga flöden, jämfördes de med modellerna framräknade totalkvävekoncentrationerna ut med de observerade totalkvävekoncentrationerna ut för de 13 tillfällena då uppehållstiden i våtmarken understeg ett dygn, dvs. när vattenflödet översteg $4\,180\text{ m}^3/\text{dygn}$.

4.4 Modellering perioden 1999-2002

Befintliga indata till modelleringen var de dagliga flödesmätningarna, linjärinterpolerade dagliga vattentemperaturer samt linjärinterpolerade dagliga inkoncentrationer respektive flödesbaserade dagliga inkoncentrationer.

Dagliga k-värden, för perioden 1999-2002, baserade på vattentemperatur beräknades fram enligt ekvation 8 med de i kapitel 4.3 framtagna ekvationerna för arealberoende retentionshastighetskoefficienten k_a . Därefter modellerades dagliga utkoncentrationer fram genom en sammanslagning av, i modell A, ekvation 7 respektive ekvation 9 och i modell B ekvation 9 respektive ekvation 10. De frammodellerade utkoncentrationerna användes sedan som indata för att beräkna den dagliga absoluta retentionen enligt ekvation 13.

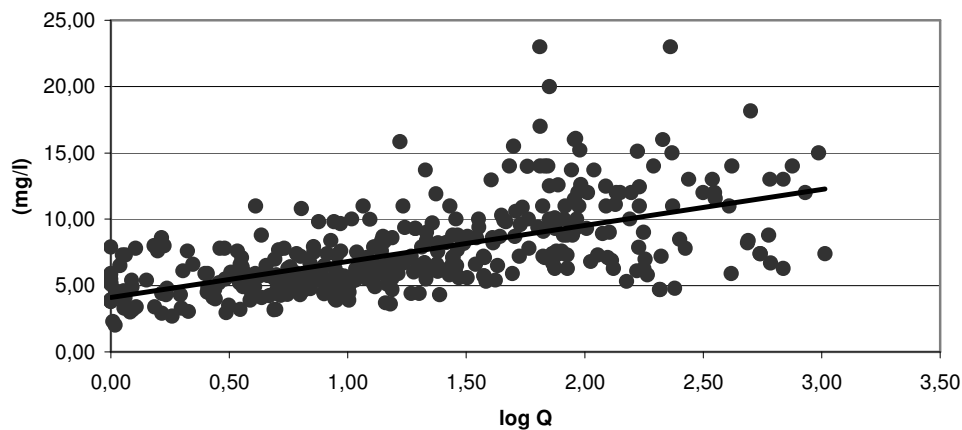
$$AR = Q(C_{in} - C_{ut}) \quad (\text{ekvation 13})$$

AR = absolut retention (g/m^3), Q = vattenflöde (m^3/dygn), C_{in} = koncentration in (g/m^3), C_{ut} = koncentration ut (g/m^3).

5. Resultat

5.1 Samband mellan flödes hastighet och totalkvävekoncentration in

Sambandet mellan logaritmerad flödes hastighet i l/s (x) och totalkvävekoncentrationen in mg/l (y) i våtmarken under 13 november, 1991 till och med 22 september, 2003 är $y = 2,7182x + 4,0859$ för $n = 387$ (figur 5).



Figur 5. Regressionssambandet mellan log flödes hastighet (l/s) och totalkvävekoncentrationen in (mg/l) i våtmarken på Lilla Böslid för 387 provtagningstillfällen under perioden 13 november, 1991 till och med 22 september, 2003.

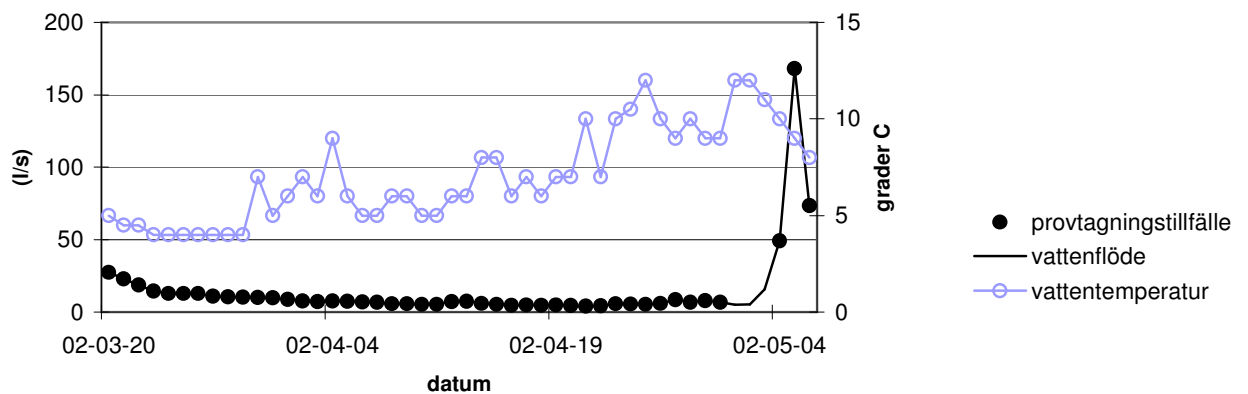
Pearson korrelation gav korrelationskoefficienten (r) 0,61, vilket visar att det finns ett mycket starkt signifikant samband mellan logaritmerad flödes hastighet och totalkvävekoncentrationen in vid $P < 0,001$. Determinationskoefficienten (r^2) är 0,37, vilket innebär att 37 % av variabiliteten av y kan anses vara beroende av x (tabell 2).

tvåsidig Pearson korrelation		
n	r	r^2
387	0,61	0,37

Tabell 2. Korrelationskoefficienten (r) samt determinationskoefficienten (r^2) för statistiskt samband mellan logaritmerad flödes hastighet och totalkvävekoncentrationen in i våtmarken på Lilla Böslid för perioden 13 november, 1991 till och med 22 september, 2003.

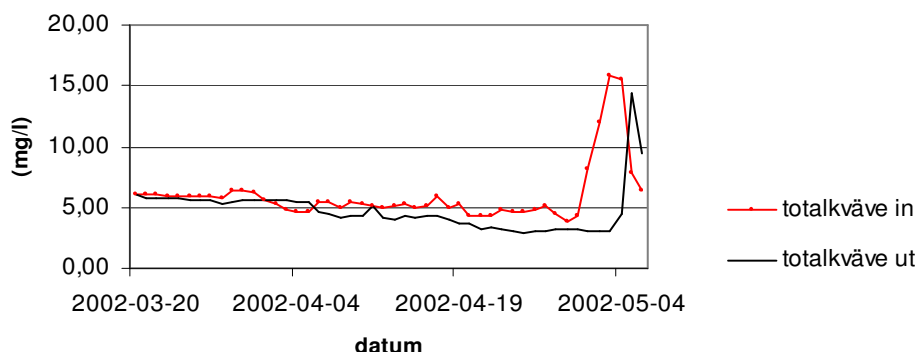
5.2 Provtagningsperiod 20 mars till och med 6 maj, 2002

Medelflödes hastigheten för hela perioden, 20 mars till och med 6 maj, 2002 uppgick till 1 219 $m^3/dygn$ (14,11 l/s), medelflödes hastigheten för de 48 provtagningsstillfällena uppgick till 1 250 $m^3/dygn$ (14,47 l/s). Medelflödes hastigheten för perioden 20 mars till och med 5 maj, 2002, dvs. exklusive högflödet i början av maj, uppgick till 743 $m^3/dygn$ (8,6 l/s (figur 6)).



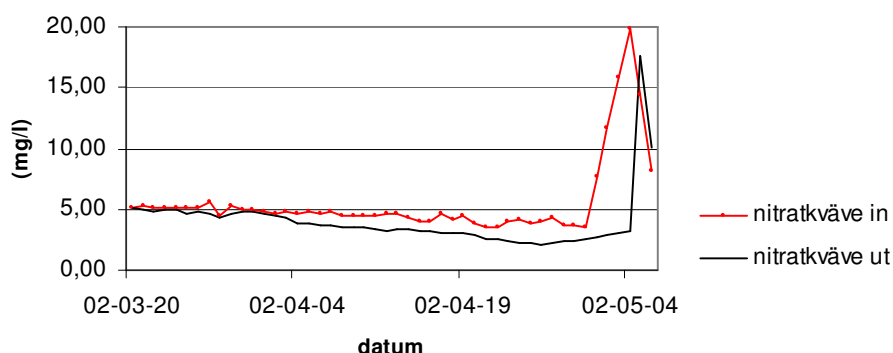
Figur 6. Vattenflödet (l/s) och vattentemperatur ($^{\circ}C$) vid de 48 provtagningsstillfällena under 2002. Vattentemperaturen är linjärinterpolerad mellan provtagningsstillfällena för dagliga värden och representerar medeltemperaturen av in- och utflödet.

Totalkvävekoncentrationerna in och ut följer vattenflödet och har en topp i början av maj (figur 7). Den linjärinterpolerade totalkvävekoncentrationerna in överstiger den linjärinterpolerade totalkvävekoncentrationen ut under ca 87 % av perioden. När vattenflödet överstiger 8 640 $m^3/dygn$ (100 l/s), vilket endast sker vid ett tillfälle under provtagningsperioden, är koncentrationen ut högre än koncentrationen in.



Figur 7. Koncentrationen av totalkväve in (mg/l) i jämförelse med koncentrationen av totalkväve ut (mg/l) under provtagningsperioden 2002. Totalkvävet (in) är baserat på dagliga provtagningar under perioderna 30 mars tom 6 maj, med undantag av perioden 1-3 maj där dagliga inkoncentrationer är beräknade med linjärinterpolation mellan provtagningsstillfällena

Nitratkvävekoncentrationen in och ut följer vattenflödet och har en topp i början av maj (figur 8). Nitratkvävekoncentrationen in överstiger nitratkvävekoncentrationen ut under större delen av perioden, med undantag i samband med högflödet i maj.

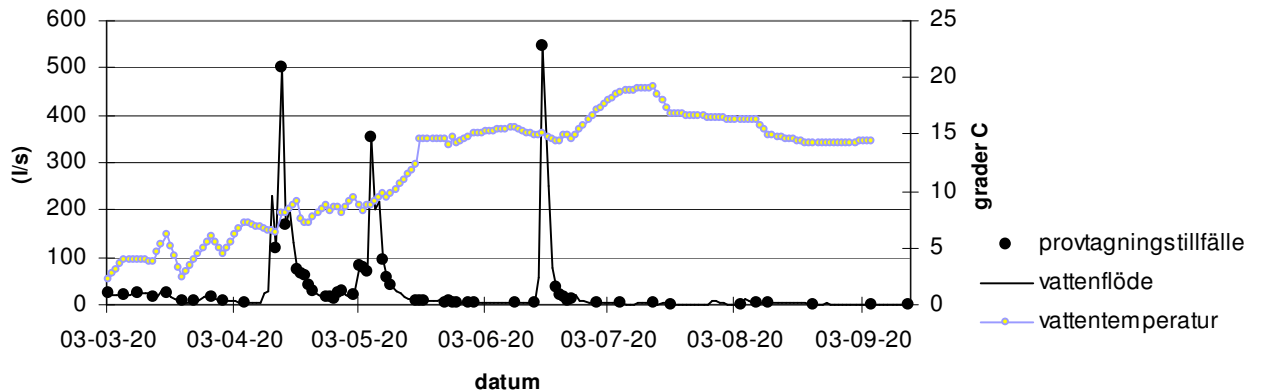


Figur 8. Koncentrationen av nitratkväve in (mg/l) i jämförelse med koncentrationen av nitratkväve ut (mg/l) under provtagningsperioden 2002. Dagliga koncentrationer är baserade på dagliga provtagningar under perioderna 30 mars tom 6 maj, med undantag av perioden 1-3 maj där dagliga inkoncentrationer är linjärinterpolerade mellan provtagningsstillfällena för dagliga koncentrationer.

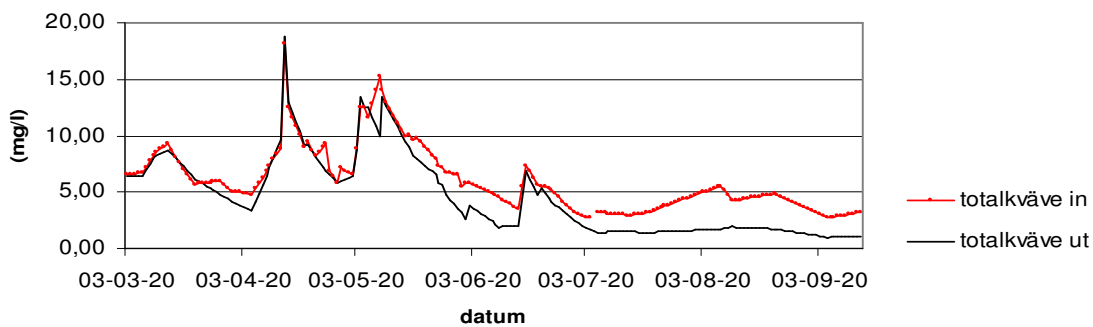
5.3 Provtagningsperiod 20 mars till och med 22 oktober, 2003

Medelflödes hastigheten för hela perioden, 20 mars till och med 22 oktober, 2003 uppgick till $2\,355\text{ m}^3/\text{dygn}$ ($27,3\text{ l/s}$), medelflödes hastigheten för de 62 provtagningsstillfällena uppgick till $4\,038\text{ m}^3/\text{dygn}$ ($46,7\text{ l/s}$). Detta innebär att medelflödes hastigheten vid de 62 provtagningsstillfällena var ca 70 % högre än för hela perioden, vilket till stor del beror på att det vid tre provtagningsstillfällena i maj, juni och juli var extremt höga flöden (figur 9).

Totalkvävekoncentrationerna in och ut följer vattenflödet och har toppar i början av maj, juni och juli. Detta kan förklaras med att totalkvävebelastningen från omgivande jordbruksmarker är låg under denna period (figur 10). Den linjärinterpolerade totalkvävekoncentration in överstiger den linjärinterpolerade totalkvävekoncentrationen ut under ca 90 % av perioden. Störst är skillnaden vid extremt låga flöden. När vattenflödet överstiger 8 640 m³/dygn (100 l/s) är koncentrationen ut högre än koncentrationen in i 65 % av fallen.

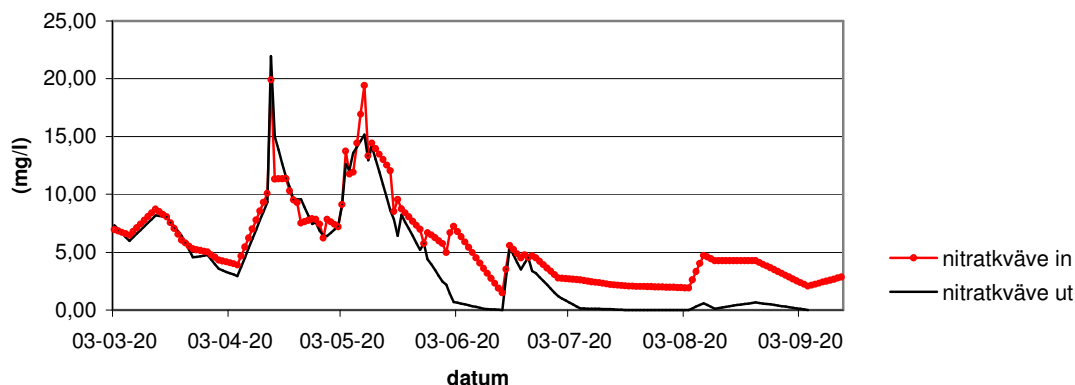


Figur 9. Vattenflödet (l/s) och vattentemperatur (°C) vid de 62 provtagningsstillfällena under 2003. Vattentemperaturen är linjärinterpolerad mellan provtagningsstillfällena för dagliga värden och representerar medeltemperaturen av in- och utflödet.



Figur 10. Koncentrationen av totalkväve in (mg/l) i jämförelse med koncentrationen av totalkväve ut (mg/l) under provtagningsperioden 2003. Dagliga koncentrationer är linjärinterpolerade mellan provtagningsstillfällena.

Nitratkvävekoncentrationerna in och ut följer vattenflödet och har toppar i början av maj, juni och juli (figur 11). Nitratkvävekoncentrationen in överstiger nitratkvävekoncentrationen ut under ca 87 % av perioden och störst är skillnaden vid extremt låga flöden. De övriga 13 % är relativt utspridda under perioden, men det finns en liten tendens till att koncentrationen ut överstiger koncentrationen in oftare i samband med höga flöden än med låga flöden.



Figur 11. Koncentrationen av nitratkväve in (mg/l) i jämförelse med koncentrationen av nitratkväve ut (mg/l) under provtagningsperioden 2003. Dagliga koncentrationer är linjärinterpolerade mellan provtagningsstillfällena

5.4 Retentionshastighetskoefficienter för Lilla Böslid

k_a -värden för totalkväve, baserade på linjärinterpolerade indata, visas i tabell 3. De kalibrerade k_a -värdena är något högre än de regressionsmodellerade. Likaså är de k_a -värden som är baserade på 2002 års indata högre än de baserade på 2003 års indata. Retentionsmodell B ger högre k_a -värde än modell A samt har en högre determinationskoefficient.

Tabell 3. Med modell A och modell B beräknade k_a -värden ($\text{m dygn}^{-1} \text{C}^{\circ-1}$) för totalkväve. k_a -värdena är baserade på linjärinterpolerade dagliga koncentrationer från 2002 respektive 2003 års provtagningar.

totalkväve		regression	n	r ²	kalibrerat	n	r ²
modell A	2003	0,0034	44	0,155	0,0046	54	0,839
	2002	0,0053	42	0,081	0,0066	42	0,158
modell B	2003	0,0081	52	0,288	0,0085	54	0,938
	2002	0,0095	43	0,140	0,0113	42	0,676

k_a -värden för nitratkväve, baserade på linjärinterpolerade indata, visas i tabell 4. De kalibrerade k_a -värdena, baserade på 2002 års indata är något högre än de regressionsmodellerade. För k_a -värden baserade på 2003 års indata är förhållandet det omvända. Retentionsmodell B ger högre k_a -värde än modell A samt har högre determinationskoefficient i alla fall utom för regressionsmodellerat k_a -värde baserat på 2002 års indata.

Tabell 4. Med modell A och modell B beräknade k_a -värden ($\text{m dygn}^{-1} \text{C}^{\circ-1}$) för nitratkväve. k_a -värdena är baserade på linjärinterpolerade dagliga koncentrationer från 2002 respektive 2003 års provtagningar.

nitratkväve		regression	n	r ²	kalibrerat	n	r ²
modell A	2003	0,0082	37	0,178	0,0048	56	0,548
	2002	0,0069	39	0,226	0,0111	44	0,012
modell B	2003	0,0122	32	0,335	0,0088	55	0,715
	2002	0,0114	44	0,187	0,0180	44	0,597

Se bilaga 1 för regressionsdiagram över sambandet mellan respektive k_a -värde och temperatur.

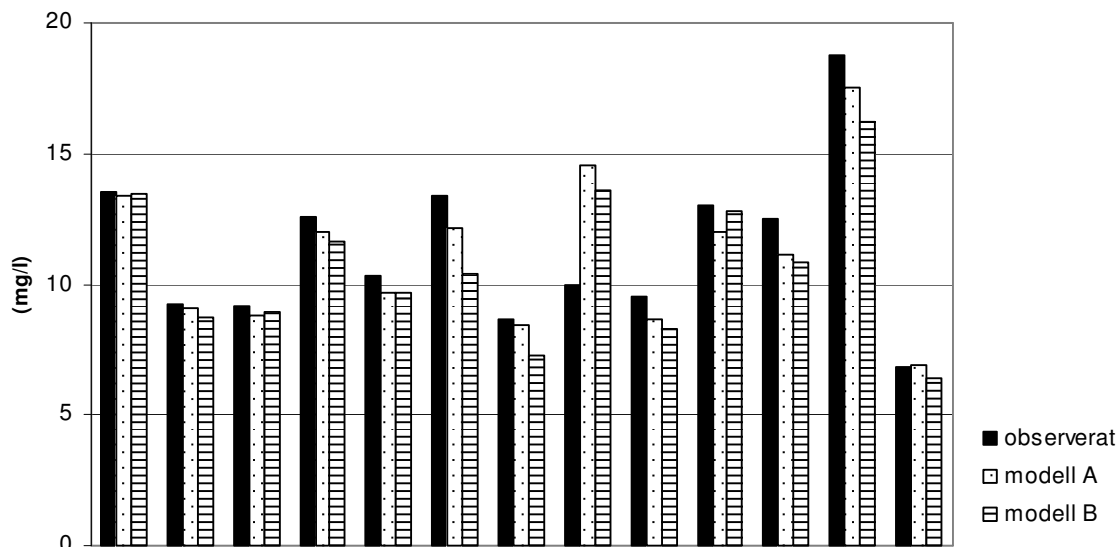
Vid jämförelse mellan modellerade och observerade koncentrationvärden ut vid högflöden (här $Q > 4\ 180\ \text{m}^3/\text{dygn}$) under 2003 visade det sig att modell A har en något högre förklaringsgrad gentemot de observerade värdena än vad modell B har, men skillnaden modellerna emellan är mycket liten (tabell 5). Medelvärdet av koncentrationen ut för modell A samt modell B är 2 % respektive 6 % lägre än för de observerade värdena (tabell 6). I förhållande till de observerade värdena underskattades koncentrationen ut, i modell A ca 85 % av tillfällena och i modell B ca 92 % av tillfällena. Vid 62 % av tillfällena gav modell A ett mer korrekt resultat än modell B (figur 12).

Tabell 5. Determinationskoefficienten (r^2) visar det statistiska sambandet mellan koncentrationvärdena beräknade med modell A respektive modell B och observerade koncentrationvärden ut baserat på de 13 provtagningsstillfällena under provtagningsperioden 2003 när vattenflödet översteg $4\ 180\ \text{m}^3/\text{dygn}$. Regression respektive kalibrerat r^2 -värde hänvisar till använt k_a -värde i modellberäkningarna.

totalkväve	n	regression r^2	kalibrerat r^2
modell A	13	0,7539	0,7565
modell B	13	0,7293	0,7300

Tabell 6. Medel, max och minimum för totalkväve (mg/l) ut enligt observerade värden samt modell A och modell B för de 13 provtagningsstillfällena under 2002 och 2003 när vattenflödet översteg $4\ 180\ \text{m}^3/\text{dygn}$.

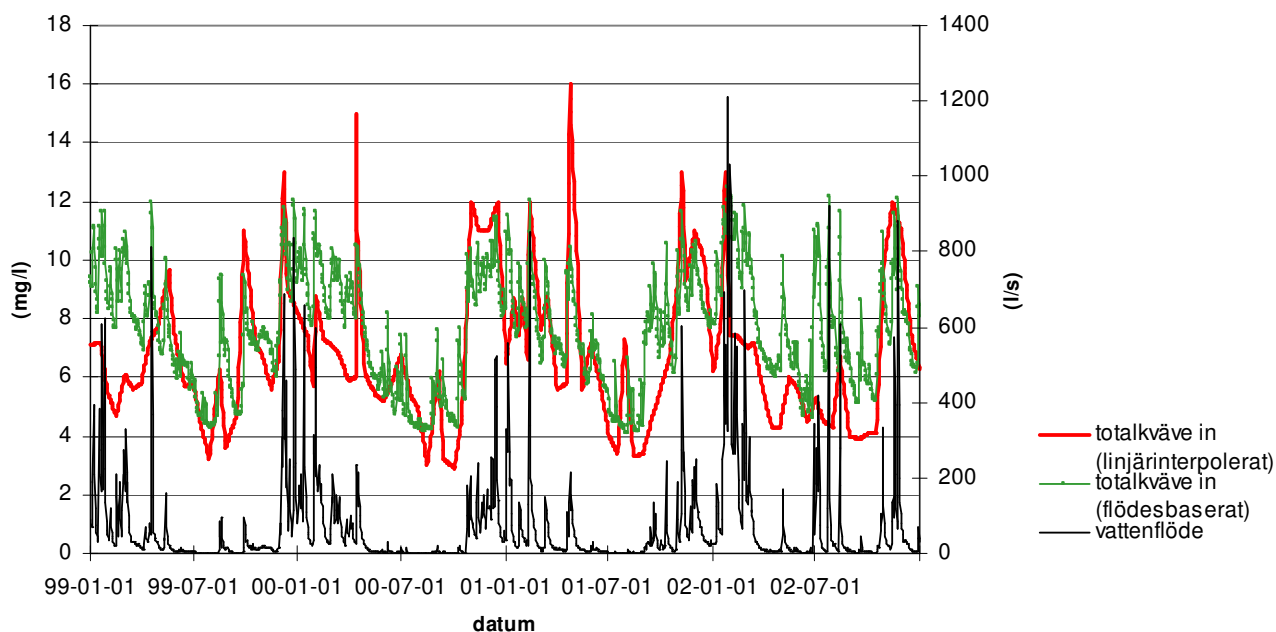
totalkväve (mg/l)	observerade	modell A	modell B
medel	11,34	11,10	10,63
max	18,77	17,50	16,21
min	6,82	6,90	6,38



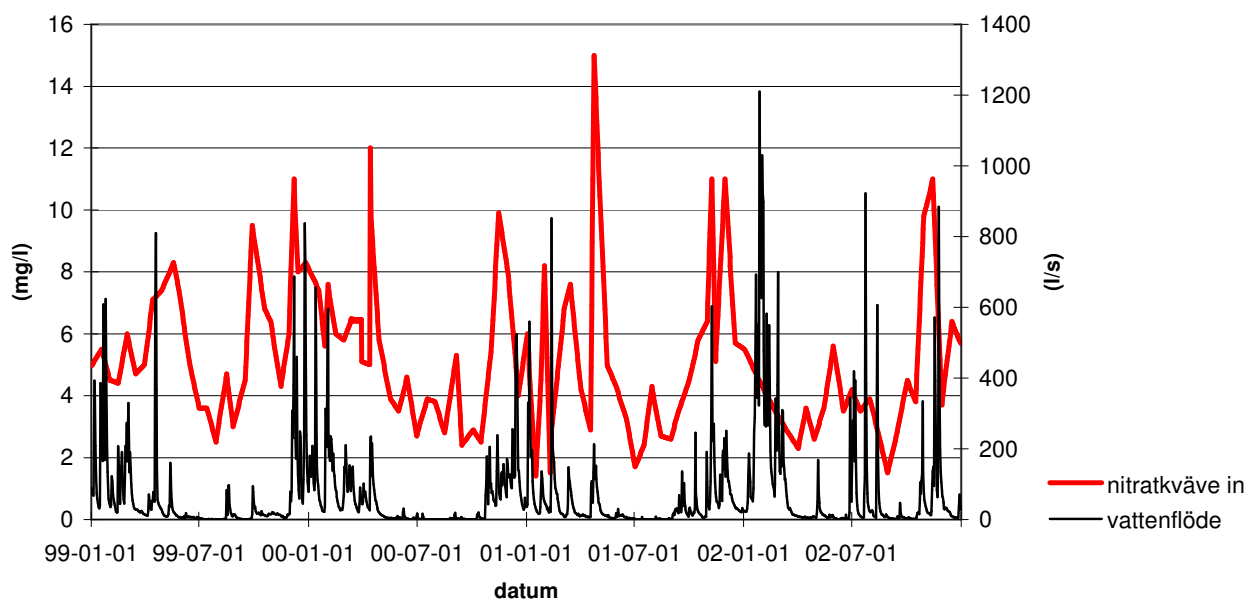
Figur 12. Observerade samt modellerade totalkvävekoncentrationer, C ut, för de 13 tillfällen under provtagningsperioden 20 mars till och med 22 oktober, 2003, när vattenflödet översteg $4\,180\text{ m}^3/\text{s}$. Vattenflödet ökar från vänster till höger i diagrammet.

5.5 Retention 1999-2002

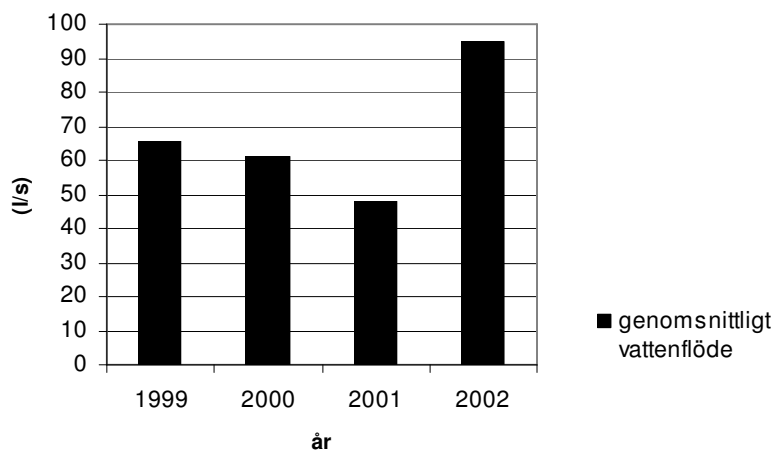
Figur 13 och figur 14 visar att det är stora säsongsvariationer i vattenflödet med höga flöden under vinterhalvåret (november till och med april) och väldigt låga vattenflöden under sommarhalvåret, med undantag för år 2002 där det inträffade ett högflöde i juli. 2001 års vattenflöde är 29 % lägre och 2002 års vattenflöde är 41 % högre än genomsnittsflödet (ca $67,2\text{ l/s}$) för hela perioden (figur 15). Den genomsnittliga totalkvävekoncentrationen in under hela perioden är för linjärinterpolerade indata ca $6,8\text{ g/m}^3$ och för flödesbaserade indata ca $7,6\text{ g/m}^3$. De högsta koncentrationerna för linjärinterpolerade indata inträffar i januari, april, maj, oktober och december 1999, januari, februari, april, november och december, 2000, januari till och med maj samt oktober och december, 2001, samt i januari, februari, november och december, 2002. Koncentrationerna (in) är lägst under juli, augusti och september månad för alla åren (figur 13 och figur 14). Kvävebelastningen är som störst under januari, april och december, 1999, januari till och med april, november och september, 2000, januari, februari, mars och november, 2001, samt januari, februari juli och november, 2002.



Figur 13. Vattenflöde ut i våtmarken på Lilla Böslid, uppmätt av SMHI samt totalkväve in som är linjärinterpolerat respektive flödesbaserat för dagliga värden.

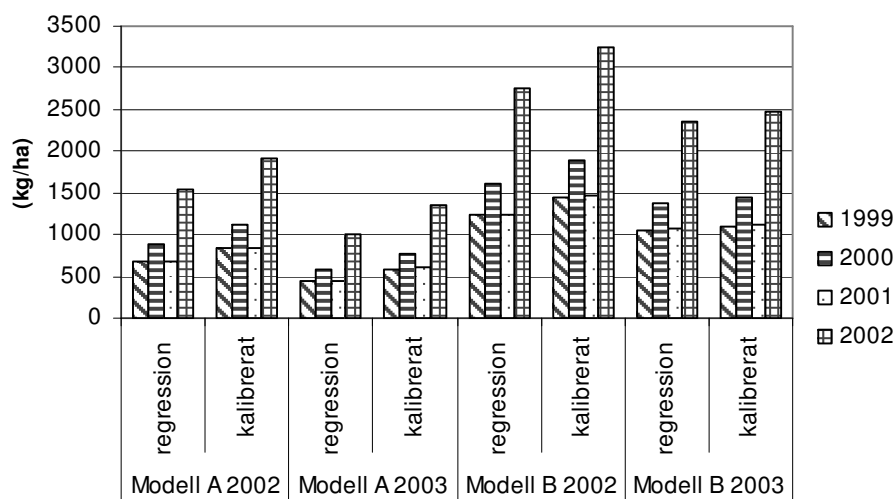


Figur 14. Vattenflöde ut i våtmarken på Lilla Böslid, uppmätt av SMHI samt nitratkväve in som är linjärinterpolerat för dagliga värden.

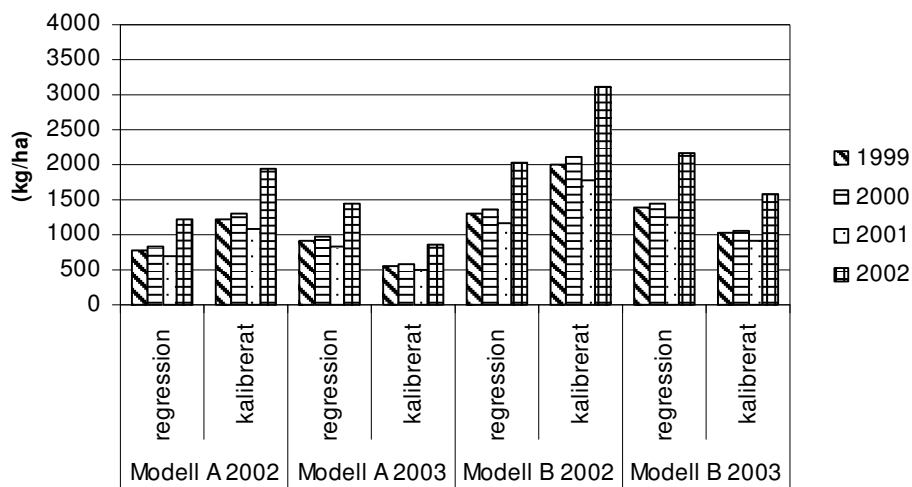


Figur 15. Det årliga genomsnittliga vattenflödet (l/s) i våtmarken på Lilla Böslid.

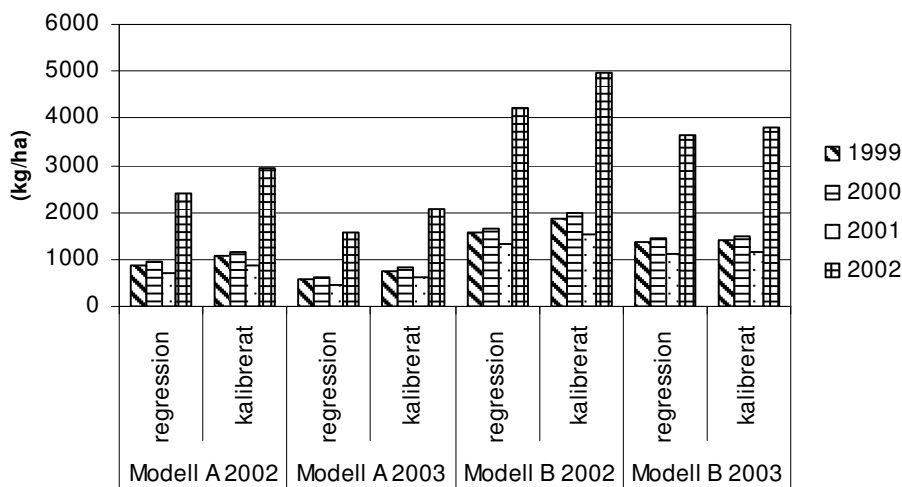
Figureorna 16 och 17 visar den årliga absoluta totalkväve respektive nitratkväve retentionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) enligt modell A och modell B med regressionsmodellerade respektive kalibrerade k_a -värden från tabell 3 och tabell 4. De dagliga koncentrationerna in är linjärinterpolerade. Åren 1999 och 2001 var den absoluta retentionen knappt 30 % lägre än genomsnittsretentionen för hela perioden. År 2002 var den absoluta retentionen ca 63 % högre än genomsnittsretentionen för hela perioden. Figurer 18 visar den årliga absoluta totalkväve retentionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) enligt modell A och modell B med regressionsmodellerade respektive kalibrerade k_a -värden från tabell 3. De dagliga inkoncentrationer är flödesbaserade. År 2002 var den absoluta retentionen drygt 90 % högre än genomsnittsretentionen för hela perioden. Retentionsproportionerna mellan de olika åren är i princip den samma oberoende på beräkningsmetod och k_a -värde, men absoluta värden skiljer sig åt beroende på beräkningsmetod för dagliga inkoncentrationer. För absoluta tal se bilaga 2.



Figur 16. Absolut retention av totalkväve ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) i våtmarken på Lilla Böslid för olika temperaturberoende k_a -värden (tabell 3) samt modell A och B. Dagliga inkoncentrationer är framtagna med linjärinterpolation mellan provtagningstillfällena.



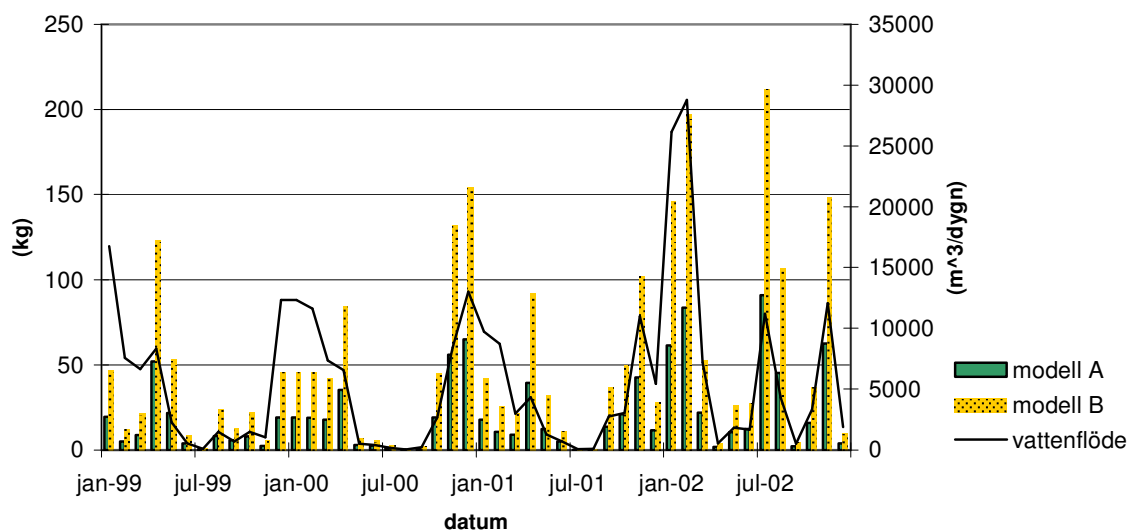
Figur 17. Absolut retention av nitratkväve ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) i våtmarken på Lilla Böslid för olika temperaturberoende k_a -värden (tabell 4) samt modell A och B. Dagliga inkoncentrationer är framtagna med linjärinterpolation mellan provtagningstillfällena.



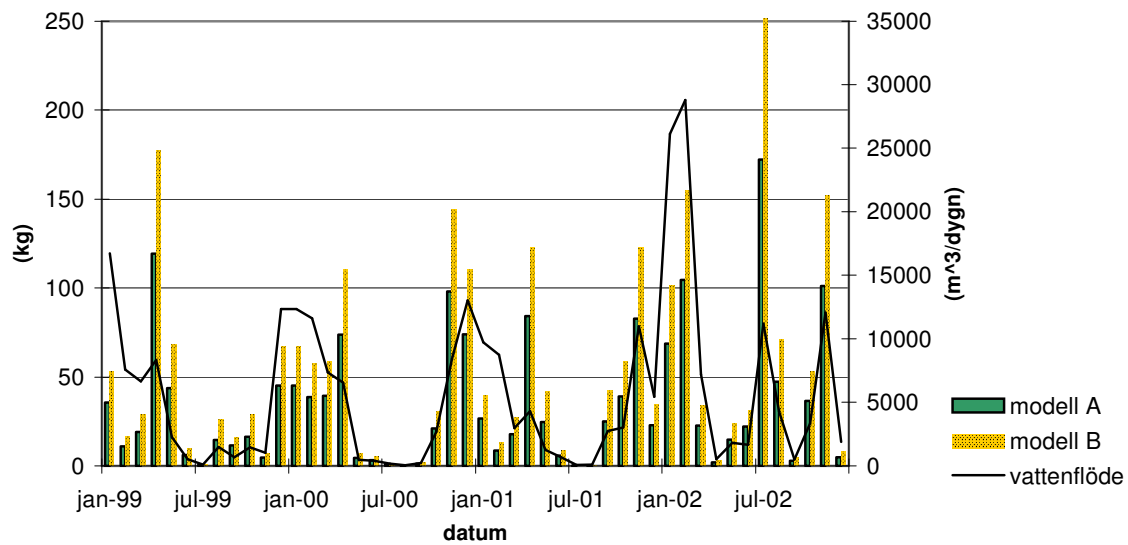
Figur 18. Absolut retention av totalkväve ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) i våtmarken på Lilla Böslid för olika temperaturberoende k_a -värden (tabell 3) samt modell A och B. Dagliga inkoncentrationer är flödesbaserade.

Figur 19 och figur 20 illustrerar säsongvariationerna, på månadsbasis, av den absoluta totalkväve- respektive nitratkväveretentionen. Månadsretentionen, beräknad med modell A respektive modell B, är baserad på linjärinterpolerade dagliga inkoncentrationer samt regressionsmodellerade k_a -värden baserade på 2003 års provtagningar. Modell B visar på en högre retention än modell A. Under perioderna april och maj 1999, april, november och december 2000, april och november 2001 samt januari, februari, mars, juli, augusti och november 2002 var den absoluta retentionen högre än genomsnittsretentionen för hela perioden. Figur 21 illustrerar säsongvariationerna, på månadsbasis, av den absoluta

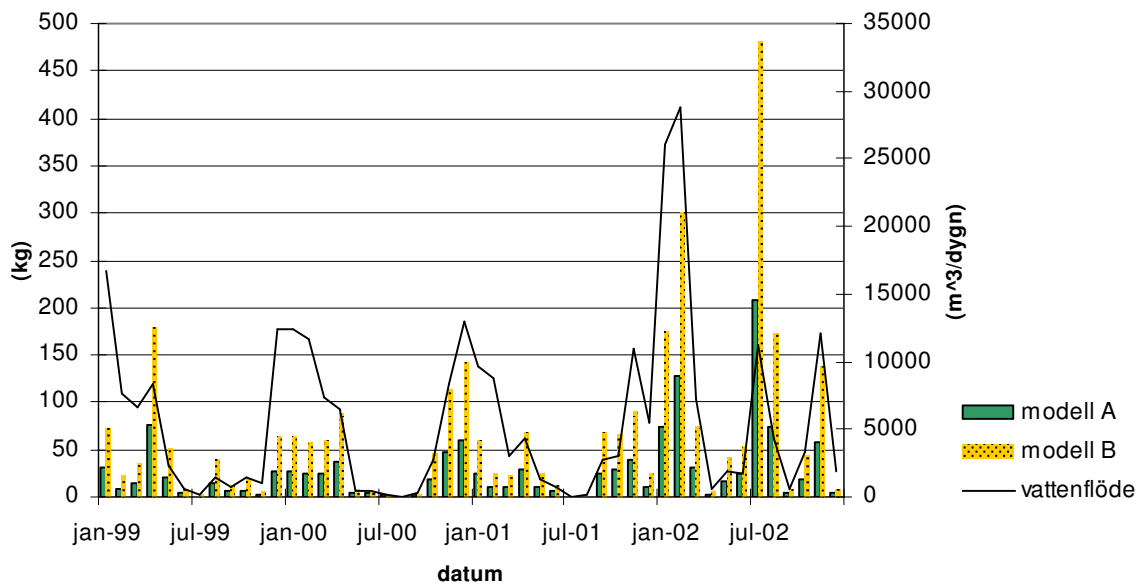
totalkväveretentionen beräknade med modell A respektive modell B. De dagliga inkoncentrationerna är flödesbaserade och k_a -värdena är regressionsmodellerade samt baserade på 2003 års provtagningar. Modell B visar på en högre retention än modell A. I bilaga 3 visas den absoluta totalkväveretentionen (kg/månad), baserad dels på linjärinterpolerade indata och dels på flödesberoende indata, samt den absoluta nitratkväveretentionen, baserad på linjärinterpolerade indata, månadsvis för perioden 1999-2002.



Figur 19. Månadsvis totalkväveretention för modell A och modell B, baserad på linjärinterpolerade dagliga inkoncentrationer samt regressionsmodellerade k_a -värden från 2003 års indata. Genomsnittligt vattenflöde månadsvis.



Figur 20. Månadsvis nitratkväveretention för modell A och modell B, baserad på linjärinterpolerade dagliga inkoncentrationer samt regressionsmodellerade k_a -värden från 2003 års indata. Genomsnittligt vattenflöde månadsvis.



Figur 21. Månadsvis totalkväveretention för modell A och modell B, flödesbaserade dagliga inkoncentrationer samt regressionsmodellerade k_a -värden från 2003 års indata. Genomsnittligt vattenflöde månadsvis.

6. Diskussion och slutsats

6.1 Retentionshastighetskoefficienten

Beroende på beräkningsmetod varierar k_a -värdet för totalkväve respektive nitratkväve mellan 0,0034 m dygn⁻¹°C⁻¹ och 0,0113 m dygn⁻¹°C⁻¹ respektive 0,0048 m dygn⁻¹°C⁻¹ och 0,0180 m dygn⁻¹°C⁻¹. Den stora spridningen beror till viss del på att k_a -värdena är framberäknade med två olika modeller där modell A alltid ger ett lägre k_a -värde än modell B. Vidare beror en del av spridningen på valet av indata, där 2003 års indata ger lägre k_a -värde än 2002 års indata.

Medelflödes hastigheten för provtagningsperioden 2002 är mycket låg i förhållande till det årliga genomsnittliga vattenflödet, inte heller representerar provtagningsperioden några reella flödesvariationer, varför olika kvävebelastningsscenarier inte ingår. k_a -värden baserade på 2002 års indata kan därför inte anses vara representativa för ett helt års skiftningar i koncentration och vattenflöde. 2003 års provtagningsperiod inkluderar både höga och låga flöden samt varierande kvävebelastning, vidare är determinationskoefficienterna mellan k -värdena och vattentemperaturen generellt högre för 2003 års indata än för 2002 års indata. Detta kan bero på att provtagningarna, under 2003, är gjorda under en längre tidsperiod och därför inkluderar ett större temperaturspann.

De k_a -värden med högst determinationskoefficient för totalkväve är 0,0085 m dygn⁻¹°C⁻¹ och 0,0046 m dygn⁻¹°C⁻¹, det förstnämnda framtaget med modell B, båda är baserade på 2003 års linjärinterpolerade indata och är kalibrerade. Detta kan jämföras med tidigare studier av k_a -värdet i Lilla Böslid som beroende på kalibreringsmetod har varierat mellan 0,0023 m dygn⁻¹°C⁻¹ och 0,0058 m dygn⁻¹°C⁻¹, båda är framtagna med Arheimer och Wittgrens ursprungliga modell A. Det kan konstateras att de framberäknade k_a -värdena till stor del är beroende av vilken beräkningsmodell som används. Det med modell B framräknade k_a -värdet är nästan dubbelt så högt som det framräknat med modell A. k_a -värdet 0,0058 m dygn⁻¹°C⁻¹ som är framtaget med individuell kalibrering för Lilla Böslid överensstämmer relativt bra med det i denna studie framräknade 0,0046 m dygn⁻¹°C⁻¹. De k_a -värden med högst determinationskoefficient för nitratkväve är 0,0088 m dygn⁻¹°C⁻¹ och 0,0048 m dygn⁻¹°C⁻¹, det förstnämnda framtaget med modell B, båda baserade på 2003 års linjärinterpolerade indata och är kalibrerade. Här framgår också skillnaden mellan modell A och modell B.

Det går inte att avgöra vilket k -värde som är det mest riktiga, för att få en uppfattning om ett så realistiskt k -värde som möjligt bör indata representera en så lång tidsperiod som möjligt för att inkludera både låg- och högflöden samt ett större temperaturspann. Slutligen är det valet av modell som i den här studien verkar ha störst inverkan på k_a -värdet. Därtill verkar det som om det är mer tillförlitligt att använda indata baserat på längre provtagningsperioder för att få ett k_a -värde som slutligen ska representera ett helt år.

Istället för att vid framtagandet av k_a -värdet kalibrera efter koncentration, skulle det vara intressant att ta fram ett flödesberoende k_a -värde. Detta eftersom de höga flödena har en så mycket större inverkan på den absoluta retentionen i en våtmark än vad låga flöden har.

6.2 Modellerna

Eftersom syftet med modellerna är att representera ett icke statiskt vattenflöde är det ett stort problem att det inte finns tillgång till flödeshastighetsdata som representerar både in- och utflödet. Inte enbart för våtmarkens varierande volym, utan även när den dagliga retentionen ska beräknas eftersom det uppstår en förskjutning i flödeshastigheten mellan in- och utflödet.

För att kunna beräkna fram ett realistiskt k_a -värde krävs en intensivstudie över minst ett helt år i en våtmark så att det finns "verkliga" data att modellera emot och jämföra med. För att på så vis kunna testa olika parametrar och kunna utesluta de som är mindre relevanta i syfte att få en så enkel modell som möjligt. Viktigt är också att testa så få olika parametrar i taget för att inte försvåra tolkningen av resultatet. Vidare måste hänsyn tas till att våtmarkerna inte är homogena, att de hydrauliska förutsättningarna är olika i olika delar av våtmarken varför våtmarken borde delas in i olika zoner beroende på uppehållstiden. Ingen hänsyn är tagen till avdunstning eller utspädningseffekten av våtmarken i ovan nämnda modeller, men dessa förhållanden varierar beroende på lokalklimatet och bör också vägas in i initialskedet i framtagandet av en mer realistisk modell. Jorderosionens, från omkringliggande jordbruksmarker, inverkan på retentionsresultatet är ytterligare en parameter som bör studeras närmare, speciellt när det gäller nyanläggning av våtmarker där vegetationen runt omkring är ringa. I alla dessa avseende är både modell A och B väldigt förenklade modeller, men med bakgrund av att våtmarker ska fungera som ett kostnadseffektivt sätt att öka kväveretentionen i landskapet är det i initialskedet i framtagandet av matematiska modeller viktigt att beakta flera parametrar för att sedan under en längre tidsperiod jämföra med verkliga förhållanden för att sedan förenkla modellen.

Osäkerheten är stor när det gäller hur höga vattenflöden påverkar kväveretentionen i våtmarken, huruvida våtmarken fungerar som en kvävefälla eller en kvävekälla, och hur de ska behandlas i modellerna. Denna studie visar att de båda använda modellerna underskattar utkoncentrationen, i förhållande till observerade värden, vid höga vattenflöden. Detta resulterar i en överskattning av våtmarkens retentionsförmåga, vilket innebär att resultat av retentionsberäkningar baserade på de båda modellerna bör anses vara optimistiska i förhållande till verkligheten. Problemet med att modellerna inte fungerar speciellt bra vid högflöden förklarar även till stor del de skillnader som uppstår vid jämförelse mellan de båda modellernas retentionsresultat. Skillnaderna mellan de verkliga respektive de modellerade utkoncentrationerna var endast 2-6 % vilket kan tyckas vara försumbart, men eftersom totalkvävebelastningen vanligtvis är som störst vid höga flöden blir differensen mellan de verkliga och de modellerade retentionsresultaten mycket stora. Detta eftersom de små skillnaderna som uppkommer mellan utkoncentrationerna, beroende på de båda modellernas olikheter, vid höga vattenflödet resulterar i mycket stora skillnader i beräknad retention. Modell A hade, i förhållande till observerade värden, något högre determinationskoefficient än modell B, och får således betraktas som den mest tillförlitliga av de båda modellerna. Det är av stor vikt att närmare studera vad som händer i våtmarken under högflöden för att kunna förbättra modellerna så att de blir mer representativa för de förhållanden som har störst inverkan på de modellerade retentionsresultaten. Även väldigt låga vattenflöden kan behövas behandlas separat, visserligen är kvävebelastningen vanligtvis inte lika stor vid låga vattenflöden varför det inte skulle vara av så stor betydelse, men en lång uppehållstid under optimala förhållanden kan innebära ökade möjligheter till denitrifikation.

Flödesbaserad indata, för dagliga inkoncentrationer under perioden 1999-2002, var i genomsnitt högre än för motsvarande linjärinterpolerad indata. Det resulterade i att retentionen beräknad med flödesbaserad indata var sammanslaget betydligt högre än den beräknad med linjärinterpolerade indata. Störst var skillnaden mellan de båda metoderna under perioder med höga flöden. Att använda linjärinterpolation vid beräkning av dagliga inkoncentrationer kan således, speciellt i samband med högflöden, ge en underskattning av inkoncentrationen, men detta kompenseras till viss del genom att modell A underskattar utkoncentrationen.

6.3 Retention: års- och säsongsvariationer

Retentionsresultaten visar på stora årliga variationer, t ex varierade totalkväveretentionen under åren 1999-2002 mellan ca 600 och 2 100 kg ha⁻¹ år⁻¹ beräknat med modell A, k_a-värden kalibrerade med 2003 års data, samt dagliga inkoncentrationer beräknade från vattenflöde. Det är således fel att generalisera utifrån ett års retentionsvärden och anta att de gäller under längre tidsperioder och/eller för andra våtmarker under liknande förhållanden. Detta bidrar till svårigheterna med att kunna prediktera kväveretentionen i nyanlagda eller restaurerade våtmarker. Kväveretentionen i våtmarken på Lilla Böslid var förhållandevis stor år 2002, vilket också är det år när det genomsnittliga vattenflödet var som högst under denna period.

Kvävekoncentrationen i vattnet, från omkringliggande jordbruksmarker, är som högst under oktober till och med maj. Det i kombination med att de flesta högflöden inträffar i november till och med april bidrar till att kvävebelastningen i våtmarken blir extremt hög under denna period. Retentionen är som bäst under april och november, vilket kan hänvisas till att vattentemperaturen i april har börjat stiga till nivåer som gynnar denitrifikationen och i november sker åter en ökning av kvävebelastningen samtidigt som det finns tillgång till organiskt material och vattentemperaturen fortfarande håller nivåer som är fördelaktiga för denitrifikationen. Trots att förutsättningarna för retention under vinterhalvåret, pga. låga vattentemperaturer, är minimal sker det en viss retention och i vissa fall betydande sådan. Perioden januari till och med mars, 2002, stod för ca 40 % av 2002 års retention. Den låga retentionen under sommarmånaderna beror på den extremt låga kvävebelastningen.

Beräknat med modell A, den modell i denna studie vars beräkning av utkoncentrationer visar på störst statistiskt samband med observerade värden vid högflöden, samt baserat på linjärinterpolerade dagliga inkoncentrationer och k_a-värden från 2003 års data var totalkväveretentionen i våtmarken på Lilla Böslid under perioden 1999-2002 i genomsnitt 615 kg ha⁻¹ år⁻¹ respektive 826 kg ha⁻¹ år⁻¹ beroende på om k_a-värdet var modellerat respektive kalibrerat. Det kan jämföras med tidigare modelleringsresultat⁷ från våtmarken på Lilla Böslid, som beroende på kalibreringsmetod beräknade kväveretentionen till 403 kg ha⁻¹ år⁻¹ respektive 812 kg ha⁻¹ år⁻¹.

⁷ Arheimer och Wittgren, 2002, ursprungliga modell A

Referenser

Arheimer, B. & Wittgren, H. B., 1994. *Modelling the effects of wetlands on regional nitrogen transport*. Ambio Vol 23 No. 6 Sept 378-386.

Arheimer, B. & Brandt, M., 1998. *Modelling Nitrogen Transport and Retention in the Catchments of Southern Sweden*. Ambio Vol. 27 No. 6, Sept 471-480.

Arheimer, B. & Wittgren, H. B., 2002. Modelling nitrogen removal in potential wetlands at the catchment scale. Ecol. Eng. 19: 63-80.

Bennet, 2000. *Sustainable Agriculture and Forestry*. Fyn County, Odense. Danmark

Bergström, S., 1991. *The hydrology of wetlands-some questions concerning the flow and turnover of water*. Vatten 47, 299-300 in Swedish with English abstract

Bernes, C., 2003. Övergödning av mark och vatten. Naturvårdsverket. www.environ.se

Brandt, N. & Gröndahl, F., 2000. *Miljöeffekter*, KTH

Braskerud, B. C., 2002. *Factors affecting nitrogen retention in small constructed wetlands treating agricultural non-point source pollution*. Ecol. Eng. 18: 351-370.

Bydén, S., Larfsson, A-M., Olsson, M., 1996. *Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten*. 2:a upplagan, Institutionen för tillämpad miljövetenskap och oceangrafiska institutionen, Göteborgs universitet. ISBN: 91-88376-07-9

Fleischer, S., Gustafson, A., Joelsson, A., Pansar, J. & Stibe, L., 1994. *Nitrogen removal in created ponds*. Ambio Vol 23 No. 6 Sept 349-357.

Fleischer, S., Stibe, L. & Leonardsson, L., 1991. *Restoration of Wetlands as a Means of Reducing Nitrogen Transport to Coastal Waters*. Ambio, Vol. 20, No 6, pp 271-272.

Hallgren Larsson, E. 2002., *Övervakning av luftföroreningar i Hallands län. Resultat till och med september 2001*. IVL. Rapport B 1468.

Holm, H., 2003. *Temperature, nitrogen load and vegetation dependency of retention in wetlands during springtime*, Examensarbete i Ekosystemteknik, Lunds Tekniska Högskola.

Hushållningssällskapet, 2003. *Flerfunktionell våtmark på Lilla Böslid*, Hushållningssällskapet Halland.

Joelsson, A. & Kyllmar, K., 2002. *Implementation of best management practices in agriculture. Modelling and monitoring of impacts on nitrogen leaching*. Water Science & Technology. 45(9):43-50.

Kadlec, R. H. & R. L Knight, R. L., 1996. *Treatment wetlands*, CRC Press, Inc. Boca Raton, FL

Koskiaho, J., Ekholm, P., Rätty, M., Riihimaäki, J., Puustinen, M., 2003. *Retaining agricultural nutrients in constructed wetlands – experiences under boreal conditions*. Ecological Engineering 20, 89-103

Naturvårdsveket, 1997. *Kväve från land till hav*. Huvudrapport. Naturvårdsveket förlag, Rapport 4735. ISBN:91-620-4735-3. ISSN:0282-7298

Naturvårdsverket, 2003. *Ingen övergödning. Underlagsrapport till fördjupad utvärdering av miljömålsarbetet*. Naturvårdsverkets förlag, Rapport 5319.

Olsson, F. & Nilsson, P., 2002. *En intensivgranskning av en våtmarks retention under våren 2002*. Examensarbete i Teknisk biologi. Högskolan i Halmstad.

Persson, J., 1998. *Utformning av dammar: en litteraturstudie med kommentarer om dagvatten-, plerings- och miljödamm, andra upplagan*. Chalmers Tekniska Högskola. Institutionen för vattenbyggnad. Rapport B:64.

Reddy, K. R., Patrick, W. H. Jr., Lindau, C. W., 1989. *Nitrification-denitrification at the plant root-sediment interface in wetlands*. Limnol. Oceanogr. 34 (6), 1004-1013.

Stibe, L., 1997. *Typområden på jordbruksmark. Redovisning av resultat från Hallands län 1995/96*. Länsstyrelsen i Hallands län. Meddelande 1997:8. ISSN 1101-1084. ISRN-N-M-97/98-SE

Tonderski, K., Weisner, S., Landin, J., Oscarsson, H., 2002. *Våtmarksboken Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker*. VASTRA

Wennberg, K., 1991. *Våtmark som kvävekälla: En studie av en nyanlagd våtmark i Halland*, Avdelningen för vattenvårdslära, Sveriges lantbruksuniversitet, Uppsala, Seminarier och examensarbeten nr 14

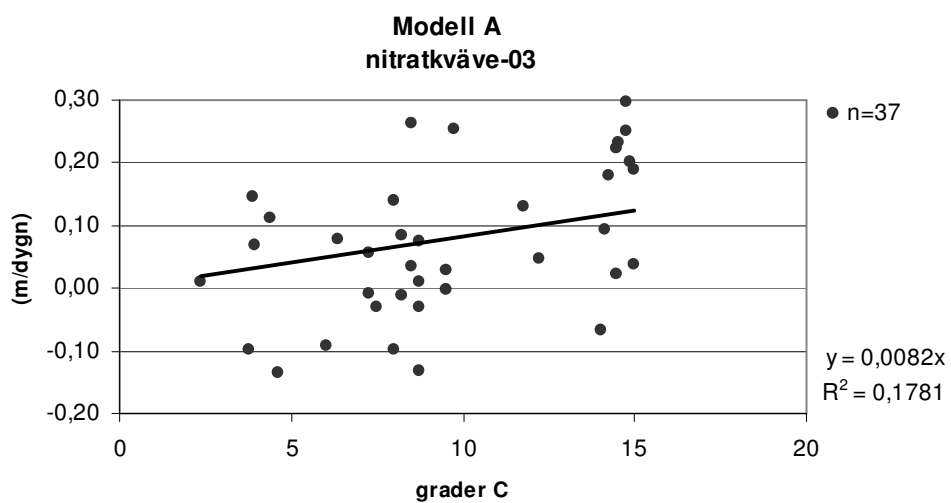
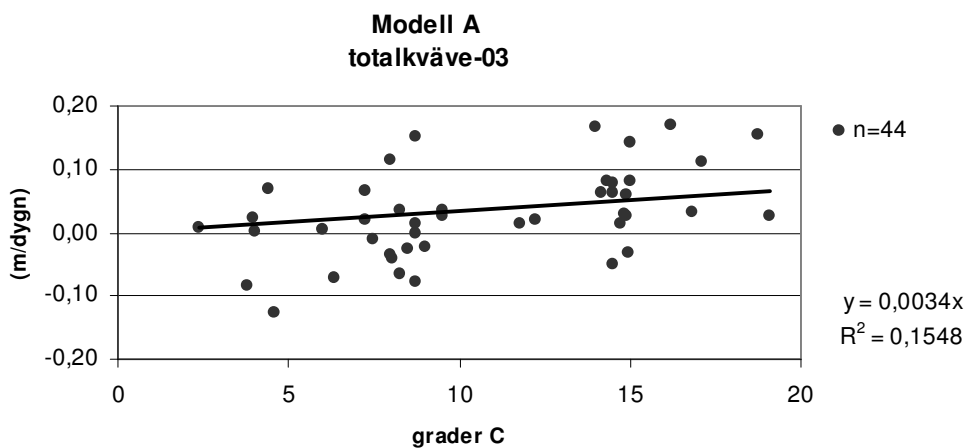
Wittgren, H. B., Arheimer, B., Tonderski, K., 2002. *Kväveavskiljning i våtmarker: Effektivitet och regionala skillnader*, Kungliga Skogs och Lantbruksakademins tidskrift 141:4 pp53-62

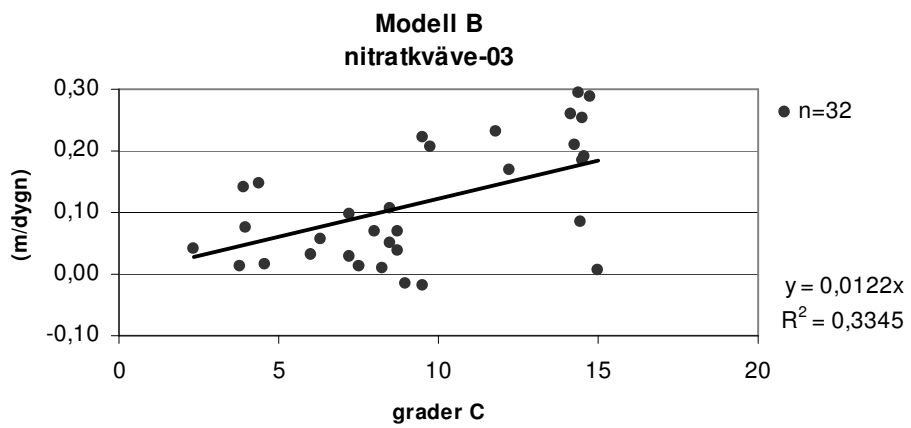
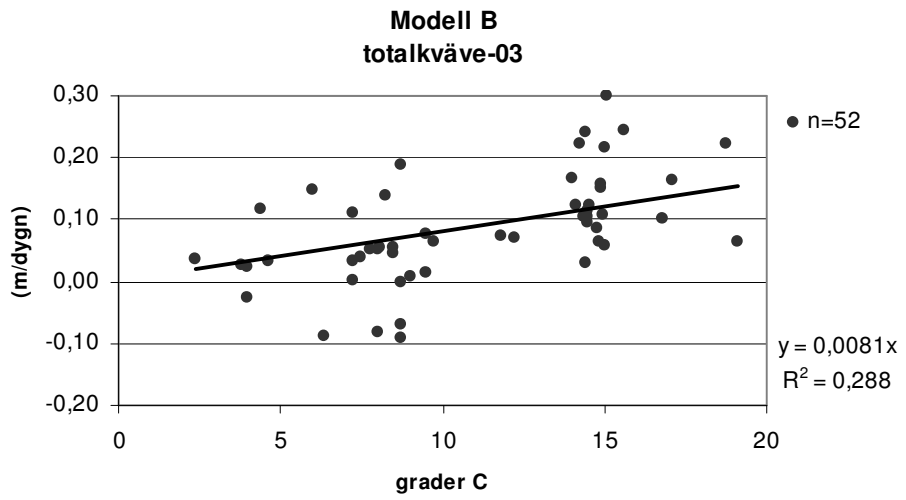
Regeringens proposition 1997/98:145 Svenska miljömål. Miljöpolitik för ett hållbart Sverige

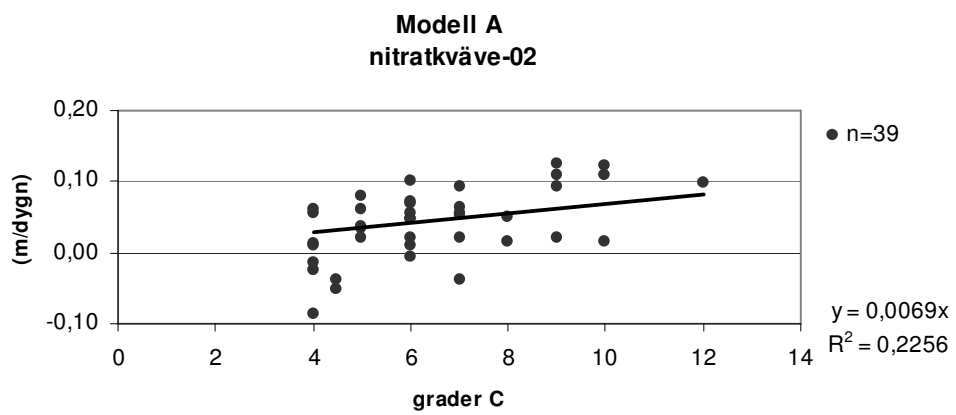
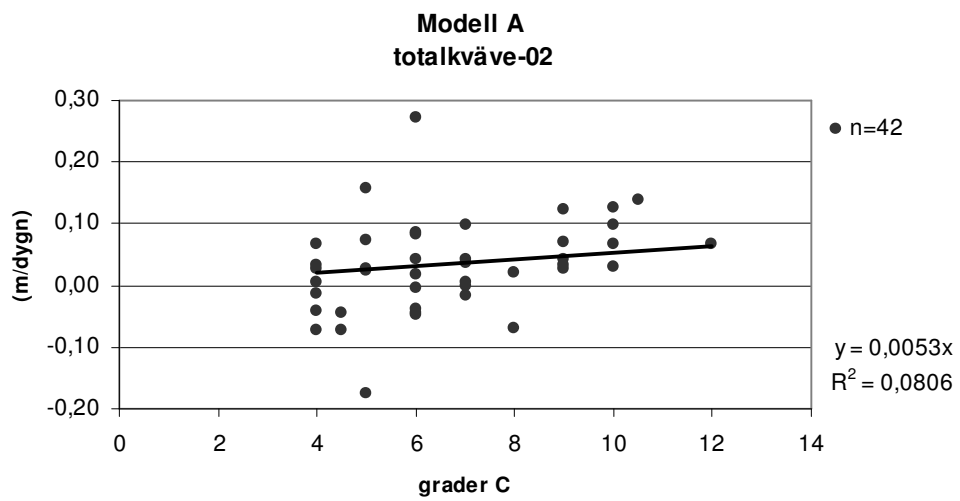
Ekonomiska kartan 2004: 4c5e, 4c5f

Appendix

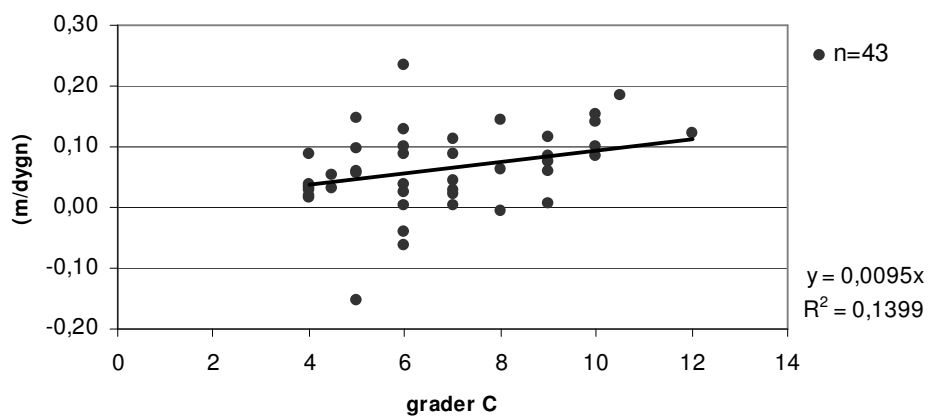
Bilaga 1 Regressionsdiagram för respektive k-värde och vattentemperatur



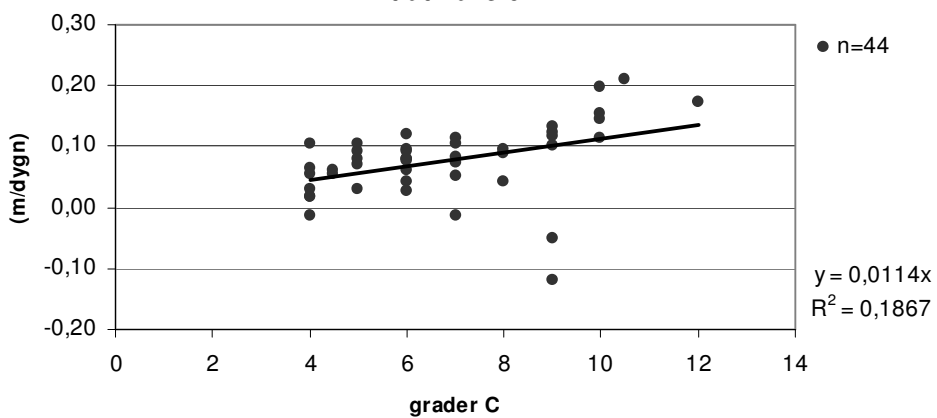




Modell B
totalkväve-02



Modell B
nitratkväve-02



Bilaga 2 Årliga absoluta retentionen i Lilla Böslid

Den absoluta retentionen ($\text{kg ha}^{-1} \text{år}^{-1}$) i våtmarken på Lilla Böslid. Beräknat med modell A och modell B för de olika temperaturberoende k_a -värdena.

Linjärinterpolerad indata för 1999-2002 (figur 16);

totalkväve kg/ha/år	Modell A 2002		Modell A 2003		Modell B 2002		Modell B 2003	
	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat
1999	672	830	437	586	1229	1448	1055	1105
2000	896	1110	580	780	1601	1892	1371	1437
2001	685	846	445	597	1247	1471	1071	1122
2002	1541	1905	1000	1343	2744	3234	2358	2469

Linjärinterpolerad indata för 1999-2002 (figur 17);

nitratkväve kg/ha/år	Modell A 2002		Modell A 2003		Modell B 2002		Modell B 2003	
	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat
1999	780	1227	921	550	1313	2013	1399	1028
2000	822	1304	973	577	1356	2104	1447	1059
2001	696	1094	821	490	1168	1782	1245	910
2002	1235	1939	1456	870	2025	3105	2158	1597

Flödesberoende indata för 1999-2002 (figur 18);

totalkväve kg/ha/år	Modell A 2002		Modell A 2003		Modell B 2002		Modell B 2003	
	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat
1999	869	1075	564	757	1584	1869	1360	1425
2000	932	1155	603	812	1667	1971	1428	1497
2001	713	881	464	622	1307	1540	1123	1176
2002	2393	2956	1554	2086	4237	4986	3643	3813

Bilaga 3 Månadsvis absolut retention för perioden 1999-2002

Linjärinterpolerad indata för 1999-2002.

Månadsvis absolut totalkväveretention (kg).

totalkväve kg	Modell A 2003		Modell B 2003		Modell A 2002		Modell B 2002	
	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat
jan-99	19,47	26,31	46,51	48,79	30,30	37,69	54,49	64,71
feb-99	4,85	6,56	11,87	12,46	7,55	9,40	13,91	16,53
mar-99	8,73	11,77	21,12	22,14	13,54	16,81	24,70	29,28
apr-99	52,01	69,96	123,34	129,18	80,34	99,42	143,71	169,50
maj-99	21,69	28,91	53,14	55,55	33,02	40,49	61,49	71,91
jun-99	3,91	4,84	8,39	8,67	5,31	6,06	9,31	10,36
jul-99	0,50	0,57	0,99	1,00	0,60	0,64	1,05	1,11
aug-99	8,20	10,98	23,89	24,96	12,57	15,50	27,61	32,24
sep-99	5,80	7,72	12,71	13,28	8,83	10,83	14,69	17,16
okt-99	7,93	10,58	22,04	23,05	12,08	14,81	25,56	29,96
nov-99	2,39	3,19	5,63	5,89	3,64	4,46	6,54	7,68
dec-99	19,11	25,83	45,46	47,69	29,74	36,98	53,24	63,22
jan-00	19,11	25,83	45,46	47,69	29,74	36,98	53,24	63,22
feb-00	19,03	25,71	45,14	47,35	29,60	36,80	52,86	62,75
mar-00	17,71	23,91	42,20	44,26	27,51	34,17	49,37	58,53
apr-00	35,14	47,35	84,13	88,16	54,42	67,47	98,20	116,10
maj-00	2,90	3,64	6,70	6,94	4,03	4,69	7,50	8,44
jun-00	2,64	3,28	5,53	5,71	3,62	4,20	6,16	6,90
jul-00	1,24	1,52	2,65	2,73	1,66	1,90	2,93	3,25
aug-00	0,10	0,10	0,18	0,19	0,10	0,11	0,20	0,21
sep-00	0,90	1,13	2,11	2,18	1,25	1,45	2,36	2,64
okt-00	19,14	25,72	44,66	46,77	29,53	36,53	52,02	61,34
nov-00	55,98	75,47	132,05	138,40	86,77	107,63	154,22	182,46
dec-00	64,94	87,64	154,23	161,71	100,82	125,20	180,35	213,70
jan-01	17,71	23,92	42,12	44,18	27,54	34,23	49,31	58,52
feb-01	10,55	14,27	25,71	26,97	16,43	20,44	30,13	35,79
mar-01	8,85	11,93	21,54	22,58	13,71	17,00	25,16	29,79
apr-01	39,42	53,07	92,14	96,53	60,97	75,52	107,45	126,90
maj-01	12,41	16,37	32,01	33,41	18,60	22,60	36,86	42,87
jun-01	4,90	6,27	11,12	11,55	7,02	8,29	12,60	14,36
jul-01	0,22	0,24	0,36	0,36	0,25	0,25	0,37	0,38
aug-01	0,22	0,24	0,44	0,45	0,25	0,27	0,47	0,51
sep-01	13,73	18,32	36,83	38,50	20,95	25,76	42,63	49,87
okt-01	21,02	28,11	49,69	51,96	32,16	39,55	57,58	67,45
nov-01	42,69	57,63	101,69	106,63	66,31	82,37	118,94	140,99
dec-01	11,53	15,57	27,71	29,06	17,93	22,29	32,44	38,52
jan-02	61,52	83,12	145,83	152,96	95,68	118,96	170,74	202,65
feb-02	83,51	112,70	197,02	206,58	129,66	161,02	230,39	273,01
mar-02	21,84	29,45	52,58	55,12	33,87	42,03	61,45	72,77
apr-02	1,79	2,29	4,02	4,17	2,56	3,03	4,55	5,20
maj-02	10,47	13,84	26,09	27,24	15,75	19,19	30,05	34,95
jun-02	12,33	16,36	27,25	28,45	18,66	22,83	31,40	36,58
jul-02	90,99	121,80	211,96	221,62	139,47	171,70	245,49	287,38
aug-02	45,20	60,32	106,90	111,68	68,95	84,63	123,44	143,99
sep-02	2,11	2,67	4,45	4,62	2,97	3,48	5,01	5,68
okt-02	15,84	21,32	36,71	38,47	24,48	30,32	42,83	50,60
nov-02	62,51	84,32	148,61	155,80	96,97	120,37	173,70	205,70
dec-02	3,78	5,10	9,97	10,45	5,86	7,28	11,66	13,81

Linjärinterpolerad indata för 1999-2002.

Månadsvis absolut nitratkväveretention (kg).

nitratkväve kg	Modell A 2003		Modell B 2003		Modell A 2002		Modell B 2002	
	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat
jan-99	35,56	20,88	53,04	37,99	29,96	48,02	49,60	77,10
feb-99	10,96	6,43	16,72	12,27	9,23	14,81	15,63	24,92
mar-99	19,14	11,30	29,04	21,74	16,16	25,74	27,17	43,69
apr-99	119,27	70,96	177,25	131,30	100,98	159,26	166,24	257,26
maj-99	43,77	26,69	68,29	51,38	37,40	57,38	64,29	96,53
jun-99	6,08	4,44	9,55	7,87	5,54	7,02	9,19	11,74
jul-99	0,46	0,40	0,76	0,69	0,44	0,48	0,75	0,83
aug-99	14,62	8,79	26,45	19,69	12,42	19,39	24,91	36,79
sep-99	11,50	6,98	15,94	11,70	9,80	15,19	15,01	22,03
okt-99	16,37	9,98	28,94	21,05	13,98	21,44	27,22	40,10
nov-99	4,71	2,87	7,11	5,14	4,03	6,18	6,68	9,90
dec-99	45,13	26,51	67,15	48,60	38,03	60,91	62,80	98,49
jan-00	45,13	26,51	67,15	48,60	38,03	60,91	62,80	98,49
feb-00	38,72	22,75	57,47	41,90	32,63	52,24	53,75	84,85
mar-00	39,39	23,21	58,68	43,17	33,22	53,02	54,91	86,79
apr-00	73,81	43,72	110,56	83,92	62,39	98,93	103,59	166,20
maj-00	4,51	3,15	7,37	5,98	4,05	5,39	7,05	9,44
jun-00	3,37	2,37	5,04	4,07	3,02	4,05	4,83	6,38
jul-00	1,03	0,76	1,61	1,32	0,94	1,21	1,55	1,99
aug-00	0,10	0,08	0,19	0,16	0,09	0,12	0,19	0,24
sep-00	1,43	0,99	2,35	1,89	1,27	1,73	2,25	2,95
okt-00	21,04	12,56	30,89	22,41	17,83	28,10	28,98	43,83
nov-00	98,18	58,05	144,35	103,88	82,93	131,79	135,20	206,90
dec-00	74,03	43,66	110,53	79,19	62,47	99,59	103,46	158,85
jan-01	26,74	15,72	39,81	28,12	22,54	36,07	37,24	56,87
feb-01	8,74	5,13	13,51	10,04	7,37	11,81	12,63	20,38
mar-01	17,86	10,57	27,29	20,20	15,09	23,96	25,55	40,33
apr-01	84,40	50,08	122,95	93,89	71,39	112,93	115,25	184,96
maj-01	24,74	15,40	41,56	32,04	21,29	32,01	39,20	58,99
jun-01	5,73	3,86	8,91	6,95	5,07	7,02	8,48	11,60
jul-01	0,14	0,13	0,20	0,19	0,14	0,14	0,20	0,21
aug-01	0,20	0,16	0,36	0,31	0,19	0,23	0,35	0,44
sep-01	25,10	15,18	42,52	31,51	21,37	33,12	40,02	59,40
okt-01	39,06	23,63	58,52	42,80	33,28	51,49	55,05	81,18
nov-01	82,69	48,72	122,85	84,28	69,75	111,32	114,97	169,57
dec-01	22,84	13,42	34,48	24,72	19,25	30,81	32,24	50,06
jan-02	68,77	40,43	101,77	77,51	57,97	92,76	95,19	156,67
feb-02	104,63	61,69	154,55	114,08	88,29	140,78	144,66	228,85
mar-02	22,63	13,37	34,14	24,78	19,11	30,41	31,96	49,56
apr-02	2,12	1,42	3,38	2,67	1,87	2,58	3,21	4,46
maj-02	14,77	9,17	23,78	18,10	12,70	19,12	22,45	33,09
jun-02	22,12	13,56	31,12	23,63	18,92	28,98	29,35	43,65
jul-02	172,15	103,82	251,67	187,99	146,51	227,27	236,82	354,77
aug-02	47,23	28,77	70,82	52,84	40,34	61,89	66,77	97,70
sep-02	3,06	2,00	4,56	3,49	2,67	3,83	4,34	5,93
okt-02	36,48	21,67	53,08	38,69	30,86	48,82	49,74	76,59
nov-02	101,13	59,74	152,04	108,44	85,40	135,86	142,36	216,68
dec-02	4,95	2,93	8,04	5,64	4,18	6,65	7,52	11,30

Flödesbaserad indata för 1999-2002.

Månadsvis absolut totalkväveretention (kg).

totalkväve kg	Modell A 2003		Modell B 2003		Modell A 2002		Modell B 2002	
	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat	regression	kalibrerat
jan-99	47,34	58,88	84,75	100,65	30,54	2,64	72,73	76,30
feb-99	12,66	15,76	23,37	27,77	8,88	0,77	21,63	22,70
mar-99	22,92	28,46	41,70	49,46	14,06	1,21	33,99	35,64
apr-99	116,56	144,27	207,51	244,79	75,65	6,54	178,72	187,19
maj-99	32,56	39,97	60,52	70,85	21,06	1,82	51,41	53,75
jun-99	5,48	6,28	9,78	10,91	4,01	0,35	8,79	9,08
jul-99	0,77	0,82	1,34	1,42	0,54	0,05	1,05	1,07
aug-99	20,32	25,06	43,93	51,34	13,45	1,16	38,54	40,28
sep-99	5,43	6,57	8,48	9,77	5,36	0,46	11,40	11,89
okt-99	13,22	16,25	27,12	31,83	6,94	0,60	19,29	20,18
nov-99	4,39	5,39	7,89	9,27	2,78	0,24	6,57	6,87
dec-99	39,99	49,73	71,47	84,86	26,47	2,29	62,86	65,93
jan-00	39,99	49,73	71,47	84,86	26,47	2,29	62,86	65,93
feb-00	38,90	48,37	69,56	82,58	24,29	2,10	57,65	60,48
mar-00	39,15	48,63	69,94	82,92	25,11	2,17	59,72	62,63
apr-00	57,13	70,83	103,59	122,48	36,74	3,17	88,35	92,59
maj-00	5,07	5,92	9,47	10,69	3,38	0,29	7,80	8,07
jun-00	4,25	4,95	7,26	8,17	3,24	0,28	6,79	7,02
jul-00	2,03	2,32	3,52	3,91	1,29	0,11	2,78	2,87
aug-00	0,10	0,10	0,18	0,19	0,11	0,01	0,21	0,22
sep-00	1,56	1,83	2,99	3,35	1,11	0,10	2,63	2,72
okt-00	23,04	28,46	40,77	47,99	19,52	1,69	45,57	47,72
nov-00	77,75	96,43	137,90	163,13	47,93	4,14	112,98	118,41
dec-00	95,53	118,63	170,63	202,18	59,45	5,14	141,17	148,01
jan-01	38,99	48,47	69,92	82,97	25,05	2,16	59,51	62,41
feb-01	15,71	19,55	28,78	34,19	9,98	0,86	24,32	25,51
mar-01	14,75	18,29	27,02	31,99	9,51	0,82	23,10	24,22
apr-01	41,28	51,13	73,20	86,43	28,53	2,46	67,05	70,24
maj-01	17,24	20,99	33,65	39,18	10,01	0,86	25,52	26,63
jun-01	8,21	9,71	14,58	16,61	5,32	0,46	12,17	12,64
jul-01	0,37	0,38	0,57	0,60	0,28	0,02	0,48	0,48
aug-01	0,30	0,33	0,57	0,62	0,26	0,02	0,54	0,55
sep-01	38,43	47,28	78,42	91,78	25,27	2,18	68,12	71,21
okt-01	40,61	49,93	71,80	84,10	28,11	2,43	65,68	68,70
nov-01	60,24	74,82	107,99	127,99	38,19	3,30	90,85	95,26
dec-01	17,95	22,32	32,46	38,53	10,53	0,91	25,31	26,55
jan-02	96,65	120,16	172,04	204,19	73,82	6,38	174,47	182,99
feb-02	209,08	259,67	371,45	440,20	127,28	11,00	300,34	314,91
mar-02	54,51	67,67	98,78	117,00	30,86	2,67	74,30	77,90
apr-02	3,48	4,12	6,27	7,16	2,42	0,21	5,52	5,74
maj-02	25,60	31,28	48,56	56,63	16,91	1,46	42,11	43,98
jun-02	33,75	41,39	56,13	65,53	24,04	2,08	53,01	55,39
jul-02	320,41	394,53	560,20	655,98	207,76	17,95	480,94	502,91
aug-02	113,74	139,66	202,36	236,17	73,93	6,39	173,40	181,17
sep-02	5,49	6,48	9,30	10,58	3,75	0,32	7,99	8,29
okt-02	26,85	33,21	47,28	55,82	18,12	1,57	42,28	44,29
nov-02	90,25	112,03	161,13	190,83	58,03	5,01	137,51	144,16
dec-02	6,17	7,66	12,02	14,24	3,41	0,29	8,99	9,43

Bilaga 4 Tidigare examensarbeten på Institutionen för Naturgeografi och Ekosystemanalys

Lunds Universitets Naturgeografiska institution. Seminarieuppsatser. Uppsatserna finns tillgängliga på Naturgeografiska institutionens bibliotek, Sölvegatan 12, 223 62 LUND. Serie startade 1985.

The reports are available at the Geo-Library, Department of Physical Geography, University of Lund, Sölvegatan 12, S-223 62 Lund, Sweden.
Report series started 1985.

64. Elmqvist, B., Lundström, J., (2000): The utility of NOAA AVHRR data for vegetation studies in semi-arid regions.
65. Wickberg, J., (2000): GIS och statistik vid dräneringsområdesvis kväveläckagebeskrivning i Halland.
66. Johansson, M., (2000): Climate conditions required for re-glaciation of cirques in Rasepautasjtjåkka massif, northern Sweden.
67. Asserup, P., Eklöf, M., (2000): Estimation of the soil moisture distribution in the Tamne River Basin, Upper East Region, Ghana.
68. Thern, J., (2000): Markvattenhalt och temperatur i sandig jordbruksmark vid Ils-torp, centrala Skåne: en mättnings- och modelleringsstudie.
69. Andersson, C., Lagerström, M., (2000): Nitrogen leakage from different land use types - a comparison between the watersheds of Graisupis and Vardas, Lithuania.
70. Svensson, M., (2000): Miljökonsekvensbeskrivning med stöd av Geografiska Informationssystem (GIS) – Bullerstudie kring Malmö-Sturup Flygplats.
71. Hyltén, H.A., Ugglå, E., (2000): Rule-Based Land Cover Classification and Erosion Risk Assessment of the Krkonoše National Park, Czech Republic.
72. Cronquist, L., Elg, S., (2000): The usefulness of coarse resolution satellite sensor data for identification of biomes in Kenya.
73. Rasmusson, A-K., (2000): En studie av landskapsindex för kvantifiering av rumsliga landskapsmönster.
74. Olofsson, P., Stenström, R., (2000): Estimation of leaf area index in southern Sweden with optimal modelling and Landsat 7 ETM+Scene.
75. Ugglå, H., (2000): En analys av nattliga koldioxidflöden i en boreal barrskog avseende spatial och temporal variation.
76. Andersson, E., Andersson, S., (2000): Modellering och uppmätta kväveflöden i energiskog som bevattnas med avloppsvatten.
77. Dawidson, E., Nilsson, C., (2000): Soil Organic Carbon in Upper East Region, Ghana - Measurements and Modelling.
78. Bengtsson, M., (2000): Vattensänkningar - en analys av orsaker och effekter.
79. Ullman, M., (2001): El Niño Southern Oscillation och dess atmosfäriska fjärrpåverkan.
80. Andersson, A., (2001): The wind climate of northwestern Europe in SWECLIM regional climate scenarios.
81. Lalloo, D., (2001): Geografiska informationssystem för studier av polyaromatiska

- kolväten (PAH) – Undersökning av djupvariation i BO01-området, Västra hamnen, Malmö, samt utveckling av en matematisk formel för beräkning av PAH-koncentrationer från ett kontinuerligt utsläpp.
82. Almqvist, J., Fergéus, J., (2001): GIS-implementation in Sri Lanka. Part 1: GIS-applications in Hambantota district Sri Lanka : a case study. Part 2: GIS in socio-economic planning : a case study.
 83. Berntsson, A., (2001): Modellering av reflektans från ett sockerbetsbestånd med hjälp av en strålningsmodell.
 84. Umegård, J., (2001): Arctic aerosol and long-range transport.
 85. Rosenberg, R., (2002): Tetratermmodellering och regressionsanalyser mellan topografi, tetraterm och tillväxt hos sitkagran och lärk – en studie i norra Island.
 86. Håkansson, J., Kjörling, A., (2002): Uppskattning av mängden kol i trädform – en metodstudie.
 87. Arvidsson, H., (2002): Coastal parallel sediment transport on the SE Australian inner shelf – A study of barrier morphodynamics.
 88. Bemark, M., (2002): Köphultssjöns tillstånd och omgivningens påverkan.
 89. Dahlberg, I., (2002): Rödlistade kärlväxter i Göteborgs innerstad – temporal och rumslig analys av rödlistade kärlväxter i Göteborgs artdataarkiv, ADA.
 90. Poussart, J-N., (2002): Verification of Soil Carbon Sequestration - Uncertainties of Assessment Methods.
 91. Jakubaschk, C., (2002): Acacia senegal, Soil Organic Carbon and Nitrogen Contents: A Study in North Kordofan, Sudan.
 92. Lindqvist, S., (2002): Skattning av kväve i gran med hjälp av fjärranalys.
 93. Göthe, A., (2002): Översvämningskartering av Vombs ängar.
 94. Lööv, A., (2002): Igenväxning av Köphultsjö – bakomliggande orsaker och processer.
 95. Axelsson, H., (2003): Sårbarhetskartering av bekämpningsmedels läckage till grundvattnet – Tillämpat på vattenskyddsområdet Ignaberga-Hässleholm.
 96. Hedberg, M., Jönsson, L., (2003): Geografiska Informationssystem på Internet – En webbaserad GIS-applikation med kalknings- och försurningsinformation för Kronobergs län.
 97. Svensson, J., (2003): Wind Throw Damages on Forests – Frequency and Associated Pressure Patterns 1961-1990 and in a Future Climate Scenario.
 98. Stroh, E., (2003): Analys av fiskrättsförhållandena i Stockholms skärgård i relation till känsliga områden samt fysisk störning.
 99. Bäckstrand, K., (2004): The dynamics of non-methane hydrocarbons and other trace gas fluxes on a subarctic mire in northern Sweden.
 100. Hahn, K., (2004): Termohalin cirkulation i Nordatlanten.
 101. Lina Möllerström (2004): Modelling soil temperature & soil water availability in semi-arid Sudan: validation and testing.
 102. Setterby, Y., (2004): Igenväxande hagmarkers förekomst och tillstånd i Västra Götaland.
 103. Edlundh, L., (2004): Utveckling av en metodik för att med hjälp av lagerföljdsdata och geografiska informationssystem (GIS) modellera och rekonstruera våtmarker i Skåne.

104. Schubert, P., (2004): Cultivation potential in Hambantota district, Sri Lanka
105. Brage, T., (2004): Kvalitetskontroll av servicedatabasen Sisyla
106. Sjöström, M., (2004): Investigating Vegetation Changes in the African Sahel 1982-2002: A Comparative Analysis Using Landsat, MODIS and AVHRR Remote Sensing Data
107. Danilovic, A., Stenqvist, M., (2004): Naturlig föryngring av skog
108. Materia, S., (2004): Forests acting as a carbon source: analysis of two possible causes for Norunda forest site
109. Hinderson, T., (2004): Analysing environmental change in semi-arid areas in Kordofan, Sudan
110. Andersson, J., (2004): Skånska småvatten nu och då - jämförelse mellan 1940, 1980 och 2000-talet
111. Tränk, L., (2005): Kadmium i skånska vattendrag – en metodstudie i föroreningsmodellering.
112. Nilsson, E., Svensson, A.-K., (2005): Agro-Ecological Assessment of Phonxay District, Luang Phrabang Province, Lao PDR. A Minor Field Study.
113. Svensson, S., (2005): Snowcover dynamics and plant phenology extraction using digital camera images and its relation to CO₂ fluxes at Stordalen mire, Northern Sweden.
114. Barth, P. von., (2005): Småvatten då och nu. En förändringsstudie av småvatten och deras kväveretentionsförmåga.
115. Areskoug, M., (2005): Planering av dagsutflykter på Island med nätverkanalys
116. Lund, M., (2005): Winter dynamics of the greenhouse gas exchange in a natural bog.
117. Persson, E., (2005): Effect of leaf optical properties on remote sensing of leaf area index in deciduous forest.
118. Mjöfors, K., (2005): How does elevated atmospheric CO₂ concentration affect vegetation productivity?
119. Tollebäck, E., (2005): Modellering av kväveavskiljningen under fyra år i en anlagd våtmark på Lilla Böslid, Halland
120. Isacson, C., (2005): Empiriska samband mellan fältdata och satellitdata – för olika bokskogsområden i södra Sverige.