

Miljöövervakningen missar miljöförbättringar

- erfarenheter från Rååns avrinningsområde



Pär Persson
Annika Ståhl-Delbanco
2007

MILJÖNÄMNDEN



Pär Persson

Annika Ståhl-Delbanco

**Miljöövervakningen missar miljöförbättringar –
erfarenheter från Rååns avrinningsområde**

Miljökontoret i Helsingborgs stad tillsammans med Rååns vattendragsförbund
2007

Fotografier: Framsida våtmarken Ormarstorp S, baksida våtmarken Ormarstorp N

Fotograf: Robert Dobak

ISBN: 978-91-976087-9-4

Upplaga: 500

Tryck: Inlaga Helsingborgs stad, Omslag NP Tryck AB

Beställningsadress: Miljökontoret, 251 89 Helsingborg

Tilkännagivanden

Denna rapport har producerats inom ramen för det samarbete som sker mellan Miljökontoret i Helsingborgs stad och Rååns vattendragsförbund (RVF). Ett stort tack till Linda Axelsson för provtagning och sammanställning av mätdata för perioden 2001-2004.

Innehållsförteckning

RESUMÉ	6
SAMMANFATTNING	7
INLEDNING	8
METODIK	9
Del 1: Ormarstorp S	9
Provtagningsprogram	9
Del 2: Miljöövervakning i Råån	10
RVF	11
SLU	11
Långtidsserier	12
Jämförelse avseende övergödningsindikatorer	12
RESULTAT OCH DISKUSSION	14
Del 1: Ormarstorp S	14
Årsmedelhalter	14
Kvävebelastning och kvävereduktion	15
Fosforbelastning och fosforreduktion	19
Del 2: Miljöövervakning i Råån	23
Årstransporter	23
Arealförluster	25
Flödesnormalisering	26
Flödesviktade halter	28
Årsmedelhalter	29
SLUTSATSER	33
Näringsämnesreduktion i Ormarstorp S	33
Övergödningsindikatorer i miljöövervakningen	33
Våtmarkers och andra åtgärders betydelse i Råån	35
REFERENSER	36

Resumé

Denna rapport innehåller mycket fakta och har också långa resonerande avsnitt som kan vara tidskrävande att ta sig igenom. För att snabbt förmedla vad rapporten handlar om har vi därför valt att sammanfatta den med några frågor och svar:

- 1. Hur fungerar reningseffekterna i en anlagd våtmark som Ormastorp S?**
- Jo tack, bra!
- 2. Varför ser man inga förbättringar i vattendragen då?**
- Det gör man, men dagens metoder är otillräckliga och överskuggar de förbättringar som sker.
- 3. Är inte miljöövervakningen tillräckligt bra för att studera näringsämnen i små jordbrukspåverkade åar?**
- Nej, men den kan förbättras avsevärt med relativt små medel! Förbättringarna gäller både provtagningsmetod och provtagningsfrekvens.
- 4. Behöver bedömningsgrunderna avseende övergödning också göras om?**
- Ja, indikatorerna borde vara anpassade efter olika regioners förutsättningar! Som exempel kan glidande 3-årsmedelvärden av totalkväve- och totalfosforhalter användas i små, sjöfattiga jordbruksåar.

Sammanfattning

I nordvästra Skåne har nya våtmarker anlagts under drygt 15 år med syfte att reducera näringsämnestransporten till vattendrag och kustvatten. De positiva reningseffekter som våtmarker och andra vidtagna åtgärder innebär har hittills varit svåra att verifiera genom den miljöövervakning som sker i vattendragen. I föreliggande rapport redovisas reningsresultat från en anlagd våtmark i Rååns avrinningsområde. I rapporten jämförs också olika rapportörers mätdata från Råån. En redovisning av vilken betydelse valet av indikatorer kan ha för tolkningen av övergödningssituationen ingår också.

I den anlagda våtmarken Ormarstorp S har reningseffekter av totalkväve och totalfosfor studerats under en period av åtta år. I genomsnitt renas 746 kg totalkväve per hektar dammyta och år (4 % av kvävebelastningen) och 65 kg totalfosfor per hektar dammyta och år (31 % av fosforbelastningen). Våtmarken visar således på god reningsförmåga.

Jämförelsen mellan de olika övervakningsprogram som genomförs i Råån av Rååns vattendragsförbund (RVF) samt av Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) visar att redovisade *näringsämnestransporter* skiljer sig kraftigt åt vissa år. En förklaring är att olika metodik för insamling av vattenprover har använts. Med relativt god överensstämmelse visar båda rapportörerna att *halterna* av totalkväve och totalfosfor har minskat över tiden i Råån. Överensstämmelsen är däremot mindre god om Naturvårdsverkets bedömningsgrunder, med indikatorn *arealförluster*, används. Med utgångspunkt från dessa skillnader föreslår vi metodförbättringar. En är att utföra provtagning med hjälp av flödesstyrda automatiska provtagare. En annan förbättring är att analysera närsalthalterna som veckoprover istället för månadsprover. Felkällor som beror på kraftiga flödesförändringar undviks härigenom vilket innebär tillförlitligare utgångsvärden. För att förbättra rapporteringen föreslår vi dessutom att ansvariga myndigheter kompletterar Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag med regionalt anpassade indikatorer för att studera förändringar av övergödningssituationen över tiden. För jordbruksåar som saknar flödesutjämnande sjösystem fungerar till exempel glidande 3-årsmedelvärden av halter mycket bra. På liknande sätt kan andra indikatorer väljas för system med andra förutsättningar.

Inledning

Ett stort antal våtmarksprojekt har genomförts i nordvästra Skåne med syfte att reducera näringsämnestransporten till vattendrag och kustvatten samt för att berika landskapet med naturmiljöer. Våtmarksprojekten innebär positiva effekter för flera av de nationella miljökvalitetsmålen: *Myllrande våtmarker*, *Ingen övergödning*, *Ett rikt odlingslandskap*, *Levande sjöar och vattendrag* och *Hav i balans samt levande kust och skärgård*. Inom Rååns avrinningsområde har Helsingborgs stad, tillsammans med övriga kommuner anlagt ett femtiotal våtmarker med en sammanlagd yta av 48 hektar. Sedan 1992 har Rååns vattendragsförbund (RVF) och Miljökontoret i Helsingborg genomfört olika övervakningsprogram för att studera effekterna i ett par av de anlagda våtmarkerna. Däribland ingår uppföljning av våtmarken Ormastorp S. Resultaten visar sammantaget på god reningseffekt av såväl kväve som fosfor i våtmarkerna, dock med stor inom- och mellanårsvariation, sannolikt till följd av variationer i flöden och närsalthalter i vattendragen.

RVF och Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) tar regelbundet prover för analys av närsaltstransporter från Råån till Öresund. Provtagningsprogrammen är snarlika, men resultaten skiljer sig vissa år markant åt mellan rapportörerna, vilket innebär svårigheter för hur man ska tolka miljötillståndet i Råån. Med denna rapport vill vi sätta avskiljningen av närsaltsalter i våtmarker (med Ormastorp S som exempel) i relation till beräknade närsaltstransporter i vattendrag. Detta gör vi för att visa på betydelsen av att detaljerade studier görs i både våtmarker och vattendrag. Vidare vill vi belysa att de förenklade beräkningsmetoder som används av såväl myndigheter som vattendragsförbund kan ge olika utfall beroende på vilken metod och vilket dataunderlag som används. Utifrån detta föreslår vi dessutom förbättringar som kan göras såväl vad gäller provtagningsmetoder som rapporteringsförfarande. Samtidigt vill vi få igång en diskussion om hur närsaltsdata bör presenteras när långtidstrender och miljötillstånd ska beskrivas.

Metodik

Här presenterar vi de metoder som vi har använt för att 1) beskriva närsaltsreduktion i en anlagd våtmark, samt 2) visa hur data från olika rapportörer kan skilja sig utifrån vald provtagnings- och rapporteringsmetod.

Del 1: Ormarstorp S

Våtmarken Ormarstorp S ligger inom Rååns avrinningsområde i Helsingborgs kommun, ca en kilometer öster om Vallåkra by. Den anlades 1993 på ohävdad gräsmark genom en kombination av grävning och dämning. Våtmarken tillförs vatten från den lilla och till stora delar kulverterade Viarpsbäcken. Ormarstorp S består av en avlång damm (längd:breddförhållande 4:1) och har ett maxdjup på 2 m (Tabell 1). Dammens strandzon och utlopp är täckta av övervattensvegetation och de centrala delarna består av en öppen damm med dominans av undervattensvegetation. Utloppet utgörs av ett så kallat Thompsonöverfall. Genom inmätning och digitalisering av dammen samt korrigering av Rååns delavrinningsområden har mindre justeringar gjorts av dammytan och avrinningsområdets storlek i förhållande till tidigare rapporterade värden (Persson 2000).

Tabell 1. Våtmarken Ormarstorp S

Egenskap	Ormarstorp S
Anläggningsår	1993
Avrinningsområde (ha)	229
Våtmarksyta (ha)	0.64
Dammyta (ha)	0.42
Volym (m ³)	6700
Medelvattenföring 1998-2005 (l/s)	23
Upphållstid, medel 1998 – 2005 (h)	81
Maxdjup (m)	2.0

Provtagningsprogram

Under åren 1998-2005 togs vattenprover vid inlopp och utlopp med veckovisa intervall med hjälp av automatiska provtagare i form av slangpumpar med silikon slang (innerdiameter 1.6 mm). Dessa sög kontinuerligt upp vatten i dunkar med ett flöde av 0.9 ml/min. Från den väl omblandade dunken togs sedan delprover vart sjunde dygn, då dunken också tömdes. På så sätt erhöles ett sammanslaget vattenprov, där effekterna av tillfälliga variationer av näringsämneshalter

jämnats ut. Vid några enstaka tillfällen togs istället stickprov direkt vid inloppet respektive utloppet, då isbildning i dunken omöjliggjorde annan provtagning. Direkt efter provtagningen frystes vattenproverna och skickades på analys av totalkväve (Tot-N), totalfosfor (Tot-P), nitratkväve (NO₃-N) och fosfatfosfor (PO₄-P) vid ackrediterade laboratorier (LMI AB, Helsingborg och AnalyCen AB). Under perioden togs prov under sammanlagt 254 veckor, med tätast intervall under vår, försommar och höst.

Vattentemperaturen mättes i utloppet vid mätillfällena. Initialt användes en analog termometer (KYLKY) för mätning av temperaturen i samband med vattenprovtagning, men under de senaste tre åren mättes temperaturen digitalt och kontinuerligt med hjälp av en datalogger (Tinytag Aquatic). Utloppstemperaturen har använts i de analyser där reningseffekter kopplas till temperatur. I perioder med analog mätning representerar utloppsvärdet således ett veckovärde och i perioder med digital mätning representeras veckovärdet av utloppets medeltemperatur under aktuell vecka.

Vattenföringen genom våtmarken har beräknats med utgångspunkt från uppmätta flöden vid SMHI:s station Bröddebacken. Dessa veckomedelvärden har sedan räknats om för våtmarken Ormastorp S, genom arealvägd relation (229 ha/15500 ha).

För att beräkna den totala närsaltsbelastningen och -reduktionen för Ormastorp S har det beräknade veckomedelvärdet av flödet multiplicerats med halten för respektive samlingsprov, alternativt stickprov, från inlopp och utlopp. Närsaltreduktioner har beräknats som skillnader i näringsämnestransporter mellan inlopps- och utloppsvärden. På så sätt har veckovärden på belastning och reduktion erhållits år för år. För att illustrera hur belastningen och reduktionen varierade under olika säsonger under ett genomsnittså har vi sedan räknat om dessa värden till 52 veckomedelvärden.

Med hjälp av linjär regression har eventuella samband mellan närsaltreduktion och näringsämnesbelastning, närsalthalter, flöden samt temperatur analyserats.

Del 2: Miljöövervakning i Råån

I denna del av rapporten görs en jämförelse av de närsaltparametrar som är rapporterade genom Rååns vattendragsförbund (RVF) respektive genom Sveriges lantbruksuniversitet (SLU) för perioden 1986-2005. För att ge ytterligare perspektiv på de parametrar som är förknippade med

övergödning har vi även valt att visa de halter av nitratkväve och fosfatfosfor som finns rapporterade för Råån under perioden 1947–2005.

Görarpsdammens utlopp är provtagningspunkt för vattenkemiska parametrar i såväl SLUs miljöövervakningsprogram som i RVF:s kontrollprogram. Görarpsdammen är belägen i Rååns huvudfåra strax söder om Helsingborg (där motorväg E6 korsar Råån). I denna punkt avvattnas 86% av Rååns totala avrinningsområde (19 300 ha).

RVF

Sedan 1986 har Rååns vattendragsförbund (RVF), genom sin recipientkontroll, genomfört vattenprovtagning vid Görarpsdammens utlopp i Råån. Vattenprov tas som stickprov en gång i veckan. Veckoproverna fryses direkt efter provtagning. Innan analys tinas de upp och blandas till flödesproportionella månadsprover (andelen vatten för respektive vecka i månadsprovet fördelas i förhållande till veckomedelvärdet av vattenföringen vid Bröddebacken). Det flödesproportionella månadsprovet analyseras på totalkväve och totalfosfor av ackrediterat laboratorium. Årstransporter av närsalter från Råån till Öresund baseras på ovanstående månadsprover tillsammans med flödesdata (månadsmedelvärden) från SMHI:s vattenföringsstation Bröddebacken, genom arealvägd relation (19300 ha/15100 ha) och redovisas årligen i en rapport (VBB/VIAK 1987-1991; Ekologgruppen 1992- 2006). Redovisade och bearbetade data är hämtade från dessa rapporter.

SLU

Sedan 1980 bedriver Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU) miljöövervakning i Råån. De använder sig av samma provpunkt som RVF, men tar istället stickprov en gång i månaden. Proverna skickas direkt till SLU i Uppsala där de analyseras på bland annat kväve- och fosforfraktioner. Vid SLU görs också beräkningar av transporten av totalkväve och totalfosfor från Råån till Öresund baserat på analysvaren från vattenproverna. Dessa data publiceras sedan i ”Databank för vattenkemi” på SLU:s hemsida, där vi har hämtat information om årstransporter av kväve och fosfor, liksom halter av fosfatfosfor och nitratkväve (<http://info1.ma.slu.se/db.html>).

Långtidsserier

I Görarpsdammens utlopp har provtagning för analys av nitratkväve- och fosfatfosforhalter gjorts, med varierande regelbundenhet, av olika intressenter sedan 1947. Vi har tagit del av dessa och sammanställt dem till årsmedelvärden. Mätvärden från perioden 1947-1983 är hämtade från VBB (1984) och årsmedelvärdena baseras här på 2-4 stickprov/år förutom under perioden 1974-1979 då endast ett vårvärde finns tillgängligt samt under perioden 1980-1983 då basen utgörs av 12 månadsvärden. Efter 1984 baseras årsmedelvärdena av fosfatfosfor på SLU:s 12 månadsprov. För nitratkväve är motsvarande data hämtade från SLU, VBB/VIAK samt Ekologgruppen enligt följande: för perioden 1984-1987 baseras årsmedelvärdena på 12 månadsprov (SLU:s hemsida); för åren 1988-1991 utgörs basen av 52 veckoprover (VBB/VIAK 1989-1992); samt för perioden 1992-2005 ligger 12 flödesproportionella månadsprover som grund (Ekologgruppen 1993-2006).

Jämförelse avseende övergödningsindikatorer

Ett antal närbesläktade indikatorer används av myndigheter, vattendragsförbund och konsulter för att beskriva långtidstrender av närsaltparametrar i vattendrag. I denna rapport har vi valt att jämföra data från RVF och SLU utifrån ett flertal sådana indikatorer samt diskutera för- och nackdelar. De indikatorer vi har valt utgörs av *årstransporter*, *arealförluster*, *flödesnormaliserade halter*, *flödesviktade halter* och *årsmedelhalter*.

Årstransporter

Årstransporter är ett enkelt och ofta använt sätt att redovisa data. Kväve- och fosfortransporterna i åmynningen beräknas helt enkelt genom att multiplicera månadsvärden på halter med månadsmedelflöden från en närbelägen SMHI-station. Dessa månadstransporter adderas sedan till ett årsvärde med enheten kg eller ton/år.

Arealförluster

Enligt nuvarande bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag (Naturvårdsverket 1999) används arealförluster av totalkväve och totalfosfor under en treårsperiod för att klassificera tillståndet i ett vattendrag. Arealförluster baseras på månatliga mätningar av halter i vattendraget och räknas fram genom att dividera årstransporten (kg) med avrinningsområdets areal (ha). Enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999) bör medelhalten för en treårsperiod användas för tillståndsklassning av vattendrag (så kallade glidande treårsmedelvärden). I denna rapport

redovisas arealförlusterna både som årsvärden och som glidande treårsmedelvärde (i denna sammanställning representerar 2005 års värde medelvärdet av åren 2003, 2004 och 2005).

Flödesnormalisering

Flödesnormaliserade transporter innebär att transportvärdet har multiplicerats med kvoten mellan medelvattenföring för den period som väljs och aktuellt års medelvattenföring. På liknande sätt kan halter och arealförluster flödesnormaliseras. Sambandet med flödet hålls på så sätt konstant över tiden.

Flödesviktade halter

De flödesviktade halterna visar i stort sett samma sak som flödesnormaliserade halter. De viktade halterna beräknas genom att årstransporten divideras med årsmedelvattenföringen.

Årsmedelhalter

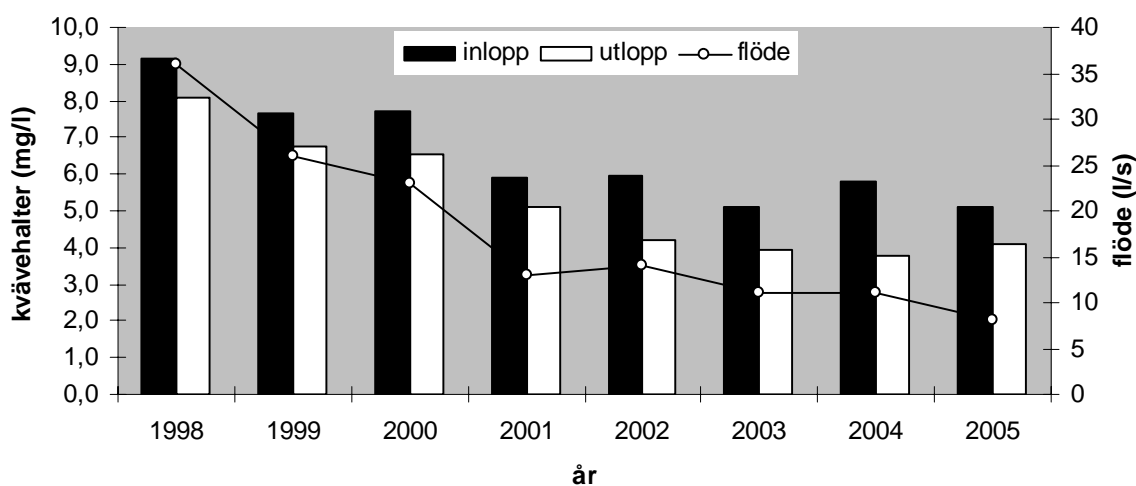
Årsmedelhalter är ett enkelt mått att beräkna och de utgörs helt enkelt av medelvärdet av de halter (vanligen månatliga) som finns uppmätta för ett år. Med de långa tidsserier av nitratkväve- och fosfatfosforhalter som finns för Rååns vattendrag är årsmedelhalter en intressant indikator att redovisa, särskilt som mätningarna påbörjades långt innan det fanns vattenföringsmätningar vid Bröddebacken.

Resultat och Diskussion

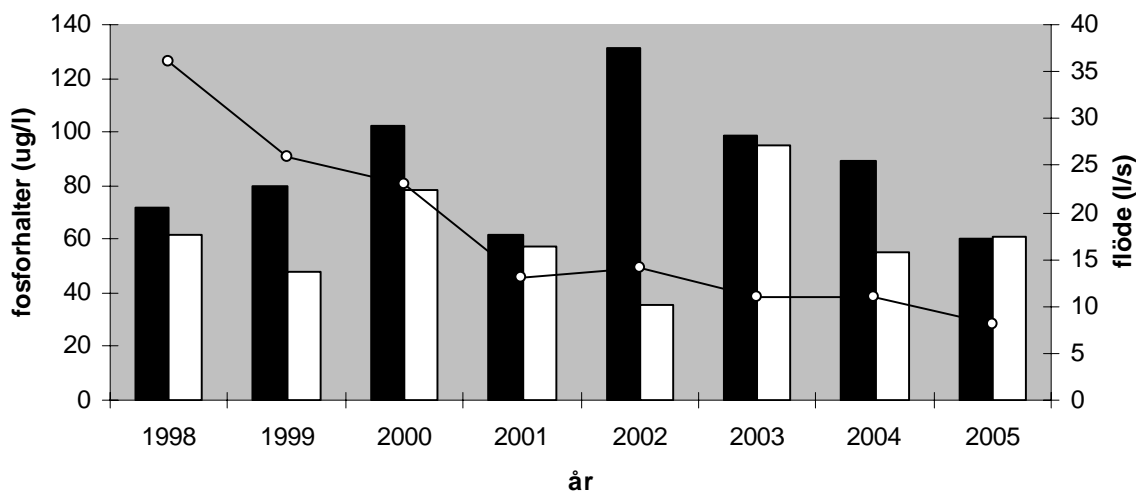
Del 1: Ormatorp S

Årsmedelhalter

Eftersom vi har valt att endast redovisa den totala näringsämnesreduktionen i våtmarken för hela perioden erhålls ingen bild över hur näringsämnesreduktionen kan variera mellan åren. För att ändå få ett begrepp om hur halter och flöden varierar mellan åren i våtmarken redovisas här årsmedelvärden av inlopps- och utloppshalter samt vattenföring (Figur 1 och 2).



Figur 1. Årsmedelhalter av totalkväve (mg/l) i inlopp (svarta staplar) och utlopp (vita staplar) samt årsmedelflöden (l/s; linje) under perioden 1998-2005 i Ormatorp S.



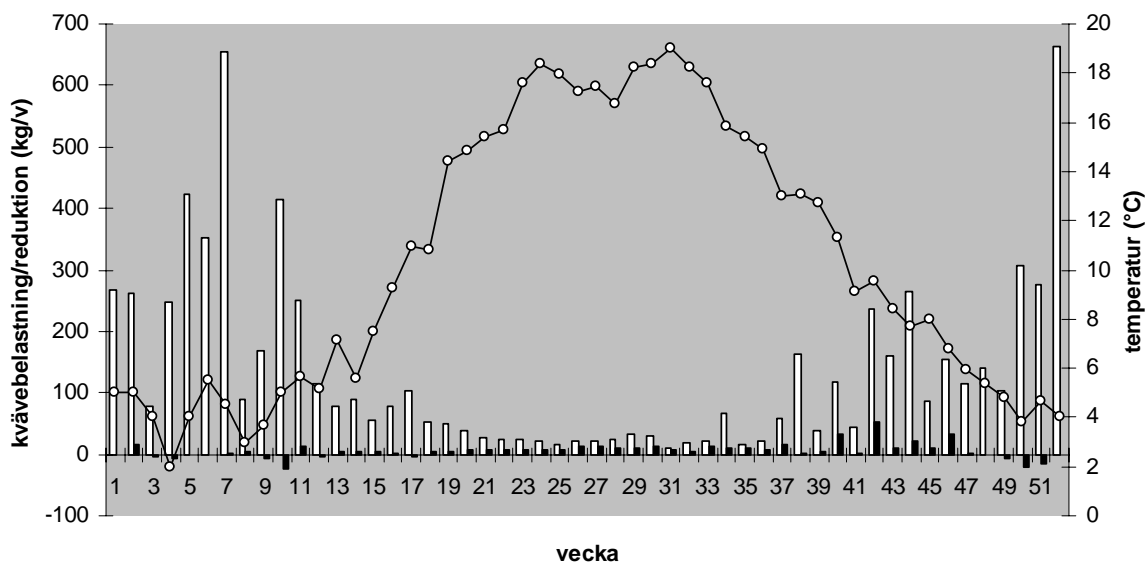
Figur 2. Årsmedelvärden av totalfosforhalter (µg/l) i inlopp (svarta staplar) och utlopp (vita staplar) samt årsmedelflöden (l/s; linje) under perioden 1998-2005 i Ormatorp S.

De inkommande totalkvävehalterna varierade mellan åren och var starkt kopplade till medelvattenföringen. Även utgående halter av totalkväve varierade mellan åren enligt ett liknande mönster (Figur 1). Av figuren framgår att halterna under samtliga år var lägre i utloppet jämfört med i inloppet, vilket indikerar kvävereduktion i våtmarken. Såväl halter som flöden var högre under provtagningarna de första åren och har därefter sjunkit. I jordbrukspåverkade vattendrag finns dock ett generellt samband mellan flöden och kvävehalter (Länsstyrelsen i Malmöhus län 1992) varför man inte kan dra några slutsatser om att kvävehalterna har minskat över tiden. Under de senaste åren har provtagningarna dessutom huvudsakligen skett under perioder med lägre flöden. Som tidigare har framgått har inte provtagningar genomförts varje vecka under de åtta år som provtagningsprogrammet sträckte sig. I stora drag är provtagningarna dock representativa för perioden (medelvattenföring vid provtagningarna var 18 l/s och periodens medelvattenföring var 22 l/s).

För fosfor är bilden något annorlunda (figur 2). Under sju av de åtta åren var halterna lägre i utloppet jämfört med i inloppet. Vissa år var skillnaderna dessutom stora. Detta gäller framförallt år 1999, 2002, och 2004. För fosfor syns inte någon koppling mellan minskade halter och avtagande flöden, vilket inte heller är något vanligt samband. I Råån och många andra vattendrag är det snarare så att fosforhalterna generellt är som högst sommartid när flödena är som lägst (Ulén & Fölster 2005). Någon sådan tydlig tendens går dock inte att se i materialet från Ormatorp.

Kvävebelastning och kvävereduktion

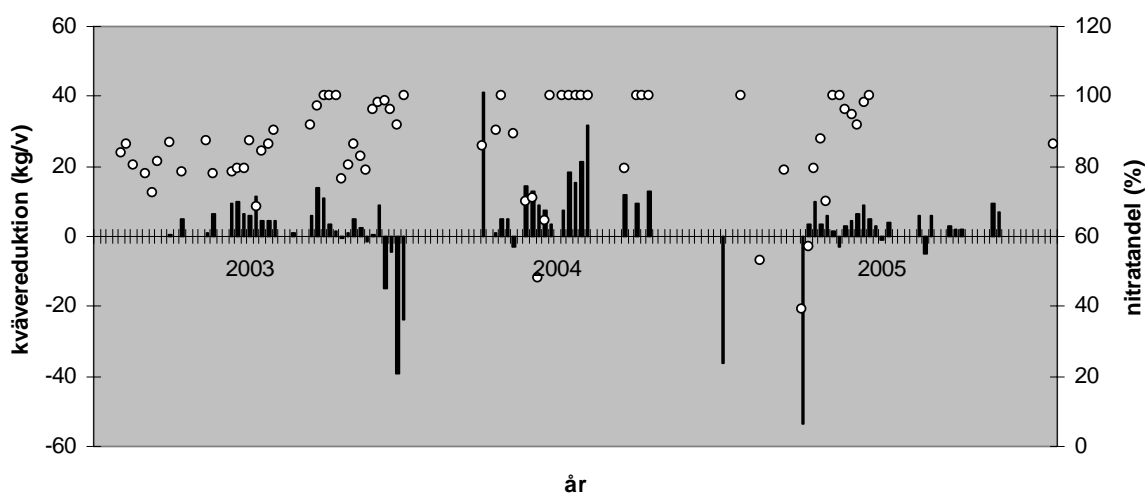
I figur 3 redovisas den totala kvävereduktionen och kvävebelastningen under perioden 1998-2005, uttryckt som ett genomsnittså för perioden. På årsbasis visar resultaten en genomsnittlig reningseffekt av 746 kg kväve per ha dammyta och år eller 4.4 % av kvävebelastningen. I figur 3 belyses även hur reduktion och belastning varierar med årstiden. Under större delen av året, från mitten av mars till mitten av december sker en tydlig reduktion av kväve. När kvävebelastningen är som högst (i genomsnitt 39 ton kväve/ha dammyta och år; från slutet av december till mitten av mars) sker det en nettotransport av kväve från våtmarken. Den högsta absoluta reduktionen av kväve observerades under hösten, när den genomsnittliga kvävebelastningen är drygt 20 ton kväve/ha dammyta och år.



Figur 3. Kvävebelastning (kg/v; vita staplar) och kvävereduktion (kg/v; svarta staplar) tillsammans med vattentemperatur (°C; linje) uttryckt som ett genomsnittår (n=8) för Ormarstorp S.

De viktigaste processerna för avskiljning av kväve i våtmarker är upptagning av växter, sedimentation och denitrifikation. Växters direkta näringsupptag anses av de flesta forskare vara av liten betydelse (Leonardson 2002). Sedimentationens betydelse för nettoavskiljningen är svår att uppskatta. En grov uppskattning är att 1-10 % av det sedimenterade materialet blir långvarigt inbäddat (Tonderski med flera 2002). Undersökningar i grunda norska dammar, med övervattensvegetation och där endast 62% av kvävehalterna utgjordes av nitrat, visade dock på att sedimentation av organiskt kväve var den kvantitativt viktigaste processen (Braskerud 2001). De norska dammarna var dock mycket kraftigt hydrologiskt belastade och dammarnas yta utgjorde endast 0.03-0.38 % av det belastade avrinningsområdets yta. Ormarstorp S är inte alls lika hårt hydrologiskt belastad och har en mycket större dammyta i förhållande till avrinningsområdet (1.8%). Enligt Tonderski med flera (2002) kan en stor andel av reduktionen i våtmarker i stället hänföras till denitrifikation. I det fortsatta resonemanget om kvävereduktion i Ormarstorp S förutsätts därför denitrifikationen vara den viktigaste processen. Denna process gynnas av syrefria förhållanden, hög nitratillgänglighet och biotillgängligt organiskt kol (Bastviken 2006). Denitrifikationsbakterierna gynnas också av hög temperatur (optimum 60-75 °C) och pH 6-8.5 (Knowles 1982; Reddy & Patrick 1984 i Bastviken 2006). Dessa faktorer kan ha påverkat denitrifieringen i Ormarstorp S och vi diskuterar dem därför vidare nedan. Vi utesluter dock effekter av pH eftersom denna faktor håller sig inom det optimala intervallet i Ormarstorp S (egna mätningar). Under perioden 2003-2005 noterades relativt höga totalkväve- och nitratkvävehalter (87 % av totalkvävehalten), vilket innebar att det fanns goda förutsättningar för

bakteriell kvävereduktion (Figur 4). Ett flertal studier har visat att den absoluta kvävereduktionen i våtmarker ökar med ökad kvävebelastning (Fleischer med flera 1994, Davidsson med flera 2003). Resultaten från denna undersökning ger däremot inget stöd för att ett sådant samband finns i Ormastorp S (Figur 3). En förklaring till detta är att kvävereduktionen också är temperaturberoende. I Ormastorp S registrerades ett svagt samband mellan vattentemperatur och procentuell kvävereduktion ($R^2=0.35$). Eftersom perioder med högst kvävebelastning sammanfaller med perioder när temperaturen är som lägst motverkar temperatureffekten belastningens positiva effekt på kvävereduktionen (Figur 3). Eftersom nitratkvävehalterna i många vattendrag ökar kraftigt när flödet ökar från 0 till några m^3/s (Ulén & Fölster 2005) innebär måttliga flödesökningar även hög belastning. Vid ännu högre flöden planar dock sambandet ut för att till och med minska vid riktigt höga flöden, vilket bland annat har noterats för Råån (Ulén & Fölster 2005). Skalan på kvävebelastningen har således betydelse. Vid de allra högsta flödena i en högt hydrologiskt belastad våtmark som Ormastorp S är det därför inte självklart att reduktionen ökar med en ökad belastning om nitralthalterna samtidigt börjar minska. I en våtmark utan bräddutlopp (såsom i Ormastorp S) stiger vattennivån vid de högsta flödena. Den andel av vattnet som bildar ett vattenpaket över den egentliga dammen kommer som regel inte i kontakt med organiskt material, varför reningsprocesserna måste vara försumbara här. Detta fenomen, som inte brukar nämnas i litteraturen, bör också bidra till att reningseffekterna för kväve inte ökar med en flödespåverkad kvävebelastning. Sammantaget kan konstateras att även om kvävebelastningen, och i synnerhet om den är orsakad av höga kvävehalter, har stor betydelse för kvävereduktionen är det svårt att visa detta samband i anlagda våtmarker i Skånes jordbrukslandskap.



Figur 4. Inkommande nitratkvävehalter i förhållande till totalkvävehalter (punkter) tillsammans med motsvarande veckas kvävereduktion (kg/v; staplar) under perioden 2003-2005.

Den observerade säsongsvariationen med en period av hög kvävereduktion under hösten ger upphov till ett antal frågor. Perioden är gynnsam för kväveretentionen, eftersom en relativt hög kvävebelastning samverkar med relativt höga temperaturer, samtidigt som det finns gott om lättillgängligt organiskt material. Under våren är förutsättningarna likartade, men samtidigt visar resultaten på en lägre kvävereduktion. Detta kan förklaras med att det finns skillnader i organiskt material vid de olika säsongerna. Både tillgänglighet och mängd organiskt material är kritiska och styrande faktorer för denitrifikationen i våtmarker (Bastviken 2006). Vegetationens sammansättning är därför viktig för tillgången på organiskt material. Nedbrytningsprodukter av undervattensvegetation är generellt mer lättnedbrytbart än nedbrytningsprodukter av övervattensvegetation (Godshalk och Wetzel 1978 i Bastviken 2006). I Ormastorp domineras vegetationen av undervattensvegetation, främst vattenpest. Bastviken (2006) redovisade högre denitrifikationskapacitet i sedimentförsök med vattenpest jämfört med bredkaveldun och bladvass. Som en trolig förklaring till resultatet anges att mängden tillgängligt organiskt material var större i vattenpest och dess biofilm jämfört med i övervattensvegetationen. På hösten kan det därför vara en fördel att en våtmark domineras av undervattensvegetation. Eftersom både mängden organiskt material och tillgängligheten styr denitrifikationen kan det under andra årstider vara mer förmånligt om vegetationen domineras av övervattensvegetation. Under högflödessituationer förs ibland en del av undervattensvegetation bort från våtmarken. En mindre mängd vegetation i våtmarken under tidig vår skulle kunna förklara den lägre reduktionen i Ormastorp S under denna period jämfört med under hösten. Sammantaget tyder resultaten alltså på att det under vissa delar av året snarare är tillgången på lättillgängligt kol och/eller låg temperatur som begränsar kvävereduktionen i Ormastorp S och inte kvävebelastningen. Det återstår att undersöka hur våtmarker bör konstrueras för att få en vegetationssammansättning med optimal årlig tillgång och tillgänglighet av organiskt material.

Skillnader i temperatur kan också bidra till den observerade säsongsvariationen. Under den period när temperaturen registrerades kontinuerligt i Ormastorp S (2003-2005) var temperaturen i inkommande vatten betydligt lägre under perioden mars – april jämfört med perioden oktober – november.

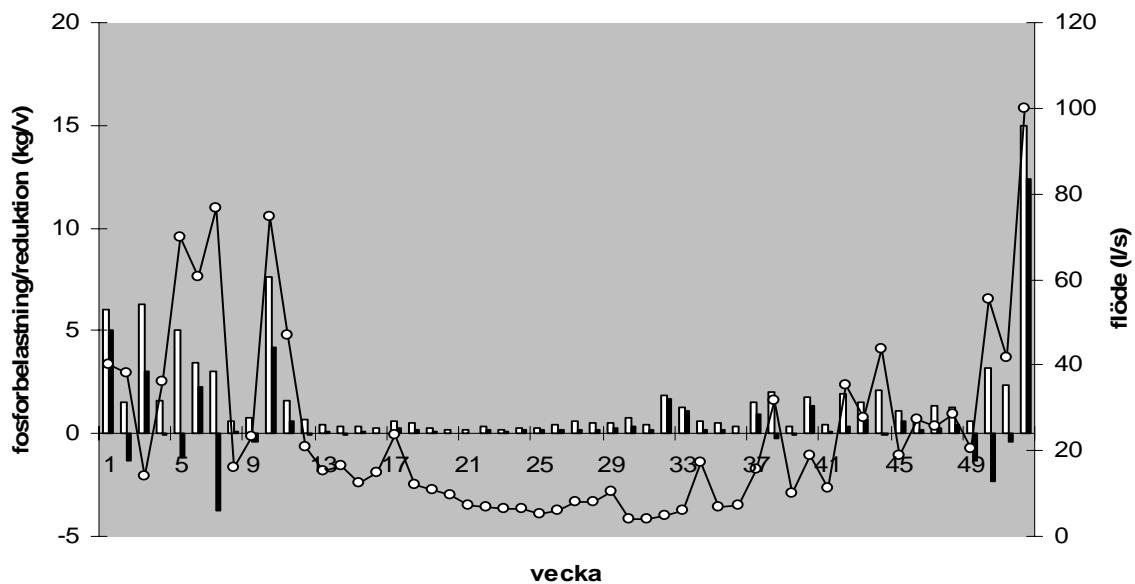
Resultaten och ovannämnda resonemang kan vidare kopplas till hur mycket en våtmark bör belastas hydrologiskt. Finns det någon anledning att ge rekommendationer som innebär att inflödet till en våtmark bör begränsas vid extrema högflödessituationer? Den höga hydrologiska belastning som förekommer vid vissa situationer i Ormastorp S kan direkt eller indirekt ha

bidragit till att reduktionsvärden i enstaka fall blivit negativa eller låga. Vid högflödessituationer vintertid kan de negativa effekterna av lågt växtupptag och låg denitrifikationsaktivitet, tillsammans med effekterna av nedbrytning av sedimenterat organiskt material, bli påtagligare i en våtmark som domineras av undervattensvegetation än i en våtmark som domineras av övervattensvegetation. Till skillnad från vassbildande vegetation byggs en större del av biomassan upp och bryts ned varje år hos undervattensvegetation. Under de delar av året som undervattensvegetationen är svagt utvecklad eller borta är dessutom dess funktion begränsad för att öka sedimentationen och minska resuspensionen av partiklar och näring. Låga och negativa reduktionsvärden som observeras i anlagda våtmarker kan också vara kopplade till mätmetodik. Eftersom provtagningen inte är flödesstyrd och våtmarkers uppehållstid varierar kraftigt kan ett nominellt kväveutflöde observeras trots att det sker en reduktion. En sådan vanligt förekommande situation är när en högflödessituation efterföljs av en lågflödessituation, vilken har beskrivits av Dellien och Wedding (1997). Resultaten i Ormatorp S, och i andra likvärdigt hydrologiskt belastade våtmarker såsom Råbytorp och Slogstorp, pekar dock entydigt på att en nettoreduktion av kväve sker på årsbasis (Arheimer med flera 2002; Wedding 2004). I dessa våtmarker sker dock ibland negativ reduktion och de kan befinna sig i det övre gränsländet för hur hög hydrologisk belastning som bör rekommenderas för anlagda våtmarker. Denna undersökning ger dock inget svar på om det finns någon generell gräns när inflödet bör begränsas till våtmarker. Resultaten tyder inte på att det enbart är storleken på inflödet som styr om negativa värden på kvävereduktionen observeras. Kombinationen av ett högt flöde är därför viktigt att studera tillsammans med andra faktorer, såsom typ av vegetation och variation i biomassa inom och mellan år i våtmarken, samt tidsperioder när effekterna av nedbrytningsprocesserna i våtmarken tillfälligt överstiger effekterna av denitrifikation, sedimentation och växtupptag. Det finns därför ingen anledning att i nuläget ge några rekommendationer om att begränsa tillrinningen i våtmarker som domineras av undervattensvariation med en hydrologisk belastning motsvarande den i Ormatorp.

Fosforbelastning och fosforreduktion

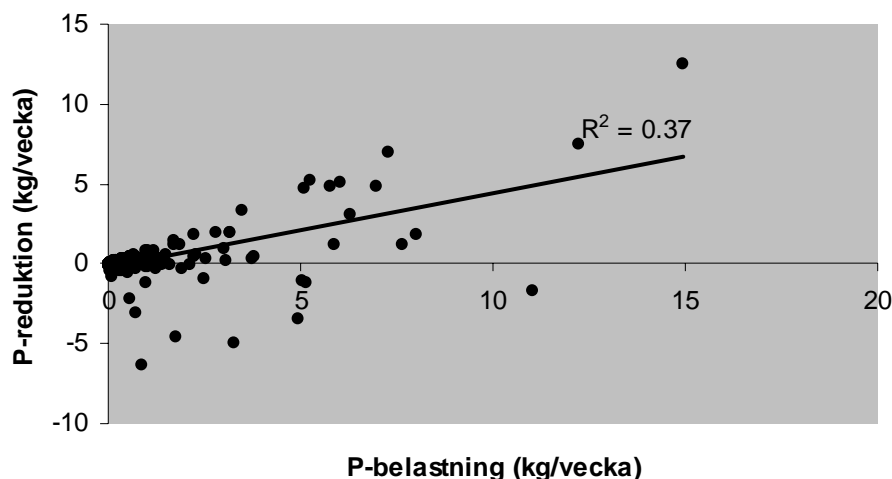
I figur 5 redovisas den totala fosforreduktionen och fosforbelastningen under perioden 1998-2005, uttryckt som ett genomsnittså för perioden. Den genomsnittliga reningseffekten var 65 kg fosfor/ha dammyta och år eller 31 % av inkommande halter. Säsongsvariationen visar ett mönster som liknar det för kväve (jfr Figur 3). Resultaten för vinterperioden, från december till och med mars (v 49-13), ger ingen entydig bild av att det sker en nettoreduktion av fosfor i

våtmarken, trots att resultaten sammantaget innebär en nettoreduktion. Antalet tillfällen med negativ reduktion är under denna tidsperiod i stort sett lika frekventa som de tillfällen med positiv reduktion. Under övriga delar av året sker det en nettoreduktion av fosfor i våtmarken. Trots ett likartat säsongsmönster som för kväve finns en betydligt högre procentuell fosforreduktion, något som ofta också noteras vid hög belastning under vinterhalvåret. Trots hög procentuell reduktion av fosfor innebär resultaten en viss osäkerhet. Det finns en stor spännvidd mellan höga reduktionsvärden och värden som visar på stor negativ reduktion (Figur 5).



Figur 5. Fosforbelastning (kg/v; vita staplar) och fosforreduktion (kg/v; svarta staplar) samt flöde (l/s; linje) för ett genomsnittså under perioden 1998-2005 (n=8) i Ormatorp S.

För fosfor finns ett svagt samband mellan fosforbelastning och fosforreduktion ($R^2 = 0.37$; Figur 6). Eftersom de processer som styr fosforreduktionen inte påverkas direkt av temperaturen är det rimligt att anta att det kan vara lättare att finna samband mellan belastning och reduktion för fosfor. Precis som för kväve påverkas fosforfastläggningen av hydrologin. Hög vattenföring och vattenhastighet kan ge upphov till utspolningseffekter. Resultaten från Ormatorp S ger däremot inte något stöd för att det finns ett sådant generellt samband. Negativa reduktionsvärden är ungefär lika vanliga vid låga som vid höga flöden (Figur 5).



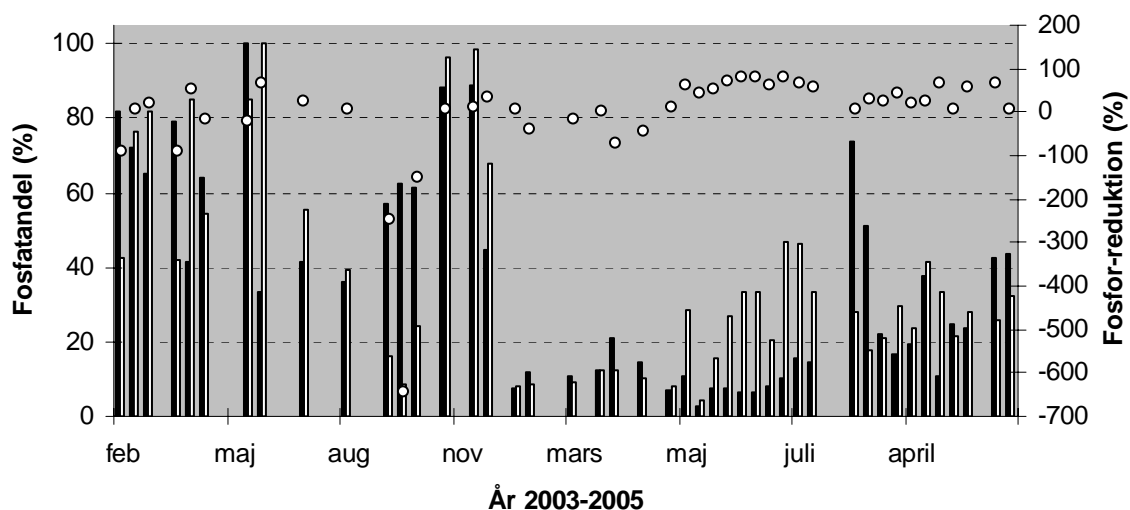
Figur 6. Fosforreduktion (kg/vecka) som funktion av fosforbelastning (kg/vecka).

Något som komplicerar bilden av hur fosforreduktionen sker i Ormastorp S och andra likvärdiga våtmarker är att fosforföreningar är mycket reaktiva. Även om det är väl känt att det sker en nettofastläggning av fosfor i sjöar och processerna är relativt väl kända, är situationen annorlunda i anlagda våtmarker. En stor skillnad är att uppehållstiden i anlagda våtmarker i genomsnitt är några dagar jämfört med månader eller år i många sjöar. En nyckel till förståelse av fosforreduktion i den här typen av system är att ha god tillgång på data av både flöden och olika fosforfraktioner. Eftersom tillgången på sådana data är bristfälliga är det svårt att dra långtgående slutsatser från materialet i Ormastorp S. Exempelvis varierar andelen fosfatfosfor kraftigt mellan provtagningarna. Under de tre senaste åren när både fosfat- och totalfosfor analyserats förekommer både perioder där fosfatfosforandelen utgör mellan 80-100 % av totalfosforhalten och perioder när samma andel utgör mellan 20-40 % (Figur 7). Det är svårt att finna något tydligt säsongsmönster på hur andelen fosfatfosfor varierar i inkommande vatten, förutom att andelen är låg under sommaren (juni – augusti). Nettoeffekten av fosforreduktionen varierar således kraftigt under perioden. Hög nettoreduktion observeras till exempel under sommaren 2004 då andelen fosfatfosfor är låg i inkommande vatten och sannolikt bunden till organiskt material (Figur 7). Under sommaren när genomströmningen är låg hinner en stor del av den organiskt bundna fosfor sedimentera i våtmarken. Trots detta är andelen fosfatfosfor under denna period hög i utgående vatten, vilket tyder på att nedbrytningsprocesser förekommer samt att all fosfat inte kan tas upp av bakterier och vegetation.

Ett annat exempel är att det finns några tillfällen under vinter – tidig vår när andelen fosfatfosfor är hög i inkommande vatten och hög reduktion observeras. Vid dessa tillfällen kan fosfatet lätt

tas upp av bakterier, alger och vegetation och på så sätt omsätts fosfor i biomassa och stannar kvar i våtmarken om vattnets uppehållstid är tillräckligt lång. Samtidigt förekommer också tillfällen vintertid med relativt hög fosforreduktion när andelen fosfatfosfor är lägre. Vid sådana tillfällen skulle reduktionen kunna vara en följd av att våtmarken tillförs partiklar och fosfor som har sitt ursprung i erosion uppströms. Fosfatjoner och partikelbundet fosfor kan då bilda aggregat med lerpartiklar och sedimentera trots kort uppehållstid i våtmarken. Braskerud (2001) har beskrivit dessa processer och funnit samband mellan fosforreduktion och hög hydrologisk belastning.

Negativ reduktion observerades under hösten 2003 (Figur 8). Noterbart är att andelen fosfatfosfor i utloppsvattnet var låg under denna period, vilket kan vara en effekt av att dött organiskt material transporterades ut ur våtmarken i samband med höga flöden.



Figur 7. Inkommande halter av fosfatfosfor i förhållande till totalfosfor (svarta staplar) samt utgående halter av fosfatfosfor i förhållande till totalfosfor (vita staplar) tillsammans med relativ reduktion av fosfatfosfor (vita punkter) i Ormarstorp S under perioden 2003-2005.

I litteraturen diskuteras ofta intern fosforbelastning såväl i sjöar som i anlagda våtmarker (Wetzel 1983; Leonardsson 2002). Det krävs dock ett antal förutsättningar för att så ska ske. Med utgångspunkt från jordmån, markanvändning typ av belastning etc. tyder ingenting på att dessa processer är viktiga i Ormarstorp S. Vid de tillfällen negativ fosforreduktion noteras är andelen fosfatfosfor låg i utgående vatten, vilket indikerar att fosfatfosfor inte läcker ut från sedimentet. Negativa reduktionsvärden hänger sannolikt samman med uttransport av partikelbundet fosfor som virvlas upp i vattenmassan till följd av fysikaliska processer såsom höga flöden och vindinducerad turbulens.

Ovannämnda exempel visar på att det är komplicerat att studera och förutse hur en anlagd våtmark kommer att svara på vattendragens fosfortransport utifrån flöde, dominerande fosforfraktion och biologisk aktivitet. När det finns en större datamängd tillgänglig på flöden och olika fosforfraktioner kan modeller tas fram för olika situationer och för sannolikheten att de ska kunna inträffa. För att förståelsen ska kunna öka om hur de anlagda våtmarkerna fungerar som fosforfällor är det därför angeläget att dessa parametrar mäts även i fortsättningen.

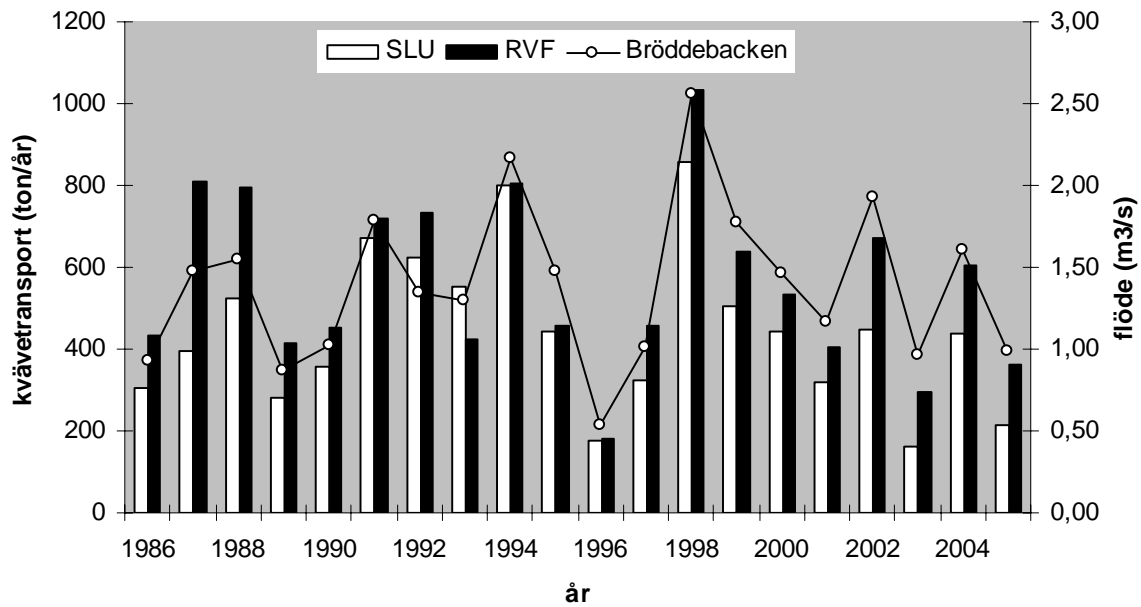
Del 2: Miljöövervakning i Råån

Årstransporter

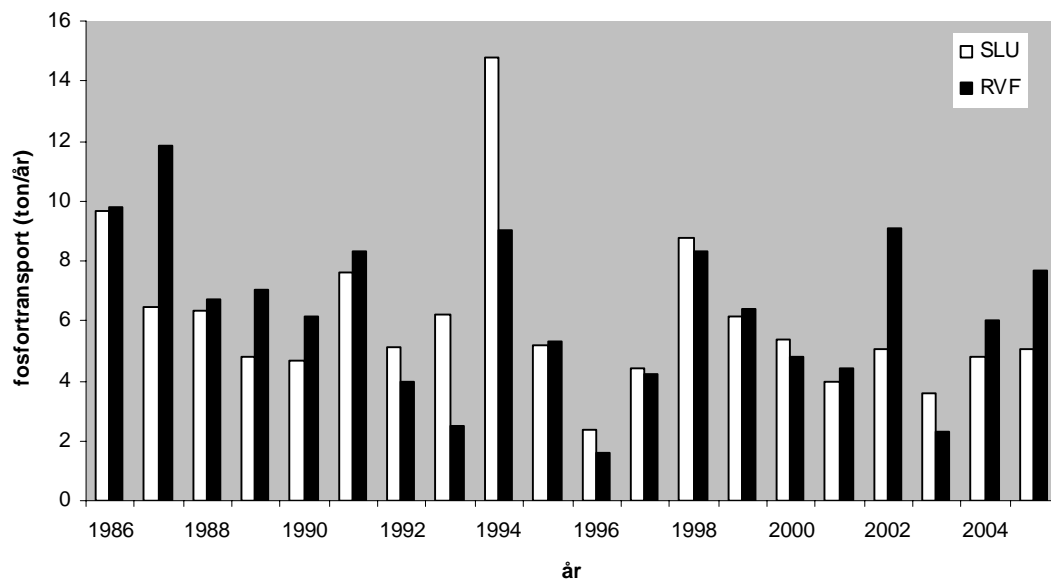
Beräknat som transportvärden ger SLU och RVF ganska olika bilder av hur mycket kväve och fosfor som transporteras i Råån under 1998-2005 (Figur 8 och 9). Under nästan hälften av tillfällena är avvikelserna mellan 50-100%. Beträffande kväve rapporterar RVF genomgående högre transportvärden utom i ett fall under hela perioden (Figur 8). RVF redovisar i medeltal en årstransport på 561 ton kväve mot SLU:s 442 ton. För fosfor finns däremot inte något tydligt mönster som visar att den ena av rapportörerna systematiskt redovisar högre värden än den andra, utan det skiljer sig från år till år (Figur 9). Det finns inte heller något som tyder på att metodik och analyser skulle ha blivit bättre med tiden då stora skillnader mellan rapportörerna även förekommit i sen tid.

För kväve är årstransporter inget bra mått för att studera förändringar över tiden eftersom det finns ett tydligt samband mellan vattenföring och kvävetransporter i Råån (Persson 1993) samtidigt som vattenföringen varierar kraftigt mellan åren (Figur 8). Dessutom finns det ett generellt samband med ökande nitrathalter vid en ökning av flödet från 0 till några m^3/s i jordbruksdominerade vattendrag (Ulén och Fölster 2005). Eftersom kvävehalterna generellt är höga vid höga flöden skulle man kunna tänka sig att skillnader i kvävetransporter mellan de båda rapportörerna skulle kunna bli större under högflödesår. Sådana förändringar har noterats i andra undersökningar (Arheimer med flera 2002). Detta material ger också ett visst stöd för att så är fallet eftersom årsmedelvattenföringen var högre än genomsnittet under de år skillnaderna var stora (1987, 1988 och 2002). Att RVF i genomsnitt rapporterar högre årstransporter av kväve än SLU kan vara en effekt av att det är större sannolikhet att en flödestopp missas i SLU:s provtagning jämfört med i RVF:s provtagning. Vi kan dock inte se att skillnaderna mellan de båda rapportörerna konsekvent är större under år med höga flöden. Höga flöden rådde till

exempel under både 1994 och 1998 och då uppvisade rapportörerna god överensstämmelse för kväve. Det är således svårt att se några säkra naturliga förklaringar till avvikelserna.



Figur 8 Årliga transporter av totalkväve i Råån (ton/år) under perioden 1986 – 2005, beräknade av SLU (vita staplar) och RVF (svarta staplar) tillsammans med årsmedelflöde i Bröddebacken (m³/s).



Figur 9 Transporter av totalfosfor i Råån (ton/år) under perioden 1986 – 2005. Vita staplar representerar SLU och svarta RVF.

Sambanden mellan fosfor och flöde är inte lika tydliga som för kväve. Totalfosforhalterna i jordbruksdominerade vattendrag är ofta höga vid de lägsta flödena för att sedan sjunka vid

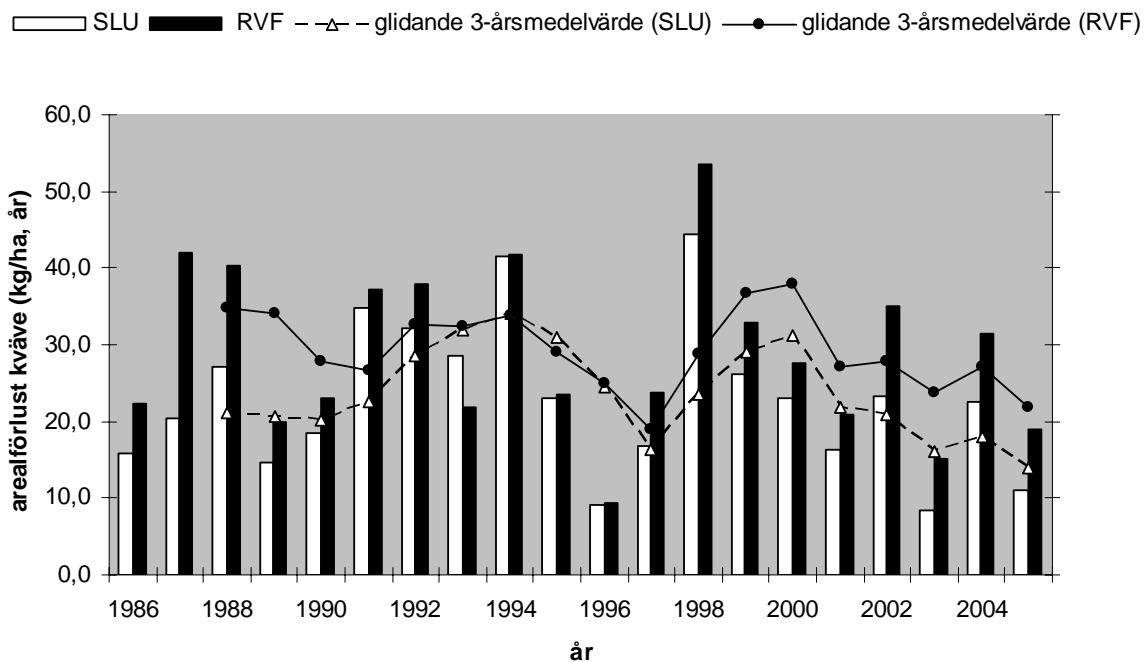
medelflöden. Vid höga flöden ökar fosforhalterna återigen. Detta brukar tillskrivas att punktkällor, som t. ex enskilda avlopp påverkar fosforhalten vid låga flöden i vattendraget men att fosforförlusterna också ökar vid snabbare flöden genom transport via marken och ut i vattendraget (Ulén och Fölster 2005). När fosfortransporter och flöden testades mot varandra observerade ett svagt samband i Råån (Persson 1993). Eftersom även fosfortransporten till viss del är flödesberoende är också fosfortransporter ett tveksamt mått att använda för studier av förändringar över tiden.

Arealförluster

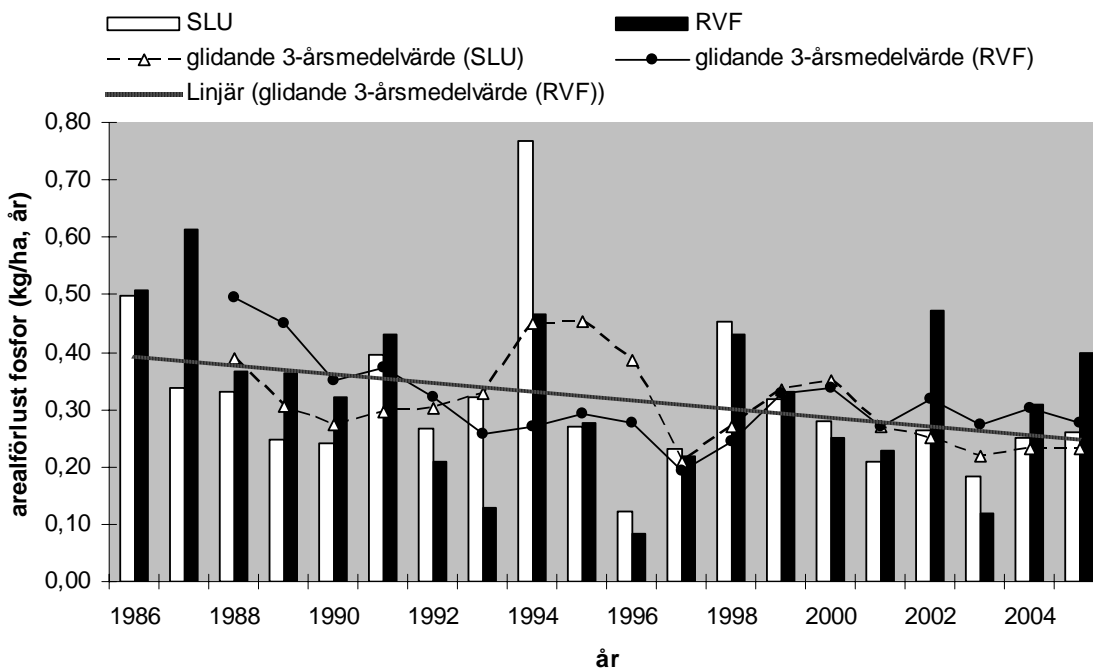
I figur 10 redovisas arealförluster av kväve som glidande treårsmedelvärden (linjer). I figuren har som jämförelse också arealförlusten redovisats som absolutvärden (staplar). Absoluta värden av arealförluster ger samma bild som transporter av närsalter och tillför ingen ytterligare information. Det resonemang som förts ovan gäller alltså också för arealförluster. Vilket uttryck man använder sig av kan dock ha betydelse för vilken målgrupp man vänder sig till. Om målgruppen är lantbrukare kan arealförluster vara ett bra mått eftersom det rör sig om enheter som ofta förekommer i denna bransch.

Av jämförelsen framgår att de glidande treårsmedelvärdena utjämnar effekterna av enskilda årsvärden. De båda rapportörernas resultat ger ett likartat mönster av hur arealförlusterna har varierat med tiden (Figur 10). Samtidigt framgår också att skillnaderna mellan rapportörerna är relativt stora såväl i början som i slutet av perioden även med denna indikator (upp till 75%). Arealförlusterna av kväve redovisat som glidande treårsmedelvärden visar inte på några trender över tiden.

I figur 11 redovisas motsvarande arealförluster av fosfor. Liksom för kväve visar resultaten på ganska stora skillnader mellan de båda rapportörerna. Då transporter och arealförluster av fosfor inte är lika flödesberoende som för kväve och då glidande treårsmedelvärden ytterligare utjämnar de klimatologiska effekterna kan det vara relevant att använda måttet för fosfor när förändringar i tiden ska beskrivas. De båda rapportörernas resultat visar också på en svag minskning av arealförluster över tiden. Tydligast trend visar materialet från RVF, vilket visas med en trendlinje i figuren ($R^2=0.32$).



Figur 10. Årliga arealförluster av totalkväve (kg/ha) för perioden 1988-2005 som glidande treårsmedelvärden (linjer) och som absoluta arealförluster (staplar). SLU representeras av vita symboler och RVF av svarta.

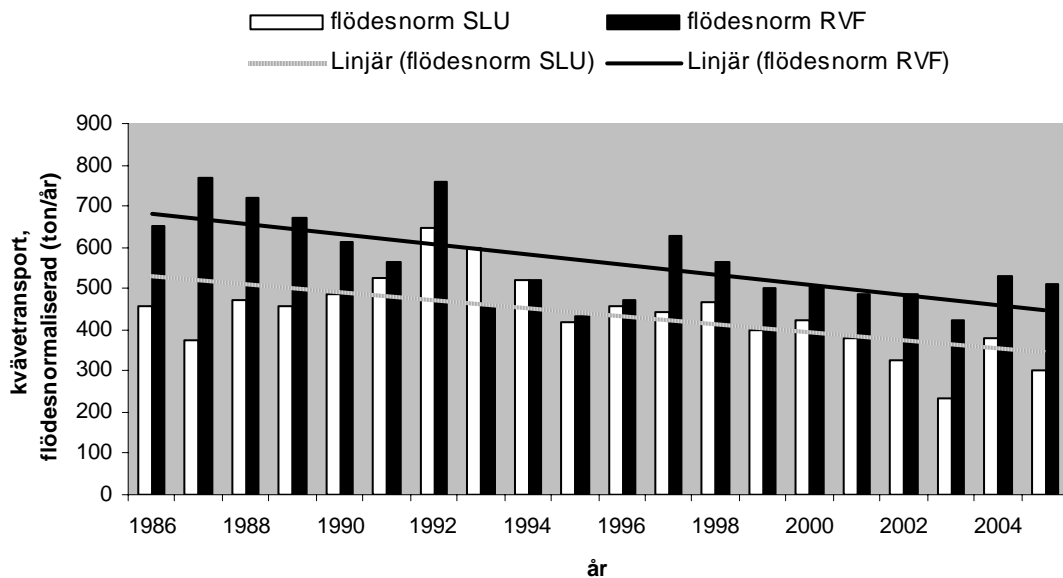


Figur 11. Årliga arealförluster av totalfosfor (kg/ha) för perioden 1986-2005 redovisade som glidande treårsmedelvärden (linjer) och absolutvärden (staplar). SLU representeras av vita symboler och RVF av svarta. För de glidande medelvärdena från RVF finns även en trendlinje utritad.

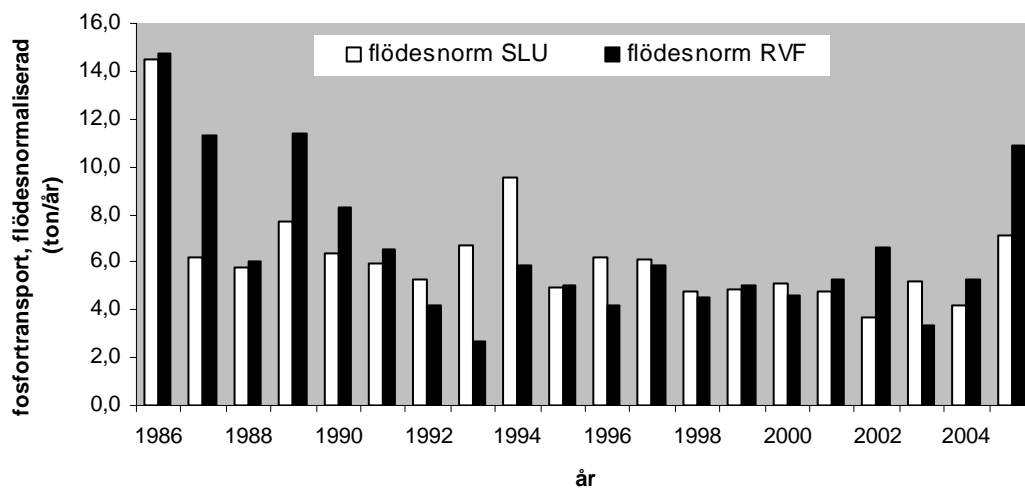
Flödesnormalisering

Om transporten flödesnormaliseras skiljer sig de båda rapportörernas resultat avseende kväve relativt mycket från varandra under vissa år (Figur 12). Samtidigt visar båda rapportörerna på en

minskning över tiden och tydligast är trenden för RVF:s data ($R^2=0.47$, RVF; $R^2=0.36$, SLU). Genom flödesnormalisering försöker man utjämna effekten av att vattenföringen påverkar transporten genom att beräkna hur transporten skulle ha varit under ett år med normal vattenföring. I enlighet med tidigare resonemang är metoden speciellt lämplig för kväve.



Figur 12. Flödesnormaliserade kvävetransporter (ton/år) i Råån under 1986-2005 tillsammans med trendlinjer. SLU representeras av ljus färg och RVF av svart.



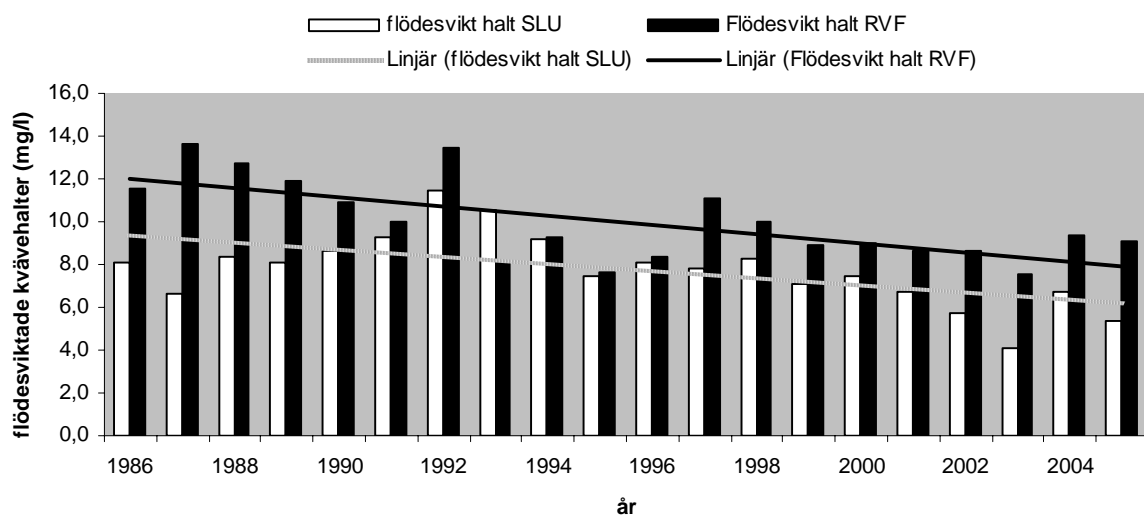
Figur 13. Flödesnormaliserade fosfortransporter (ton/år) i Råån under 1986-2005. SLU representeras av ljus färg och RVF av svart.

Den flödesnormaliserade fosfortransporten visar också på stora skillnader mellan rapportörerna (Figur 14). Eftersom fosfortransporten inte är lika flödesberoende som kvävetransporterna är

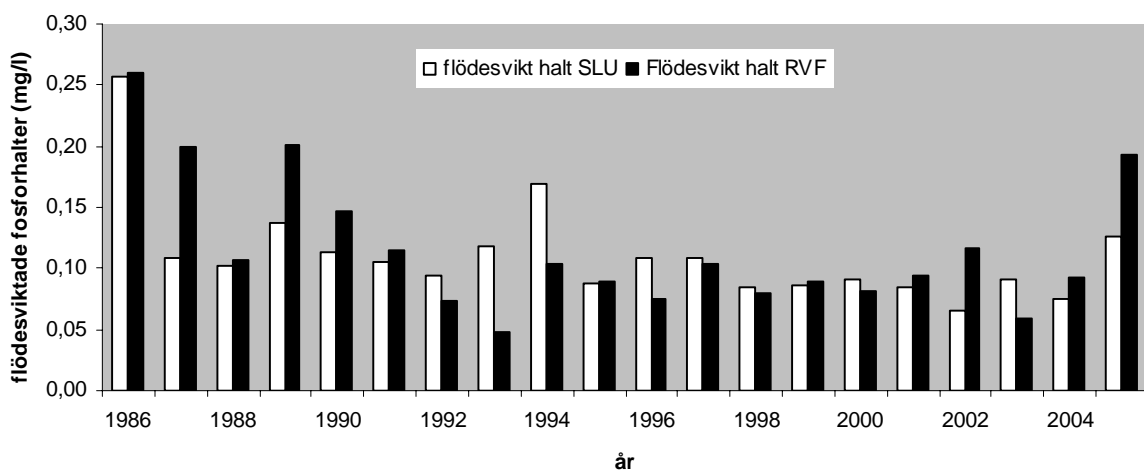
indikatorn tveksam att använda för att studera förändringar över tiden av fosfor. Resultaten visar inte heller på någon tydlig trend över tiden (Figur 14).

Flödesviktade halter

Flödesviktade halter visar exakt samma mönster som de flödesnormaliserade transporterna (jfr Figur 12 och 14; 13 och 15). Detta beror på att flödesviktningen och flödesnormaliseringen egentligen uttrycker samma sak och det är en smaksak vilken av indikatorerna man väljer att rapportera. Att ha två indikatorer förvirrar däremot och rekommendationer från centrala myndigheter efterlyses kring användning av indikatorer.



Figur 14. Flödesviktade totalkvävehalter (mg/l) i Råån under 1986-2005 tillsammans med trendlinjer. SLU representeras av ljus färg och RVF av svart.

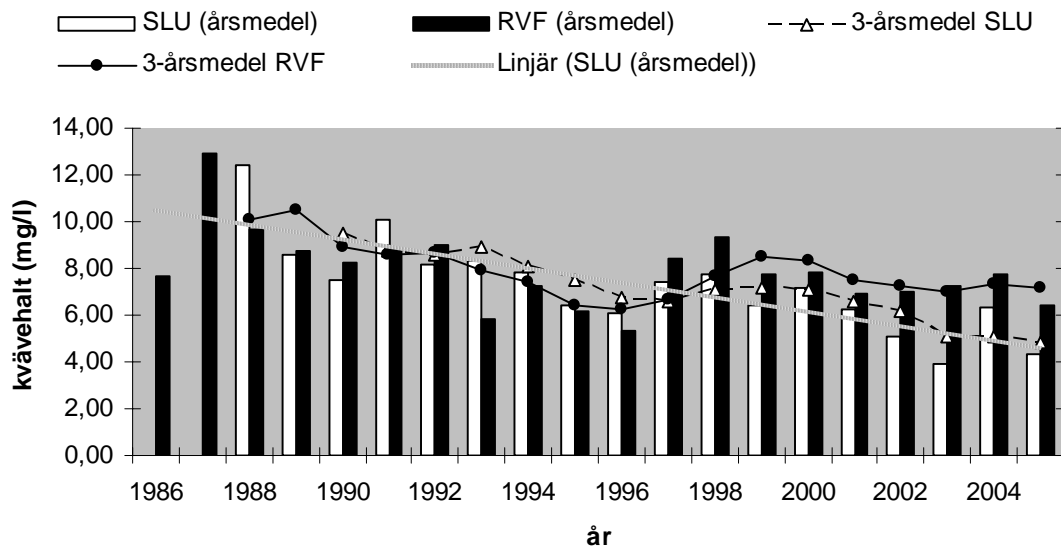


Figur 15. Flödesviktade totalfosforhalter (mg/l) i Råån under 1986-2005. SLU representeras av ljus färg och RVF av svart.

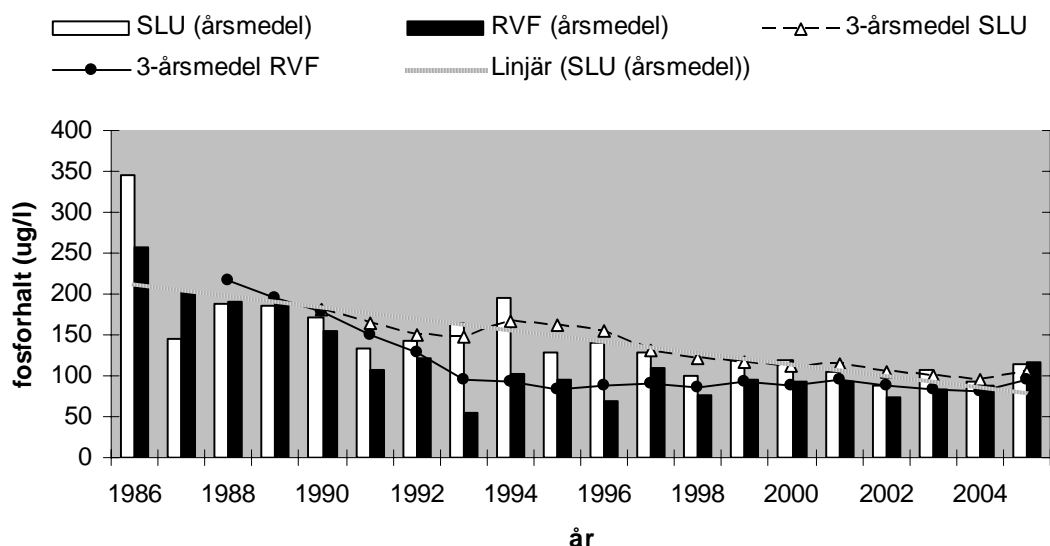
Årsmedelhalter

Uttryckt som årsmedelhalter visar rapportörernas data på en tydlig minskning av kvävehalterna i Råån sedan slutet av 1980-talet (Figur 16). Tydligast är trenden för SLU:s data ($R^2=0.91$, SLU; $R^2=0.40$, RVF). Årsmedelhalter visar på bättre överensstämmelse mellan rapportörerna jämfört med övriga indikatorer. I rapporten "Närsaltkoncentrationer och trender i jordbruksdominerade vattendrag" (Ulén och Fölster 2005) redovisas trendanalyser av SLU:s månatliga vattenprovtagningar för perioderna 1983-1992 respektive 1993-2003. Trendanalysen omfattade halter och flödesnormaliserade halter av bland annat totalkväve, nitratkväve, totalfosfor samt fosfatfosfor. Materialet bearbetades statistiskt med hjälp av flera olika programvaror. Resultaten av denna fördjupade analys visade på statistiskt signifikant nedgång av oorganiskt kväve i Råån för båda ovannämnda perioder. Tydligast var trenden för perioden 1993-2003, men för en så kort period som 10 år anses storleken på trenden osäker eftersom tillfälligt klimatstyrda förändringar kan få stort genomslag. Samtidigt ger dessa resultat, tillsammans med de lägre halter som observerats i denna studie, stöd för att en reell minskning av kvävehalterna verkligen har skett i Råån. Enligt Jordbruksverket (2005) har kväveutlakningen från svenska åkrar minskat med 12 % under perioden 1995-2003. Då andelen åkermark är ca 75 % inom Rååns avrinningsområde är det rimligt att en sådan minskning också ger utslag i miljöövervakningen.

I figur 17 redovisas motsvarande värden för totalfosfor. De båda rapportörernas resultat visar, liksom för kväve, på en tydlig trend med minskade halter över tiden ($R^2=0.88$, SLU; $R^2=0.60$, RVF). Resultaten pekar dock på en viss skillnad. För fosfor ser det ut som om halterna har stabiliserat sig på en lägre nivå jämfört med tidigare och visar inte på svängningar som kväve gör. Fosfatfosforhalterna och övrig fosfor minskade också i den fördjupade analysen av SLU:s data (Ulén och Fölster 2005).



Figur 16. Årsmedelhalter av totalkväve (mg/l) i Råån uttryckt som absolutvärden (staplar) och som glidande 3-årsmedelvärden (linjer). För RVF presenteras värden för perioden 1988 -2005 och för SLU visas år 1990-2005 tillsammans med trendlinje.



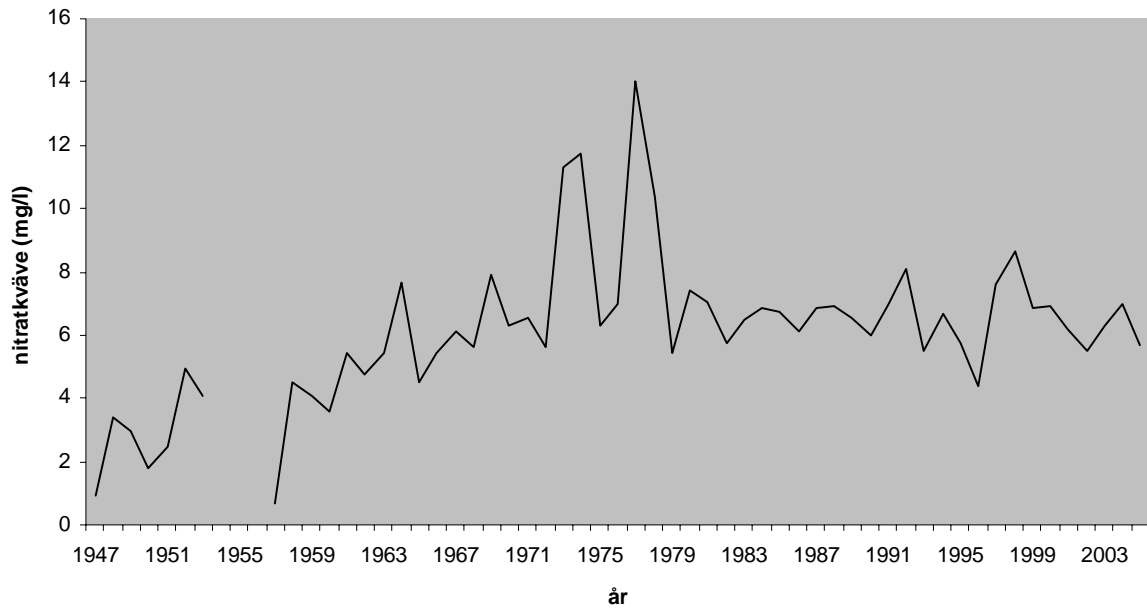
Figur 17. Årsmedelhalter av totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) uttryckt som absolutvärden (staplar) och som glidande 3-årsmedelvärden (punkter förbundna med linjer) i Råån. För RVF presenteras värden för perioden 1988 -2005 och för SLU visas år 1990-2005 tillsammans med trendlinje.

Det kan tyckas tveksamt att använda ett så simpelt mått som årsmedelhalter. Samtidigt redovisar måttet direkt vad som observeras i vattendraget. Att alla månader värderas lika genom att redovisas som årsmedelvärde innebär att effekter av vattenföringen tonas ner. Detta innebär att måttet till skillnad från övriga mått kan användas för att studera både kväve och fosfor. Oavsett om det är punktkällor, markanvändning eller odlingsmetoder som åtgärdas eller förändras kommer årsmedelhalterna att påverkas. Om exempelvis många enskilda avlopp åtgärdas bör det rimligtvis synas som minskade fosforhalter sommartid. Genom att alla månader är lika värda

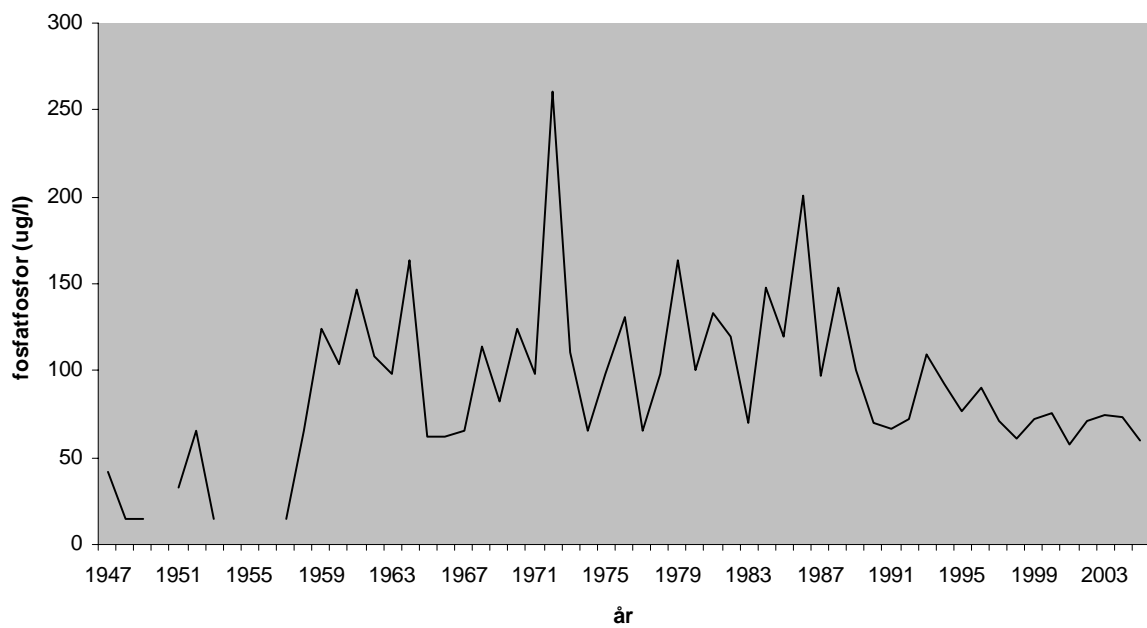
kommer en sådan minskning att kunna synas i årsmedelhalten. Däremot är det inte säkert att årstransporten påverkas märkbart. Det är också halterna av näringsämnen som, i samverkan med klimatologiska faktorer som solljus och temperatur, direkt styr primärproduktionens omfattning och fördelning i tid. Därmed styr också halterna vilka övergödningseffekter som observeras i vattendrag och kustvatten. Den totala transporten av näringsämnen är svår att koppla till observerade övergödningseffekter, åtminstone i kustvatten. Uppkomst av syrebrist i Skälderviken är exempelvis svår att koppla till direkt tillförsel av näring från land (Toxicon 2006). Om årsmedelhalterna sjunker på sikt bör också primärproduktionen och effekterna av övergödning minska på sikt.

Halter passar också bättre än transporterade mängder i systemet med miljö kvalitetsnormer och i kategoriseringen enligt ramdirektivet för vatten, där syftet är att uppnå god status i våra vattenmiljöer. En annat skäl till att utgå från halter är att miljöekonomer (Hart 2002; Brady 2002) har kommit fram till att det är avgörande för slutresultatet vilket miljömål man utgår ifrån. Om målet är reduktion av en viss procentsats eller mängd till en viss tidpunkt framåt i tiden är risken stor att man skjuter upp åtgärder till de sista åren. Det är därför bättre att sätta upp mål avseende vilken ekosystemhälsa som är önskvärd och med halter får man en sådan direkt återkoppling.

Näringsämneshalter redovisas också i ett längre tidsperspektiv (1947-2005) i figur 18 och 19. Under denna långa tidsperiod ökade nitrathalterna fram till mitten av 1970-talet. Därefter sjönk nivåerna och ser ut att ha stabiliserat sig kring 7 mg/l. Nitratkvävehalterna verkar således följa ett annat mönster än totalkvävehalterna, som tycks ha sjunkit sedan slutet av 1980-talet (jfr Figur 16 och 18). Fosfathalterna ökade också fram till mitten av 1970-talet och har därefter minskat. Nedgången sedan mitten av 1980-talet samstämmer med den nedgång som redovisats för totalfosfor (jfr Figur 17 och 19). De långa tidsserierna ger perspektiv på dagens övergödningssituation och utgör, trots få mätvärden vid tidsseriens början, ett underlag för vad som kan vara rimliga målsättningar för god status i Råån.



Figur 18. Nitratkvävehalter (mg/l) i Råån under perioden 1947-2005.



Figur 19. Fosfatfosforhalter (µg/l) i Råån under perioden 1947-2005.

Slutsatser

Näringsämnesreduktion i Ormatorp S

Provtagningsprogrammet visar att våtmarken Ormatorp S fungerar som en näringsfälla för både kväve och fosfor. Även om resultaten visar att variationer förekommer, såväl mellan säsonger som mellan år, visar de långvariga studierna entydigt på god näringsreduktion. I den högt belastade våtmarken är den absoluta kvävereduktionen hög. I genomsnitt renas 750 kg/ha årligen, vilket motsvarar en relativ reduktion på drygt 4%. Eftersom syftet med anlagda våtmarker i första hand har varit att reducera kväve är det anmärkningsvärt att den relativa fosforreduktionen är så hög som 31%, vilket motsvarar en årlig minskning med 65 kg/ha. Resultaten från Ormatorp S följer väl resultaten från andra undersökningar i anlagda skånska våtmarker (Wedding 2003). En liten skillnad är dock att den absoluta fosforreduktionen var något högre i Ormatorp S.

Den goda fosforreduktionen innebär att anlagda våtmarker också bör diskuteras som en reningsmetod för att skydda vattenmiljöer där fosfor generellt är begränsande för primärproduktionen, såsom sjöar och vattendrag samt Östersjön. De långvariga studierna i Ormatorp S har varit värdefulla för att belägga den ungefärliga storleksordningen av reningsprocesser i den här typen av högt belastade våtmarker i odlingslandskapet. I denna rapport spekuleras en del i vilka faktorer som är viktiga för näringsämnesreduktionen och varför reningseffekten visar på stor inom- och mellanårsvariation. Betydelsefulla faktorer som behöver studeras är vegetationssammansättning, flödesvariation, flödesmönster och näringsbelastning. För att kunna utreda deras betydelse i olika situationer krävs försöksupställningar där faktorerna kan isoleras och varieras. Sådana undersökningar planerar vi att utföra under de närmsta åren i Långeberga försöksanläggning som är belägen inom Rååns avrinningsområde.

Övergödningsindikatorer i miljöövervakningen

För att kunna kvantifiera effekterna av de åtgärder som vidtas för att minska övergödningen krävs en väl fungerande miljöövervakning. De metoder som används idag inom recipientkontroll och miljöövervakning är inte tillräckligt exakta för att kunna beskriva transporterade värden av kväve och fosfor i våra skånska vattendrag. Små skillnader i metodik kan nämligen ge upphov till stora skillnader (upp till 100 %) i näringsuppskattningar mellan olika rapportörer, vilket är oacceptabelt och inte trovärdigt. Med så stora skillnader är det svårt att utvärdera om det sker

försämringar eller förbättringar i miljön över tiden och således är det svårt att se om vidtagna åtgärder mot övergödningen ger några effekter eller inte. Man bör därför fundera över hur miljöövervakningen bör utformas för mindre vattendrag med stora flödesvariationer i jordbrukslandskapet. I förslaget till nya bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag tas inte sådana hänsyn då en provtagningsfrekvens på en gång i månaden föreslås tillsammans med en beräkningsperiod på tre år för enbart totalfosfor (Wilander 2006). I de flesta vattendrag i Skåne sker redan i dag en tätare provtagning genom veckoprovtagning, där proverna slås samman och analyseras som flödesproportionella månadsprover. Eftersom denna rapport visar på så stora skillnader mellan de båda vanligt förekommande metoderna, föreslår vi ytterligare förbättringar. I Råån kommer RVF att installera automatiska flödesstyrda provtagare under år 2007. Kostnaden för provtagare, kylskåp, kabel- och slangdragning är ca 90 000 kr. Vidare kommer RVF att analysera totalkväve och totalfosfor på veckprov istället för månadsprov, vilket innebär en utökad kostnad på ca 8 000 kr/år. Med tanke på hur mycket medel som satsas på åtgärder för att minska transporten av näringsämnen till vattenmiljöer kan dessa merkostnader betraktas som försumbara i sammanhanget. Vi hoppas därför att fler vattendragsförbund kan inspireras till att genomföra en bättre provtagning i sina åar.

Flera av indikatorerna som används idag är mindre lämpliga för att visa på förändringar av övergödningssituationen över tiden. Detta gäller i synnerhet för kväve eftersom flödet i vattendraget påverkar både mängder och halter av detta näringsämne. Eftersom indikatorerna påverkas kraftigt av väderleken är de inget bra mått då man vill studera effekterna av vidtagna åtgärder för att minska övergödningen. I förslaget till modifiering av bedömningsgrunder ges inget förslag beträffande kväve (Wilander 2006). Som skäl anges att fosfor ofta är det primärt begränsande ämnet i sjöar och vattendrag. Även om kväve är av underordnad betydelse för limniska miljöer är det en viktig indikator för att studera om åtgärderna ger någon effekt. För att kunna använda ett både enkelt och någorlunda säkert mått på hur övergödningen svarar på åtgärder föreslår vi att glidande 3-årsmedelvärden av totalkväve- och totalfosforhalter används i små sjöfattiga jordbruksåar som Råån. I denna rapport har vi visat hur god överrensstämmelse detta enkla mått ger mellan SLU:s och RVF:s data jämfört med transporter och arealförluster. Vidare sammanfaller bilden av hur 3-årsmedelhalterna minskar med tiden väl med den fördjupade analysen av SLU:s data (Ulén och Fölster 2005) samt med de långtidstrender av nitrat- och fosfathalter som råder i Råån.

Våtmarkers och andra åtgärders betydelse i Råån

Det har framhållits att uppföljningar av kväve- och fosforavskiljningen i naturliga och anlagda våtmarker sällan sker på ett fullgott sätt (Tonderski med flera 2003) och att det därför är svårt att visa miljöförbättringar i vattendrag trots stora åtgärdsinsatser. I denna rapport visas att det istället är brister i metoderna för att kvantifiera närsaltstransporter i vattendragen som gör att de miljöförbättringar som sker inte noteras. Den metodik som används för uppföljningen av Ormastorp S och för flera andra våtmarksanläggningar (Dellien och Wedding 1997; Wedding 2001, 2002, 2003, 2004) är enligt vår bedömning mer exakt än vad som idag tillämpas för att kvantifiera näringsämnestransporterna i vattendrag.

De anlagda våtmarkerna i Råån innebär uppskattningsvis en årlig kvävereduktion på drygt 14 ton (Persson m. fl. 2005). Om fosforreduktionen uppskattas till 30 % av fosforbelastningen och de högst belastade våtmarkernas reningseffekt begränsas till 65 kg/ha år, bidrar de anlagda våtmarkerna till en årlig reduktion på ca 450 kg fosfor i Råån. Tillsammans med andra åtgärder som genomförts inom jordbruket borde effekter kunna observeras i vattendragstransporten. Minskningarna i årsmedelhalter av både kväve och fosfor tyder på att en förbättring har skett. De anlagda våtmarkernas andel av minskningen kan grovt uppskattas till 20 % för kväve och 30 % för fosfor. Med dagens miljöövervakning syns inte förbättringarna och vi efterlyser därför en förändring av rådande metoder och bedömningsgrunder.

Referenser

Arheimer B, Wittgren H-B och Tonderski K. 2002. Kväveavskiljning i våtmarker: effektivitet och regionala skillnader. K. Skogs- o. Lantbr. Akad. Tidskr. 141:4.

Bastviken S. 2006. Nitrogen removal in treatment wetlands – Factors influencing spatial and temporal variations. Linköping Studies in Science and Technology. Dissertation No 1041.

Brady M. 2002. Fånggrödor eller mindre odlingsareal? – ekonomiska styrmedel för minskat kväveläckage. Jordbruk, ekonomi och miljö. SLU Kontakt 15. Uppsala.

Braskerud B. 2001. Sedimentation in small constructed wetlands. Retention of particles, phosphorus and nitrogen in streams of arable watersheds. Doctor scientiarum theses 2001:10. Agricultural University of Norway, ÅS, Norway. ISSN: 0802-3220.

Davidsson T, Wedding B, och Holmström K. 2003. Segeå-projektet. Uppföljning av 50 dammar. På uppdrag av Segeåns vattendragsförbund. Ekologgruppen, Landskrona.

Dellien I och Wedding B. 1997. Närsaltretention i en nyanlagd damm i Skåne I. Mätresultat. Vatten 53: 171-178.

Ekologgruppen. 1992, 1993, 1994, 1995, 1996, 1997, 1998, 1999, 2000, 2001, 2002, 2003, 2004, 2005, 2006. Råån, vattenundersökningar. På uppdrag av Rååns vattendragsförbund.

Fleischer S, Gustafsson A, Joelsson A, Pansar J och Stibe L. 1994. Nitrogen removal in created ponds. *Ambio* 23: 349-357.

Hart R. 2002. När är rätt tid för att minska läckaget? Om effektiv styrning av åtgärder över tiden. Jordbruk, ekonomi och miljö. SLU Kontakt 15. Uppsala.

Jordbruksverket. 2005. Kväveutlakningen från svenska åkrar har minskat med 12 %. Pressmeddelande från Jordbruksverket 2005-11-14.

Leonardson L. 2002. Hur avskiljer våtmarker kväve och fosfor? Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3. Västervik.

Länsstyrelsen i Malmöhus län. 1992. Vattendrag i Malmöhus län, Koncentration och transport av fosfor och kväve. Meddelande nr 1992:4. Länsstyrelsen Malmöhus län.

Naturvårdsverket. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4920, Naturvårdsverket förlag.

Persson P. 1993. Uppföljning av nyanlagda våtmarker inom Rååns avrinningsområde 1992-1993. På uppdrag av Miljönämnden i Helsingborgs stad och Rååns vattendragsförbund.

Persson P. 2000. Närsaltreduktion i nyanlagda våtmarker inom ramen för lokalt inversteringsprogram som ökar den ekologiska hållbarheten i samhället 1998-2000. Helsingborgs Stad, Miljönämnden.

Persson P, Axelsson L och Ståhl-Delbanco A. 2005. Reningseffekt och kostnadseffektivitet i Nordvästskånska våtmarksanläggningar. Helsingborg, Miljökontoret.

SLU. 2006. <http://info1.ma.slu.se/db.htm>.

Tonderski K, Leonardson, L, Persson, J, och Wittgren, HB. 2002. Dammar och översvåmningsmarker – utformning och effektivitet. Våtmarksboken. Skapande och nyttjande av värdefulla våtmarker. VASTRA rapport 3. Västervik.

Tonderski K, Svensson J, Ekstam B, Eriksson P, Fleischer S, Herrmann J, Sahlén G och Weisner S. 2003. Våtmarker – Närsaltfällor och/eller myllrande mångfald? Vatten 59: 259 – 270.

Toxicon. 2006. Undersökningar i Skälderviken och södra Laholmsbukten. Årsrapport 2005. På uppdrag av Nordvästskånes Kustvattenkommitté.

Ulén B och Fölster J. 2005. Närsaltkoncentrationer och trender i jordbruksdominerade vattendrag. Ekohydrologi 84. Rapport 2005:5.

VBB. 1984. Kunskapsinventering av Rååns avrinningsområde med förslag till målsättning och recipientkontroll.

VBB/VIAK. 1987, 1988, 1989, 1990, 1991. Råån, vattenundersökningar. På uppdrag av Rååns vattendragsförbund.

Wedding B. 2001. Dammar som reningsverk. Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993-2000. Höje å projektet och Kävlingeå – projektet. Ekologgruppen, Landskrona.

Wedding B. 2002. Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar. Aktuella resultat. Nr 2-2002. Höje å projektet & Kävlingeå-projektet. Ekologgruppen, Landskrona.

Wedding B. 2003. Dammar som reningsverk. Mätningar av näringsämnesreduktionen i nyanlagda dammar 1993-2002. Höje å projektet och Kävlingeå-projektet. Ekologgruppen, Landskrona.

Wedding B. 2004. Näringsämnesreduktion i nyanlagda dammar. Aktuella resultat nr 3 – 2004. Höje å projektet och Kävlingeå-projektet. Ekologgruppen, Landskrona.

Wetzel R.G. 1983. Limnology. Second Edition. CBS College Publishing.

Wilander A. 2006. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. Version 2006-05-15. Sveriges lantbruksuniversitet.



Råån. Vår å.

Rååns Vattendragsförbund