

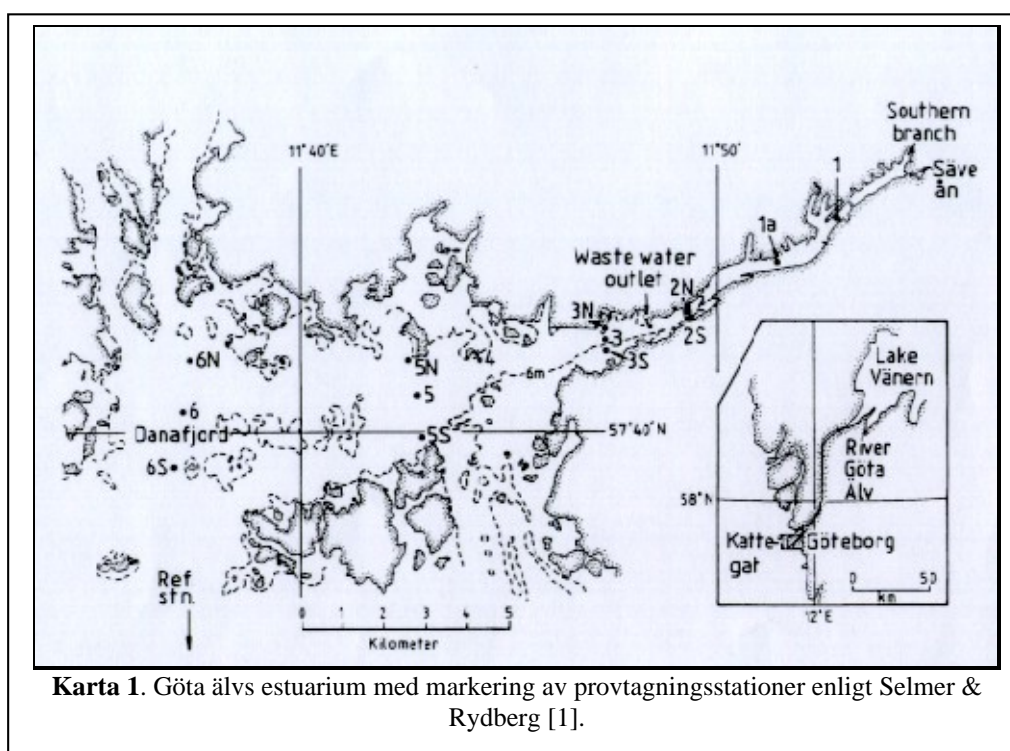
Närsalter i Göta älvs estuarium

med

ekologiska konsekvenser för kustvattnet

Olof Pehrsson

Vid mitten av 1980-talet uttalades politiska ambitioner att komma till rätta med övergödningen i marin miljö. Man ansåg att en halvering av kväveutsläppen skulle kunna ha åstadkommit en påtaglig förbättring efter 10-årsperiod. Med facit i hand kan nu konstateras att varken halveringen eller den förväntade förbättringen kunnat uppnås. I föreliggande studie har tyngdpunkten lagts på en ekologisk utvärdering av ett estuariums funktion genom utnyttjande av publicerade data. Hanteringen av spillvatten har hittills främst betraktats som en teknisk angelägenhet. Utsläppen av närsalter har oftare angivits i ton per år än som momentana halter, vilka ger en bättre ekologisk information för en förståelse av övergripande sammanhang. Sammanställningen antyder att en helt ny strategi måste tillämpas för att lösa övergödningens problem. Separationen av fosfor och kväve har fått oanade konsekvenser.



Karta 1. Göta älvs estuarium med markering av provtagningsstationer enligt Selmer & Rydberg [1].

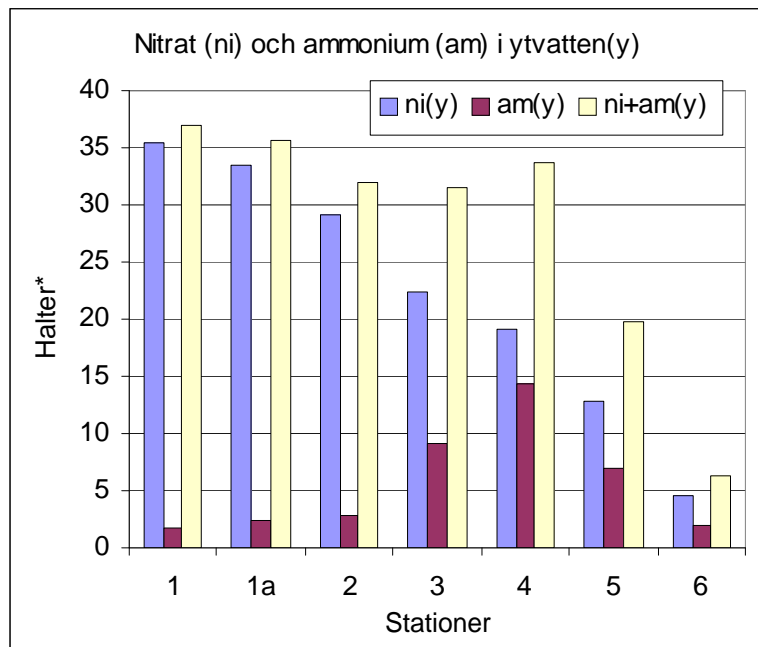
Närsalter i Göta älvs estuarium

Denna sammanställning utgör en ytterligare bearbetning och värdering av publicerade data om närsalter i Göta älv och dess estuarium [1]. Fig. 1-20 har tagits fram från data i Tabell 1, som i sin tur hämtats från ref.1: Table 2 och där de viktiga parametrarna lösta N-salter (nitrat + ammonium), N/P-kvoten och nitrat/ammonium-kvoten framtagits.

Fyra vattenströmmar påverkar det vattensystem som de 7 provtagningsstationerna representerar:

- (1) *sötvattenflödet* genom Göta älv, rikt på kväve i form av nitrat men fattigt på fosfat,
- (2) en inåtgående *saltvattensström* (kompensations-/reaktionsström) utmed botten,
- (3) *sötvattenstillflöde* från Ryaverket, rikt på ammonium och fattigt på fosfat, mellan stn 2-3,
- (4) nordgående *kustvattenströmmar* som främst påverkar stn 5-6.

Ingående sötvatten har en mycket hög N/P-kvot (atomkvot), 740,5 (Fig. 4). Detta är i sin tur en effekt av mycket höga N-halter (ammonium + nitrat) och mycket låga P-halter (fosfat), 37,03 resp. 0,05 $\mu\text{mol/l}$. Denna snedfördelning torde vara ett resultat av den effektivare separatio-



* Halter anges i $\mu\text{mol/l}$

Fig. 1. I älvens ytvatten uppströms Rya har ammonium i stor utsträckning omvandlats till nitrat. Halten av lösta N-salter (nitrat+ammonium) avtar successivt. Redan uppströms Rya (mellan stn 2 och 3) ökar dock halten av ammonium. Ännu vid stn 3 (nedströms Rya) minskar ni+am något. Först vid stn 4 ökar totala halten nitrat.ammonium (33,62) för att sedan avta till 6,35 vid stn 6.

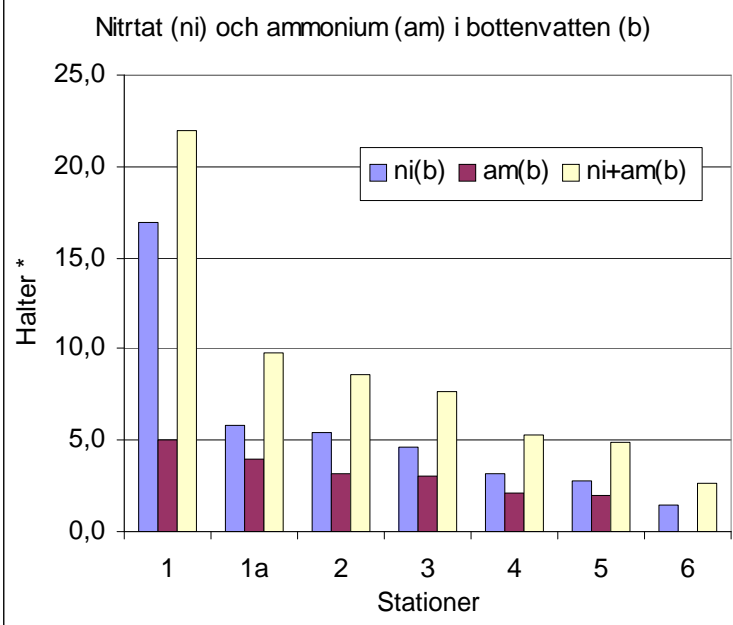


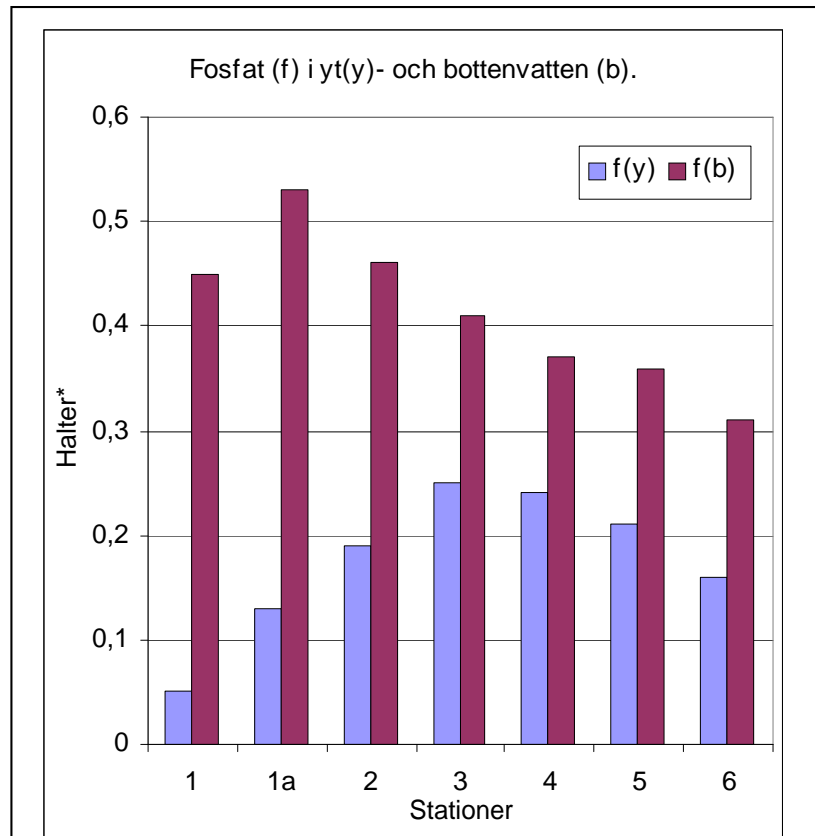
Fig. 2 I botten vattnet vid stn 6 är ammoniumhalten ($\mu\text{mol/l}$) låg (1,09) men från stn 5 och uppströms till stn 1 ökar den från 2,01 till 4,97 och utgör hela tiden en stor del av de lösta N-salterna. Detta tyder på syrebrist.

nen av fosfat än av kväve i reningsverk och markbäddar uppströms i Göta älvs tillrinningsområde. Eftersom behovet av närsalterna N och P i sötvatten för primärproduktion av alger har proportionerna 7:1 (viktskvot) [2], blir älvvattnets P starkt begränsande för primärproduktion och därmed för reduktionen av N. Det har dock visat sig [3], att ändå en viss primärproduktion äger rum vid en hög N/P-kvot. Detta kan då ytterligare reducera en redan tidigare låg P-halt men har begränsad effekt på en hög N-koncentration och N/P-kvoten ökar ytterligare.

Vid algernas primärproduktion i vatten bildas också syre. Detta är viktigt för omvandling av ammonium till nitrat, eftersom denna process kräver syre.

När sötvattensflödet når stn 1 har ytvattnet (Fig. 5) redan hunnit påverkas av den salta uppåtgående bottenströmmen, som här har halva den salthalt som konstaterats ute i Dana fjords bottenvatten (stn 6). Denna utsötade och uppåtgående saltvattensström bör således kunna fortsätta än högre upp. Saltvatteninträning vid Lärjeholm konstaterades således vid 33 tillfällen 1996 [17] och vid 24 tillfällen 1997 [18].

Vid stn 1 är det inte enbart ytvattnet som blandats med salt bottenvatten, utan bottenvattnet har också blandats med sötvatten, varvid det ännu salta bottenvattnet (13,0) också tillförts kväve, främst i form av nitrat men också som



*Halter anges i µmol/l.

Fig. 3 Fosfat i yt- och bottenvatten.

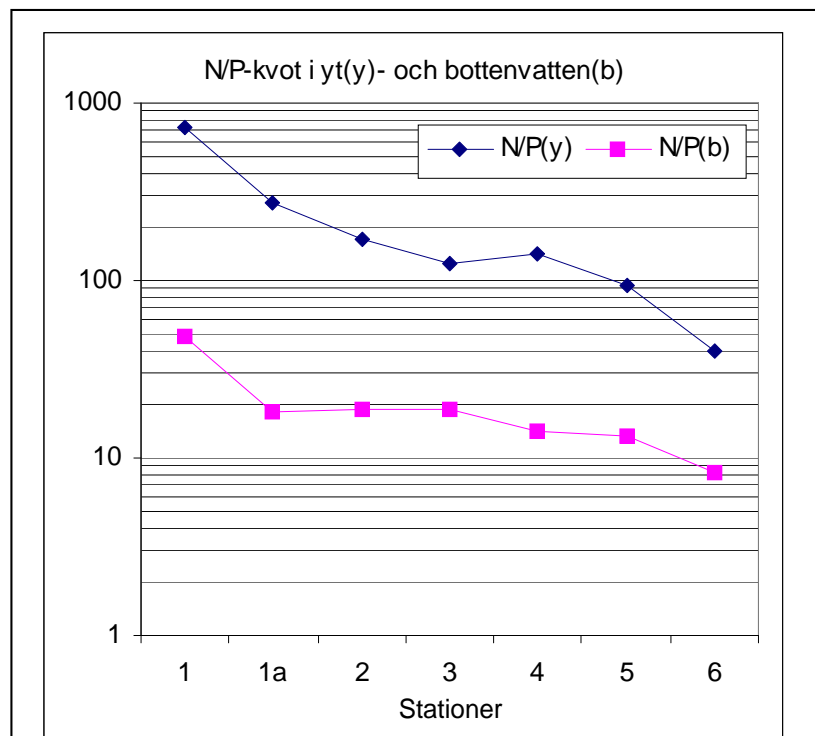


Fig. 4. N/P-kvoter (atomkvoter) i yt (y)- och bottenvatten (b) i logaritmisk skala.

ammonium (Fig. 2, 10-12, 15-17). På detta sätt får också bottenvattnet en hög N/P-kvot (48,8) på denna station jämfört med saltvattensströmmen "nedströms".

I ytvattnet på stn 1 har fosfatet sin lägsta halt, 0,05 $\mu\text{mol/l}$ (Fig. 3, 9, 18), trots att detta tillförts bottenvattnet med mångdubbelt högre fosfathalt. Utan denna tillförsel, d.v.s. längre uppströms bör P-halten därför vara än lägre.

Utmed sträckan stn 3 till 1a (d.v.s. i bottenströmmens riktning) visar bottenvattnets N/P-kvot en stabil nivå, 18,4-18,7 (Fig. 4), samtidigt som såväl N som P ökar (Fig. 2 och 3). Samma stabilitet visar

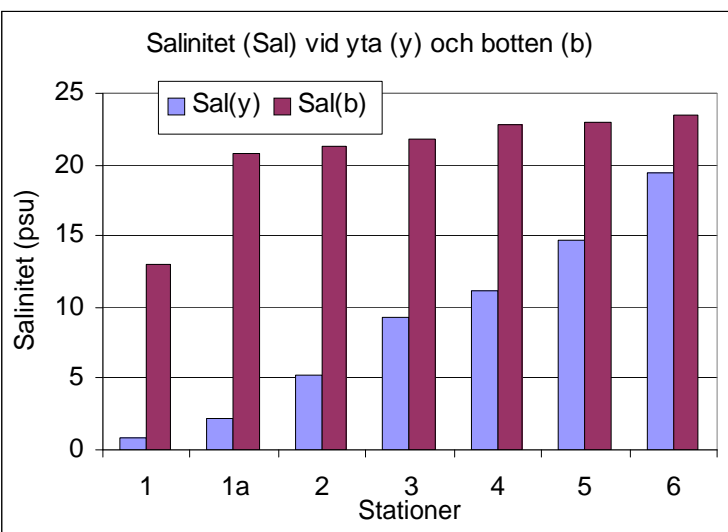


Fig. 5. Salthalt, psu (promille) i yt- och bottenvattnet.

| Stn | Yta | | | | | | | Botten | | | | | | |
|-----|--------|-------|-------|----------|------|--------|----------|--------|-------|-------|----------|------|--------|----------|
| | Sal(y) | ni(y) | am(y) | ni+am(y) | f(y) | N/P(y) | ni/am(y) | Sal(b) | ni(b) | am(b) | ni+am(b) | f(b) | N/P(b) | ni/am(b) |
| 1 | 0,85 | 35,35 | 1,68 | 37,03 | 0,05 | 740,5 | 21,0 | 13,0 | 17,0 | 5,0 | 21,94 | 0,45 | 48,8 | 3,41 |
| 1a | 2,25 | 33,44 | 2,32 | 35,76 | 0,13 | 275,1 | 14,4 | 20,9 | 5,8 | 3,9 | 9,74 | 0,53 | 18,4 | 1,47 |
| 2 | 5,30 | 29,16 | 2,90 | 32,06 | 0,19 | 168,7 | 10,1 | 21,3 | 5,5 | 3,2 | 8,61 | 0,46 | 18,7 | 1,73 |
| 3 | 9,30 | 22,49 | 9,03 | 31,52 | 0,25 | 126,1 | 2,49 | 21,7 | 4,6 | 3,0 | 7,65 | 0,41 | 18,7 | 1,53 |
| 4 | 11,20 | 19,20 | 14,42 | 33,62 | 0,24 | 140,1 | 1,33 | 22,8 | 3,1 | 2,1 | 5,27 | 0,37 | 14,2 | 1,46 |
| 5 | 14,71 | 12,92 | 6,95 | 19,87 | 0,21 | 94,6 | 1,86 | 23,0 | 2,8 | 2,0 | 4,84 | 0,36 | 13,4 | 1,41 |
| 6 | 19,35 | 4,49 | 1,86 | 6,35 | 0,16 | 39,7 | 2,41 | 23,5 | 1,5 | 1,09 | 2,58 | 0,31 | 8,3 | 1,37 |

Tabell 1. Data från ref. 1: Table 2. Halter i $\mu\text{mol/l}$.

nitrat/ammonium-kvoten (atomkvot), 1,5-1,7 (Fig. 14), varvid såväl nitrat som ammonium ökar från stn 3 till 1a (Fig. 2, 10-12 och 15-17). Utmed samma sträcka minskar bottenvattnets salthalt obetydligt, från 21,7 till 20,9. Dessa ökning av närsalter kan synas vara svårklarliga. Efter som något tillskott knappast kan ske från ytvattnet (halten av exempelvis P är ju där lägre), så måste detta i stället komma nerifrån, d.v.s. från bottenströmmen.

Med den inåtgående bottenströmmen sker en transport inåt från älvmyningen av organiskt material, som uppenbarligen sedimenterar och bryts ned under viss syrebrist och därvid ger en märkbar ammoniumhalt. Före reningsverkens tid (på 1960-talet) medförde denna bottenström en rik biologisk produktion på botten utmed södra älvstranden, där bot-

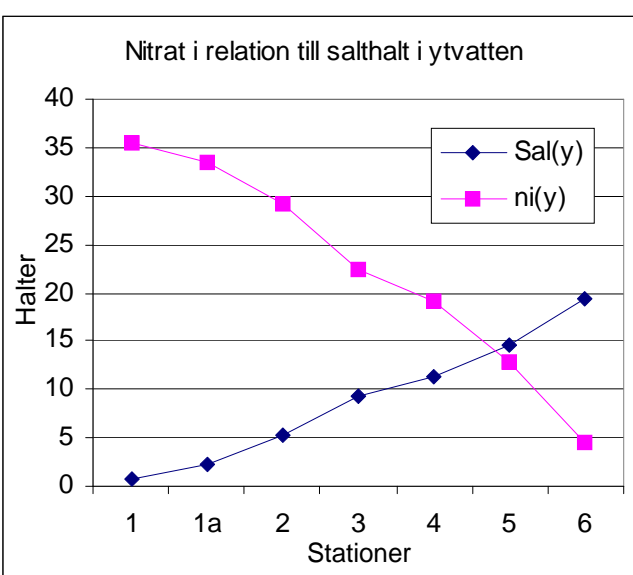


Fig. 6. Halter av nitrat i $\mu\text{mol/l}$.

tenströmmen går in (i höjd med stn 3). Denna produktion nyttjades då bl.a. av stora mängder sjöfågel, främst vigg [4: Fig. 5]. Enligt Söderström [8:II] recirkuleras sjunkande plankton utanför stn 7 (här = stn 4) inåt genom reaktionsströmmen, men den del som inlagras i bottensedimenten är av försumbar storlek.

Utmed sträckan från stn 1a-3 (d.v.s. i ytvattenströmmens riktning), minskar ytvattnets N/P-kvot från 275 till 126 (Fig. 4), d.v.s. mer än en halvering. Utmed denna sträcka minskar också nitrat/ammonium-kvoten avsevärt (Fig. 14), från 14,4 till 2,5. Detta är ett resultat av att nitrathalten minskar, samtidigt som ammoniumhalten ökar (Fig. 1, 6 och 7). Halten lösta N-salter minskar måttligt, från 35,8 till 31,5 (Fig. 1 och 8).

En ökning av ytvattnets salthalt (från 2,3 till 9,3) från stn 1a till 3 visar hur det saltare bottenvattnet leds upp i ytvattnet utmed hela sträckan (Fig. 5, 6-9). Någon minskning av bottenvattnets salthalt i dess strömriktning antyder viss tillförsel av det sötare ytvattnet ner i bottenvattnet (Fig. 5, 10-13).

Med det uppvällande bottenvattnet följer då också de i bottenvattnet lösta när-salterna. Men, de redan höga halterna av N i ytvattnet påverkas då i mindre grad än P-halterna. Av speciellt intresse är då att halterna av nitrat minskar (från 33,4 till 22,5) samtidigt som ammonium ökar (från 2,3 till 9,0), men totala halten lösta N-salter (nitrat + ammonium) minskar endast från 35,8 till 31,5.

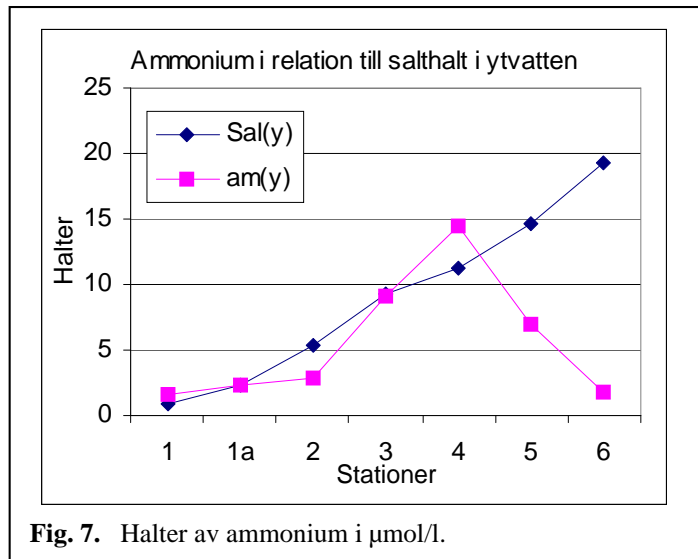


Fig. 7. Halter av ammonium i $\mu\text{mol/l}$.

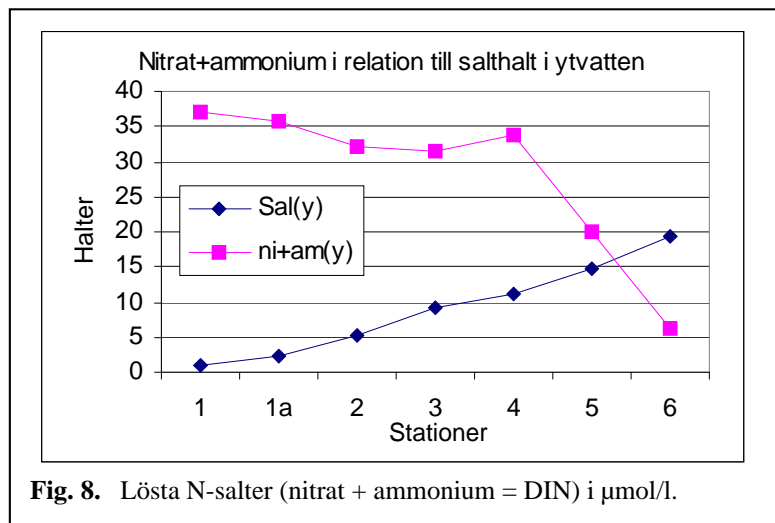


Fig. 8. Lösta N-salter (nitrat + ammonium = DIN) i $\mu\text{mol/l}$.

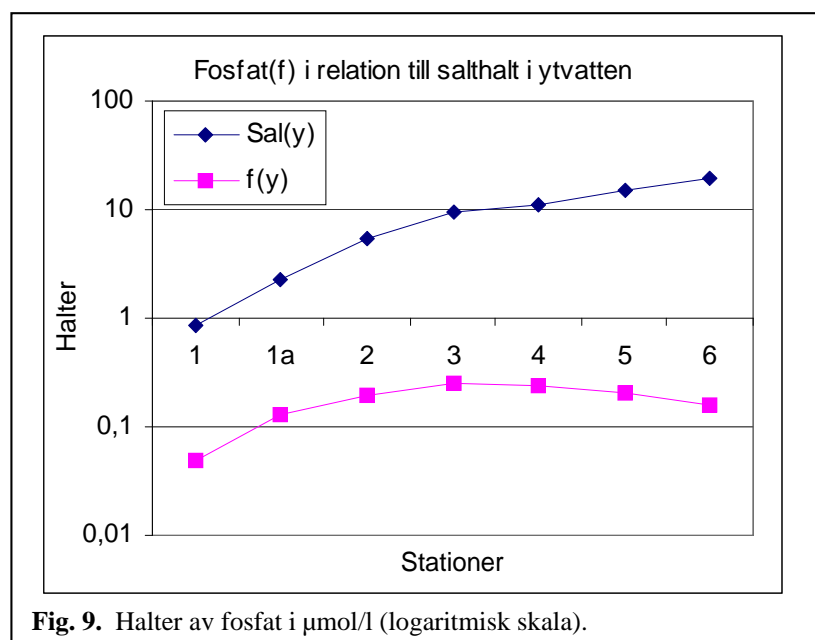


Fig. 9. Halter av fosfat i $\mu\text{mol/l}$ (logaritmisk skala).

Från stn 2-3, d.v.s. vid tillflödet från Ryaverket, börjar en kraftig ökning av ammoniumhalten i ytvattnet, från 2,9 till 9,0 $\mu\text{mol/l}$ (Fig. 1, 7, 16, 19). År 1997 var tillflödet av ammonium från Rya 16,6 mg/l i ett dygnsmedelflöde av 3,36 m^3/s [5:58], den helt dominerande formen av lösta N-salter. Detta sker samtidigt som nitrathalten i älvens ytvatten minskar, från 29,2 till 22,5 (Fig. 1, 6, 15, 19). Som en effekt av detta minskar ytvattnets nitrat/ammonium-kvot från 10,1 till 2,5 (Fig. 14). Trots denna tillförsel av ammonium mellan stationerna 2 och 3 minskar således den totala halten av lösta n-salter (ammonium+nitrat) något från 32,1 till 31,5 i stället för att öka. En sådan reduktion kan ske genom olika processer, t.ex. (1) denitrifikation eller (2) primärproduktion. Det senare alternativet kan dock här ha mindre betydelse, eftersom N/P-kvoten fortfarande är mycket hög (Fig. 4) och vattnet är grumligt.

Från stn 2 till 3 fortsätter också ökningen av ytvattnets fosforhalt, från 0,19 till 0,25 (Fig. 3, 9, 16), som därigenom får sitt högsta ytvattenvärde vid stn 3. Detta kan jämföras med halterna 0,41 $\mu\text{mol/l}$ i bottenvattnet och 0,41 mg totalfosfor/l i spillvattnet från Rya år 1997 [5:58].

Genom tillförseln av P från bottenvattnet och Rya och trots tillförseln av ammonium från Rya, men som en samtidig effekt av något sjunkande total halt av lösta N-salter så minskar N/P-kvoten från 169 till 126

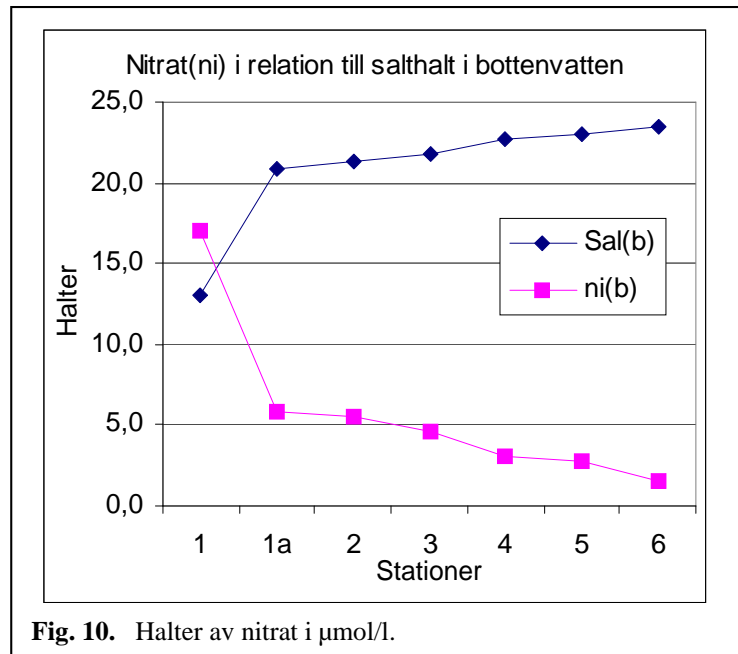


Fig. 10. Halter av nitrat i $\mu\text{mol/l}$.

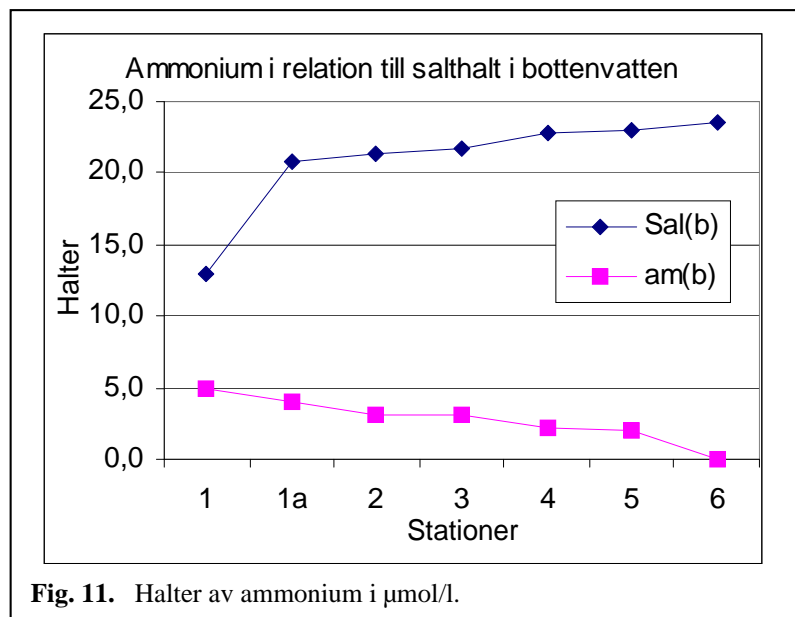


Fig. 11. Halter av ammonium i $\mu\text{mol/l}$.

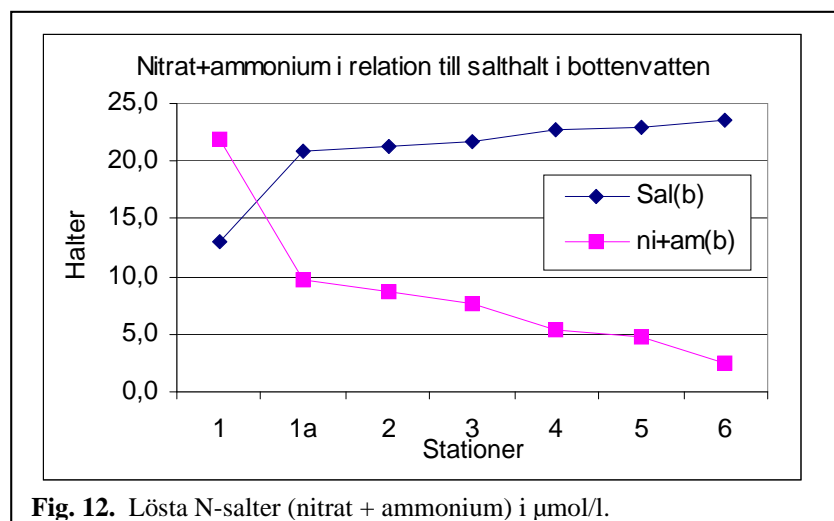


Fig. 12. Lösta N-salter (nitrat + ammonium) i $\mu\text{mol/l}$.

(Fig. 4) från stn 2 till 3.

Det är först mellan stn 3 och 4, d.v.s. i Älvsborgsfjorden, som effekterna av utsläppet från Rya blir påtagliga i ytvattnet. Nitrathalten fortsätter att minska något, från 22,5 till 19,2 (Fig. 1, 6, 15, 19). Men ammoniumhalten når sitt högsta värde, 14,4 (Fig. 1, 7, 16, 19). Halterna av lösta kvävesalter närmar sig de höga nivåer som konstaterats uppströms vid stn 1a (Fig. 1, 8). En ökande N/P-kvot mellan stn 3 och 4 (till 140) antyder, att primärproduktionen fortfarande bör vara av begränsad omfattning. Funktionellt synes Älvsborgsfjorden (sträckan 3-4) fungera som en förlängning av älven. Det är först i Rivöfjorden som påverkan från Asperörännan (Karta 2) blir märkbar.

I Älvsborgsfjorden har dock en utjämning skett av nitrat/ammonium-kvoten till de låga nivåer som råder i bottenvattnet (Fig. 14) med en lägsta nivå vid stn 4 (1,33), vilken är lägre än den i bottenvattnet vid samma station (1,46).

Vid stn 4 har påverkan från Rya nått sin högsta effekt genom att ammonium här når sin högsta nivå i ytvattnet utmed sträckan 1-6 (Fig. 1, 7, 16). Detta påverkar då också totala halten av lösta N-salter, vilka här är dubbelt så höga som de borde ha varit utan tillskott från Rya (Fig. 1, 8, 17). Detta framgår om man i Fig. 1 drar en rak linje från toppen av stapeln för ni+am vid stn 2 till motsvarande stapel vid stn 6. Om motsvarande linje dras i bottenvattnet (Fig. 2) kommer de mel-

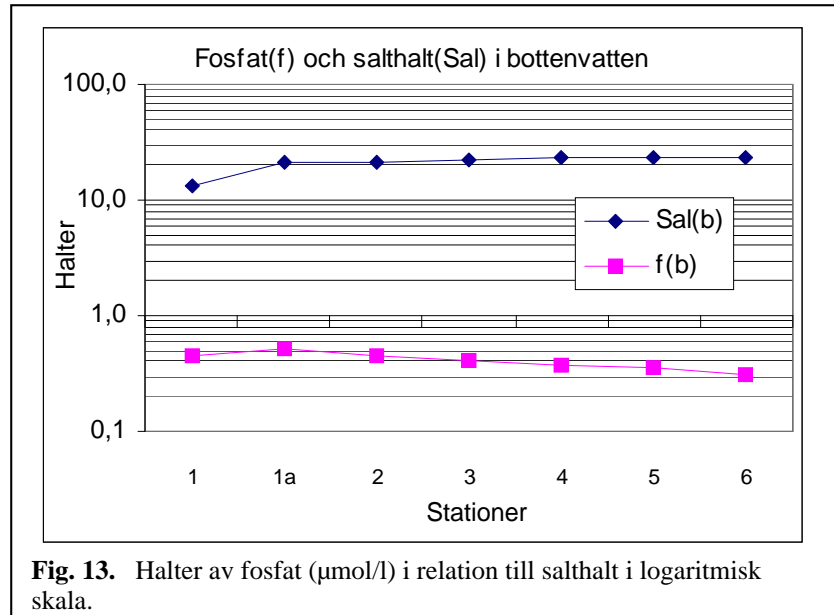


Fig. 13. Halter av fosfat ($\mu\text{mol/l}$) i relation till salthalt i logaritmisk skala.

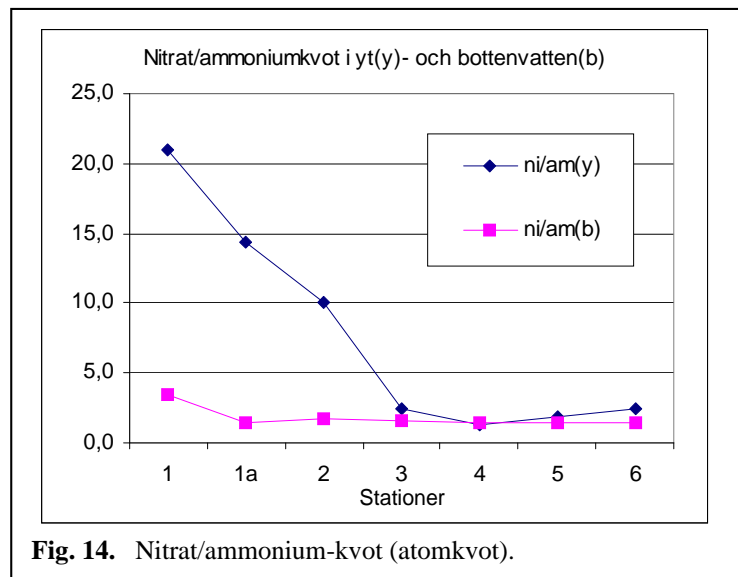


Fig. 14. Nitrat/ammonium-kvot (atomkvot).

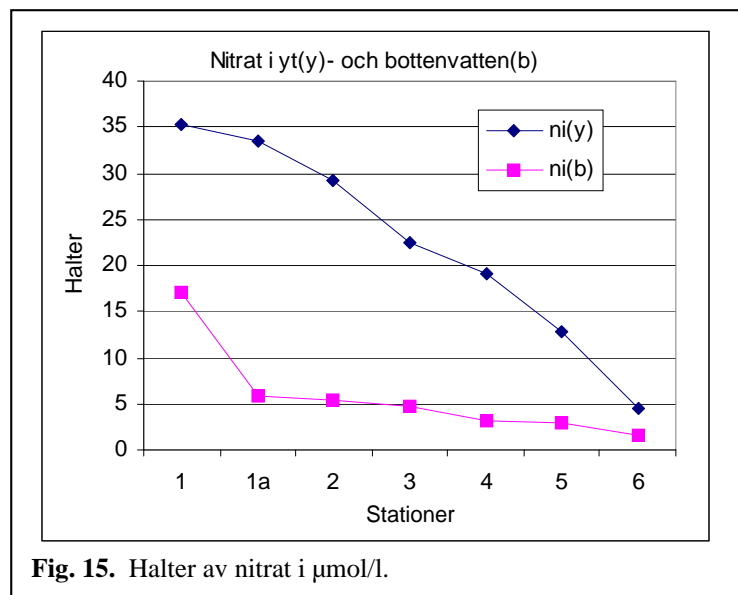


Fig. 15. Halter av nitrat i $\mu\text{mol/l}$.

lanliggande stationernas stapeltoppar att sammanfalla med den raka linjen. Skillnaden beror på att det effektiva språngskiktet mellan sött och salt vatten inte medger någon större påverkan av Rya-vatten på bottenvattnet förrän möjligen ute i Rivöfjorden (stn 5).

Den konstaterade ökningen av N-halten först vid stn 4 kan vara en effekt av att utsläppet från Rya mitt mellan stn 2 och 3 ligger på djupare vatten än ytvattnet eller i en begränsad punkt och därför inte hinna påverka hela vattenvolymen förrän vid stn 4, där exempelvis de högsta ammoniumhalterna noteras.

Från stn 4 till 5, d.v.s. i Rivöfjordens ytvatten, sjunker halterna av såväl fosfor som kväve. Även N/P-kvoten minskar, fast den fortfarande är hög vid stn 5 med 94,6 (Fig. 4). En närsaltreduktion av både N och P kan åstadkommas genom primärproduktion men också genom utspädning i kombination med borttransport med hjälp av kustströmmar, som här kan börja inverka både i yt- och bottenvatten. I fjordsystemen Älvsborgsfjord, Rivöfjord, Hakefjord till Danafjord råder hela tiden ett ökande fosfatunderskott i ytvattnet samtidigt som halterna i bottenvattnet ökar i motsatt riktning (Fig. 3, 18). En minskande N/P-kvot behöver här inte nödvändigtvis förklaras som ett resultat av denitrifikation (som inte kunnat påvisas), utan kan i stället bli resultatet av att kvävefattigt bottenvatten blandas med kväverikt ytvatten.

Ytvattnet vid stn 6 ute i Danafjord är ännu påverkat av det stora kväveöverskottet i kombination med underskott på fosfat i hela fjordsystemet, varför N/P-kvoten fortfarande är hög, 39,7 (Fig. 4). Genom

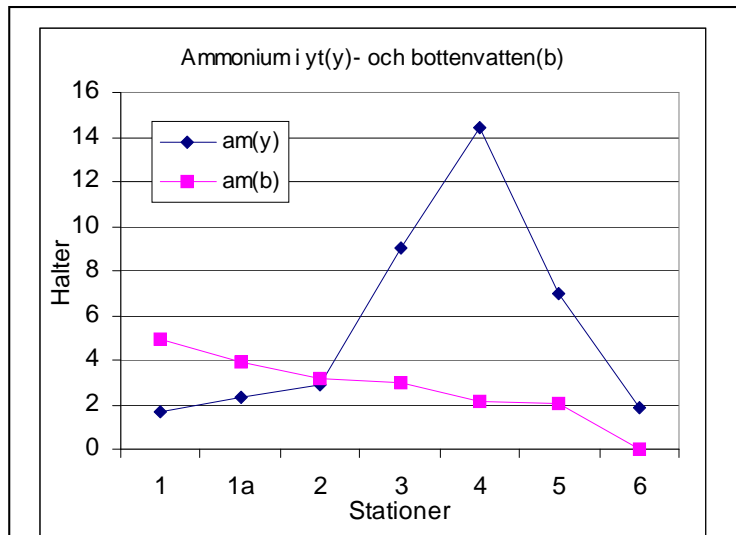


Fig. 16. Halter av ammonium i µmol/l.

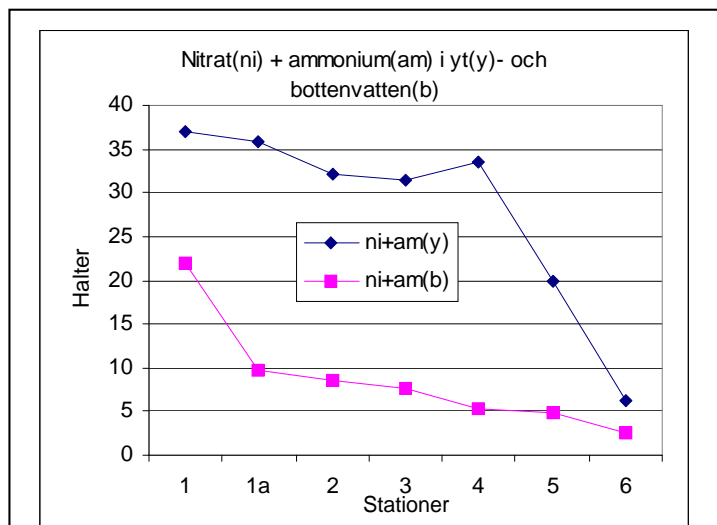


Fig. 17. Halter av Nitrat + ammonium i µmol/l.

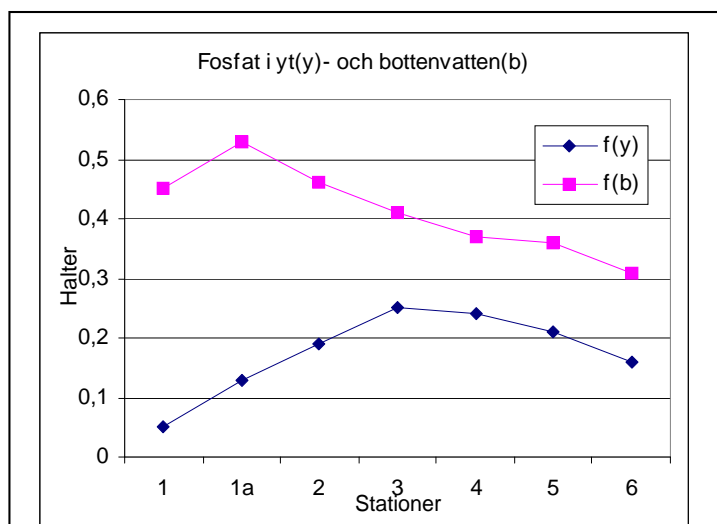


Fig. 18. Halter av fosfat (µmol/l) i yt- och bottenvatten.

denitrifikation - eller varför inte viss primärproduktion och utspädning och borttransport med kustvattenströmmar har N-halterna i ytvattnet här reducerats i ökande takt jämfört med stn 5 (Fig. 6-8, 15-17). Ytvattnets fosfathalt är dock fortfarande endast hälften av bottenvattnets (Fig. 18). Den sjunkande N/P-kvoten ger här dock möjlighet till ökad primärproduktion, vilket kunnat bekräftas genom högre koncentration av chlorophyll *a* [1:129]. Detta innebär att ett upptag (uptake, sink) av lösta

N-salter genom primärproduktion (med åtföljande algproduktion och bottenbelastning) i stor utsträckning bör äga rum över andra bottenar, d.v.s. i huvudsak längre norr ut i kustströmmens riktning. En viktig passage är då Björköfjorden (Björkörännan, Karta 2), från vilken ett intag sker av salt vatten till en kompensationsström i Nordre älv, som har ett större sötvattensutflöde än Göta älv. I Nordre älvs fjord har konstaterats kraftiga blandningsströmmar (mellan Ostindiebådarna och Bassen), där Nordre älvs ytvatten blandas med saltare vatten innan det leds ut mot nordväst via Sälöfjorden [6]. Sötvattensutflödet från Nordre älv har motsvarande höga kvävebelastning som i Göta älv, varför motsvarande processer som i Göta älvs estuarium kan förväntas i Sälöfjorden, som ingår i Nordre älvs estuarium. Från Sälöfjorden går sedan strömmen dels mot nordväst (mot Marstrandsfjorden) dels mot norr genom Instö ränna [7] (mot Älgöfjorden).

I bottenvattnet på stn 6 har N/P-kvoten (atomkvoten) en låg nivå, 8,3 (Fig. 4), som således ligger under den optimala (16). Här råder sålunda underskott på kväve, som skulle bli begränsande för primärproduktion. Här är ammoniumhalten låg, 1,1 (Fig. 2, 11) och ni/am-kvoten når sitt lägsta värde (Fig. 14). Primärproduktionen är här dock ändå begränsad genom bristen på ljus. När däremot detta fosfatrikare bottenvatten blandas med det kväverikare ytvattnet gynnas primärproduktionen.

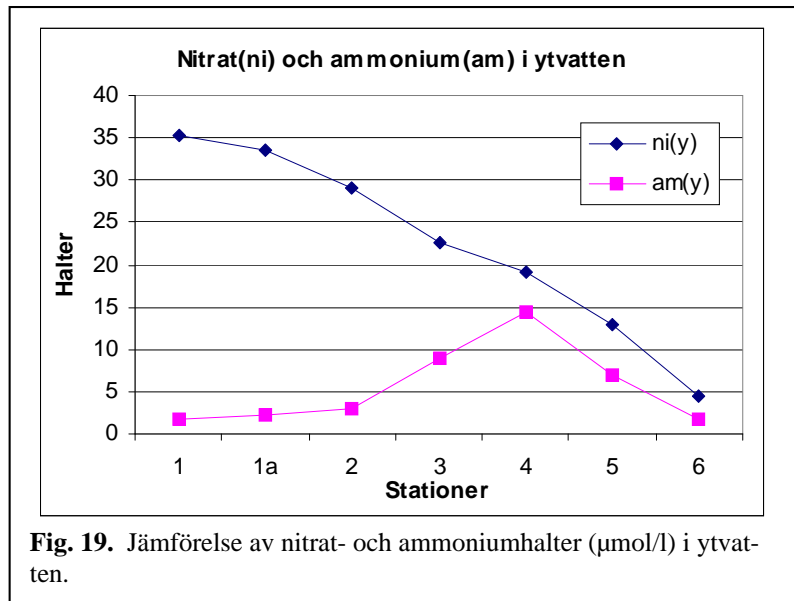


Fig. 19. Jämförelse av nitrat- och ammoniumhalter (µmol/l) i ytvatten.

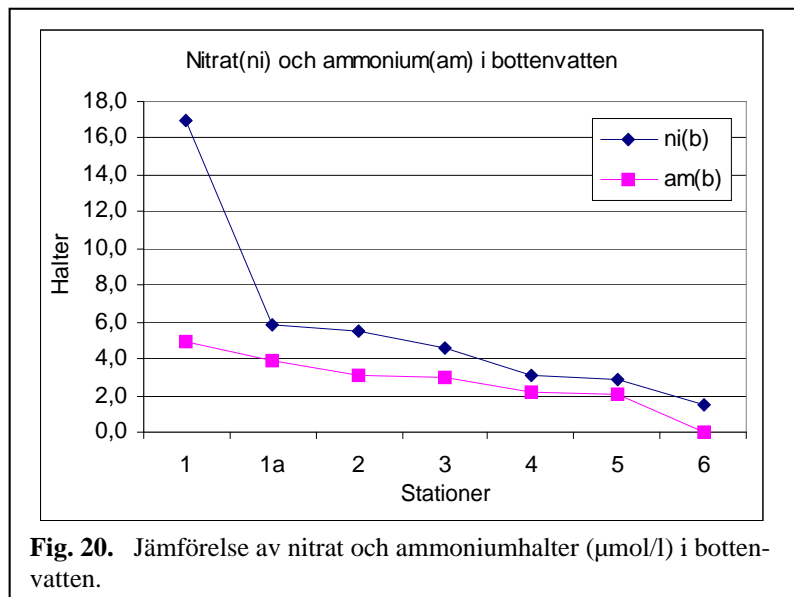


Fig. 20. Jämförelse av nitrat och ammoniumhalter (µmol/l) i bottenvatten.

Revision av övergödningens orsakssammanhang

Var tar de höga halterna av kväve i Göta älvs vatten vägen, när älven når sitt estuarium? Har det ytterligare kvävetillskottet från Ryaverket (och andra motsvarande reningsanläggningar) någon betydelse för övergödningen i skärgård och kustvatten? Detta är frågeställningar som ännu inte synes ha fått tillfredsställande svar. Och så länge sådana tillförlitliga svar saknas, torde chansen att komma tillrätta med problemen (hittills ett stort misslyckande) vara begränsade. Föreliggande sammanställning avser att söka bidra till en lösning grundad på kunskaper om hur naturliga ekosystem fungerar.

Till en början trodde man sig ha löst problemen med osanerade avlopp genom tillkomsten av reningsverk, sandfilter (markbäddar) och andra tekniska reningsanläggningar. Spillvattnet blev till synes rent (=klart) genom reduktion av BOD. Sötvatten befriades från övergödning genom kemisk fällning av fosfat. Men snart började det bli uppenbart att den använda metoden inte hade samma positiva effekter för att motverka övergödning i marin miljö, där kväve och inte fosfor numera bedöms utgöra en begränsande faktor. Att på teknisk väg reducera kväve lika effektivt som fosfor har visat sig vara betydligt mer komplicerat och kostnadskrävande. Icke dess mindre kommer nu kraven från EU att bl.a. Ryaverket skall reducera utsläppet av kväve till 10 mg/l. År 1997 var t.ex. halten totalkväve i utgående vatten från Rya 19,2 mg/l (jämfört med 30,1 mg/l i ingående) [5], en reduktion med 36%. För att uppnå EU:s krav detta år skulle 67% effektivitet ha erfordrats vid Rya. Detta kan jämföras med vattenreningskärret i Bergum där halten i utgående vatten var 9,0 mg/l (jämfört med 93,3 mg/l i ingående vatten från en slambrunn) [2], en reduktion (effektivitet) med 90%.

En viktig parameter för förståelsen av den marina övergödningens problematik är N/P-kvoten. Den anger förhållandet mellan de för fotosyntes och uppbyggnad av växtbiomassa nödvändiga ämnena kväve och fosfor. I vattenreningskärret i Bergum, där den effektiva närsaltreduktionen skett genom upptag i växt- och djurbiomassa, var N/P-kvoten uttryckt som viktskvot = 7 (7 : 1, d.v.s. 7 delar totalkväve på 1 del totalfosfor), vilket motsvarar atomkvoten 16. Samma N/P-kvot rådde både i ingående och utgående vatten. Detta innebär då, att vid en optimal/naturlig N/P-kvot förbrukas båda ämnena genom primärproduktion ända tills koncentrationerna blir alltför låga. Detta förklarar den höga effektiviteten i Bergum - så länge ljusstillsförseln är god.

I Göta älvs estuarium var det endast bottenvatten mellan stn 3 och 4 (Älvsborgsfjorden) som hade en för primärproduktion optimal N/P-kvot (d.v.s. kring 16, uttryckt i atomkvot enligt Tabell 1), men här är ljuset begränsande. I Danafjord rådde med denna värdering t.o.m. en lägre N/P-kvot med överskott på fosfat och underskott på kväve. Detta bottenvatten karakteriseras som ytvatten ute i Kattegat. Mot denna bakgrund inses, att det kan vara vattnets underskott på kväve, som gör detta ämne begränsande i marin miljö, när man kommer tillräckligt långt ut från ett sötvattenstillflöde.

I Danafjords ytvatten var N/P-kvoten 5 ggr högre än i bottenvattnet, vilket således begränsar primärproduktionen. Överskottet av kväve i stn 6:s ytvatten kan därför förbrukas genom primärproduktion först sedan havsströmmar fört detta kväverika vatten längre bort, så att det därmed kunnat blandas med fosforrikare bottenvatten. Mot bakgrund av dessa förhållanden inses, att övergödningseffekterna (genom algproduktion och bottenöd) kan bli begränsade längst in i ett estuariums fjordsystem men i stället öka med avståndet från vattendragets mynning, d.v.s. i skärgård och kustvatten. Då det gäller Göta älv med dess tillskott från Rya kan Göteborgs kommun på detta sätt drabbas i mindre omfattning än Öckerö och Kungälv kom-

muner. Den senare kommunen får i sin skärgård tillbaka en stor del av det kväve, som man genom rörledningar levererat till Ryaverket. Genom motsvarande tillflöde från Nordre älv påverkas i en förlängning också Tjörns kommun.

Förbättrade förhållanden i inre delen av ett estuarium - jämfört med skärgård och kustvatten - betyder alltså inte att kvävet kommer utifrån Nordsjön till vår kust. Detta är endast en from politisk förhoppning.

Jämförelse med historisk utveckling och uppfattning

År 1968. Den 28/6-1/7 1977 låg medelvärdet för tot.-N i Skageracks såväl yt- som djupvatten mellan 0,1-0,2 mg/l. I Baltiska strömmen var motsvarande halter 0,2-0,3 mg/l. Utanför Göteborg och norrut var halterna 0,3-0,4 mg/l. Detta kan jämföras med summan av ammonium och nitrat i engelska kanalen år 1931, 0,12 mg/l [10].

Ammonium gick sällan över 0,03 mg/l [10].

Tot.-P låg i de djupare delarna av havsstationerna på 0,02 mg/l. Med en medelhalt på 0,14 mg tot.-N får man en N/P-kvot av 7,5, vilket svarar väl mot den kvot som angivits för havet i allmänhet, 6,8. I Skagerack kan man anse ett värde mellan 0,020 och 0,030 som ett medelvärde för tot.-P i det djupare mera salina vattnet. Värdet för Nordsjön anges till 0,029 mg/l år 1956. [10].

Medelvärdena för tot.-P i innerskärgården var 20-30% högre än ute i havet (= ~0,04 mg/l). Ytskiktet utomskärs håller något lägre halter än de djupare delarna [10].

Fosfatfosfor utgör i medeltal 40-50% av tot.-P utom i de djupare delarna av havsstationerna vintertid, då fosfatandelen uppgår till endast 10%. Den högre medelhalten inomskärs beror på nuvarande utsläpp av avloppsvatten [10].

Göta älvs och Nordre älvs ytvattenmedelvärden för fosfat-P under sommaren var 0,009 resp 0,008 mg/l. Dessa värden kan jämföras med 0,007 mg/l och 0,023 mg/l av fosfat-P i Öresunds yt- resp. bottenvatten [10].

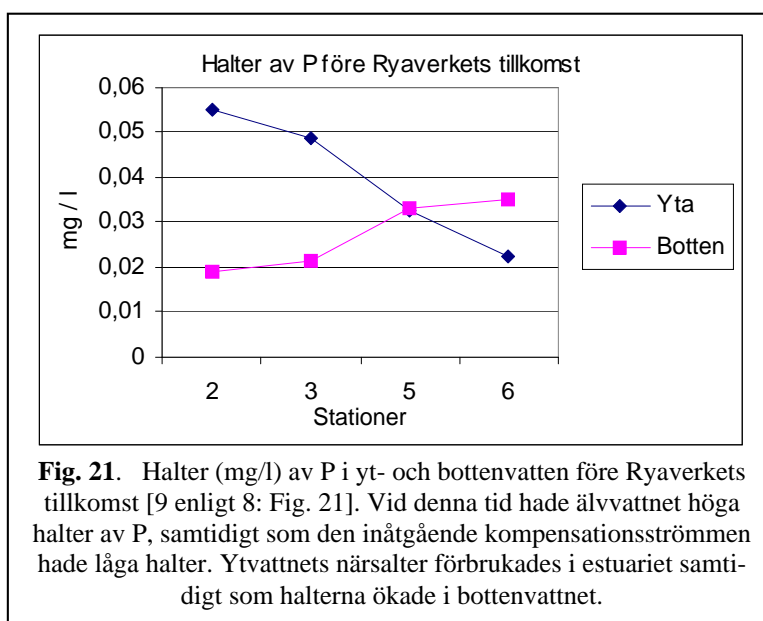


Fig. 21. Halter (mg/l) av P i yt- och bottenvatten före Ryaverkets tillkomst [9 enligt 8: Fig. 21]. Vid denna tid hade älvvattnet höga halter av P, samtidigt som den inåtgående kompensationsströmmen hade låga halter. Ytvattnets närsalter förbrukades i estuariet samtidigt som halterna ökade i bottenvattnet.

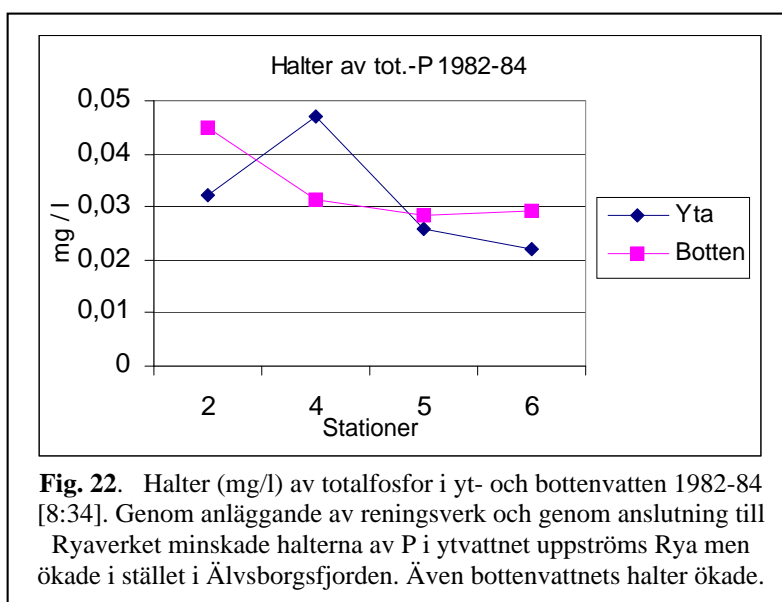


Fig. 22. Halter (mg/l) av totalfosfor i yt- och bottenvatten 1982-84 [8:34]. Genom anläggande av reningsverk och genom anslutning till Ryaverket minskade halterna av P i ytvatten uppströms Rya men ökade i stället i Älvsborgsfjorden. Även bottenvattnets halter ökade.

Utpräglade lågvärden (mg/l) av fosfat-P, 0,0083, 0,0074 och 0,0084, påträffades utanför norra Halland, ca 0,012 utanför Särölandet, <0,030 efter passagen av Donsö och högst 0,080-0,090 framför själva älven [10] (*Kommentar:* detta är en ökning med 10 ggr och innebär en ungefärlig N/P-kvot i ytvattnet på 4, vilket skulle innebära överskott på fosfat och underskott på kväve, som således då skulle vara begränsande för primärproduktionen). Beträffande Göta älvrecipientens utsträckning norrut, d.v.s. läsidan, går utspädningen med havsvattnet relativt snabbt fram till sydvästdelen av Tjörn, men det finns en svag förlängning. Först i skärgården utanför Lysekil återkommer tot.-P-värden av den låga storleksordningen 0,007-0,008 mg/l, som fanns i kustvattnet utanför Värö-Kungsbackafjorden [10] (*Kommentar:* De enkla mätningarna 16-18 juli 1964 visar mycket illustrativt hur kvävet var en begränsande faktor för primärproduktionen. Den fosfatrika men kvävefattiga ytvattenströmmen från Göta älvs estuarium med N/P-kvoten 4 kan inte blandas med kväverikare bottenvatten eftersom detta vatten inte har högre N-halter än ytvattnet - men i stället har högre P-halter, varför N/P-kvoten endast långsamt kan öka till det normala och därmed gynna primärproduktion. I dag är situationen den motsatta i Göta älvs estuarium, d.v.s. överskott på N men underskott på P, som därigenom blir begränsande inne i estuariet. Men längre ut kan ett underskott på P i ytvattnet begränsas genom högre halter i bottenvatten vid blandning med ytvatten. Ett överskott på N kan snabbare förvandlas till ett underskott efterhand som det förbrukas genom primärproduktion.)

Efter en regnig sommar, i augusti 1965, kunde en förlängd Göta älvsrecipient noteras ända till Karingön [10].

År 1975, d.v.s. före Ryaverkets tillkomst, noterades lägre halter av tot.-P i ett mellanskikt mellan ytvatten och bottenvatten [8:20, 9].

Estuariecirkulationen förutsattes dominera vattenomsättningen ända ut till Vinga sand. Skärgården bedömdes fungera som en fosforfälla genom sedimentation, och någon nämnvärd tillförsel av fosfor från ett estuarium till havet bedömdes knappast vara tänkbar. [9 enligt 8].

(*Kommentar:* Före reningsverkens tillkomst och innan stora delar av Göta älvs estuarium exploaterats för hamnanläggningar genom att grundbotten fyllts igen eller fördjupats, kunde närsalterna förbrukas tack vare en naturlig/optimal N/P-kvot genom hög biologisk produktion

utanför älvmyningen (från Älvsborgsfjorden till Danafjord). De på botten vid nedbrytning frigjorda närsalterna kunde återcirkuleras med den inåtgående kompensationsströmmen och åter nyttjas för biologisk produktion. Ännu på 1940-talet fanns exempelvis stora arealer grunda bandtångsängar (*Zostera marina*) i Älvsborgsfjorden. Diversiteten hos ett djurliv i ett väl fungerande estuarium med växlande salt-halter kan bestå av ett begränsat antal arter (*Macoma*-samhället), men abundansen (individrikdomen) kan vara desto större med stor omsättning i näringskedjor. Högre halter av fosfat i ytnära och bottenvatten kan ha sin förklaring i att dessa närsal-

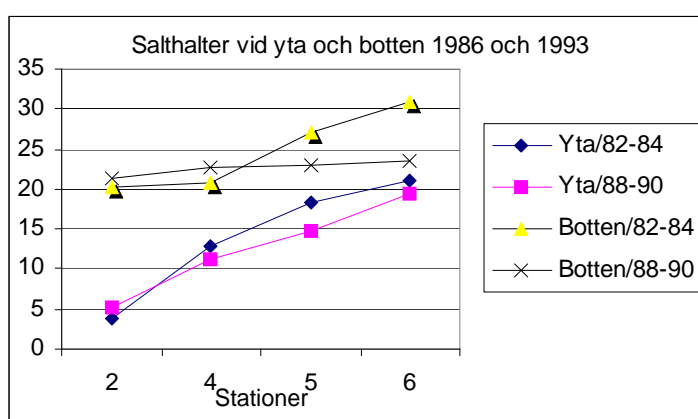


Fig. 23. Salthalter 1982-84 [8] och 1988-90 [1] vid stationer enl. ref. 1. Ytvattnets salthalter från Rivöfjord till Danafjord avviker avsevärt från varandra i de olika undersökningarna, vilket ger anledning till misstänksamhet med avseende på tillförlitligheten i metodiken att utnyttja salthalter vid beräkningar av massbalanstransporter. Jämförelser med Fig. 6-13 visar hur närsalter kan variera oberoende av salthalter.

ter transporterades som organiskt material genom det mellanliggande vattenskiktet i estuariets vattencirkulation.)

År 1986. Stn 11 (södra Björköfjorden) bedömdes ha en varierande salthalt som en effekt av "inflytande från Nordre älv" [8:19].

Lägre halter av tot.-P kring 5 m djup än i yt- och bottenvatten noterades 1982-1984 vid stn 8 och 6 (= stn 5 och 3 i 1993 års studie) [8:19]. (*Kommentar:* Den lägre P-halten i ett mellan-skikt kan fortfarande ha samma förklaring som tidigare (år 1975).

Söderström noterar N/P-kvoten (=viktskvot) år 1982-84 till något över 13 i ytvattnet vid stn 4, vilket kan jämföras med atomkvoten 140 år 1988-90 (Tabell 1). (*Kommentar:* Detta innebär en kraftig ökning sedan fällning av fosfat införts i Ryaverket - även om atomkvoten halveras till 70) Utanför denna station minskade kvoten, vilket antogs orsakas av kväveavgång genom denitrifikation, vilken i det undersökta området skulle ha en storlek som motsvarade utsläppet från Ryaverket. Då kunde också den slutsatsen dras, att åtgärder för att minska kväveutsläppet från Ryaverket bedömdes få liten effekt på skärgårdens vatten [8:III].

År 1993. Tillförseln genom spillvatten från reningsanläggningar har bedömts som liten jämfört med andra kvävekällor [1:119].

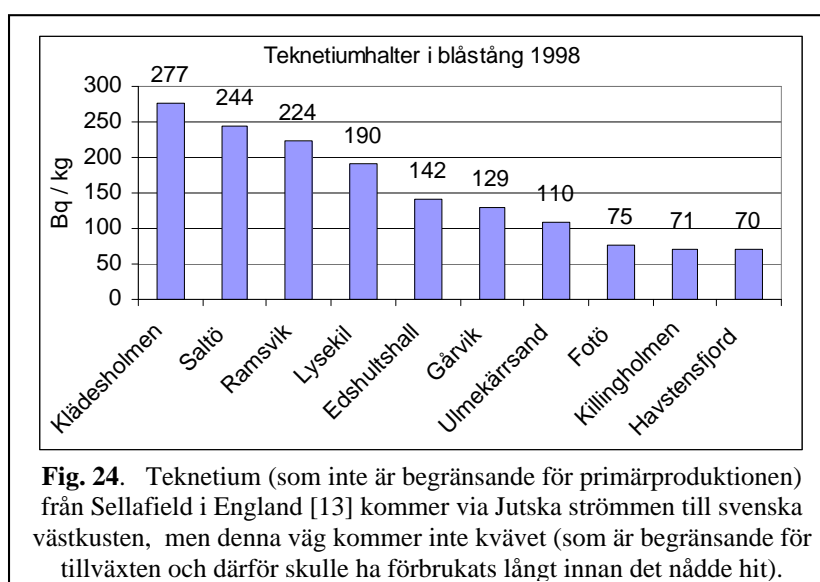
År 1997. Utbredningen av låga syrekoncentrationer har varit mycket omfattande under 1997 i flera av fjordarna kring Orust och i Gullmarsfjorden. I Ellösfjorden och Stigfjorden har det skett en klar försämring jämfört med hur tillståndet var 1986 och 1976. [12]

År 1998. Av de näringsämnen som cirkulerar längs västkusten beräknas omkring 10% komma från svenska källor. Resten är import från andra länder enligt miljöministern. De gamla målsättningarna om att halvera utsläppen av kväve som tidigare formulerats av Västeuropas regeringar har inte uppfyllts [11]. (*Kommentar:* Det synes således främst vara ett svenskt politiskt önsketänkande att vi i Sverige endast har en begränsad skuld till övergödningen i våra farvatten. Felet anses i stället ligga hos de Västeuropeiska länderna. Kan det t.o.m. vara så, att svenska forskare och konsulter enbart förväntas till myndigheterna lämna sådan information, som inte motsäger ett politiskt önskemål?)

Nya data om anrikningen av teknetium [13] (halveringstid 212 000 år) visar de högsta halterna vid Klädesholmen (Fig. 24). Detta är ett illustrativt exempel på skillnaden mellan ett miljögift (t.ex. teknetium) och ett närsalt (t.ex. kväve). I höjd med Klädesholmen möts och skiljes fyra strömmar:

- (1) den Baltiska kustströmmen, vars kväve i stor utsträckning förbrukats när strömmen nått göteborgsområdet, fortsätter vidare norr ut utmed Bohuskusten.

Den anrikas därvid på kvävesalter från följande ström. Samtidigt som den Baltiska kust-



strömmens närsaltstatus förhöjs i höjd med Marstrandsfjorden, kryddas den åtföljande rika produktionen med teknetium från Sellafield. För kustströmmen exponerade lokaler längre norr ut får också motsvarande höga halter.

- (2) den kväverika flodvattenströmmen från Göta och Nordre älvar, som via Sälöfjorden och Marstrandsfjorden ansluter till den Baltiska kustströmmen och därigenom ger en produktiv kustvattenmiljö i höjd med Klädesholmen.
- (3) den Jutska stömmen, som kommer väster ifrån och ansluter till den Baltiska strömmen och som knappast står för 90% av de närsalter som övergöder vår skärgård, transporterar i stället i höjd med Klädesholmen hit isotopen ^{99}Tc , som i denna situation kan fungera som ett spårämne och tala om hur strömmarna går.
- (4) den gren av flodvattenströmmen som via Instö ränna, Älgöfjorden och Hakefjorden går innanför Tjörn och Orust, vilka således rundas motsols [7]. Denna ström, som således från älvmyningarna går parallellt med Baltiska kustströmmen, har därför i Havstensfjorden endast 1/4 av de teknetiumhalter som uppmätts vid Klädesholmen. Halterna ligger i nivå med de värden, som noterats vid Killingholmen och Fotö, d.v.s. innan Baltiska kustströmmen påverkats av Jutska strömmen.

Reduktion av kväve genom denitrifikation, produktion av biomassa eller utspädning/borttransport?

Söderström [8:III] drar genom transportberäkningar slutsatsen, att den stora reduktionen av kväve, vilken skulle motsvara hela Ryaverkets bidrag, skulle ske genom denitrifikation. En minskning av N/P-kvoterna utanför stn 4 (d.v.s. från Rivöfjorden till Danafjord) skulle visa att mer kväve försvinner i relation till fosfatet. N/P-kvoten kan emellertid också minska genom att halterna av fosfat ökar. En blandning av fosforfattigare yt- och fosforrikare bottenvatten (Fig. 18, 21,22) innebär att ytvattnet kan få högre fosforhalt, en ökning som dock genom utspädning i viss grad motverkas av minskad koncentration. Utspädningen av ytans kväverikare vatten med det kvävefattigare bottenvattnet (Fig. 15 och 17) innebär samtidigt att kvävehalterna minskar - både genom utspädning och genom utspädning med kvävefattigare vatten. Den därigenom uppkomna kraftiga kvävereduktionen har till synes varit svårförklarlig. Mot den här redovisade bakgrunden torde dock kvävereduktionen lättare kunna förklaras genom utspädning och borttransport än genom att en omfattande denitrifikation behöver tillgripas. En minskande N/P-kvot i kombination med ett ökat siktdjup ger utrymme för ökad primärproduktion, vilken ökar tillgången på syre, som gynnar en nitrifikation av ammonium till nitrat och på så sätt ger än högre primärproduktion och förbrukning av det stora kväveöverskottet. I Rivö-/Hakefjord (Skalkorgarna) har konstaterats mycket höga halter av chlorophyll *a*, nästan dubbelt så höga som i kustströmmen SW Vinga [14:10], vilket bör vara ett bra mått på primärproduktionen. Den rika biologiska produktionen här har sedan länge varit känd [4]. Här finns ett av västkustens viktigaste uppväxtområden för ejder, som lever av blåmusslor, vilka i sin tur är beroende av växtplankton. Selmer & Rydberg [1] kommer emellertid fram till motsatsen: "Neither phytoplankton biomass, chlorophyll *a* nor oxygen concentrations indicated high primary production which could explain the nitrogen sink". Denna slutsats grundas vad chlorophyll *a* beträffar på provtagningar i maj och september 1989, då koncentrationerna var $< 2 \text{ mg chl } a / \text{ m}^3$ (jämfört med 4,3 och 4,8 vid referensstationen, halter som uppges vara normala för Kattegat) [1:129]. I september detta år noterades dock $9 \text{ mg chl } a / \text{ m}^3$ i Danafjord (stn 6).

Genom sjöfarten i Rivöfjorden-Hakefjorden uppstår nästan ständigt vågrörelser som genom exponering gynnar musselproduktion och blandar yt- och bottenvatten. På så sätt bibe-

hålles ett turbulent ekosystem med snabb omsättning jämförbart med ytterskärgårdens mus-selbankar.

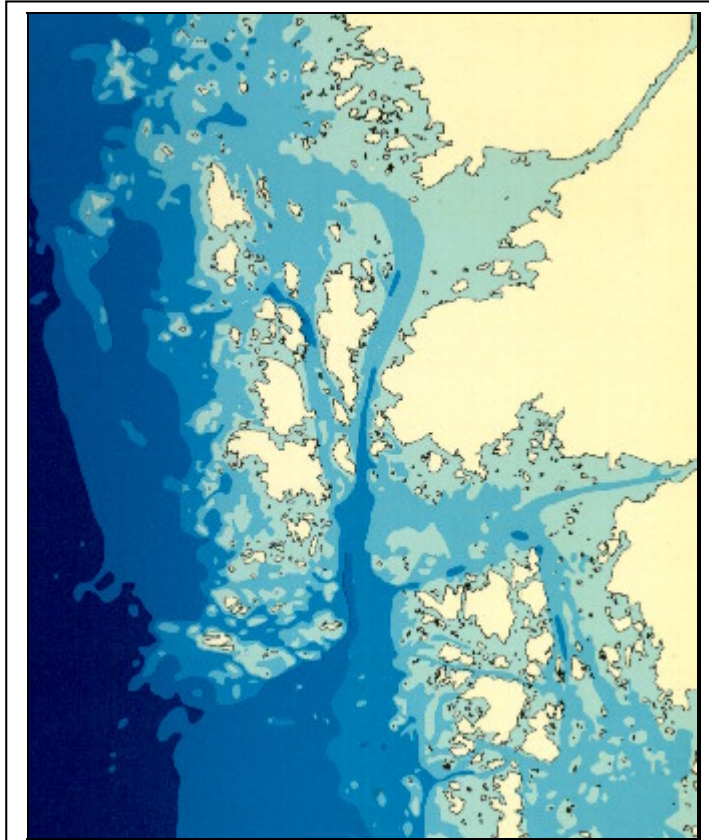
Dessa processer kan också fortsätta längre bort från estuariet. Men eftersom redovisade undersökningar endast berör Göta älvs estuarium, har effekterna för utanför detta liggande områden ej kontrollerats.

En stor brist i hittillsvarande undersökningar är att strömmar och halter i Nordre älvs estuarium ej beaktats. I detta estuarium tillförs uppemot tre gånger så mycket vatten som i Göta älvs estuarium och har därigenom stor inverkan på det senare t.ex. genom kompensationsströmmar.

Ett utnyttjande av salthalter som ett slags spårämne för närsalttransporter (Fig. 6-13) synes - utan kännedom om tvärsektionernas horisontella primärdata [1:127] - vara något svårförståeliga. Efter-som både yt- och bottenvattenströmmar håller till höger, ligger gränsen mellan dem inte horisontellt i ett estuarium [4]. Kan detta förklara de stora avvikelserna (Fig. 23) för bottenvattnets salthalt? Felkällor förorsakade av tidvattenspulser, lufttrycksförändringar, vindar och sjöfart kan också ha haft viss inverkan. Genom reglering av vattenflödet genom Nordre älv är flödet genom Göta älv tidvis betydligt större än 1/4.

Selmer & Rydberg [1] kunde inte finna att denitrifikation kunde förklara ett stort upptag av kväve från Rivö- till Danafjord, inte ens i bottenvattnet. Kvar finns då primärproduktionen. Denna är i sin tur beroende av konsumtionen. Under två månader konsumerar 1000 ejdrar 111 ton blåmusslor (dagligt födobe-hov = 1,85 kg, inkl. skal = ~555 kcl) [15]. Genom sin predation på blåmusslor bibehålles en musselpopulation i unga stadier med snabb tillväxt. Det har konstaterats, att fåglar avsevärt kan reducera standing crop av sin bytesorganism, men samtidigt gäller att nyproduktionen - och konsumtionen - är störst vid halva carrying capacity.

Eftersom primärproduktionen är begränsad vid en förhöjd N/P-kvot i ytvattnet, så hinner de stora tillförda kvävemängderna inte förbrukas inom estuariet utan transporteras vidare. Detta innebär att en extremt hög N/P-kvot med begränsad primärproduktion längst in i ett



Karta 2. Förutsättningar för olika strömmar i Göta och Nordre älvs gemensamma estuarier [10]. Dessa har ur naturgeografisk synpunkt stora likheter. "Rännorna" innanför Göteborgs norra och södra skärgårdar, vilka här kan benämnas Björkö- resp. Asperörännorna, spelar sannolikt större roller än vad som hittills beaktats. Det är främst i Rivö- men också i Hakefjord, som den stora biologiska produktionen av biomassa byggs upp i näringskedjor, där blåmussla och ejder spelar stora roller. Den aktiva närvaron av primära och sekundära konsumenter kan lättare förklara det stora "svinnet" av kväve än denitrifikation.

estuarium (t.ex. Älvsborgsfjorden) inte kan tolkas som om övergödningproblemet blivit löst genom denitrifikation. Det innebär i stället att problemet flyttats längre ut i skärgård och kustvatten, där ytterligare blandning med fosforrikare bottenvatten i kombination med större siktdjup ökar algproduktionen.

Var kommer då kvävet ifrån?

Man har länge velat tillskriva jordbruket och luftföroreningarna skulden till övergödningen i marin miljö. Eftersom reningsverken - genom stora investeringar - tillkommit för att göra vattnet rent, har det varit motbjudande att erkänna att man inte lyckats lika bra i den marina miljön som i sötvatten. Den förändrade N/P-kvoten som ett resultat av såväl minskade fosfathalter som ökade kvävehalter utgör dock ett övertygande bevis för att ringa in den skyldiga kvävekällan.

Om jordbruket hade varit orsaken skulle halterna av både fosfor och kväve ha ökat, eftersom närsalterna i spillet därifrån har den naturliga/optimala N/P-kvoten. Denna skulle då inte ha förhöjts av näringsrika flöden från åkermarker.

Om luftföroreningar genom kväve varit orsaken skulle inte fosforhalterna ha minskats i de stora sötvattensflödena. En mycket stor del av kvävenedfallet tas omhand på land innan det når vattendragen.

Kvar finns då reningsverk och markbäddar, som genom separationstaktiken reducerar fosforhalten och därmed också ökar kvävehalten genom att primärproduktionen i sötvattensflödena nedsättes innan vattnet når havet. Det har visat sig att övergödningprocesserna i havet kan vara omfattande under torrperioder, när inga flöden förekommer från mark. Då kan i stället koncentrerade flöden från reningsanläggningar få desto större effekter.

Vattenreningskärr kan lösa problemet

För att lösa problemet fordras en reningsanläggning som effektivt kan ta hand om såväl fosfor som kväve. Detta innebär att den naturliga/optimala N/P-kvoten måste bibehållas även sedan vattnet lämnat anläggningen. En sådan modell för vattenrening finns sedan början av 1990-talet, en artificiell våtmark som anläggs och skötes för maximal biologisk produktion och effektivitet (>90%) för både fosfor och kväve och som getts beteckningen vattenreningskärr [2, 3].

Det optimala estuariets roll som vattenrenare

Ett ostört estuarium har stor kapacitet att ta hand om de närsalter som tillförs och cirkuleras. Genom sedimentation och deltabildningsprocesser skapas stora grunda arealer med utrymme för en hög biologisk produktion i det grunda vattnet. Sådana estuarier har den högsta noterade biologiska produktionen bland alla jordens ekosystem, mellan 10-25 g/m²/dag [16:75]. Eftersom ett estuariums areella utbredning av sina grundområden bör vara beroende av vattenflödets storlek så har det också en förmåga att i stor utsträckning ta hand om tillförda

och i vattnet lösta närsalter. Dessa omvandlas då till biomassa, som i sin tur utgör födounderlag för kustens produktion av fisk och skaldjur.

I detta avseende har Göta älvs estuarium genom mänskliga felgrepp nästan helt förlorat sin ursprungliga funktion att genom biologisk produktion omvandla närsalter till fiskföda. Samti-

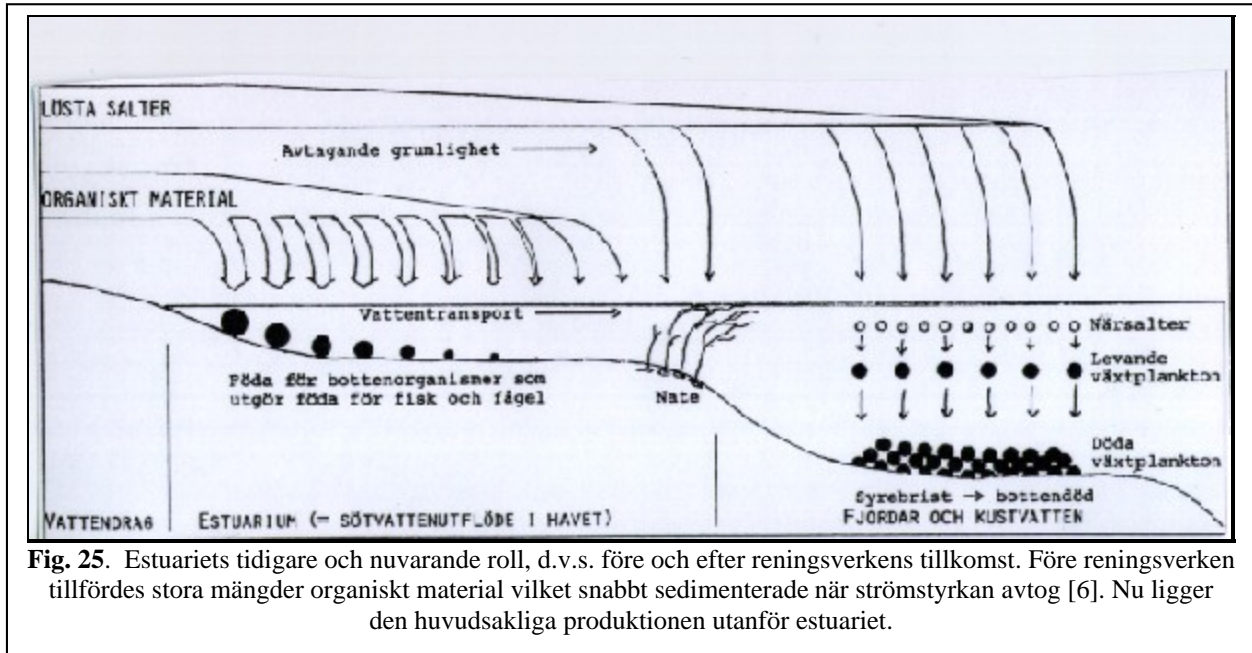


Fig. 25. Estuariets tidigare och nuvarande roll, d.v.s. före och efter reningsverkens tillkomst. Före reningsverken tillfördes stora mängder organiskt material vilket snabbt sedimenterade när strömstyrkan avtog [6]. Nu ligger den huvudsakliga produktionen utanför estuariet.

digt som stora arealer grunda bottenar har förstörts genom igenfyllning och genom anläggning av djupa hamnar och farleder, så har en kraftigt ökad tillförsel av närsalter drabbat denna miljö. De snedvridna proportionerna mellan fosfor och kväve försvårar ytterligare för estuariet att spela sin rätta roll. Den stora primärproduktionen förskjutes från estuariet ut till djupare vatten, men djurlivet där kan inte anpassa sig till en stor och ensidig planktonproduktion. Växtplankton sjunker till botten och förorsakar syrebrist och bottenöd (Fig. 25). I Göta älvs estuarium spelar Torsviken - en sista rest av grunda bottenar - en mycket viktig roll.

Referenser

- [1] Selmer, J.-S. & Rydberg, L. 1993. Effercts of nutrient discharge by river water and waste water on the nitrogen dynamics in the archipelago of Göteborg, Sweden. *Mar. Ecol. Prog. Ser.* 92:119-133.
- [2] Pehrsson, O. 0000. Vattenreningskärret i Bergum - utvärdering av en försöksperiod. MS.
- [3] Pehrsson, O. 0000. Vattenrening i vattenreningskärr - bearbetning av data: jämförelse mellan Bergum och andra anläggningar. MS.
- [4] Pehrsson, O. 1976. Estuarine production of waterfowl food on the Swedish Westa Coast. In *Fresh water on the sea, Proc. symp. On the influence of fresh-water outflow on biological processes in fjords and coastal water*, 1974, Geilo, Norway, pp. 221-226.
- [5] GRYAAB. 1998. Miljörapport enligt miljöskyddslagen. Rapport 1998:1.
- [6] Pehrsson, O. 1976. Food and feeding grounds of the Goldeneye *Bucephala (L.)* on the Swedish west coast. *Ornis Scand.* 7:91-112.
- [7] Liungman, O., Rydberg, L. & Björk, G. 1996. Data report on measurements of currents, sea levels and hydrography in the Orust-Tjörn fjord system. Göteborgs universitet, Oceanografiska institutionen.
- [8] Söderström, J. 1986. Kustvattnet i Göteborgsregionen 1982-84. En analys av tre års hydrografisk-kemiska och biologiska undersökningar. *Miljöfakta i Göteborgs och Bohus län. Länsstyrelsen*, 1986:5.
- [9] Eriksson, E. & Peippo, J. 1975. En modell över vatten och fosforomsättning i Göteborgs skärgård. *Vatten* 2:106-119.
- [10] Rindegård, E. & Hallquist, S. 1968. Göteborgs vattenvårdsanläggningar, undersökningar för havsutsläpp år 1966-1967. Göteborgs Stads Vatten och avloppsverk.

- [11] Bondeson, K.J. 1998-07-24. Lindh missnöjd med avtal. Giftiga musslor, planktonblomning och grön alggegga. Miljöminister Anna Lindh informerade i går Västeuropas miljöministrar om problemen på den svenska västkusten. Göteborgs-Posten.
- [12] Lindahl, O., Rosenberg, R., Nilsson, H., Davidsson, L. & Svenson, A. 0000. Hydrografi och bottenmiljö i mellersta och södra Bohuslän 1997. Rapport.
- [13] Andree, L. 1998-10-17. Radioaktiv tång oroar forskare. Göteborgs-Posten.
- [14] Axelsson, R. & Rydberg, L. 1993. Utvärdering av Bohusläns kustvattenkontrollprogram för perioden 1990-92. Göteborgs universitet, Oceanografiska institutionen. Röda serien 19.
- [15] Nyström, K.G.K. & Pehrsson, O. 1988. Salinity as a constraint affecting food and habitat choice of mussel-feeding diving ducks. *Ibis* 130:94-110.
- [16] Odum, E.P. 1968. *Fundamentals of ecology*. Saunders, Philadelphia.
- [17] Göta älvs vattenvårdsförbund. 1997. Rapport avseende vattendragskontroll 1996.
- [18] Göta älvs vattenvårdsförbund. 1998. Rapport avseende vattendragskontroll 1997.

Lycke 1998-10-27

Olof Pehrsson

This document was created with Win2PDF available at <http://www.daneprairie.com>.
The unregistered version of Win2PDF is for evaluation or non-commercial use only.