



**Troliga effekter på produktionen av makrovegetation och
växtplankton av ett eventuellt minskat fosforutsläpp från
Ryaverket**

**Johan Erlandsson & Kerstin Johannesson
Tjärnö marinbiologiska laboratorium
452 96 Strömstad**

2005

ISBN- 91 – 85 293 - 11 - 3

Innehållsförteckning

Sammanfattning	3
Introduktion	4
Målsättningar och frågeställningar	5
Metodik	6
Variation i tiden	6
Rumslig variation	7
Resultat	8
Variation i tiden	8
Rumslig variation	15
Diskussion	17
Begränsande faktorer för algproduktionen	17
Variation i tiden	18
Rumslig variation	19
Frigörande av näringsämnen från sedimentet	20
Slutsatser och förslag	22
Referenser	23
Bilagor	25

Sammanfattning

Eutrofiering av den svenska västkusten har ökat kraftigt de senaste 20-30 åren, med mer frekventa växtplanktonblomningar och ökad produktion av kortlivade fintrådiga alger i grunda vikar som följd. Detta har bl. a. gjort att mer långlivade makroalger (t. ex. *Fucus*) har minskat något, samt att artdiversiteten av makrofauna har reducerats och uppväxtmiljöer för många fiskar (t. ex. rödspotta och torsk) försvunnit. Det är också möjligt att minskningen av ålgräsängars utbredning längs västkusten de senaste 20 åren har ett samband med den kraftiga tillväxten av fintrådiga alger. Framför allt anser man att det är fosfor- och kväveutsläpp som bidragit till det eutrofieringsproblem som vi ser idag.

Målsättningen med denna studie var att utreda om en minskning av fosforutsläppen från Ryaverket vid Göta älvs mynning från 0.4 mg/l till 0.3 mg/l kommer att ha någon effekt på makro- och mikroalgers produktion i recipientområdet. Generellt sett försökte vi besvara denna fråga indirekt genom att undersöka effekter av Ryaverkets fosforutsläpp på algers utbredning i tiden och rummet. Vi baserade våra analyser på data från tidigare rapporter och studier, och försökte använda oss av statistiska test så mycket som möjligt eftersom det gjorts väldigt sparsamt i tidigare studier. Vi fokuserade på hur förekomsten, utbredningen, och biomassan av fintrådiga alger förändrats under 1994-2004 i både recipientområdet och hela Bohusläns kustområde, och eventuella samband med fosfor- och kväveutsläpp. Även den lokala variationen inom Göteborgs skärgård analyserades, samt hur densiteten av växtplankton förändrats i recipientområdet de senaste åren. Vi analyserade även utbredningen av en indikatorart för eutrofiering, grönalgen svartnande havssallad (*Ulvaria obscura*) i norra och södra delen av recipientområdet, och skillnaden i förekomsten av denna alg nära eller långt ifrån Ryaverket under tidsperioden 1982-2001. Vi relaterade förekomsten av *U. obscura* till Ryaverkets utsläpp av fosfor och kväve under dessa år.

Resultaten visar att i början av 1990-talet så var förekomsten och utbredningen av fintrådiga alger väldigt hög i recipientområdet, medan den minskade kraftigt i slutet av detta decennium. Fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket visade samma förändring, och således fanns det ett positivt förhållande mellan fosfor/kväveutsläpp och förekomst av fintrådiga alger i Göteborgs skärgård mellan 1994-2004. Även i regionen kring Tjörn-Orust fanns det ett positivt förhållande mellan fosforutsläpp från Ryaverket och förekomst av fintrådiga alger, medan detta förhållande inte kunde påvisas i de två nordligaste regionerna i Bohuslän. Förhållandet mellan förekomst av fintrådiga alger och kväveutsläpp var något starkare, och kan tyda på att kväve är det begränsande näringsämnet för fintrådiga alger i recipientområdet. Enligt den linjära regressionsmodellen så skulle en minskning av fosforutsläppen från 0.4 till 0.3 mg/l leda till en minskning i förekomst (andel vikar med >5% täckningsgrad) av fintrådiga alger från 30% till 11% i recipientområdet. Detta är dock osäkra siffror, eftersom detta samband inte var så starkt, och andra faktorer också kan vara viktiga.

Vi kunde inte påvisa någon skillnad i förekomst av *U. obscura* mellan de olika tidsperioderna, även om fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket minskat avsevärt från 1980-talet tills idag. Svartnande havssallad förekom, emellertid, mer frekvent närmare Ryaverket (effekt av antingen deras utsläpp eller Göta älvs egen närsaltstillförsel) och i norra delen (troligen effekt av den nordliga strömriktningen) av recipientområdet, fast dessa mönster skiljde sig inte signifikant mellan perioderna 1982-1986 och 1997-2001. Densiteten av växtplankton var väsentligt högre i recipientområdet under våren 1999 jämfört med 1998 och 2000-2003, men vi kunde inte påvisa något samband med fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket.

Variationen i rummet och tiden i förekomst och utbredning av alger kan vara väldigt stor, och bättre replikering behövs på olika rumsliga och tidsliga skalor i framtida studier (samtidigt som en variation krävs i Ryaverkets utsläpp av fosfor och kväve) för att kunna dra mer tillförlitliga slutsatser. Centralt i denna studies problemställning är frågan hur mycket av den partikulärt bundna fosfor som kan bli biologiskt tillgänglig; huruvida fosfor eller kväve är den begränsande faktorn i recipientområdet; och regenereringen av näringsämnen från sedimentet i grunda vikar. Detta har också diskuterats i denna studie.

Slutsatsen är att vi idag inte har något säkert svar på frågan om en minskning av fosforutsläppen från Ryaverket (från 0.4 till 0.3 mg/l) kommer att få positiva effekter på miljön, bara att det inte kan uteslutas. Indirekt har vi visat att Ryaverkets utsläpp av kväve och fosfor har effekt, men att effekterna av dessa utsläpp inte kan separeras. Att inte säkert kunna påvisa en effekt av fosfor är dock inte det samma som att påstå att fosfor inte har en effekt. En eventuell effekt kan dessutom vara lokal i tid och/eller rum.

Introduktion

Eutrofiering eller övergödning av kustnära hav har varit och är ett stort problem globalt och lokalt. Generellt så är det främst befolkningstätheten, användning av gödningsmedel, och industriella processer som orsakat detta problem, och dessa faktorer har alla ökat kraftigt under det senaste århundradet (de Jonge 2002). I Sverige har Östersjön och västkusten också påverkats mycket av eutrofiering, p.g.a. utsläpp av näringsämnena fosfor och kväve, med kraftiga algbloomningar som följd. Jordbruket, glesbygdens enskilda avlopp, reningsverk, och industri står för de största utsläppen av dessa näringsämnen.

I sötvatten, liksom i vissa kustnära vatten, är vanligen fosfor den begränsande faktorn för algers tillväxt (t. ex. Ekholm & Krogerus 2003), medan kväve normalt är begränsande i öppna havet. Optimal tillväxt av växtplankton sker när kvoten mellan kväve och fosfor är 16 (molförhållande) eller 7 (viktförhållande), vilket kallas Redfieldkvoten. Om ett vatten har en N/P-kvot som är större än 16 (7) så anses fosfor vara det begränsande näringsämnet, medan ett värde under detta tyder på att kväve är begränsande. Längs den svenska kusten så anses kväve vara begränsande i Skagerrak, Kattegatt och egentliga Östersjön, medan fosfor är det begränsande näringsämnet i Bottenviken. Nära kusten kan dock fosfor vara begränsande även på västkusten.

De senaste 20 åren har eutrofieringen av västkusten lett till kraftigt ökad produktion av kortlivade fintrådiga alger (främst grönalger som *Enteromorpha* och *Cladophora*) i grunda (0-1 m) vikar (Johansson m. fl. 1998, Pihl m. fl. 1999, Eriksson m. fl. 2002). Tillväxten hos dessa alger sker under sommaren och de kan bilda täta flytande mattor som täcker stora ytor av dessa vikar (ca 30-50%). Dessa fintrådiga alger är ett hot mot den biologiska mångfalden, eftersom de kan konkurrera ut mer långlivade algar (t. ex. *Fucus*) och ålgräs (*Zostera marina*), samt reducera artdiversiteten av makrofauna och förstöra uppväxtmiljöer för t. ex. rödspotta och torsk (Johansson m. fl. 1998, Pihl m. fl. 1999, Pihl 2001, Eriksson m. fl. 2002). Dessa algmattor omsätter dessutom stora mängder kol och kväve, vilket påverkar skärgårdens kol- och kväveomsättning, samt syreförbrukning i djupare vattenlager (Moksnes & Pihl 1995). Även för människan kan dessa algmattor utgöra problem, eftersom det försvårar fiske, bad- och båtliv. Under de senaste två decennierna har samtidigt ålgräsängarna (som är en viktig livsmiljö för många marina organismer) längs svenska västkusten minskat i omfång och utbredning enligt en del studier. I genomsnitt anses 52% av ålgräsängarna ha försvunnit längs hela kusten (82% i

Kungälv kommun) sedan början av 1980-talet (Gullström m. fl. 2001). Växtplanktonproduktionen har generellt också ökat något under denna period, och frekvensen av giftiga växtplanktonblomningar har också ökat. När sedan sedimentation och nedbrytning av dessa alger sker så förbrukas det mycket syre som kan leda till stora ytor av syrefria bottenar längs kusten (Rosenberg m. fl. 1990).

Det finns ett antal arter eller grupper av organismer som klassas som indikatorer för eutrofiering i havet. Vid långvarig och konstant påverkan av höga halter av närsalter ökar förekomsten och utbredningen av den bladformade grönalgen svartnande havssallad *Ulvaria obscura* (den kanske viktigaste indikatorarten) och den platta tarmtången *Enteromorpha (Ulva) linza* (Jenneborg 2002). Kraftiga beläggningar med cyanobakterier (blågröna alger) uppkommer när eutrofieringen är så kraftig att även bottenområdena kan skadas, samt svavelbakterier förekommer på botten med dominans av blågröna alger och kan indikera s. k. död botten med allvarlig syrebrist (Jenneborg 2002).

Denna undersökning är gjord på uppdrag av Bohuskustens vattenvårdsförbund och Gryaab, för att utvärdera effekterna av ett eventuellt minskat fosforutsläpp från avloppsreningsverket Ryaverket vid Göta älvs mynning. Gryaab (som driver Ryaverket) är av miljömyndigheterna ålagt att minska utsläppen av totalfosfor från 0.4 mg/l till 0.3 mg/l, vilket betyder en minskning på ca 12 ton fosfor per år. Ryaverket har reducerat sina fosforutsläpp successivt sedan 1970 (1970: 650 ton Tot-P/år; 2003: 40 ton Tot-P/år). Under mitten av 1980-talet infördes fosforrening genom kemisk fällning, och från slutet av 1980-talet till början av 1990-talet skedde en utbyggnad för ytterligare fosforreduktion. 1997 var även en utbyggnad klar för kvävereduktion. Trots kraftiga reduktioner av utsläppen bidrar Ryaverket med ca 50% av Göta älvs samlade fosfotillförsel till havet. Tekniken som nu behöver användas för att ytterligare minska fosforutsläppen är finpolering av utgående vatten i ett sista filtersteg, som kommer att kosta ca 150 miljoner kronor. Efter miljömyndigheternas beslut har det varit en debatt i svensk media om denna extra fosforrening överhuvudtaget är meningsfull.

Målsättningar och frågeställningar

Den övergripande målsättningen med denna utredning är att besvara frågan ”Hur kommer en minskning i utsläppet av totalfosfor från 0.4 mg/l till 0.3 mg/l från Ryaverket att påverka produktion och utbredning av makrovegetation (makroalger och ålgräs) och växtplankton i recipientområdet?”. Med nuvarande tillgängliga data finns det inte någon möjlighet att besvara denna fråga direkt, men vi har försökt att besvara den indirekt, d.v.s. genom induktion istället för genom hypotesprövning. För framtida utvärderingar vore det önskvärt att kunna testa hypoteser som rör utsläppseffekter, men för detta behövs ett bra designat provtagningsprogram. Med existerande underlag har vi fokuserat studien på följande aspekter och frågeställningar:

Variation i tiden (olika minskningar och ökning av fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket skedde under dessa olika tidsperioder):

- 1) Hur har förekomsten och utbredningen (% täckningsgrad och biomassa) av fintrådiga alger i grunda vikar förändrats mellan åren 1994-2004, speciellt i recipientområdet men också i hela Bohusläns kustområde?; Finns det några samband mellan dessa förändringar och fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket?

- 2) Skiljer sig förekomsten av grönalgen svartnande havssallad, *Ulvaria obscura* (indikatorart för eutrofiering), i recipientområdet mellan tidsperioderna 1982-1986, 1987-1996, och 1997-2001 (en kraftig minskning av fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket skedde mellan första och sista perioden)?
- 3) Har den totala densiteten av växtplankton i ytvattnet under vårbloomingen förändrats på lokalen Danafjord i recipientområdet under tiden 1998-2003?

Rumslig variation

- 1) Vilka skillnader finns i utbredning (% täckningsgrad och biomassa) av fintrådiga alger i grunda vikar inom fyra områden längs Bohusläns kustlinje i relation till utsläpp av fosfor och kväve, och förekomsten av instängda vikar i de olika områdena?
- 2) Finns det variation i biomassan av fintrådiga alger mellan lokaler inom recipientområdet; och ett samband mellan fosfor/kväve i sedimentet och biomassan av fintrådiga alger på dessa lokaler under år 2001 och 2002?
- 3) Är förekomsten av *U. obscura* (svartnande havssallad) olika mellan två områden nära eller långt ifrån Ryaverket samt mellan norra och södra delarna av recipientområdet; och skiljer sig dessa mönster mellan perioderna 1982-1986 och 1997-2001?

Vi har fokuserat på att försöka analysera förändringar och skillnader i utbredning och förekomst av makro- och mikroalger statistiskt så långt det har gått (baserat på data från tidigare undersökningar), eftersom detta har gjorts väldigt sparsamt (oftast inte alls) i tidigare studier och rapporter gällande effekten av eutrofiering på marina organismer i Göteborgs skärgård. När det inte har varit möjligt att analysera data statistiskt har vi ibland valt att diskutera observerade förändringar och skillnader från andra studier ändå. Detta gäller kanske framför allt ålgräsängars utbredning i recipientområdet. Vi diskuterar även troliga begränsande faktorer för algproduktion i recipientområdet; biotillgängligheten av olika former av fosfor; och regenerering av näringsämnen från sedimentet.

Metodik

Variation i tiden

1) Fintrådiga alger, 1994-2004

Vi baserade dessa studier på ett antal tidigare rapporter (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005) som alla undersökt förekomsten (andel vikar med >5% täckning) och utbredningen (medeltäckningsgrad av alla undersökta vikar) av fintrådiga alger i grunda vikar (0-1 m) inom fyra olika regioner längs Bohusläns västkust, 1) Idefjorden-Fjällbacka, 2) Fjällbacka-Gullmarsfjorden, 3) Tjörn-Orust, 4) Göteborgs skärgård: Marstrand-Billdal. Fältarbeten i dessa rapporter gjordes under sommaren (juni-augusti) varje år (utom 1997) mellan 1994 och 2004. Flygfotografering användes för att analysera täckningsgrad av alger inom 40-60 slumpvisa vikar inom varje region. Även algbiomassa, artsammansättning, och sedimentprover bestämdes/analyserades i de flesta studier. Vi hänvisar till respektive studie för mer detaljer kring material och metoder.

Vi sammanställde data på förekomst, utbredning och medelbiomassa av fintrådiga alger i Göteborgs skärgård under perioden 1994-2004, och även på fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket under 1994-2003. Även linjära regressionsanalyser mellan utsläpp av fosfor/kväve (mg/l och ton/år) från Ryaverket

och förekomst (troligen mer tillförlitligt värde än medeltäckningsgraden) av fintrådiga alger i Göteborgs skärgård och övriga regioner längs Bohuskusten under 1994-2003 utfördes. En 2-faktor "nestad" variansanalys (en hierarkisk design med huvudfaktorer och underordnade faktorer; se Quinn & Keough 2002) av biomassan gjordes också för att testa om det fanns någon skillnad mellan 2003 och 2004, och mellan juni och augusti dessa år. Faktorn månad var "nestad" i faktorn år (som var en fixerad faktor). Eftersom varianserna var heterogena log-transformerade vi data innan analys.

2) Svartnande havssallad: *U. obscura*, 1982-2001

Vi använde oss av fyra utbredningskartor för *U. obscura* i recipientområdet (Göteborgs skärgård) under tidsperioderna 1982-1986, 1987-1991, 1992-1996, och 1997-2001, som visas som bilaga 1-4 (data insamlat av L-H. Jenneborg). Ett visst antal lokaler på dessa kartor togs inte med i den statistiska analysen, eftersom de var på större djup än 6 meter där *U. obscura* inte förekommer (Jenneborg 2003). I analysen är tidsperioderna 1987-1991 och 1992-1996 sammanslagna till en period, eftersom det annars fanns för få lokaler i ett för begränsat område inom varje period. Vi gjorde ett chi-2-test (Quinn & Keough 2002) för att analysera om det fanns en ojämn fördelning av svartnande havssallad mellan de tre tidsperioderna, d.v.s. om denna grönalg förekommer mer frekvent under någon av dessa tidsperioder. Fosfor- och kväveutsläppen (mg/l) från Ryaverket sammanställdes också för varje år och medelvärden under de olika tidsperioderna beräknades.

3) Densitet av växtplankton, Danafjord, under våren 1998-2003

Från Bohuskustens vattenvårdsförbunds hemsida erhöll vi data på densitet (celler/l) av olika växtplankton i ytvattnet (0-10 m) under våren vid lokalen Danafjord i recipientområdet. Den totala densiteten av växtplankton analyserades i en 1-faktor variansanalys (t. ex. Quinn & Keough 2002) för att testa om det fanns någon variation mellan åren under 1998-2003. Eftersom varianserna var heterogena log-transformerade vi data innan analys. Vi undersökte också om denna variation kunde förklaras av en variation i fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket under dessa år.

Rumslig variation

1) Fintrådiga alger längs Bohusläns kust

Skillnaderna i förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga alger mellan de fyra regionerna längs Bohusläns kustlinje under tidsperioden 1994-2004 undersökte vi inte själva statistiskt utan vi sammanställde resultat från de olika befintliga rapporterna och artiklarna (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 1999, Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005). För mer detaljerad information om deras material och metoder, se ovan och respektive studie.

2) Fintrådiga alger inom Göteborgs skärgård

En 2-faktor variansanalys med år som fixerad faktor och lokal som slumpad faktor (se Quinn & Keough 2002) gjordes för att testa om det fanns skillnader i biomassa av fintrådiga alger mellan 2001 och 2002, och mellan fem slumpade lokaler i Göteborgs skärgård. Eftersom varianserna var heterogena log-transformerade vi data innan analys. Vi utförde dessutom fyra covariansanalyser (Quinn & Keough 2002), med fosfor- eller kvävehalten i sedimenten som covariate, för att analysera sambandet mellan fosfor- och kvävehalten i sedimentet och biomassan på olika lokaler i

recipientområdet. Dessa analyser gjordes separat för 2001 och 2002. Rådata erhöles från Pihl med flera (2002) och Nilsson & Pihl (2002).

3) Svartnande havssallad: *U. obscura*, rumsliga skillnader 1982-2001

Bilaga 1-4 visar de fyra utbredningskartorna för *U. obscura* i recipientområdet (Göteborgs skärgård) under tidsperioderna 1982-1986, 1987-1991, 1992-1996, och 1997-2001. Endast lokaler med djup mindre än 6 meter har tagits med i analysen (se ovan). I analysen är tidsperioderna 1987-1991 och 1992-1996 inte medtagna, eftersom det fanns för få undersökta lokaler inom dessa perioder för en tillförlitlig analys. Vi gjorde chi-2-test (Quinn & Keough 2002) för att undersöka om förekomsten av *U. obscura* (svartnande havssallad) var mer frekvent antingen närmare eller längre ifrån Ryaverket inom Göteborgs skärgård, och om dessa mönster skiljde sig åt mellan 1982-1986 och 1997-2001 (mellan dessa perioder var det stor skillnad i fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket). Vi mätte avståndet mellan Ryaverkets position och kartans slut västerut i bilaga 1-4 (undersökta lokaler fanns i vissa fall väldigt långt västerut). Hälften av detta avstånd mättes sedan upp m.h.a. en passare och en halvcirkel ritades in på kartorna för att kunna bestämma vilka lokaler som var nära respektive långt ifrån Ryaverket. Chi-2-test utfördes också för att analysera om förekomsten av *U. obscura* skiljde sig åt mellan den norra och södra delen av Göteborgs skärgård under 1982-1986 och 1997-2001.

Resultat

Variation i tiden

1) Fintrådiga alger, 1994-2004

De olika undersökningarna av förekomsten och utbredningen av fintrådiga alger i grunda vikar längs Bohusläns kust på sommaren (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005) visar att täckningsgraden av dessa alger generellt har minskat i alla fyra områden mellan tidsperioderna 1994-1996 och 1998-2004. Förekomst och utbredning har minskat mest i de tre sydligaste områdena och minst i den norra delen (Idefjorden-Fjällbacka). I den sydligaste regionen (Göteborgsområdet: Marstrand-Billdal), d.v.s. recipientområdet av Ryaverkets utsläpp, varierade förekomsten av fintrådiga alger under 1994-1996 mellan 50 och 75 % (andel vikar med >5% täckning) och utbredningen mellan 25 och 35 % täckningsgrad (medelvärde av alla undersökta vikar inom regionen), medan samma mätningar under 1998-2002 visade på mellan 5 och 35 % förekomst och 1-15 % utbredning (Nilsson & Pihl 2002; Figur 1). Under 2003-2004 varierade förekomsten av fintrådiga alger mellan 10-60 %, medan variationen i utbredning var mellan 1 och 20 % (Jenneborg 2004, Jenneborg 2005; Figur 1).

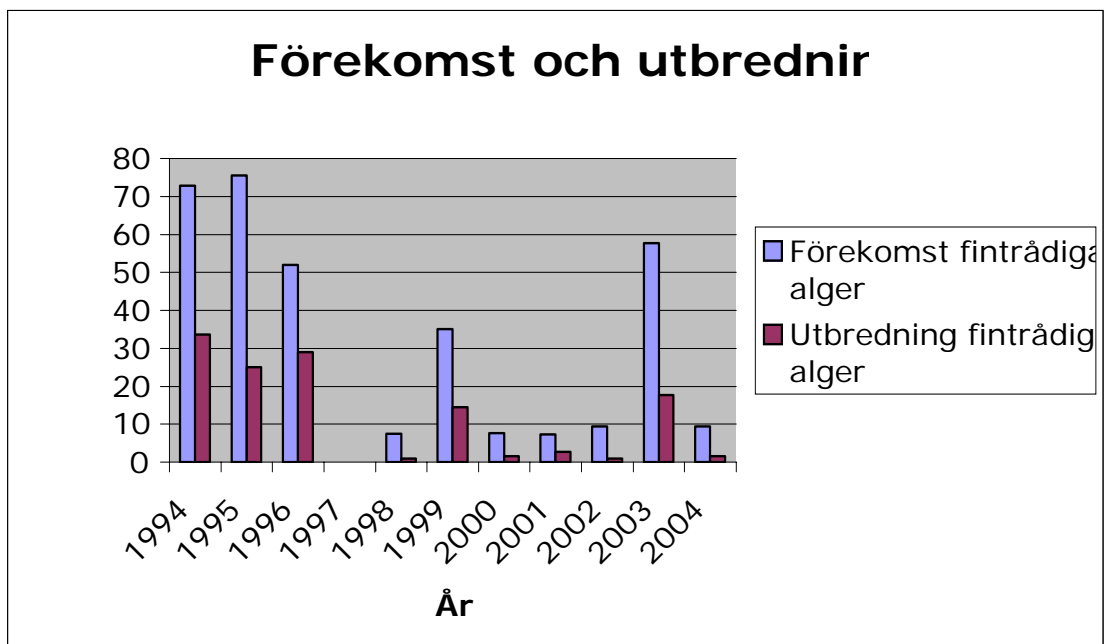


Fig. 1. Förekomst (% av lokaler med mer än 5% täckningsgrad) och utbredning (medelvärde av % täckningsgrad på alla lokaler inom regionen) av fintrådiga alger inom region 4 (Marstrand-Billdal) under somrarna mellan åren 1994-2004. 1997 hade vi inga mätvärden.

Den markanta minskningen i förekomst och utbredning av dessa alger mellan åren 1996 och 1998 sammanföll med en minskning av fosforutsläppen från Ryaverket från 0.60 mg/l till 0.39 mg/l, eller från 76 till 64 ton/år, men också med en minskning av kväveutsläppen från 24.1 mg/l till 12.7 mg/l, eller från 2384 till 1704 ton/år (Gryaabs miljörapport 2003; se figur 2 och 3). Det bör noteras att utsläppen av fosfor från Göta Älv inte förändrats under perioden 1994-2003 (Isaeus, M m fl).

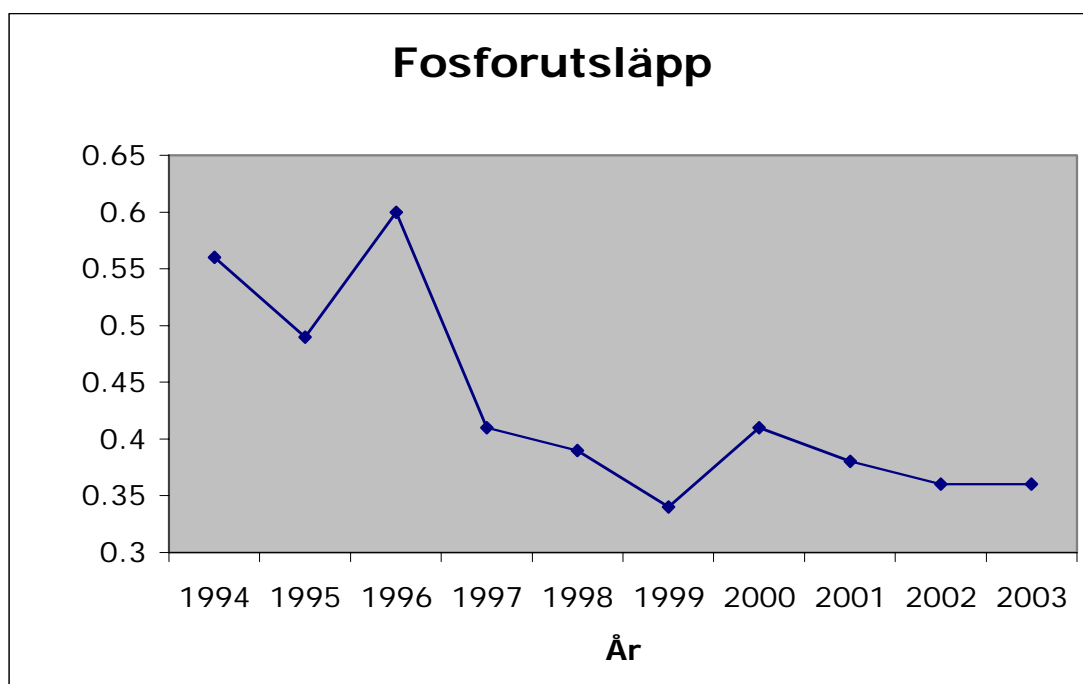


Fig. 2. Utsläpp av totalfosfor (medelvärde av halten per år) från Ryaverket under 1994-2003.

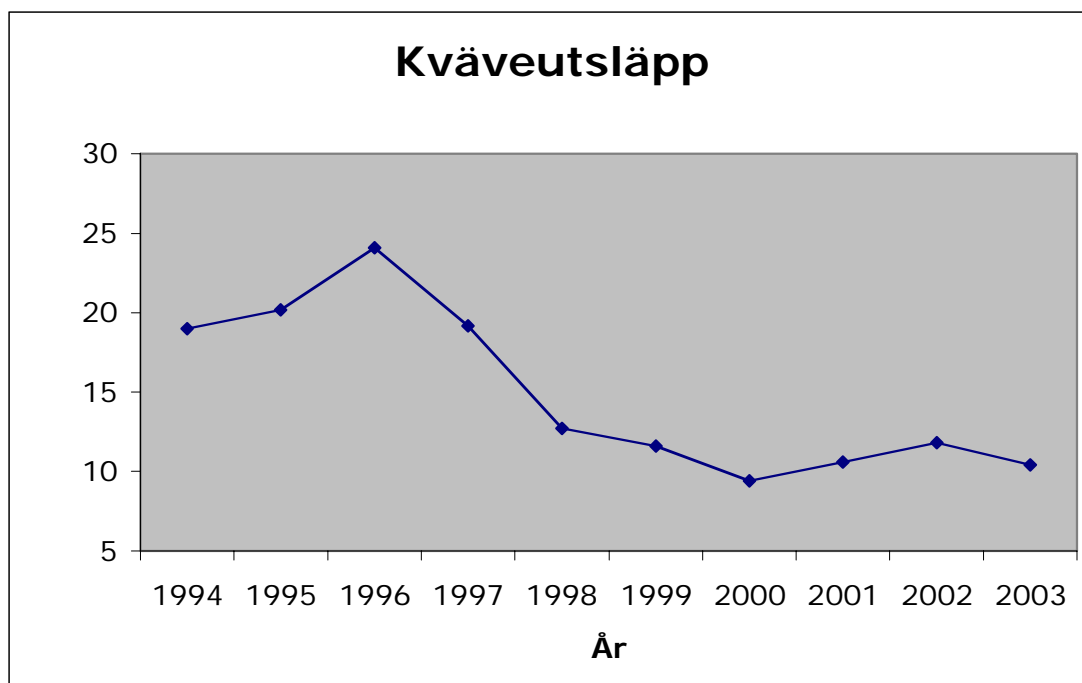


Fig. 3. Utsläpp av totalkväve (medelvärde av halten per år) från Ryaverket under 1994-2003, halterna är angivna exklusive bräddning.

Mellan 1998 och 2004 noterades två toppar i förekomst och utbredning av fintrådiga alger år 1999 och 2003 i alla fyra regioner (Pihl m. fl. 2000, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004), och i recipientområdet ökade förekomsten och utbredningen av alger väldigt mycket mellan 1998 och 1999, och mellan 2002 och 2003 (Pihl m. fl. 2000, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004; Figur 1). År 2000 och 2004 återgick förekomst och utbredning av fintrådiga alger till liknande värden som under 1998 respektive 2002 (Jenneborg 2005; Figur 1).

Det fanns ett positivt förhållande mellan förekomst av fintrådiga alger i recipientområdet och fosforutsläpp (mg/l och ton/år) från Ryaverket mellan åren 1994-2003, samt även mellan förekomst av fintrådiga alger i recipientområdet och kväveutsläpp (mg/l och ton/år) från Ryaverket under samma tidsperiod (se Figur 4-7). Dessa förhållanden var signifikanta ($p < 0.05$) i alla regressionsanalyser utom förhållandet mellan fosforhalten (mg/l) och förekomst av fintrådiga alger (Figur 4-7). Det fanns även ett positivt förhållande mellan fosforutsläpp från Ryaverket och förekomst av fintrådiga alger i regionen kring Tjörn-Orust (mg totalfosfor/l & förekomst: frihetsgrader (df)=8, $r^2=0.40$, $p=0.07$; ton totalfosfor/år & förekomst: df=8, $r^2=0.44$, $p=0.05$), medan denna typ av förhållande var mer osannolikt i de två nordligaste regionerna i Bohuslän (Idefjorden-Fjällbacka: mgP/l & förekomst: df=8, $r^2=0.11$, $p=0.37$; tonP/år & förekomst: df=8, $r^2=0.15$, $p=0.31$; Fjällbacka-Gullmarsfjorden: mgP/l & förekomst: df=8, $r^2=0.28$, $p=0.14$; tonP/år & förekomst: df=8, $r^2=0.37$, $p=0.08$). De två mittenregionerna visade också på ett positivt förhållande mellan kväveutsläpp från Ryaverket och förekomst av fintrådiga alger (Tjörn-Orust: mgN/l & förekomst: df=8, $r^2=0.65$, $p=0.01$; tonN/år & förekomst: df=8, $r^2=0.62$, $p=0.01$; Fjällbacka-Gullmarsfjorden: mgN/l & förekomst: df=8, $r^2=0.49$,

$p=0.04$; tonN/år & förekomst: $df=8$, $r^2=0.45$, $p=0.05$), medan det inte fanns någon antydning till ett sådant förhållande i den nordligaste regionen (mgN/l & förekomst: $df=8$, $r^2=0.24$, $p=0.18$; tonN/år & förekomst: $df=8$, $r^2=0.22$, $p=0.21$).

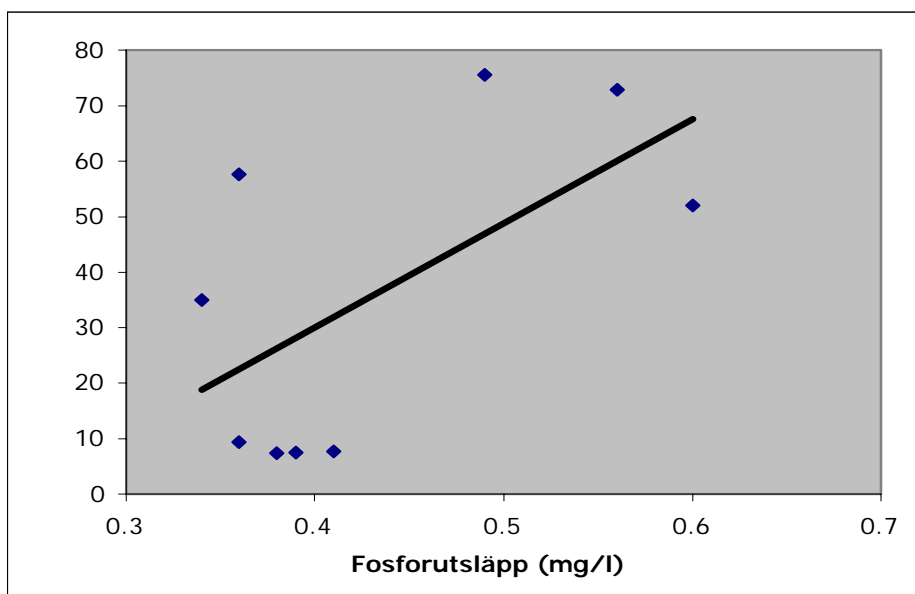


Fig. 4. Förhållande mellan utsläpp av totalfosfor (mg/l) från Ryaverket och förekomsten (% av lokaler med mer än 5% täckningsgrad) av fintrådiga alger på somrarna i region 4 (Marstrand-Billdal) under tidsperioden 1994-2003. Regressionsanalys: $df=8$, $r^2=0.37$, $p=0.08$. (Linjära regressionsmodellen: $y=187.6x-45.0$).

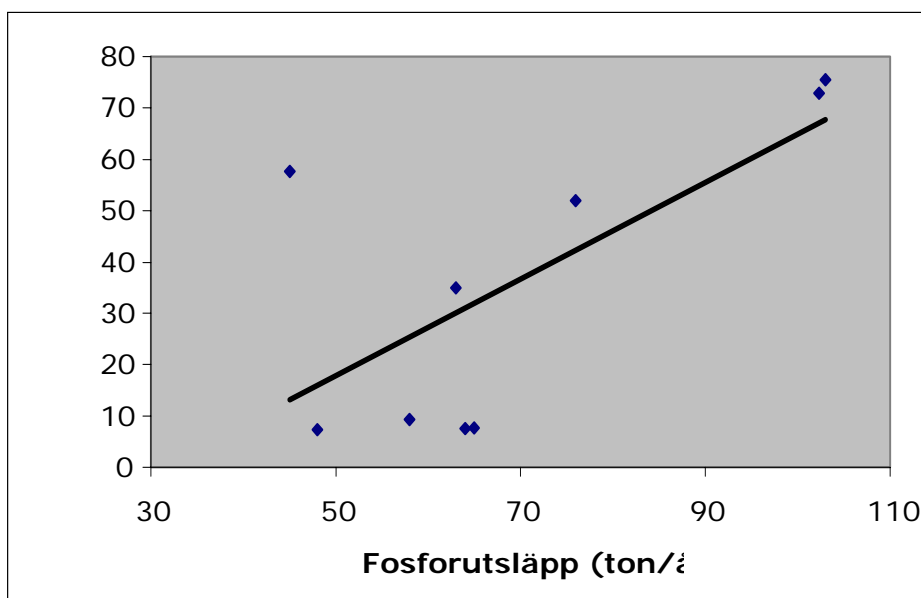


Fig. 5. Förhållande mellan utsläpp av totalfosfor (ton/år inklusive bräddning) från Ryaverket och förekomsten (% av lokaler med mer än 5% täckningsgrad) av fintrådiga alger på somrarna i region 4 (Marstrand-Billdal) under tidsperioden 1994-2003. Regressionsanalys: $df=8$, $r^2=0.46$, $p=0.04$. (Linjära regressionsmodellen: $y=0.941x-29.17$).

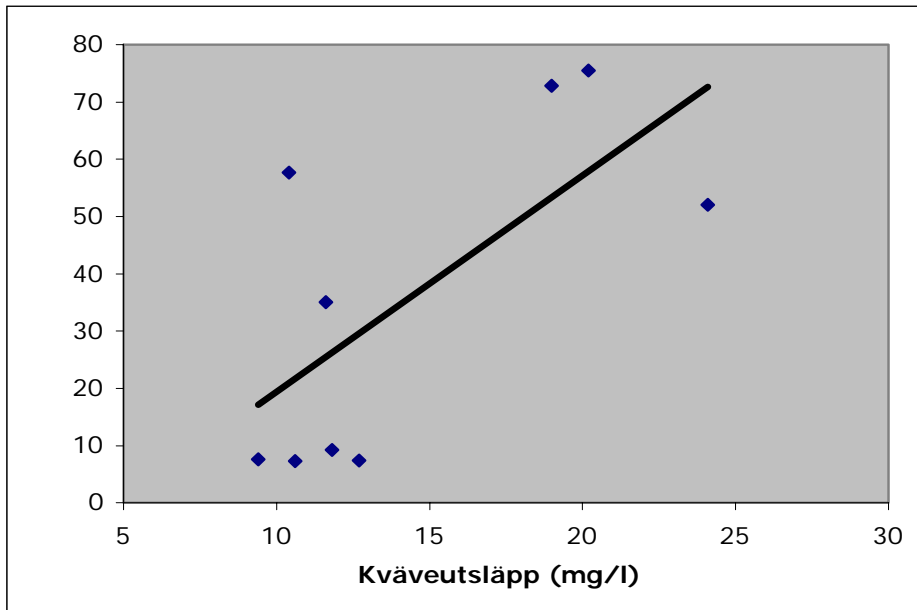


Fig. 6. Förhållande mellan utsläpp av totalkväve (mg/l) från Ryaverket och förekomsten (% av lokaler med mer än 5% täckningsgrad) av fintrådiga alger på somrarna i region 4 (Marstrand-Bilddal) under tidsperioden 1994-2003. Regressionsanalys: $df=8$, $r^2=0.47$, $p=0.04$. (Linjära regressionsmodellen: $y=3.78x-18.41$).

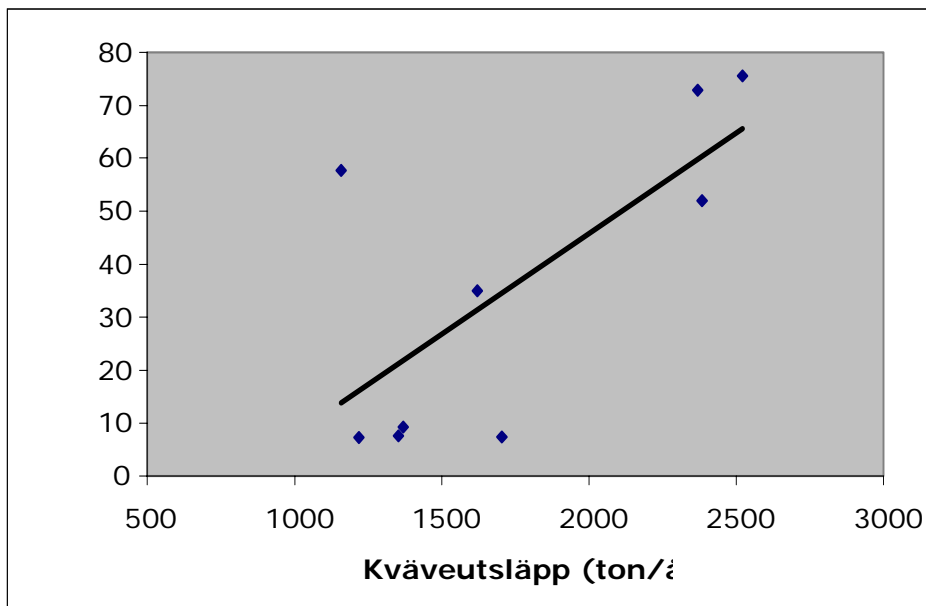


Fig. 7. Förhållande mellan utsläpp av totalkväve (ton/år inklusive bräddning) från Ryaverket och förekomsten (% av lokaler med mer än 5% täckningsgrad) av fintrådiga alger på somrarna i region 4 (Marstrand-Bilddal) under tidsperioden 1994-2003. Regressionsanalys: $df=8$, $r^2=0.50$, $p=0.03$. (Linjära regressionsmodellen: $y=0.038x-30.17$).

Förändringen av biomassan av fintrådiga alger (g torrsvikt/ m^2) under åren 1994-1995, och 1998-2004 i recipientområdet (Göteborgsområdet: Marstrand-Bilddal) kan följas i figur 8 (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004). Med det underlag som finns kan vi inte påvisa ett samband mellan förändringarna av algernas biomassa i detta område och utsläpp av fosfor eller kväve från Ryaverket (se Figur 2, 3 & 8). Minskningen i

biomassa av fintrådiga alger från 2003 till 2004 (Figur 8) var statistiskt signifikant (df: 1, 16; F=8.4; p=0.01), medan skillnaderna mellan juni och augusti dessa år ej var signifikanta. Statistiska test kunde ej utföras vad gäller skillnader mellan övriga år, eftersom olika provtagningsdesign genomfördes eller rådata saknades (förutom mellan 2001 och 2002: se nedan).

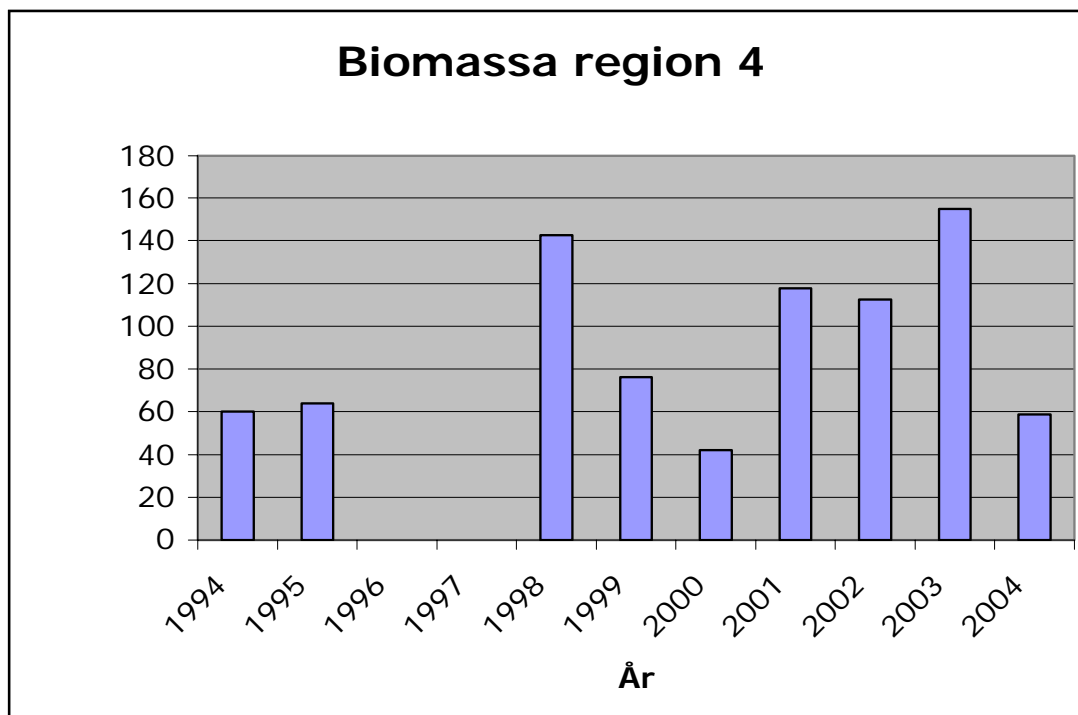


Fig. 8. Medelbiomassa (g torrsvikt/m² inom algtäckta områden) av fintrådiga alger inom region 4 (Marstrand-Billdal) under somrarna mellan åren 1994-2004. 1996 och 1997 hade vi inga mätvärden.

2) Svartnande havssallad: *U. obscura*, 1982-2001

Med ett chi-2-test kunde vi inte påvisa någon signifikant skillnad i förekomsten av *U. obscura* mellan de tre tidsperioderna (Tabell 1). Samma resultat erhöles också om bara de två tidsperioderna 1982-1986 och 1997-2001 jämfördes. Utsläppet av totalfosfor från Ryaverket minskade successivt från 1982 till 1986 (Tabell 2a; medelvärde=2.0 mg/l), precis som under perioden 1987-1991 (Tabell 2b; medelvärde=0.53 mg/l). Det ökade mellan 1992 och 1996 (Tabell 2c; medelvärde under hela perioden 1987-1996 var 0.49 mg/l), för att först minska och sedan öka en aning under perioden 1997-2001 (Tabell 2d; medelvärde=0.39 mg/l). Kväveutsläppen var under de tre olika tidsperioderna i medeltal 16.5, 19.3 och 12.7 mg/l, och minskade alltså kraftigt först under perioden 1997-2001 (Tabell 2a-d). Således har inte förekomsten av *U. obscura* blivit mindre frekvent (enligt chi-2-testet) under slutet av 1990-talet och början av 2000, då fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket har minskat kraftigt. För andra övergödningsindikatorarter, t. ex. grönalgerna *Enteromorpha (Ulva) linza*, *E. intestinalis*, *Cladophora flexuosa*, och cyanobakterier (blågröna alger) fanns inte data för att bestämma hur utbredningen av dem har förändrats över tiden.

Tab. 1. Fördelningen av undersökta lokaler där *U. obscura* förekommer och inte förekommer inom Göteborgs skärgård (recipientområdet) under tre olika tidsperioder (se bilaga 1-4). Frihetsgrader (df): 2; Chi-2 (X^2)=1.59; Fördelning ej signifikant skild mellan tidsperioderna (för att $p < 0.05$ krävs $X^2 \geq 5.99$).

	1982-1986	1987-1996	1997-2001	Totalt
Förekomst	77 (19%)	21 (23%)	44 (23%)	142 (20%)
Ej förekomst	331 (81%)	71 (77%)	149 (77%)	551 (80%)
Totalt	408	92	193	693

Tab. 2. Utsläpp av totalfosfor och totalkväve (årsmedelhalten) från Ryaverket under tidsperioderna 1982-1986, 1987-1991, 1992-1996, och 1997-2001 med medelvärde och standardavvikelse (SD) angivna för dessa perioder. (Rådata från Gryaabs miljörapport 2003).

a)

Utsläpp (mg/l)	1982	1983	1984	1985	1986	Medelvärde	SD
Fosfor	3.1	2.7	1.8	1.4	1.0	2.0	0.88
Kväve	17.2	15.1	17.9	15.4	16.8	16.48	1.19

b)

Utsläpp (mg/l)	1987	1988	1989	1990	1991	Medelvärde	SD
Fosfor	0.80	0.51	0.49	0.43	0.41	0.528	0.16
Kväve	17.0	15.7	18.3	18.1	20.7	17.96	1.85

c)

Utsläpp (mg/l)	1992	1993	1994	1995	1996	Medelvärde	SD
Fosfor	0.28	0.30	0.56	0.49	0.60	0.446	0.15
Kväve	18.5	21.0	19.0	20.2	24.1	20.56	2.21

d)

Utsläpp (mg/l)	1997	1998	1999	2000	2001	Medelvärde	SD
Fosfor	0.41	0.39	0.34	0.41	0.38	0.386	0.03
Kväve	19.2	12.7	11.6	9.4	10.6	12.7	3.83

3) Densitet av växtplankton, Danafjord, under våren 1998-2003

Densiteten av växtplankton (0-10 m djup) på lokalen Danafjord i recipientområdet under våren var på liknande nivåer åren 1998, 2000, 2001, 2002, 2003, men under 1999 var den betydligt högre (df: 5, 12; $F=4.17$; $p=0.02$; se Figur 9). Den högre tätheten av växtplankton 1999 motsvarades inte av någon höjning av fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket detta år (se Figur 2 & 3 samt Tabell 2d).

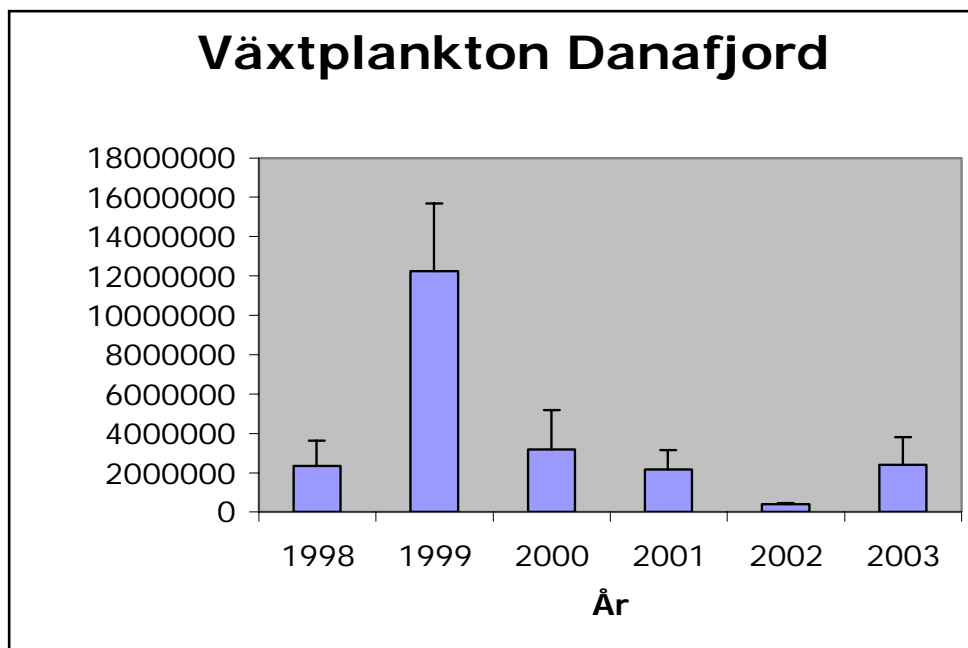


Fig. 9. Densiteten av växtplankton (celler/l) på 0-10 m djup vid Danafjord i recipientområdet under våren 1998-2003. Vertikala linjer anger standardfel. N=3.

Rumslig variation

1) *Fintrådiga alger längs Bohusläns kust*

De tre sydligaste regionerna längs med Bohusläns kustlinje (Fjällbacka-Gullmarsfjorden, Tjörn-Orust, Marstrand-Billdal) uppvisade liknande förekomst och utbredning av fintrådiga alger i grunda vikar under tidsperioden 1998-2004, med viss variation vilken region som hade lägst värden varje år (Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005). Den nordligaste regionen (Idefjorden-Fjällbacka) hade under denna tidsperiod alltid den högsta förekomsten och utbredningen av fintrådiga alger (Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005). Vi gjorde inga statistiska test på dessa observationer, men om det hade funnits möjlighet till det så hade det med största sannolikhet resulterat i signifikanta skillnader. Under 1994-1996 var utbredningen (d.v.s. täckningsgraden) av fintrådiga alger också högst i den nordligaste regionen (signifikant skillnad: se Pihl m. fl. 1999), men förekomsten (andel vikar med mer än 5% täckning) var ungefär lika hög i den nordligaste och sydligaste (d.v.s. Göteborgs skärgård) regionen (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996). Biomassan av fintrådiga alger uppvisade betydligt större variation mellan regionerna, (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005), och det fanns heller inte någon signifikant skillnad mellan dessa regioner (Pihl m. fl. 1999).

2) *Fintrådiga alger inom Göteborgs skärgård*

Det fanns ingen signifikant skillnad i biomassa av fintrådiga alger mellan åren 2001 och 2002 på 5 slumpade lokaler inom recipientområdet, men det var en signifikant variation mellan dessa lokaler (df: 4, 40; $F=7.83$; $p=0.0001$; Figur 10).

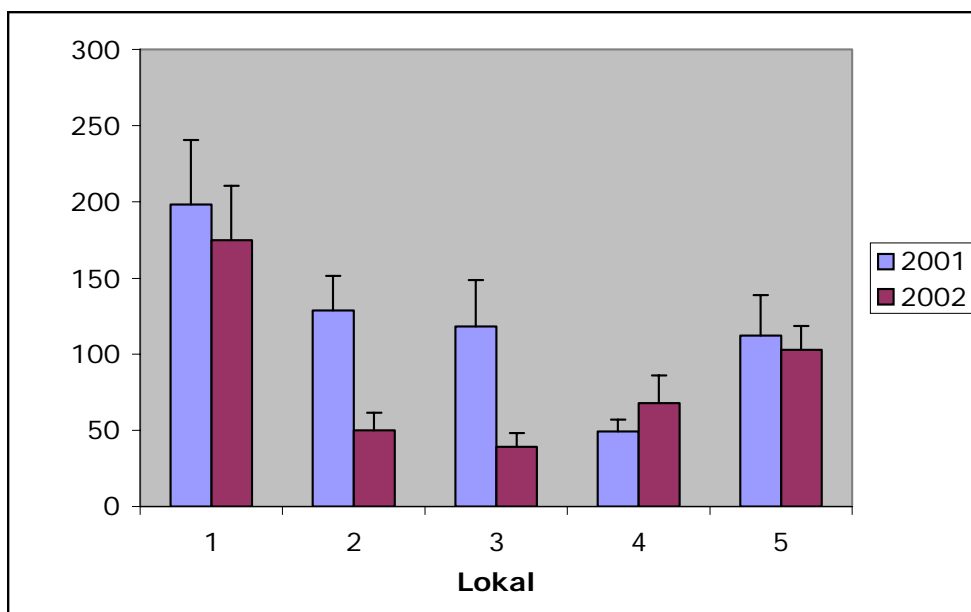


Fig. 10. Rumslig variation av biomassan av fintrådiga alger inom recipientområdet under somrarna 2001 och 2002. Vertikala linjer anger standardfel. N=5.

Varken under 2001 eller 2002 fanns det något statistiskt säkerställt samband mellan fosfor eller kväve i sedimenten (mg/g) och biomassan av fintrådiga alger på dessa lokaler (covariansanalys: covariate fosfor 2001, df=1, 15, F=0.008, p=0.93; covariate fosfor 2002, df=1, 15, F=0.001, p=0.98; covariate kväve 2001, df=1, 15, F=1.11, p=0.31; covariate kväve 2002, df=1, 15, F=0.74, p=0.40).

3) Svartnande havssallad: *U. obscura*, rumsliga skillnader 1982-2001

Chi-2-testen visar att både 1982-1986 och 1997-2001 så fanns det ett signifikant fördelningsmönster med större förekomst av *U. obscura* i norra delen av recipientområdet än i den södra (Tabell 3a & 3b). Detta mönster var mer signifikant under tidsperioden 1997-2001 (Tabell 3). Analyserna för skillnader i förekomst mellan mindre och större avstånd från Ryaverket visar att under båda tidsperioderna så var det signifikant större förekomst av *U. obscura* nära Ryaverket än längre ifrån (Tabell 4a & 4b). Under perioden 1982-1986 var fosforutsläppet från Ryaverket i medeltal 2.0 mg/l och kväveutsläppet 16.5 mg/l, medan det 1997-2001 var 0.39 och 12.7 mg/l (se Tabell 2a & 2d). För andra indikatorarter för eutrofiering (se ovan) fanns inte data (lokaler där dessa organismer inte hittades saknades) för att göra liknande analyser som för *U. obscura*. Men om man bara försöker tolka utbredningskartor med lokaler där t. ex. grönalgen *E. linza* och cyanobakterier hittats (under 20-25 års tid) så verkar det som om samma mönster skulle gälla även för dessa organismer, d.v.s. större förekomst i norr och nära Ryaverket i recipientområdet (Jenneborg 2002). Men denna tolkning är, som sagt, osäker.

Tab. 3. Fördelningen av lokaler i norra och södra delen av Göteborgs skärgård (recipientområdet) med förekomst eller ej av *U. obscura* under a) 1982-1986 (df: 1; $X^2=4.39$; $p\leq 0.05$) och b) 1997-2001 (df: 1; $X^2=7.92$; $p\leq 0.01$).

a)

1982-1986	Norr	Söder	Totalt
Förekomst	42 (23%)	35 (15%)	77 (19%)
Ej förekomst	137 (77%)	194 (85%)	331 (81%)
Totalt	179	229	408

b)

1997-2001	Norr	Söder	Totalt
Förekomst	32 (30%)	12 (14%)	44 (23%)
Ej förekomst	73 (70%)	76 (86%)	149 (77%)
Totalt	105	88	193

Tab. 4. Fördelningen av lokaler på nära och långt avstånd till Ryaverket inom Göteborgs skärgård (recipientområdet) med förekomst eller ej av *U. obscura* under a) 1982-1986 (df: 1; $X^2=11.70$; $p\leq 0.001$) och b) 1997-2001 (df: 1; $X^2=13.65$; $p\leq 0.001$).

a)

1982-1986	Nära till Ryaverket	Långt till Ryaverket	Totalt
Förekomst	47 (26%)	30 (13%)	77 (19%)
Ej förekomst	131 (74%)	200 (87%)	331 (81%)
Totalt	178	230	408

b)

1997-2001	Nära till Ryaverket	Långt till Ryaverket	Totalt
Förekomst	38 (31%)	6 (8%)	44 (23%)
Ej förekomst	83 (69%)	66 (92%)	149 (77%)
Totalt	121	72	193

Diskussion

Begränsande faktorer för algproduktionen i recipientområdet

I figur 2 i Selmer & Rydberg (1993) så framgår det att Ryaverkets utsläpp ger en direkt höjning av fosfat- och ammoniumhalten i ytvattnet, men att det också finns en källa nära botten i mynningsområdet. Således är Ryaverkets utsläpp av fosfat betydande i jämförelse med flödet från Göta älv, men i relation till fosfatrikare djupvatten i mynningsområdet (d.v.s. ytvatten från Kattegatt) är Ryaverkets fosfatutsläpp små (Selmer & Rydberg 1993). Stenberg med flera (2000) menar att det är ett stort kväveöverskott i det samlade flödet från Göta älv och Ryaverkets avloppsvatten som, enligt dem, gör att kvoten mellan kväve och fosfor överstiger den s.k. Redfieldkvoten (16:1 molärt, ca 7:1 viktsmässigt) för växtplankton i recipientområdet. Detta skulle i så fall innebära att fosfor är det begränsande näringsämnet för algproduktionen i recipientområdet. Men enligt SMHI's rapport (Axe m. fl. 2004) så finns det på 4 lokaler i Göta älvs mynning och södra skärgården (recipientområdet) både rumslig och tidsberoende variation av vilket näringsämne som är begränsande enligt Redfieldkvoten. Det vill säga, på vissa lokaler (närmare Göta älvs utlopp) och vissa tider på året så är fosfor begränsande medan på andra lokaler (längre ifrån utloppet) och tider så är kväve begränsande (N:P-kvoten varierar kring 16). Dessutom så har ett par studier undersökt hur mycket en liknande N:P kvot är för fintrådiga grönalger på svenska västkusten, och de fann att den var mellan 24:1 och 27:1, även om denna mätning var baserad på ett fåtal replikat (Sundbäck m. fl. 2003). Alltså är det möjligt, åtminstone för fintrådiga alger, att kväve istället är det begränsande näringsämnet i recipientområdet.

Potentiellt kan även andra faktorer vara begränsande för algproduktionen i recipientområdet. Utflödet från Göta älv medför t. ex. begränsat siktdjup och salthaltsvariationer. Söderström (1986) kom fram till att både kvoten Total-N/Total-P och oorganiskt N/oorganiskt P 1982-1984 var klart över Redfieldkvoten i utflödet av Göta älv (alltså P begränsande), medan dessa kvoter minskade längre ut och ammonium istället bör ha varit begränsande i det ljusmättade ytskiktet. Under dessa år minskade siktdjupet successivt (p.g.a. större produktion av detritus och bakterier), och totalt sett rådde överskott på både kväve och fosfor i Göteborgs skärgård med ljuset som begränsande faktor istället (Söderström 1986). Vidare menade Söderström (1986) att en minskning av fosforutsläpp är den åtgärd som kan reducera eutrofieringen av södra Bohusläns kustvatten, men att denna effekt troligtvis bara kan uppnås genom åtgärder också i Sydsverige, Danmark, och södra Östersjön.

Variation i tiden

Under 1992-1996 var förekomsten och utbredningen av fintrådiga alger väldigt hög längs hela västkusten (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 1999), medan de var lägre mellan åren 1998-2004 (Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005). Detta var också fallet i Göteborgs skärgård, d.v.s. recipientområdet (Fig. 1). Mellan samma tidsperioder minskade också fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket (Fig. 2-3), och vi fann ett positivt förhållande mellan förekomst av fintrådiga alger i recipientområdet och fosfor/kväveutsläpp från Ryaverket under 1994-2003 (Fig. 4-7). Även i regionen kring Tjörn-Orust fanns det ett positivt förhållande mellan utsläpp av fosfor/kväve från Ryaverket och förekomst av fintrådiga alger, medan ett förhållande mellan fosforutsläpp och förekomst av fintrådiga alger inte kunde påvisas i de två nordligaste regionerna i Bohuslän. Detta tyder antingen på att Ryaverkets utsläpp också har en effekt i åtminstone regionen närmast Göteborgs skärgård, eller att dessa förhållanden har uppkommit av tillfälligheter och kan förklaras bättre av andra faktorer. Sambanden var något starkare mellan kväveutsläpp och förekomst av fintrådiga alger än de mellan fosforutsläpp och förekomst av fintrådiga alger enligt regressionsanalyserna (r^2 -värden något högre och p-värden något lägre; Fig. 4-7). Det ger indikationer om att kväve kan vara viktigare för produktionen av fintrådiga alger, och att ammonium skulle kunna vara det begränsande näringsämnet (se också ovan).

Pihl med flera (1999) fann inget samband mellan utsläpp av fosfor och kväve och förekomsten/utbredningen av fintrådiga alger längs västkusten under 1994-1996, men deras analyser gjordes över större rumsliga skalor (hela Bohusläns kust; de kan dessutom ha bortsett från norska utsläpp på gränsen till Sverige) än i denna studie (inom Göteborgs skärgård), och inte över tiden. Istället fann Pihl med flera (1999) ett förhållande mellan algutbredning och vind- och vågexponering, och sedimentets organiska innehåll. Våra resultat tyder, dock, på ett samband mellan förekomst av fintrådiga alger i recipientområdet och utsläpp av kväve och fosfor från Ryaverket. En minskning av fosforutsläppen från 0.4 till 0.3 mg/l skulle, (enligt den linjära regressionsmodellen), leda till en ungefärlig minskning i förekomst av fintrådiga alger i recipientområdet från 30% till 11%. Detta är dock osäkra siffror, eftersom sambandet inte var så starkt. Det innebär att andra faktorer också kan vara viktiga för förekomsten av fintrådiga alger i området. Det behövs alltså mer djupgående studier för att avgöra om en minskning i fosforutsläpp av Ryaverket från 0.4 till 0.3 mg/l kommer att ha någon större effekt på produktionen av fintrådiga alger i recipientområdet.

Biomassan av fintrådiga alger i recipientområdet förändrades inte i relation till fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket 1994-2003, men det återstår att se om minskningen i biomassa 2004 sammanfaller med en minskning i utsläppen. Det är möjligt att om vind- och vågpåverkan är stor så packas algmattorna ihop tätare och biomassan av fintrådiga alger ökar, men gör samtidigt att förekomsten och utbredningen minskar, vilket verkar ha varit fallet under 1998-1999 (Pihl m. fl. 2000).

Förekomsten av eutrofieringsgynnade grönalgen svartnande havssallad (*U. obscura*) i Göteborgs skärgård skiljde sig inte mellan tidsperioderna 1982-1986, 1987-1996, och 1997-2001 (Tab. 1), trots att både fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket har minskat kraftigt mellan den första och sista perioden (Tab. 2). Täckningsgraden av denna alg kan dock ha minskat under denna tid, men vi hade ingen möjlighet att analysera detta. Skulle det vara så att täckningsgraden av denna alg inte har minskat, så är det troligt att det är negativt för ålgräsängars utbredning, eftersom *U. obscura* kan reducera skotttätheten hos ålgräset *Zostera marina* (Nelson & Lee 2001).

Vi har inte kunnat göra några statistiska analyser på förändringarna i utbredningen av ålgräsängar (*Z. marina*) över olika tidsperioder i Göteborgs skärgård. Enligt olika deskriptiva studier av ålgrässets utbredning i Göteborgs skärgård, så verkar det vara störst utbredning och friskare bestånd i Nordre älvs mynningsområde och sydvästra skärgården, medan ålgräset har mindre utbredning och är i sämre kondition i Göta älvs estuarium och sydöstra skärgården (Jenneborg 1998, Jenneborg 2000a). Det verkar också ha skett en förbättring av ålgräsängars utbredning i Göteborgs skärgård under 1990-talet jämfört med tidigare år (Jenneborg 1998, Jenneborg 2000a). Mellan 1996 och 1999 har det också skett en viss förbättring av eutrofieringssituationen vad gäller makroalgsbestånd i Göta älvs mynningsområde efter det att Ryaverket införde kväverening (Jenneborg 2000b). Samtidigt minskade den totala abundansen och artrikedomen av mjukbottenfaunan vid Danafjord i recipientområdet dramatiskt mellan 1998 och 1999, och ormstjärnan *Ophiura sp.* som var vanlig i recipientområdet innan 1996 minskade därefter gradvis och försvann helt 1999 (Jenneborg 2000b), för att komma tillbaka under 2000 (Jenneborg 2001).

Densiteten av växtplankton under våren vid Danafjord var väldigt hög 1999 (i medeltal 12 000 000 celler/l), medan den var betydligt lägre 1998, och 2000-2003 (Fig. 9). Det är svårt att avgöra vad som kan ha orsakat denna höga densitet under 1999, men det verkar inte ha något samband med fosfor- och kväveutsläppen från Ryaverket detta år som var relativt låga (Fig. 2-3). Tätheten av växtplankton kan variera oerhört både i rummet och tiden, och för att kunna upptäcka rumsliga och tidsberoende mönster i planktonförekomst och utbredning behövs provtagning på ett betydligt större antal lokaler (se nedan).

Rumslig variation

Alla undersökningarna av utbredningen av fintrådiga alger längs Bohusläns kustlinje har funnit att den största förekomsten och täckningsgraden under sommaren finns i den nordligaste regionen, d.v.s. Idefjorden-Fjällbacka (Moksnes & Pihl 1995, Pihl & Svensson 1996, Pihl m. fl. 1999, Pihl m. fl. 2000, Pihl m. fl. 2002, Nilsson & Pihl 2002, Jenneborg 2004, Jenneborg 2005), och denna skillnad är signifikant (Pihl m. fl. 1999). Detta kan tyckas märkligt eftersom de klart största kväve- och fosforutsläppen längs Bohuskusten sker i den sydligaste regionen (kring Göteborgs stad) och de lägsta i den nordligaste regionen (Pihl m. fl. 1999). Förklaringarna till dessa resultat kan dock vara många. Om man tar hänsyn till att den norra regionen har väldigt nära till en hög befolkningstäthet i Norge är det kanske mindre märkligt, även om den

huvudsakliga strömriktningen är nordlig i området och för det mesta förhindrar att norskt vatten når grunda områden söder om Strömstad (Jenneborg 2004). Ett betydande närsaltutflöde i Norge sker dock från bl. a. Glomma och Idefjorden, och detta påverkar vatten ner till Kosterarkipelagen (Jenneborg 2004).

I den norra regionen av Bohuslän finns det, dessutom, betydligt fler instängda stora grunda vikar än i de tre sydligare regionerna, och dessa skyddade lokaler har högre täckningsgrad av fintrådiga algmattor (Pihl m. fl. 1999, Eilola & Stigebrandt 2001, Sundbäck m. fl. 2003). Näringsämnen i de många instängda vikarna ackumuleras lättare i sedimentet, och kan sedan frigöras i vattnet (bl. a. med hjälp av grävande och rörbildande djur) och på så sätt öka produktionen av alger (se nedan). I dessa instängda grunda vikar var det dessutom inte ovanligt att svavelbakterier förekom 2003-2004, medan cyanobakterier hade en större utbredning i olika typer av vikar (Jenneborg 2004, 2005). Det kan vara så att det finns ett överskott av både kväve och fosfor längs den svenska västkusten, och att istället andra faktorer begränsar och styr produktionen och utbredningen av fintrådiga alger, t. ex. grumlighet, vind- och vågpåverkan, nedbrytning och betning (Söderström 1986, Pihl m. fl. 1999). Det betyder i så fall att man på kort sikt inte skulle se en minskning i utbredningen av fintrådiga alger även om kväve- och fosforutsläpp minskar, medan en minskning av dessa utsläpp på lång sikt däremot skulle kunna ge en effekt (se nedan).

Det fanns en signifikant variation i biomassa av fintrådiga alger mellan olika lokaler inom recipientområdet (Fig. 10). Detta visar att det är viktigt att replikera sina studier väl, d.v.s. undersöka många olika lokaler för att avgöra hur minskade fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket kan påverka algproduktionen. Beroende på vikarnas topografi, morfologi, läge, biotiska och abiotiska förhållanden etc. så kommer dessa effekter att se olika ut (Eilola & Stigebrandt 2001). Till exempel, så finns det större förekomst och utbredning av fintrådiga alger i den inre än den yttre skärgården på västkusten (Pihl m. fl. 1999).

I våra analyser av övergödningssindikatorarten *U. obscura* så kan vi konkludera att denna grönalg hittades i större utsträckning närmare Ryaverket (närmaste området i en halvcirkel runt Ryaverket; se metodikdelen) och i norra delen av Göteborgs skärgård under både 1982-1986 och 1997-2001 (Tab. 3-4). Orsaken till att *U. obscura* förekom mest i norra delen beror troligen på att strömriktningen är nordlig från Göta älvs mynningsområde. Detta utbredningsmönster har inte påverkats av att kväve- och fosforutsläppen har minskat kraftigt mellan dessa båda tidsperioder. Skillnaden i förekomst mellan norr och söder var dock mer signifikant under 1997-2001, vilket kan ha att göra med de minskade utsläppen. Om vi hade haft möjlighet att analysera täckningsgrad på de olika lokalerna så är det möjligt att vi funnit olika utbredningsmönster mellan tidsperioderna. Vad dessa analyser dock visar är att utbredningen av *U. obscura* generellt påverkas av antingen Ryaverkets utsläpp och/eller av övrig närsaltstillförsel från Göta älv. Det är svårt att separera älvens och Ryaverkets effekter på omgivningen, men en detaljerad analys av variationerna i Ryaverkets utsläpp och Göta älvs vattenflöde genom åren, och samtidigt förändringar i algfloran kan vara en början. Det verkar vara liknande mönster för andra indikatorarter för eutrofiering också, fast deras utbredningar har inte kunnat analyseras på samma sätt som hos *U. obscura*.

Frigörande av näringsämnen från sedimentet och fosfors biotillgänglighet

Utbredningen av fintrådiga algmattor under sommaren i grunda vikar längs svenska västkusten påverkas av många samverkande faktorer, t. ex. djupet och vattennivån, vikens area och öppningsvidd, näringsämnen i kustvattnet och tillskott från sötvatten,

vattenutbyte, exponeringsgrad för vind och vågor, och frigörande av näringsämnen från sedimentet (Eilola 2001, Eilola & Stigebrandt 2001). Enligt Eilola & Stigebrandts (2001) modell så är den viktigaste förklaringen till uppkomsten av dessa algmattor att bunden näring i organiskt material ackumuleras i vikarnas sediment. Dessa näringsämnen har, enligt samma modell, förts till sedimentet genom sedimentation av partikulärt organiskt material producerat i kustvattnets ytskikt utanför vikarna. Näringsämnen kan efter remineralisering av organiskt material sedan frigöras och ge upphov till ökade halter av näringsämnen i vikarna, vilket leder till en kraftig tillväxt av fintrådiga alger (Eilola & Stigebrandt 2001). En 50% minskning av näringsämnen i kustvattnet minskar tillväxtpotentialen hos fintrådiga alger till ca 20% av nuvarande värden (Eilola & Stigebrandt 2001). Vikens morfologi är dock också viktig. Om man, t. ex., minskar djupet från 1 till 0.5 m så ökar tillväxten med 20-200%, beroende mycket på vikens area (Eilola 2001). Även vikens öppningsvidd, d.v.s. hur instängd viken är, påverkar hur mycket vattenutbyte som kan ske och är därmed en viktig parameter för näringsnivåerna i en vik.

Vikten av frigörande av näringsämnen från sedimentet har även visats i en studie där regenerering av näringsämnen kunde tillfredsställa 55-100% av fintrådiga algers kvävebehov och 30-70% av deras fosforbehov under deras tidiga tillväxtperiod i maj-juni i två grunda vikar vid Bohuskusten (Sundbäck m. fl. 2003). Eftersom fosfor i sitt kretslopp inte har så många biologiska omvandlingar som kväve (t. ex. denitrifikation, nitrifikation) så är omloppet ofta snabbare och enklare. Fosfors bindning till sedimentet är dock mycket syreberoende och läcker lätt ut när det blir syrefria förhållanden (K. Sundbäck, personlig kommunikation). Sundbäck med flera (2003) menar att det finns en tidsförskjutning mellan en minskning i tillskottet av näringsämnen till kustvattnet och förbättrade tillstånd hos grunda vikar, p.g.a. denna självregenererande process med frigörande av näringsämnen från sedimentet. Med andra ord kan man inte förvänta sig att en minskning av kväve- och fosforutsläpp får till följd en omedelbar och snabb förbättring av grunda vikars eutrofierade tillstånd längs västkusten. Det blir snarare en fördröjd effekt genom att näringsämnen från tidigare år och våren samma år ackumuleras i sedimentet och sedan frigörs under sommaren det året (Eilola & Stigebrandt 2001, Sundbäck m. fl. 2003).

Det råder olika uppfattning om hur biologiskt tillgängligt olika former av fosfor är för alger när den släpps ut i recipienten, och därför hur viktiga olika fosfor är för eutrofiering. I synnerhet så finns det ingen konsensus vad gäller hur mycket av partikulärt bunden fosfor som är eller kan bli tillgänglig för alger (Ekholm & Krogerus 2003). Den partikulära fosfor anses vara minst biotillgänglig, och att den för att bli detta måste brytas ned, medan den lösta fosfatfosfor är den form som är mest tillgänglig för alger (Ekholm & Krogerus 2003). Ekholm & Krogerus (2003) fann att den biologiska tillgängligheten av totalfosfor i biologiskt renat (mekaniskt filtrerat) avloppsvatten var i medeltal 83%, och i biologiskt-kemiskt renat avloppsvatten 36%, men variationen eller spridningen runt medelvärdet var mycket stort och skillnaderna var därför inte statistiskt signifikanta. Tillgängligheten av fosfor kan dessutom variera mellan olika typer av vattenmassor som tar emot avloppsvattnet, beroende på deras fysikaliska och kemiska egenskaper (Ekholm & Krogerus 2003). Gryaab menar att den filteranläggning som behövs för att minska fosforutsläppen ytterligare (från 0.4 till 0.3 mg/l Tot-P) bara kommer att reducera utsläppen av partikulärt bunden fosfor, och att endast en liten andel av denna form av fosfor, enligt Ekholm och Krogerus (2003), kan bli biologiskt tillgänglig (J. Mattsson, personlig kommunikation). Den avgörande frågan är alltså hur mycket av den partikulärt bundna fosfor i Ryaverkets avloppsvatten som kan återupplösas i vattnet och bli

tillgänglig för alger i recipientområdet, efter nedbrytning och omvandling till organiskt fosfor i vattnet eller på botten. För närvarande verkar det inte finnas tillförlitliga data på detta. Detta skulle kunna studeras med liknande metoder som i Ekholm & Krogerus (2003).

Slutsatser och förslag

Denna rapport visar att det fanns ett samband mellan minskningar i fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket och förekomsten av fintrådiga alger i recipientområdet. Det är dock osäkert hur mycket en minskning av utsläppen av totalfosfor från 0.4 till 0.3 mg/l skulle påverka algförekomsten, även om resultaten pekar på att det är möjligt att det skulle ha ganska stor effekt. Det verkar dock som om kväveutsläppen är viktigare, eftersom sambanden här är starkare, och för att kväve kan vara det begränsande näringsämnet för fintrådiga alger i recipientområdet, åtminstone på vissa lokaler under vissa tider på året. Det är alltså möjligt att en satsning av Ryaverket på att minska kväveutsläppen ytterligare är fördelaktigare än en fosforreduktion. Det kan dock vara så att det finns ett överskott av både fosfor och kväve på många lokaler i området, och att andra faktorer är begränsande för algproduktionen, t. ex. ljuset och siktdjupet.

Det är troligt att en minskning av utsläppen inte förbättrar eutrofieringssituationen så mycket på kort sikt p.g.a. regenerering av näringsämnen från sedimentet i grunda vikar (skördande av fintrådiga alger kan vara en bättre åtgärd), men på lång sikt borde utsläppsminskningar ge en förbättrad situation. Eftersom övergödningssindikatorarten svartnande havssallad förekom i högre frekvens närmare Ryaverket och i norra delen av Göteborgs skärgård, så finns det rumsliga skillnader i effekterna av fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket eller Göteborgs stad. Troligen så är också instängda grunda vikar i den inre skärgården av recipientområdet mer påverkade av förhöjda kväve- och fosforhalter i det omgivande kustvattnet och i sedimenten, p.g.a. sämre vattenutbyte. På en större skala, längs hela västkusten, finns det betydligt större utbredning av fintrådiga alger i den norra regionen där skyddade grunda vikar är mer frekventa. Antagligen så skulle man se samma mönster med större algutbredning i denna typ av vikar även i recipientområdet.

Resultaten av många av de analyser som gjorts i denna rapport kunde ha varit tillförlitligare om de data från fältstudier, som denna rapport bygger på, hade samlats in på ett bättre och mer genomtänkt sätt. Dessutom kunde fler analyser ha genomförts på data som nu inte har kunnat analyseras, om detta varit fallet. Tidigare rapporter från dessa fältstudier är ofta beskrivande i sin natur, och oftast utan statistiska analyser eller ens något mått angivet på variationen eller spridningen i datamaterialet. I framtida studier är det viktigt att man innan en undersökning verkligen vet vad det är man vill ha svar på, vilka frågeställningar som är viktiga. Sedan gäller det att designa en studie så att man replikerar väl både i tiden och rummet, och att man gör en avvägning av insatserna så att önskad statistisk styrka i testerna erhålls. För att mer direkt kunna besvara frågan om minskningen av fosforutsläppen har någon effekt på algutbredning, bör man samla in data på täckningsgrad, biomassa eller densitet av makro- eller mikroalger (och samtidigt fosfor- och kväveprov i sediment och vatten) under olika säsonger ett antal år på ganska många olika lokaler inom Göteborgs skärgård för att statistiskt kunna utreda hur stor variationen är. Och under dessa år måste det finnas en skillnad i fosfor- och kväveutsläpp från Ryaverket för att kunna relatera algvariationen till utsläppsnivåerna. Det finns mycket data insamlat, men det mesta går inte att använda till några statistiska analyser, eftersom den information och

data som finns är så spridd (något är gjort vid ett tillfälle eller en plats, men inte vid andra tillfällen eller platser). Med avseende på fintrådiga algers utbredning kan man också bestämma täckningsgraden i olika typer av vikar (instängda/öppna, stora/små, grundare/djupare etc.) i olika delar av Göteborgs skärgård under en tid med olika utsläppsnivåer från Ryaverket för att se var utsläppen påverkar algutbredningen mest och om dessa mönster förändras med tiden.

Centralt i problemställningen är också frågan om fosfors biotillgänglighet. Det är viktigt att man snarast utreder frågan hur mycket av den partikulärt bundna fosfor i Ryaverkets avloppsvatten som kan bli biologiskt tillgänglig. Detta är nödvändigt för att kunna besvara frågan om en minskning av utsläppen av totalfosfor från 0.4 till 0.3 mg/l har någon effekt på produktionen och utbredningen av makro- och mikroalger.

Slutsatsen är att vi idag inte har något säkert svar på frågan om en minskning av fosforutsläppen från Ryaverket (från 0.4 till 0.3 mg/l) kommer att få positiva effekter på miljön, bara att det inte kan uteslutas. Indirekt har vi visat att Ryaverkets utsläpp av kväve och fosfor har effekt, men att effekterna av dessa utsläpp inte kan separeras. Att inte säkert kunna påvisa en effekt av fosfor är dock inte det samma som att påstå att fosfor inte har en effekt. En eventuell effekt kan dessutom vara lokal i tid och/eller rum. Att inte kunna utesluta en effekt bör med användande av försiktighetsprincipen leda till att man genomför reduktion av både fosfor och kväve vid Ryaverket så långt det är ekonomiskt möjligt. Om en utbyggnad av fosforrening sker bör en noggrann studie påbörjas som kan svara på frågan om utbyggnaden har en effekt eller inte. Det är viktigt att en sådan studie kan påbörjas så tidigt som möjligt, innan reningsåtgärden är genomförd.

Referenser

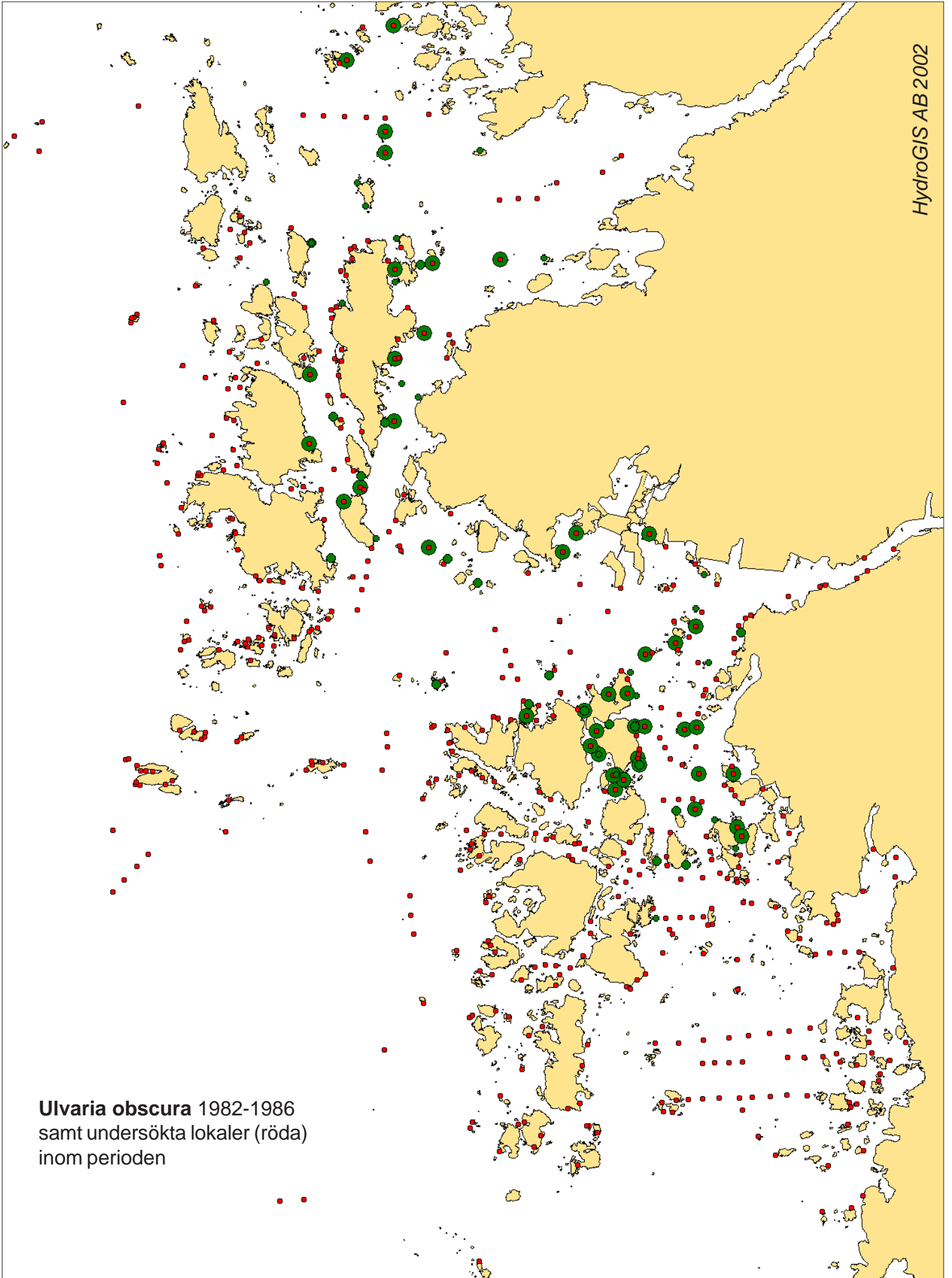
- Axe, P., Andersson, L., Håkansson, B., Sahlsten, E., Ingemansson, A. 2004. Sammanställning och utvärdering av hydrografiska mätningar längs Bohuskusten. Bvuf. SMHI rapport 2004:57.
- de Jonge, V. N. 2002. Causes, historical development, effects and future challenges of a common environmental problem: eutrophication. *Hydrobiologia* 475-476: 1-19.
- Eilola, K. 2001. Shallow bay model: case studies. Projekt, EU Life algae, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Rapport nr 2001:50.
- Eilola, K., Stigebrandt, A. 2001. Modelling filamentous algae mats in shallow bays. Projekt, EU Life algae, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Rapport nr 2001:38.
- Ekholm, P., Krogerus, K. 2003. Determining algal-available phosphorus of differing origin: routine phosphorus analyses versus algal assays. *Hydrobiologia* 492: 29-42.
- Eriksson, B. K., Johansson, G., Snoeijs, P. 2002. Long-term changes in the macroalgal vegetation of the inner Gullmar Fjord, Swedish Skagerrak coast. *J. Phycol.* 38: 284-296.
- Gullström, M., Baden, S., Pihl, L., Rosenberg, R. 2001. The decline of seagrass (*Zostera marina*) along the Swedish west coast. Abstract inom: Summary & abstracts of the EU life algae Programme Conference 2001. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. Sida 53.
- Isaeus, M., Stålnacke, P., Stenström, P., Magnusson, J. & Norderhaug, K-M. 2005. Utredning kring effekterna av ett minskat utsläpp av fosfor från Ryaverket. NIVA, Rapport LNR 4947-2005, Bohuskustens vattenvårdsförbund.

- Jenneborg, L.-H. 1998. Marinbiologisk kontroll: Ålgräsvegetationen inom Göteborgs kommun. Miljöförvaltningen Göteborgs stad. HydroGIS AB rapport 176. 10 sidor.
- 2000a. Ålgräsvegetationen i Göteborgs kustvattenområden. Miljöförvaltningen Göteborgs stad rapport 2000:3. HydroGIS AB rapport 208.
 - 2000b. Marinbiologisk undersökning – Kvävereningens inverkan på bottenarna i Göteborgs norra skärgård: en jämförelse av undersökningar utförda inom perioden 1996-1999. Gryaab. HydroGIS AB rapport 226. 20 sidor.
 - 2001. Uppföljning av kvävereningens inverkan på bottenarna i Göteborgs norra skärgård. Gryaab. HydroGIS AB rapport 241. 23 sidor.
 - 2002. Marina indikatorarter: Kvantitativ utbredning av marina alger inom Göteborgs skärgård. Miljöförvaltningen Göteborgs stad rapport 2004:4. HydroGIS AB rapport 289.
 - 2003. Marinbiologisk undersökning, Projekt "Säkra farleder"-känsliga vikar: Muddringens inverkan på grunda bottenar inom Göteborgs skärgård. Göteborgs hamn AB/ Sjöfartsverket. HydroGIS AB rapport 339. 15 sidor.
 - 2004. Utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda bottenar utmed Bohuskusten år 2003. Bvuf. HydroGIS AB rapport 345. 18 sidor.
 - 2005. Utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda vikar utmed Bohuskusten år 2004. Bvuf. HydroGIS AB rapport 380. 20 sidor.
- Johansson, G., Eriksson, B. K., Pedersen, M., Snoeijs, P. 1998. Long-term changes of macroalgal vegetation in the Skagerrak area. *Hydrobiologia* 385: 121-138.
- Moksnes, P.-O., Pihl, L. 1995. Utbredning och produktion av fintrådiga alger i grunda mjukbottensområden i Göteborgs och Bohus län. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, 1995:10. 15 sidor.
- Nelson, T. A., Lee, A. 2001. A manipulative experiment demonstrates that blooms of the macroalga *Ulvaria obscura* can reduce eelgrass shoot density. *Aquat. Bot.* 71: 149-154.
- Nilsson, H. C., Pihl, L. 2002. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 2002. Bvuf. Marine Monitoring AB. 11 sidor.
- Pihl, L. 2001. Effekter av fintrådiga alger på rekrytering av rödspotta: en numerisk modell. Projekt, EU Life algae, Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län, Rapport nr 2001:44.
- Pihl, L., Svensson, A. 1996. Utbredning och biomassa av fintrådiga alger i grunda mjukbottensområden i Göteborg och Bohus län under 1995. Länsstyrelsen i Göteborgs och Bohus län. 11 sidor.
- Pihl, L., Svensson, A., Nilsson, H. C. 2000. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 1998-1999. Bvuf. Marine Monitoring AB. 12 sidor.
- 2002. Förekomst, utbredning och biomassa av fintrådiga grönalger i grunda mjukbottenområden i Bohuslän under 2001. Bvuf. Marine Monitoring AB. 11 sidor.
- Pihl, L., Svensson, A., Moksnes, P.-O., Wennhage, H. 1999. Distribution of green algal mats throughout shallow soft bottoms of the Swedish Skagerrak archipelago in relation to nutrient sources and wave exposure. *J. Sea Res.* 41: 281-294.
- Quinn, G. P., Keough, M. J. 2002. Experimental design and data analysis for biologists. Cambridge University Press, Cambridge.
- Rosenberg, R., Elmgren, R., Fleischer, S., Jonsson, P., Persson, G., Dahlin, H. 1990. Marine eutrophication case studies in Sweden. *Ambio.* 19: 102-108.

- Selmer, J-S., Rydberg, L. 1993. Effects 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.
- Stenberg, M., Samuelsson, O., Göransson, C-G. 2000. Alternativa kompletterande reningsmetoder och dess miljökonsekvenser. Gryaab, Miljöutredning Ryaverket. VBB Viak.
- Sundbäck, K., Miles, A., Hulth, S., Pihl, L., Engström, P., Selander, E., Svenson, A. 2003. Importance of benthic nutrient regeneration during initiation of macroalgal blooms in shallow bays. Mar. Ecol. Prog. Ser. 246: 115-126.
- Söderström, J. 1986. Kustvattnet i Göteborgsregionen 1982-84: en analys av tre års hydrografisk-kemiska och biologiska undersökningar. Länsstyrelsen i Göteborg och Bohus län, 1986:5. 79 sidor.

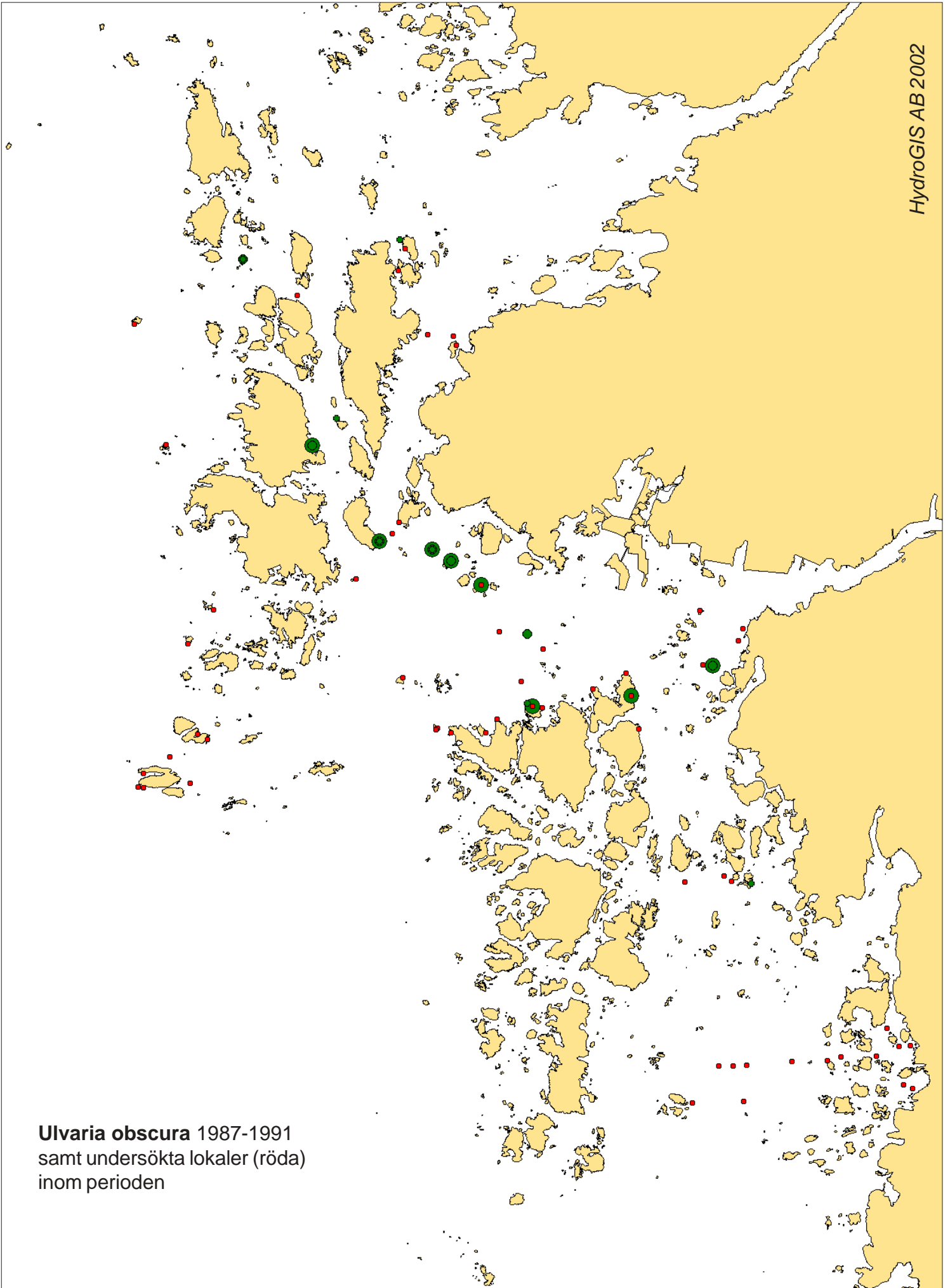
Bilagor

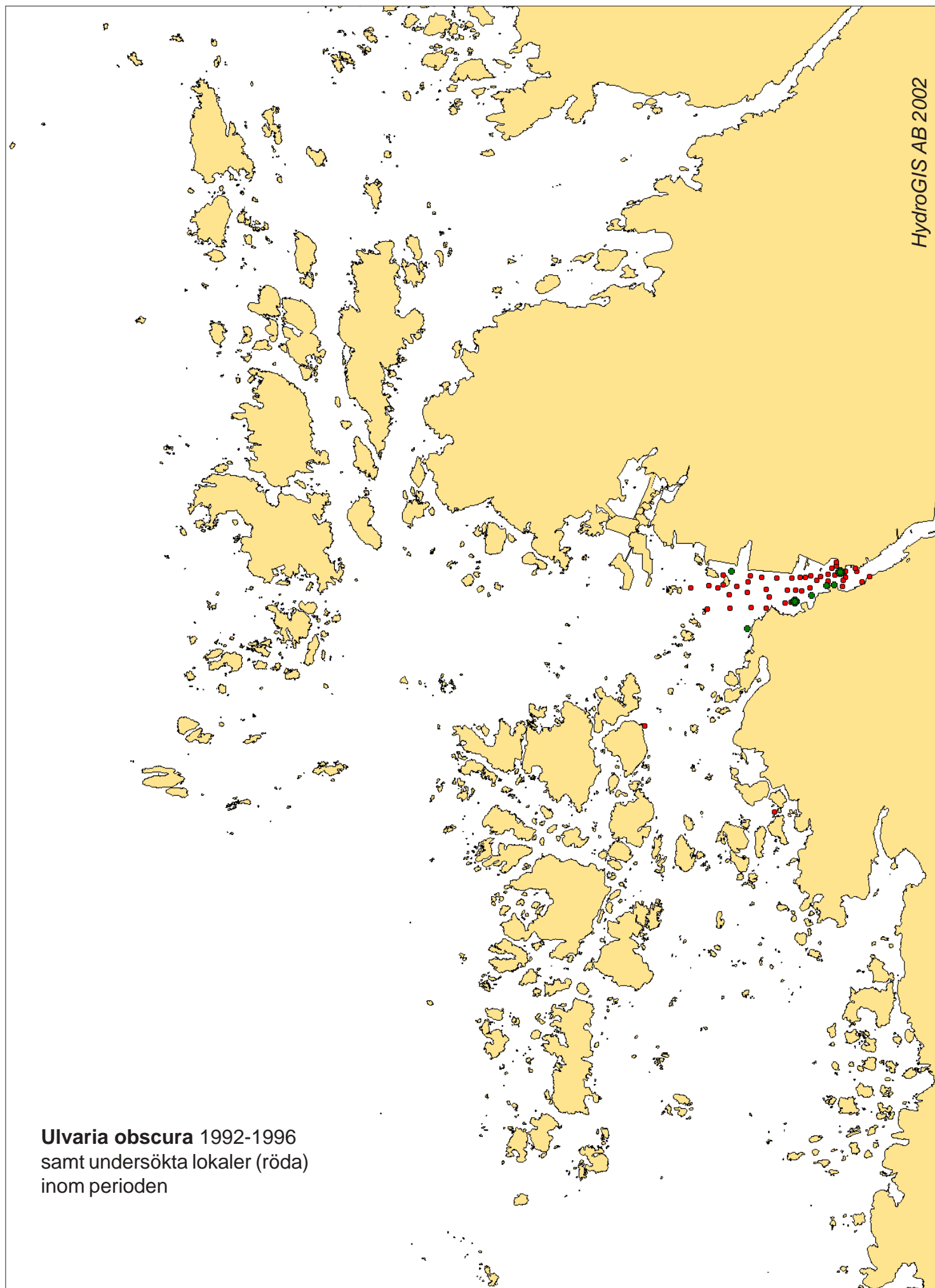
1. Utbredning av grönalgen *Ulvaria obscura* inom Göteborgs skärgård under tidsperioden 1982-1986
2. Utbredning av grönalgen *Ulvaria obscura* inom Göteborgs skärgård under tidsperioden 1987-1991
3. Utbredning av grönalgen *Ulvaria obscura* inom Göteborgs skärgård under tidsperioden 1992-1996
4. Utbredning av grönalgen *Ulvaria obscura* inom Göteborgs skärgård under tidsperioden 1997-2001



Ulvaria obscura 1982-1986
samt undersökta lokaler (röda)
inom perioden

Ulvaria obscura 1987-1991
samt undersökta lokaler (röda)
inom perioden





Ulvaria obscura 1992-1996
samt undersökta lokaler (röda)
inom perioden

Ulvaria obscura 1997-2001
samt undersökta lokaler (röda)
inom perioden

