LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN

Sedimentens roll för näringsomsättningen grunda vikar i norra Stigfjorden, Orust

Rapport 2012:34

Rapportnr: 2012:34

ISSN: 1403-168X

Projektledare: Carina P Erlandsson
Författare: Pia Engström, KVA, Kristina Sundbäck, Institutionen för Marin ekologi, Göteborgs universitet och Christian Alsterberg, Institutionen för Marin ekologi, Göteborgs universitet

Omslagsbild: Christian Alsterberg

Rapporten finns som pdf på www.lansstyrelsen.se/vastragotaland under Publikationer/Rapporter

Förord

Ett flertal regeringsuppdrag under åren 2007-2009 gavs till Länsstyrelsen i Västra Götalands län och Vattenmyndigheten i Västerhavets vattendistrikt för att minska näringsämnestillförseln och därmed motverka övergödning av Västerhavet: ”Finn de områden som göder havet mest” (regeringsbeslut 26, 2006), ”Inventera behovet av och möjligheterna till restaurering av övergödda havsvikar och kustnära sjöar i Västerhavets vattendistrikt” (regeringsuppdrag 51b, 2007), ”Minskad påverkan på havsmiljön från enskilda avlopp” (regeringsuppdrag 51c, 2007). Inom regeringsuppdragen pekades det ut områden med högst näringsämnesbelastning, men även övergödningskänslighet.

Stigfjorden/Kalvöfjorden mellan Orust och Tjörn pekades ut som ett näringsämnesbelastat område med hög känslighet. Flera åtgärdsinsatser görs nu för att minska näringsämnesbelastningen från avlopp och jordbruk till Stigfjorden (Länsstyrelsen Rapport 2010: 46 ”Åtgärdsprogram för näringsbegränsning inom Stigfjordens och Kalvöfjodens avrinningsområden”). I detta projekt har vi gjort en baslinjestudie av omsättningen av näringsämnen i norra Stigfjorden för att bättre kunna bedöma effekterna av planerade åtgärder för minskad tillförsel av kväve och fosfor till fjorden.

Rapporten redovisar en studie om de grunda sedimentbottnarnas funktion för näringsomsättningen i norra Stigfjorden och gjordes i mars-september 2011, med tre mer omfattande mätningar i maj/juni, juli och september.

Projektet har genomförts av Göteborgs Universitet, Institutionen för Marin Ekologi och Kungliga Vetenskapsakademin på uppdrag av Länsstyrelsen i Västra Götalands län

Uppdraget

För att bättre förstå hur en minskad näringsämnestillförsel kommer att påverka övergödningssituationen i Stigfjorden/Kalvöfjorden och även kunna följa effekterna av genomförda åtgärder har en baslinjestudie gjorts. I denna studie har viktiga processer för omsättningen av näringsämnen i fjorden mätts, med fokus på grunda havsbottnars roll som källa/sänka för näringsämnen, och därigenom deras roll i det s.k. ”kustfiltret” i transporten av näringsämnen mellan land och hav (se t ex McGlathery m. fl., 2007).

Då sedimenttyp, och framför allt typen av primärproducenter, i hög grad avgör sedimentets funktion som sänka/källa för närsalter valde vi ut tre olika sedimenthabitat: sediment dominerat av 1) kiselalgsmattor, 2) cyanobakteriemattor och (3) ålgräs. Utbytet av kväve (N), fosfor (P) och kisel (Si) mellan sediment och vatten, samt kvävefixering (reduktion av kvävgas till ammonium), denitrifikation och produktion av ektoenzymer (för att bryta ner organiskt kväve och fosfor) valdes ut som lämpliga mätvariabler (Tabell 1). Särskilt studerades utbredningen av bottenlevande cyanobakteriemattor. Då dessa kan antas kunna (i motsats till andra primärproducenter) fixera kvävgas, begränsas de inte av halten av löst oorganiskt N (nitrat, ammonium) utan kan i stället tillföra N till systemet (se Inledning). Därför studerades

förekomst av cyanobakteriemattor och en kartläggning av vilka bottentyper som dominerade i fjorden.

Data skall användas till en oceanografisk-biologisk modell för omsättningen av vatten och näringsämnen i området där det horisontella och vertikala (sediment–vatten) utbytet av näringsämnen beskrivs både på områdesskalan (fjord) och den mindre vik-skalan och där hänsyn tas till olika ekologiska system inom modellområdet. Budgetar för näringsämnen på båda skalorna ger kunskap om de viktigaste källorna/sänkorna och vilka källor som är mindre viktiga för situationen i området.

Förord 1

1. Inledning 4
1.1. Bakgrund 4
1.2. Kvävecykeln 5

2. Metoder 8
2.1. Kartering 8
2.2. Sedimentprovtagning 8
2.3. Mätning av flödet (fluxen) av närsalter och syre 10
- mellan sediment och vatten 10
2.4. Denitrifikation 11
2.5. Kvävefixering 11
2.6. Enzymaktivitet 12

3. Resultat 13
3.1. Kartering 13
3.2. Sedimentens mikroalgsmattor 15
3.3. Syrefluxer: primärproduktion och trofistatus 16
3.4. Närsaltsflöden: Belysta sediment 17
– sänka eller källa 17
3.5. Kvävefixering 21
3.6. Denitrifikation 21
3.7. Enzymaktivitet 22

4. Sammanfattning och slutsatser 24

Referenser 28
Appendix A 30

1. Inledning

1.1. Bakgrund

En stor del av de åtgärder som utförs för att motverka övergödning i Stigfjorden inriktar sig på att minska närsaltstillförseln från land (Länsstyrelsen Rapport 2010:46). För att kunna följa vad en minskad närsaltstillförsel har för effekt och utvärdera om det är ett effektivt sätt att minska övergödningen i Stigfjorden ville man veta mer om näringsämnesomsättningen i fjorden och vilka faktorer som reglerar källor och sänkor av närsalter som kväve, fosfor och silikat. En fråga som har kommit upp angående Stigfjorden är hur stor betydelse kvävefixerande cyanobakteriemattor har för tillförsel av kväve till området. Kan de motverka de åtgärder som görs?

Kvoter av närsalter styr

Tillväxten av alger och cyanobakterier styrs av kvoten mellan tillgängligt kväve (N) och fosfor (P) och den optimala N:P kvoten i havet anses vara 16:1 på molbasis (den s.k. Redfield-kvoten). Enkelt uttryckt begränsar N vid kvoter under 16 och P vid kvoter över 16. Kvoten kan variera kraftigt med årstid och plats. För att beskriva vilket ämne som generellt begränsar primärproduktionen i ett havsområde använder man vanligen N:P kvoten för ytvatten på vintern, då halterna är som högst. Just frågan om begränsande närsalter och åtgärder mot eutrofiering har debatterats livligt i årtionden när det gäller framför allt Östersjön med sina stora cyanobakterie-blomningar på sommaren (Formas Fokuserar 2006: Östersjön–hot och hopp). Då många cyanobakterier kan fixera kväve i formen N_2, menar man att fosforn är det mest begränsande näringsämnet för deras tillväxt. Cyanobakterieblomningarna i Östersjön består av pelagiska arter som lever uppe i vattenmassan medan de mattor av cyanobakterier som förekommer i Stigfjorden är bottenlevande och bildar ett tunt skikt, en s.k. mikrobiell matta, på sedimentytan.

Vilket näringsämne som är mest begränsande för primärproduktionen varierar bl. a beroende på vilka arter som dominerar. Det finns en skillnad mellan Östersjön och Västerhavet; på den svenska västkusten begränsas algernas tillväxt generellt av kväve och man fokuserar mycket på kväve som det övergödande ämnet. I Östersjön är situationen mer komplex då både kväve och fosfor kan vara begränsande. De typiska sommarblomningarna av de kvävefixerande, ofta giftiga, cyanobakterierna i plankton begränsas av fosfor och inte av kväve. En tolkning (dock inte den enda) är att en omfattande kväverening kan gynna cyanobakterier eftersom de då har en konkurrensfördel i och med förmågan att fixera kvävgas. Dock är det mer komplicerat än så; det verkar vara gynnsammare (mindre kostsamt) för cyanobakterier att utnyttja löst oorganiskt kväve (ammonium och nitrat) än att producera enzymet nitrogenas för att kunna fixera N_2. Detta betyder att de fixerar kväve bara när det ger en nödvändig konkurrensfördel mot andra organismer och tillgången på kväve styr om de kvävefixerar eller inte. Planktonblomningar av cyanobakterier finns inte på västkusten och de *bottenlevande* cyanobakteriesamhällena som

behandlas i denna rapport vet man ännu rätt lite om speciellt när det gäller den svenska västkusten.

Grunda områden fungerar som närsaltsfilter.

Norra Stigfjorden och särskilt del som kallas Kalvöfjorden, är ett grunt område som förutom en smal ränna (6-8 m djup) in i Kalvöfjorden aldrig är djupare än 3 m (Fig. 3). Bottnar som ligger på 3 m djup och grundare domineras av fotosyntetiserande organismer, primärproducenter som tång, sjögräs och mikroalgsmattor som effektivt tar upp växtnäring. Grunda havsområden är ofta närsaltsfilter och fungerar som buffertzon i transporten av växtnäring från land till hav. Denna förmåga att kunna filtrera bort näring är kopplat till ljusförhållanden och upprätthållandet av en hög fotosyntes.

Man vet mycket lite om utbredningen av bottenlevande cyanobakteriemattor längs Sveriges kuster och om de fixerar kväve överhuvudtaget. Utbredning av cyanobakteriemattor och kvävefixering undersöktes därför som en del i denna studie.

Projektet har:

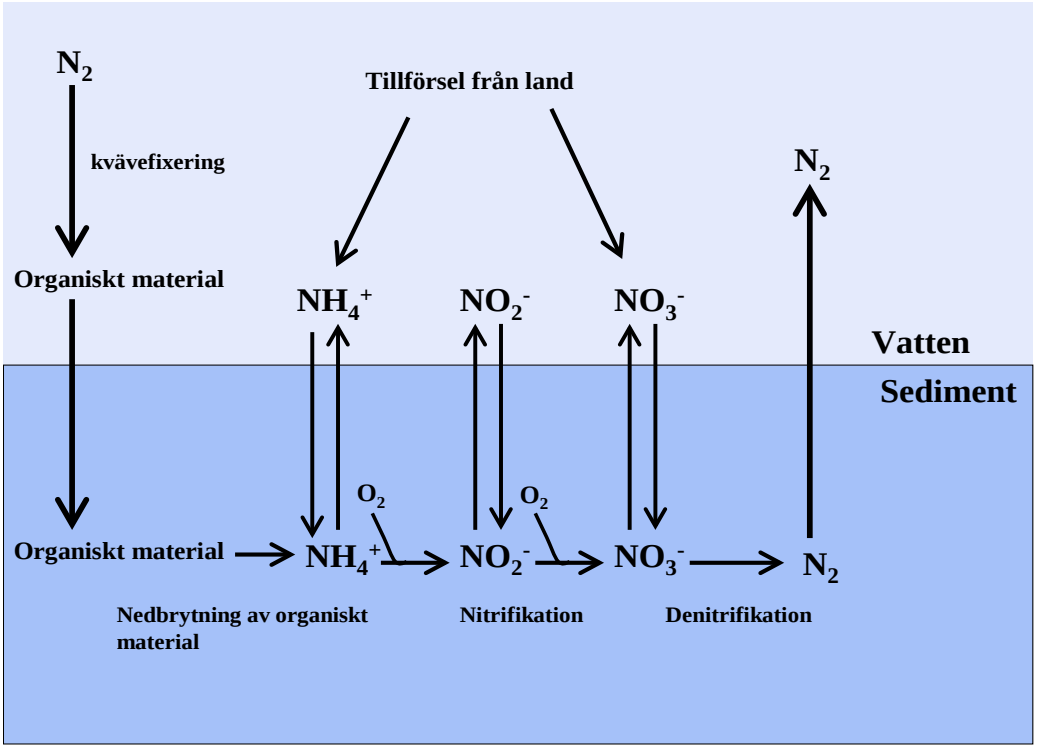
• *Kartlagt vilka bottentyper som dominerar norra Stigfjorden/Kalvöfjorden*

• *Studerat närsaltsomsättningen på tre olika bottentyper: sediment med cyanobakteriemattor, med kiselalgsmattor, och sediment där det finns ålgräs.*

• *Kartlagt utbredningen av cyanobakteriemattor och uppskattat deras potential för kvävefixering och deras roll för kväveomsättningen i sedimentet.*

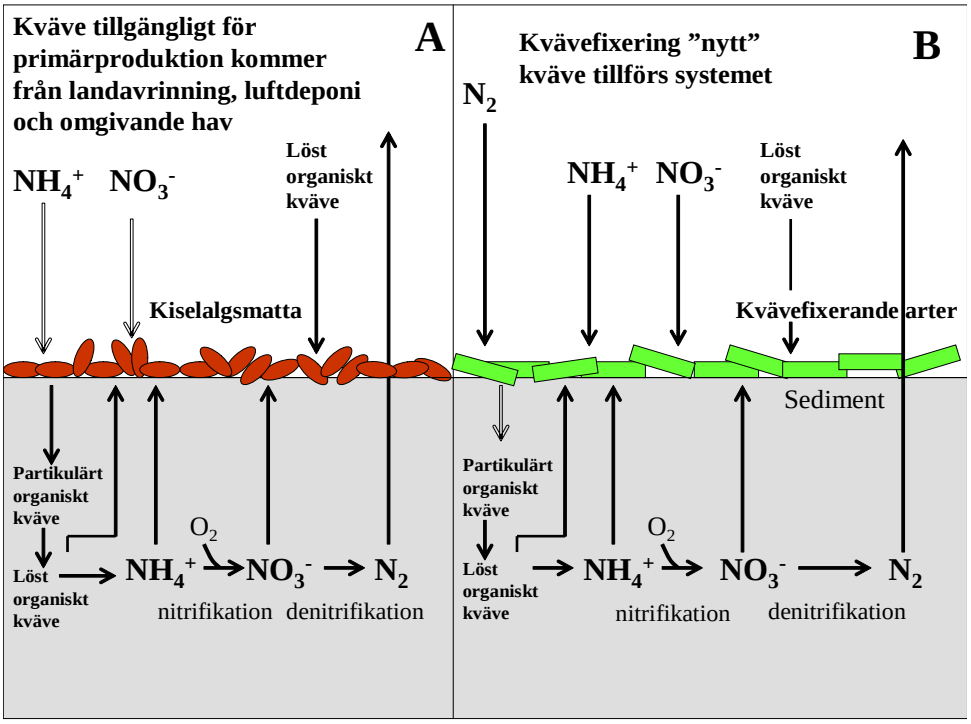
1.2. Kvävecykeln

Kväve i den form som är lätt för växter, alger och bakterier att ta upp är ammonium (NH_4^+) och nitrat (NO_3^-). Ammonium frigörs när organiskt material bryts ner och i alla miljöer där det finns syre oxideras ammonium till nitrat av bakterier som utnyttjar den energi som frigörs i reaktionen. Det mesta av den luft vi andas består av kväve (ca 80%), trots det är kvävet ofta det näringsämne som begränsar tillväxten av växtplankton i havet. I Västerhavet anser man att det framförallt är en ökad tillförsel av kväve som ansvarar för övergödningen (Naturvårdsverket Rapport 5509). Denna paradox förklaras av att det kväve som finns i luft förekommer i form av kvävgas, en form som bara ett fåtal bakterier har möjlighet att utnyttja för sin tillväxt. Cyanobakterier är den mest välkända grupp organismer som kan fixera kvävgas och omvandla det till en tillgänglig form såsom ammonium eller nitrat.



Figur 1. Schematisk översikt av kvävecykeln med kvävefixering och landavrinning som tillför kväve till ekosystemet och denitrifikation som fungerar som havets naturliga kväverening. Denna bild visar ett djupare sediment (>30 m) där det inte finns några mikroalgsmattor på grund av brist på ljus och hela kvävecykeln styrs av bakterier.

I kustnära marina sediment förbrukas allt syre i den översta centimetern. Där det finns grävande eller rörbyggande djur, tränger syret lokalt längre ner vid gångarna och rören. Under det översta syresatta skiktet används nitrat för att oxidera organiskt kol och nitratet reduceras därmed till kvävgas. Denna reaktionsväg heter denitrifikation och är en av de viktigaste processer som för bort kväve från havets ekosystem (Fig. 1).



Figur 2. Schematisk bild av kvävecykeln på två olika habitat i en grund havsvik; (A) ett sediment med mikroalgsmatta som domineras av kiselalger, där kvävet till primärproduktionen kommer från ammonium, nitrat och löst organiskt kväve. (B) Ett sediment som domineras av kvävefixerande cyanobakterier. Kvävetillförsel kommer från en ny källa som inte kan regleras med kvävebegränsande åtgärder eftersom luften är en nästan oändlig källa för kvävgas (luft består till 80% av N_2). I det underliggande sedimentet mineraliseras organiskt material till löst organiskt kväve (DON) och vidare till ammonium. Ammonium kan snabbt tas upp direkt av bakterier och mikroalger men oxideras också till nitrat (nitrifikation), en form av kväve som lätt tas upp av alger. I syrefria miljöer reduceras nitrat till kvävgas genom den bakteriella processen denitrifikation, som för bort biotillgängligt kväve från ekosystemet och balanserar därmed tillförseln av kväve.

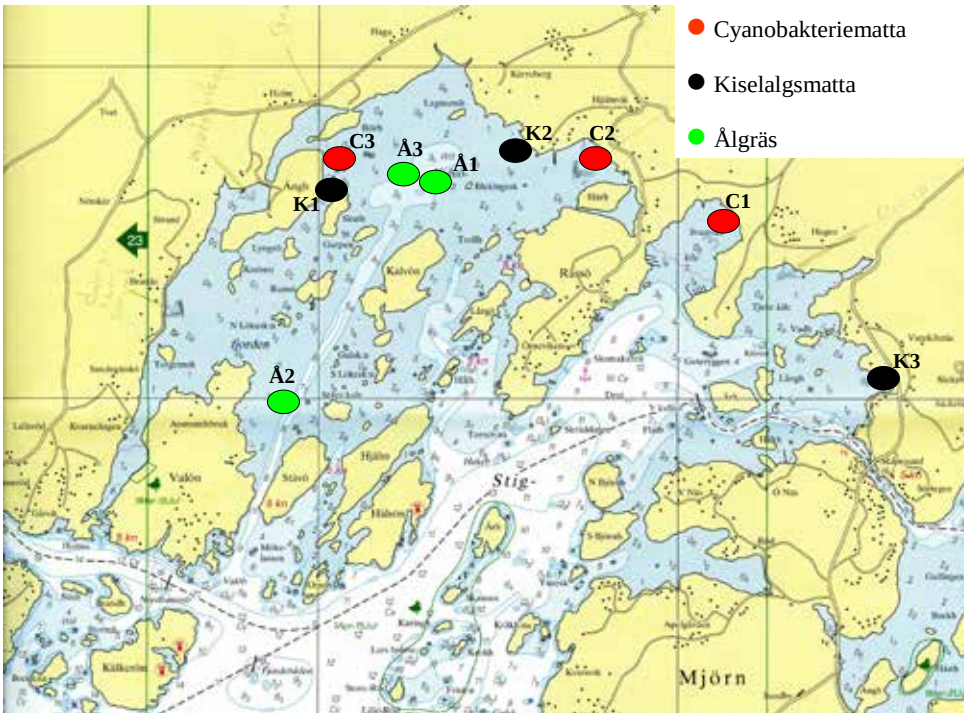
Normalt räknar man med att kvävefixering är underordnad andra källor i kustnära områden och brukar inte räkna med det som en kvävekälla. Undantag är de stora cyanobakterieblomningar som förekommer i Östersjön (Naturvårdsverket Rapport 5509). Kvävefixerande organismer gynnas av miljöer med låg tillgång på kväve men fortfarande tillräckligt mycket fosfor för att de ska kunna tillväxa. Grunda belysta bottnar domineras generellt sett av kiselalgsmattor men om kvävefixerande arter tar över ändras förutsättningarna och bottnarna kan gå från att vara närsaltsfilter till att bli källor för närsalter (Fig. 2).

Norra Bohuslän och Orust-Tjörn området har uppmärksammats som de mest övergödningskänsliga områdena på Västkusten (Erlandsson m. fl.; Rapport 2009; 56 Vattenmyndigheten Västerhavet). Utsläpp från undermåliga enskilda avlopp och avrinning från jordbruket anses vara de viktigaste närsaltskällorna till Stigfjorden.

2. Metoder

2.1. Kartering

Vid karteringen av Kalvöfjorden observerades botten från båt och kajak i juni och augusti 2011. Siktdjupet var högst 1-2 m och uttalanden om ålgräs mellan 2-3 m djup baseras därför på de 3 provtagningar som gjordes i juni, juli och september (då ålgrässediment samlades in med sedimenthämtare från båt; se Sedimentprovtagning). Vi studerade utbredningen av cyanobakteriemattor både vid kartering och provtagning.



Figur 3. Karta över norra Stigfjorden med alla provtagningsstationer inlagda.

2.2. Sedimentprovtagning

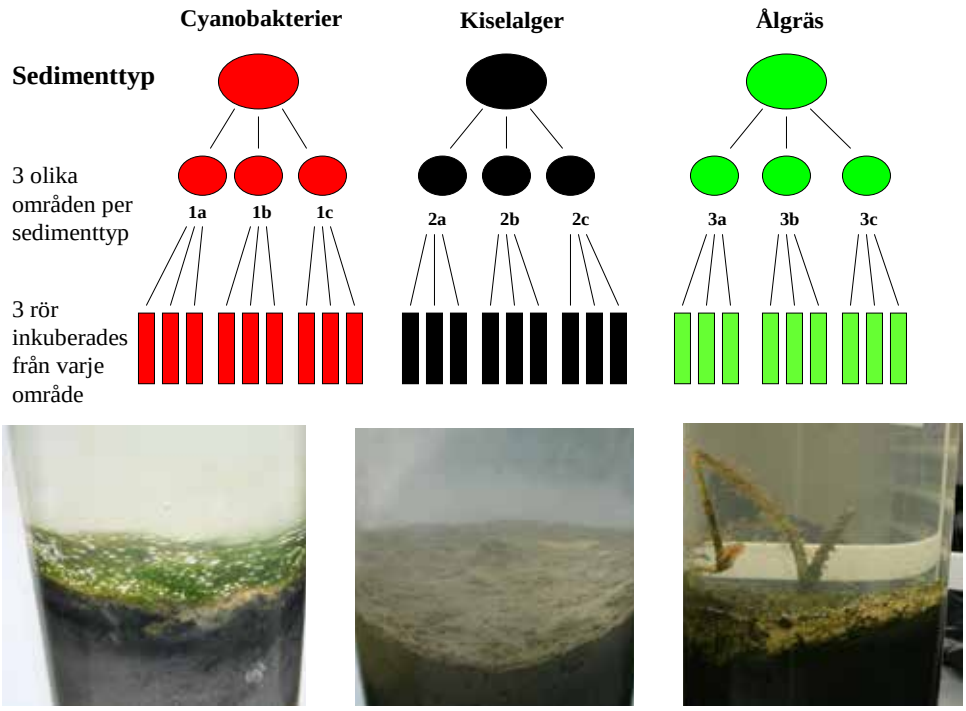
Tre omgångar fältprovtagningar, där både struktur och funktion studerades, genomfördes under sommaren 2011: en i månadsskiftet maj/juni, en i juli och en i september. Prover togs från tre olika sedimenttyper (cyanobakteriemattor, sediment med kiselalgsmattor och sediment i ålgräsängar och för varje sedimenttyp besöktes tre olika stationer/lokaler (Fig. 4). Sedimentrör från lokaler med cyanobakterier eller kiselalgsstationer togs från land medan ålgrässediment samlades in från båt (R/V Oscar von Sydow), med hjälp av en Olausen ”box-corer” (rektangulär huggare 30x30 cm, 1 m hög). Prov från ålgräsängarna, togs en annan dag än proven från de grundare områdena (därav två olika datum).

Provtagningsdesign

Ett hierarkisk provtagningsschema tillämpades för provtagning. Tre olika lokaler ”nestades” inom sedimenttyperna cyanobakterier och kiselalger. Valet av ålgrässediment begränsades till en och samma djupare ränna (Fig. 3).

Tabell 1. Översikt över de variabler som har analyserats i studien

	Maj			Juli			September		
	Cyanobakt.	*Kiselalger*	*Ålgräs*	*Cyanobakt.*	*Kiselalger*	*Ålgräs*	*Cyanobakt.*	*Kiselalger*	*Ålgräs*
C/N; Corg				X	X	X			
Chl a	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Porositet	X	X	X	X	X	X			
Närsalter (in situ)	X	X	X	X	X		X	X	X
Algsammansättning	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Syreflux	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Närsaltsflux	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Kvävefixering				X	X	X	X	X	X
Denitrifikation	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Enzymaktivitet	X	X	X				X	X	X



Figur 4. Provtagningsschema: Sedimentrör togs från 3 olika stationer per sedimenttyp (Fig. 3) med tre replikat (rör) i varje. Totalt inkuberades 9 sedimentrör från varje sedimenttyp för näringsämnesfluxer och syrefluxer och 9 rör för denitrifikation vid varje provtagningstillfälle. Studien omfattade 3 provtagningstillfällen (maj-juni, juli och september, 2011).

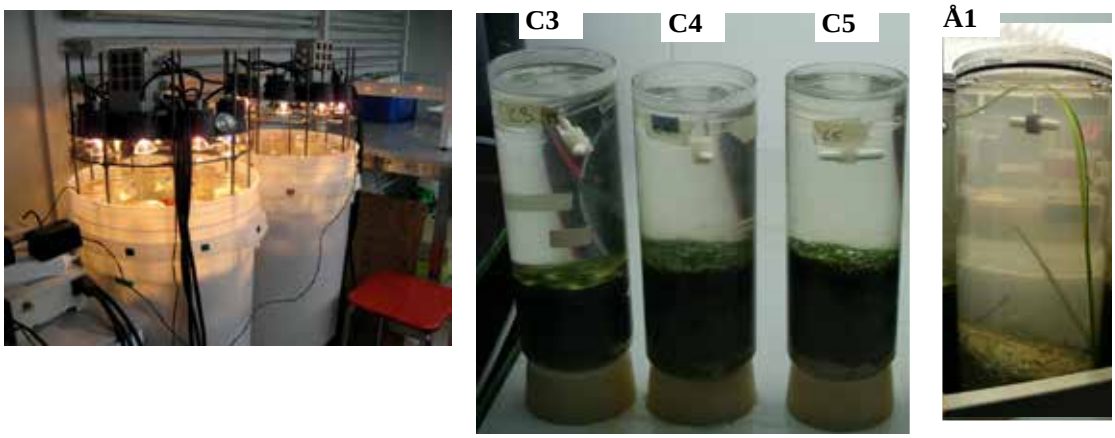
Porositet, organiskt kol (orgC), total-kol (TC) och total-kväve (TN) i sedimentets övre 0-1 cm bestämdes i prover som stansats ut med en 5 ml engångsspruta (diameter 12 mm). Ett prov från varje fluxrör torkades i 40°C i 3 dagar, för att kunna uppskatta porositeten vägdes proverna innan och efter torkning. Det torra sedimentet skickades sedan för analys av orgC, TC och TN på Stable Isotope Facility, University of California-Davis (http://stableisotopefacility.ucdavis.edu).

Mängden klorofyll i ytsedimentet (grovt mått på biomassan av mikroalger/cyanobakterier) mättes i de översta 3 mm tjocka skiktet (= den fotiska zonen i sediment) i proppar tagna med avkapad 5 ml engångsspruta (diameter 12 mm) från varje rör som använts i flödesinkuberingarna (se nedan) och proven bevarades frysta fram till analys. Klorofyllet analyserades med korrigering för nedbrytningsprodukter (pheopigment) (Lorenzen 1967). Standardkurva gjordes på klorofyll *a* extraherat från spenat (Sigma-Aldrich) löst i aceton.

Vid varje provtagningstillfälle på varje station studerades algsammasättningen i färskt (levande) material (se Fig. 3). Alla sedimentproppar fotograferades uppifrån och från sidan. Det senare för att se om mattan var skiktad (se 1.3.2).

2.3. Mätning av flödet (fluxen) av närsalter och syre - mellan sediment och vatten

Utbytet av oorganiska näringsämnen (ammonium, nitrat, fosfor och silikat) mellan sediment och ovanliggande vatten mättes i intakta sedimentkärnor genom att mäta förändring i koncentration i ovanliggande vatten över tiden (Fig 5). Flödena av näringsämnen mättes både i ljus och i mörker eftersom fotosyntesaktiviteten starkt påverkar fluxerna. Inkubationerna skedde under in situ temperatur och en ljusmängd (µmol fotoner m^{-2} s^{-1}) motsvarande medelvärdet för tidpunten (ljusvärden från SMHI). Närsaltsproven filtrerades (0.45 µm) och frystes (-20°C) fram till analys med kolorimetriska standardmetoder (TRAACs; Strickland & Parsons 1972). Konsumtion/produktion av syre mättes samtidigt som näringsämnesfluxerna, i samma rör. Syrekoncentrationen i ovanliggande vatten mättes med syrelektrod (Unisense OX-50) som var kalibrerad mot en Winklertitrerad standardkurva. Syremätningarna ger information om hastigheten i primärproduktion, samhällets respiration samt sedimentets trofistatus, dvs. huruvida sedimentet är nettoautotroft eller nettoheterotroft över dygnet, något som även avgör om sedimentet är generellt källa eller sänka för näringsämnen (Engelsen m. fl. 2008).



Figur 5. Den vänstra bilden visar flödesinkubation i termokontantrum. Bilden till höger visar exempel på de sedimentrör som näringsämnesfluxer och syrefluxer mättes i. Rören på bilden är från juliprovtagningen, cyanobakterier med innerdiameter 8 cm, 30 cm höga (C3-cyanobakterier 1, C4 och C5-cynaobakterier 2) och ålgräs med en innerdiameter på 18 cm, 50 cm höga, Å1-ålgräs 1. Se Fig. 3 för stationernas position.

2.4. Denitrifikation

Denitrifikation mättes i sedimentrör (6 cm diameter, provtagning efter samma schema som i Fig. 4) med en metod som baseras på isotopparningsteknik (Nielsen 1992). I denna metod tillsätter man nitrat inmärkt med den stabila isotopen ^{15}N och mäter sedan isotopsammansättningen i den kvävgas som produceras. Bestämning av $^{29/30}N_2$ gjordes med gaskromatografi-masspektrometri på Stable Isotope Facility, University of California-Davis (http://stableisotopefacility.ucdavis.edu).

2.5. Kvävefixering

Kvävefixering mättes i ytsediment (0-1 cm) genom att tillsätta acetylen och sedan mäta reduktion till etylen (Capone 1988). Teorin bakom metoden grundar sig på att det enzym som fixerar kvävgas inte kan skilja på kvävgas och acetylen som båda är små molekyler med trippelbindningar. Finns det aktiv kvävefixering i sedimentet reduceras därför tillsatt acetylen till etylen. Prover för kvävefixering samlades in från alla stationer under ordinarie provtagningar juli och september. 50 ml ytsediment (0-1 cm) från varje station homogeniserades och 3-4 g (exakt vikt bestämdes för varje prov) placerades i 6 ml gastäta flaskor (Exetainers) med ett gummisepta i locket. Flaskorna fylldes sedan med filtrerat/autoklaverat havsvatten så att de innehöll 5 ml vatten/sedimentblandning och 1 ml gasfas (luft). Flaskorna stängdes och 450 µl acetylengas tillsattes genom septat med en gastät spruta. Sedimentet inkuberades i en tidsserie med 5 flaskor för varje station. Inkubationerna stoppades med 0.1 ml 7M $ZnCl_2$ jämnt fördelat över tiden i 2 dygn. Filtrerat och autoklaverat havsvatten användes som blank och inkuberades under samma tidsintervall. Koncentrationen av etylengas i proverna analyserades med gaskromatografi med hjälp av Hanna Farnelid på Linnéuniversitetet i Kalmar. Beräkningar av kvävefixeringshastigheten baserades på antagandet att reduktion av acetylen till etylen sker 3 ggr så snabbt som reduktion av N_2 till

NH_3. Förklaringen är att den första reaktionen kräver 2 elektroner medan kvävefixering förbrukar 6 stycken (Stewart 1967).

2.6. Enzymaktivitet

Som ett mått på om mikroalgsmattan i ytsedimentet begränsades av kväve och/eller fosfor togs prover från de övre 2 mm sediment från varje rör där man mätt näringsämnesflux, och aktiviteten hos de hydrolytiska ektoenzymerna leucin-aminopeptidas och alkalin-fosfatas mättes. Aktiviteten av dessa enzymer, som bryter ner organiska former av N respektive P, ökar när det är brist på lättillgängliga oorganiska former av dessa ämnen och mätningen kan därför ge en uppfattning om N och P begränsning. Principen är att man tillsätter substrat som fluorescerar när de bryts ner av enzymerna (Hoppe 1993, Sundbäck m. fl. 2011). Det är enklare för mikroorganismer att ta upp oorganiskt kväve (ammonium, nitrat) och fosfor (fosfat) och därför indikerar en hög enzymaktivitet, dvs god förmåga att bryta ner dess organiska former, en brist i tillgången på oorganiskt kväve och fosfor.

Tjockleken på proverna begränsades av att det var mycket sulfid precis under cyanobakteriemattorna och även nära ytan i ålgräs-sedimenten. För att undvika att enzymaktiviteten skulle hämmas av sulfid i proverna togs prov bara i de övre 2 mm.

3. Resultat

3.1. Kartering

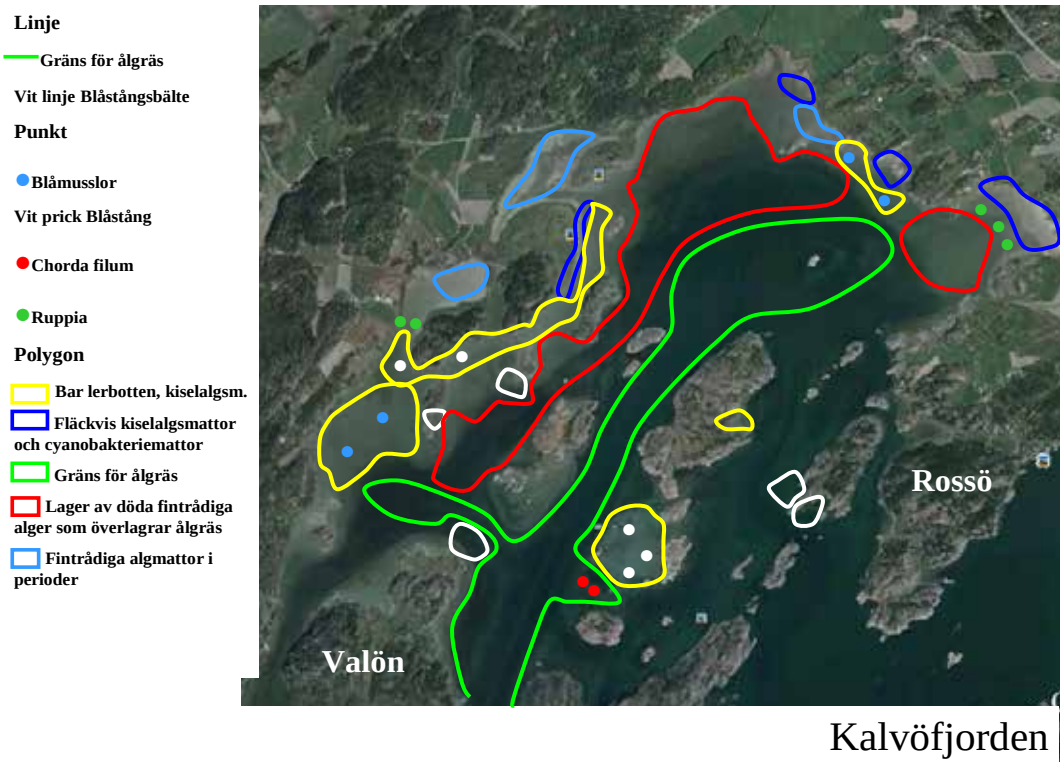
Det fanns väl utvecklade cyanobakteriemattor på ett flertal ställen under hela perioden maj-september (Fig. 6). De flesta observationerna är från sediment nära strandkanten och sträcker sig ca 40 m ut från stranden. Mattorna var ofta torrlagda vid lågvatten. I juli fanns det cyanobakteriemattor även i de rör som togs på ålgrässtationerna. Cyanobakteriemattor observerades i 4 av totalt 9 rör, och de fanns på samtliga tre ålgrässtationer. I maj och september observerades inga cyanobakteriemattor bland ålgräset.

Längs med stränderna var det till stor del ”bart sediment” där kiselalgsmattor dominerade och på ett flertal ställen växte tjocka blågröna cyanobakteriemattor fläckvis. Kiselalger och cyanobakterier samsades ofta i samma matta. De vandrar vertikalt i sedimentet beroende på ljusförhållanden; vid starkt solljus lägger sig cyanobakteriemattan under kiselalgsmattan och vid molnig väderlek kryper de upp till ytan och man kan se en tydlig grön matta. I praktiken betyder detta att det är svårt att i fält bedöma vilken typ av mikrobiell matta man ser (se vidare 1.3.2).

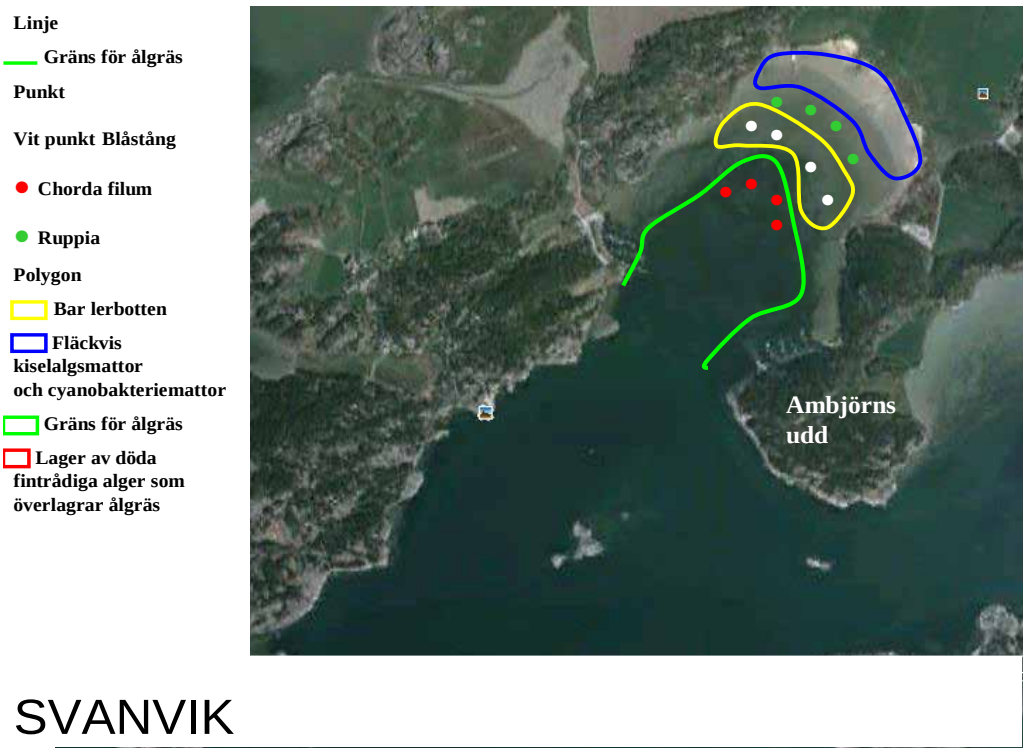
Bilden visar en cyanobakteriematta vid lågvatten i Svanvik. Bilden togs i juli 2011, ca 10 m från strandkanten.

Ålgräset var utbrett i Kalvöfjorden. Det fanns generellt sett mellan 1-3 m djup men stora områden bestod av ålgräs övervuxet av fintrådiga alger. I norra delen som påverkas av utflödet från Hagaån och Kärrebergsån dominerades stora delar av botten av tjocka mattor med fintrådiga makroalger.

Nära Hagaåns och Kärrebergsåns utflöde fanns det områden med mycket sulfidrika sediment som var täckta av ett tjockt lager (1-2 dm) gulbruna mattor bestående av fintrådiga makroalger. Det var även svavelväte i sedimentet precis under cyanobakteriemattorna och på de stationer vi tog ålgräs.



Figur 6A. Kartering av Kalvöfjorden sommaren 2011.



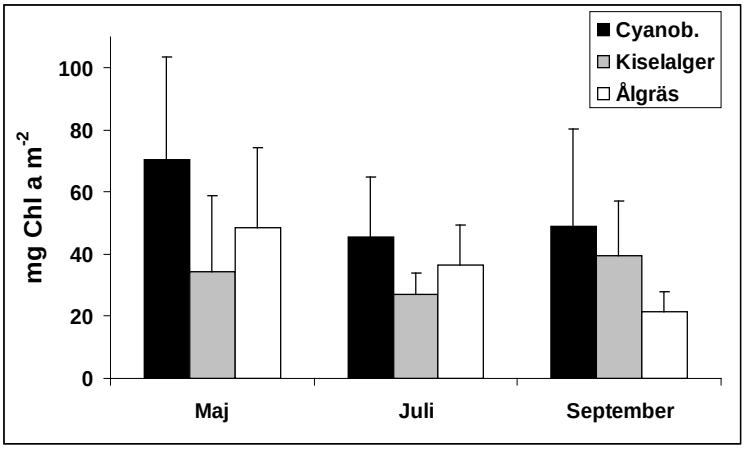
Figur 6B. Kartering över Svanvik sommaren 2011.

3.2. Sedimentens mikroalgsmattor

Koncentrationen av klorofyll *a* (Chl *a*) i det översta 3 mm av sedimentet används här som mått på mängden algbiomassa. På grund av stora variationer i klorofyllhalten mellan vikarna/lokalerna fanns ingen statistiskt signifikant skillnad mellan sedimenttyperna (Fig. 7). De högsta Chl *a*-värdena fanns dock i cyanobakteriemattorna och det lägsta värdet i ålgrässedimentet i september. Generellt är de uppmätta Chl *a* värdena typiska för grunda sedimentbottnar, dvs. varken extremt höga eller låga (jfr t ex Engelsen m. fl. 2008).

Algprover togs även tidig vår (slutet av mars 2011) och då dominerades alla bentiska mikroalgssamhällen av kiselalger, även på de platser där det föregående höst funnits välutvecklade mattor av cyanobakterier (Ulvestad 2011). Cyanobakteriemattorna började utvecklas i början av april och de bildade tjocka mattor redan i maj. Deras senare förekomst på våren beror delvis på att cyanobakterier behöver högre temperaturer än kiselalger, vilka trivs också i kallt vatten på vintern. Välutvecklade cyanobakteriemattor fanns ända till den sista provtagningen i september och kan finnas ända in i november i provtagningsområdet (Ulvestad 2011). Cyanobakteriemattorna dominerades av trådformiga arter av släktena *Oscillatoria*, *Lyngbya* och *Microcoleus*, vilka alla saknar heterocyster (speciella celler för N-fixering) men de är ändå potentiella kvävefixerare (Stal & Krumbein 1987, Severin & Stal 2008, Bolhuis m. fl. 2010). Det intressanta var att cyanobakteriemattor också påträffades i ålgräsängarna. Kiselalgsmattorna dominerades av typiska rörliga bentiska kiselager samt fastsittande diatomeer på sedimentpartiklar, men även rörformande kiselalgskolonier förekom.

Cyanobakteriemattorna innehöll alltid även kiselalger, som utgjorde grovt 10-50% av den totala algbiomassan. Mattorna var ofta skiktade med kiselalger på sedimentytan och cyanobakterier (som kräver mindre ljus) lite längre ner. Väl inne i laboratoriets svagare ljus förvandlas ofta bruna kiselalgsmattor till blågröna mattor genom att cyanobakterierna vandrar upp till ytan. En mer detaljerad redogörelse för artsammasättningen kan vid behov lämnas av Kristina Sundbäck, Institutionen för biologi och miljövetenskap, Göteborgs universitet.



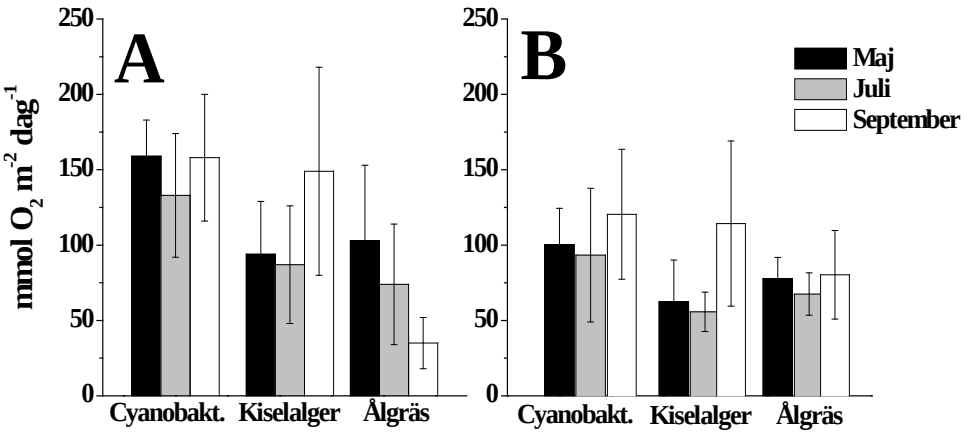
Figur 7. Koncentrationen av klorofyll a i de översta 0.3 cm av sedimentet (mått fotosyntetiska organismers biomassa) i tre olika typer av sediment. Staplarna visar medelvärde och standardavvikelse (n = 9).

3.3. Syrefluxer: primärproduktion och trofistatus

Produktionen och konsumtionen av syre i sedimentet ger viktig information om samhällets primärproduktion och respiration. Balansen mellan dessa två processer beskriver systemets trofistatus, dvs om systemet är generellt autotroft eller heterotroft vid mättillfället.

Syreproduktionen vid ljusinkubationerna visade på en mycket aktiv fotosyntes särskilt i cyanobakteriemattorna. I fält syntes resultatet av den höga aktiviteten i form av ett sammanhängande täcke av syrgasbubblor på sedimentytan. I september var fotosyntesen beräknad över dag ännu hög på de grunda områdena (kiselalger och cyanobakterier) medan den hade minskat signifikant i ålgräsängarnas sediment (Fig. 8). Statistiska analyser visade på en signifikant skillnad i syreproduktion mellan olika sedimenttyper men även mellan olika lokaler.

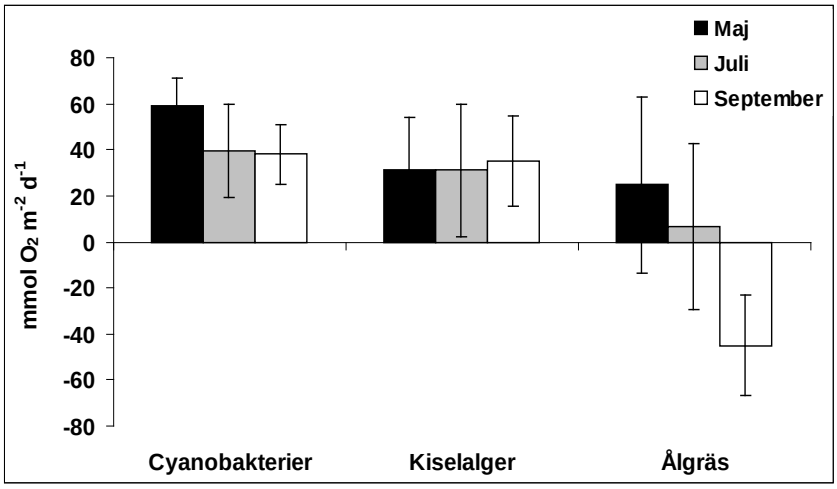
Sedimentets förbrukning av syre var ca hälften så låg som produktionen via fotosyntes, undantaget var ålgrässtationerna i september där fotosyntesen var så låg att den överskreds av syrekonsumtionen och det skedde ett nettoupptag av syre (Fig. 8 och 9). Trots att fotosyntesaktiviteten på cyanobakteriestationerna var mer än 1.5 ggr högre än kiselalger och ålgräs i maj och juli, och 4 ggr högre än ålgrässtationerna i september, var det inga stora skillnader i syrekonsumtion mellan de olika sedimenttyperna. Den enda signifikanta skillnaden låg mellan olika stationer i samma habitat, där cyano-och kiselalgstationerna varierade en hel del mellan de olika lokalerna.



Figur 8. (A) Syreproduktion (fotosyntes) i maj, juli och september. Figuren visar total fotosyntes (bruttoprimärproduktion) beräknat som summan av syreproduktion i ljusinkubationer plus syreförbrukningen som mättes under mörkerinkubation. (B) Konsumtion av syre i mörker var generellt hälften så låga som produktionen i samma rör under ljusinkubationen, vilket tyder på autotrofa sediment där sedimentet har en funktion som närsaltsfilter. Felstaplar anger standardavvikelsen (n=9).

Trofistatus varierar med ljusförhållanden och årstid; sediment där syrgasproduktionen över dygnet är högre än konsumtionen klassas om ett autotroft sediment dvs det domineras av

primärproduktion till skillnad från ett heterotroft sediment som får huvuddelen av sin energi från nedbrytning av organiskt material. Autotrofa sediment fungerar ofta som filter av näringsämnen från land till hav, medan heterotrofa sediment tillför de näringsämnen som frigörs vid nedbrytning av organiskt material till ovanliggande



Figur 9. Nettosyreflöde mellan sediment och vatten beräknat över dygnet. Syreflödet i ljus- och mörkerinkubationerna multiplicerades med antal ljus/mörker-timmar som väderstationen på Sven Lovén Kristineberg mätte upp för de aktuella dagar då mätningarna gjordes (16 timmar ljus; 8 timmar mörkt i maj; 15 timmar ljus; 9 timmar mörkt i juli; 12 timmar ljus; 12 timmar mörkt i september).

Nettoproduktion/konsumtion av syre över dygnet visas i figur 9, långa dagar och korta nätter under sommaren stimulerar till autotrofa sediment och det var bara under september på ålgrässtationerna som sedimentet i norra Stigfjorden visade sig vara en källa för närsalter (Fig. 9).

3.4. Närsaltsflöden: Belysta sediment – sänka eller källa

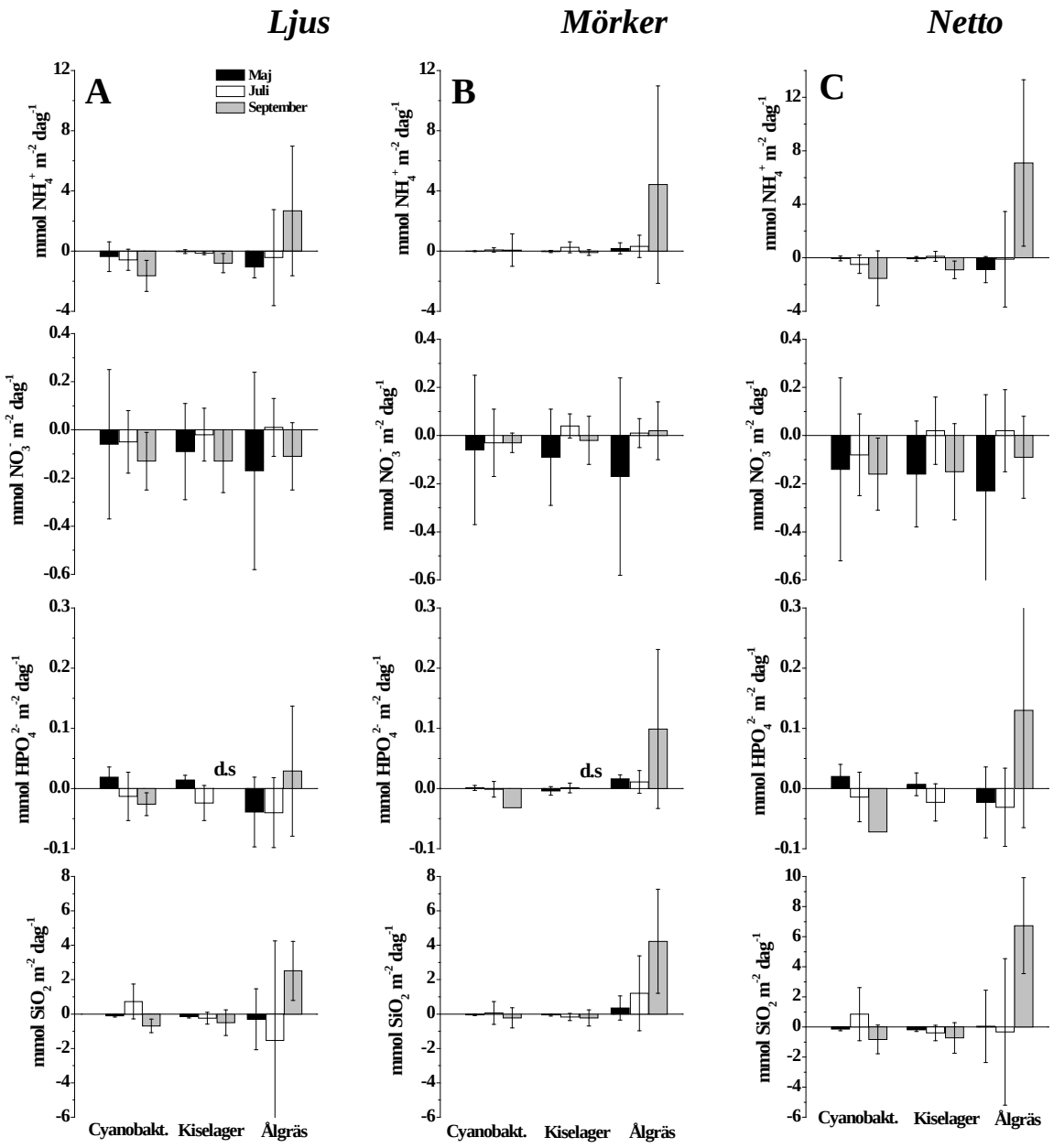
Vattenprover tagna i fält visade på låga halter av ammonium (< 1µM) och nitrat (< 0.2 µM) i det ovanliggande vattnet i maj och juli. Fosfathalterna var låga under hela perioden, ≤0.2 µM (Appendix A; Tabell 4). Höga halter av ammonium 2-5 µM och nitrat (0.5-4) uppmättes i september, vilka sannolikt beror på kraftig resuspension av sedimentet; provtagningen gjordes efter tre dagar med kuling (14-18 m/s). Att en rejäl omblandning hade frigjort mycket ammonium från botten stöds också av höga kiselhalter i september (Tabell 4). Generellt är närsaltshalterna högre i september jämfört med under vår och försommar, då sommaren är en period med hög produktion och mycket organiskt material ansamlas i sedimenten, vilket leder till en högre mineralisering där näringsgämnen frigörs (Sundbäck m. fl. 2006). Kiselhalterna i vattnet ökade annars över tiden från maj till september och var alltid högst i de sediment som dominerades av cyanobakterier. Koncentrationen av näringsämnen i ovanliggande vatten i respektive rör under fluxinkubationerna följde samma mönster som de tagna på plats (Tabell 2 i Appendix A). Ammonium och kiselhalterna var dock kraftig förhöjda i det ovanliggande

vattnet i inkubationsrören med ålgrässediment i september jämfört med vad som uppmättes ute i fält. Detta kan bero på att vattenprovet för närsalter togs 1 m ovanför botten just på ålgrässtationera och på en hög aktivitet av bottenlevande djur såsom blåsmusslor, sjöpungar och tångräkor som fanns i rören från ålgrässtationerna. N/P kvoterna in situ indikerar N-begränsning i maj och juni, men ett stort överskott av N i september (Tabell 4 i Appendix).

Det generella mönstret för närsaltsflödena var att sedimenten fungerade som närsaltsänkor. Ammonium-och silikatfluxerna var generellt 10 ggr högre än nitrat- och fosfatfluxerna för alla sedimenttyper På stationerna som dominerades av cyanobakterier och kiselalger skedde generellt ett upptag av ammonium och nitrat både under ljusinkubationerna och över dygnet. Sedimentet fungerade alltså som kvävesänka. Fosfatfluxerna var också låga med en tendens av att upptaget ökade med tiden (Fig. 10, 11). Sediment dominerat av cyanobakterier hade en utflux av kisel i juli men kisel togs annars upp av sedimentet.

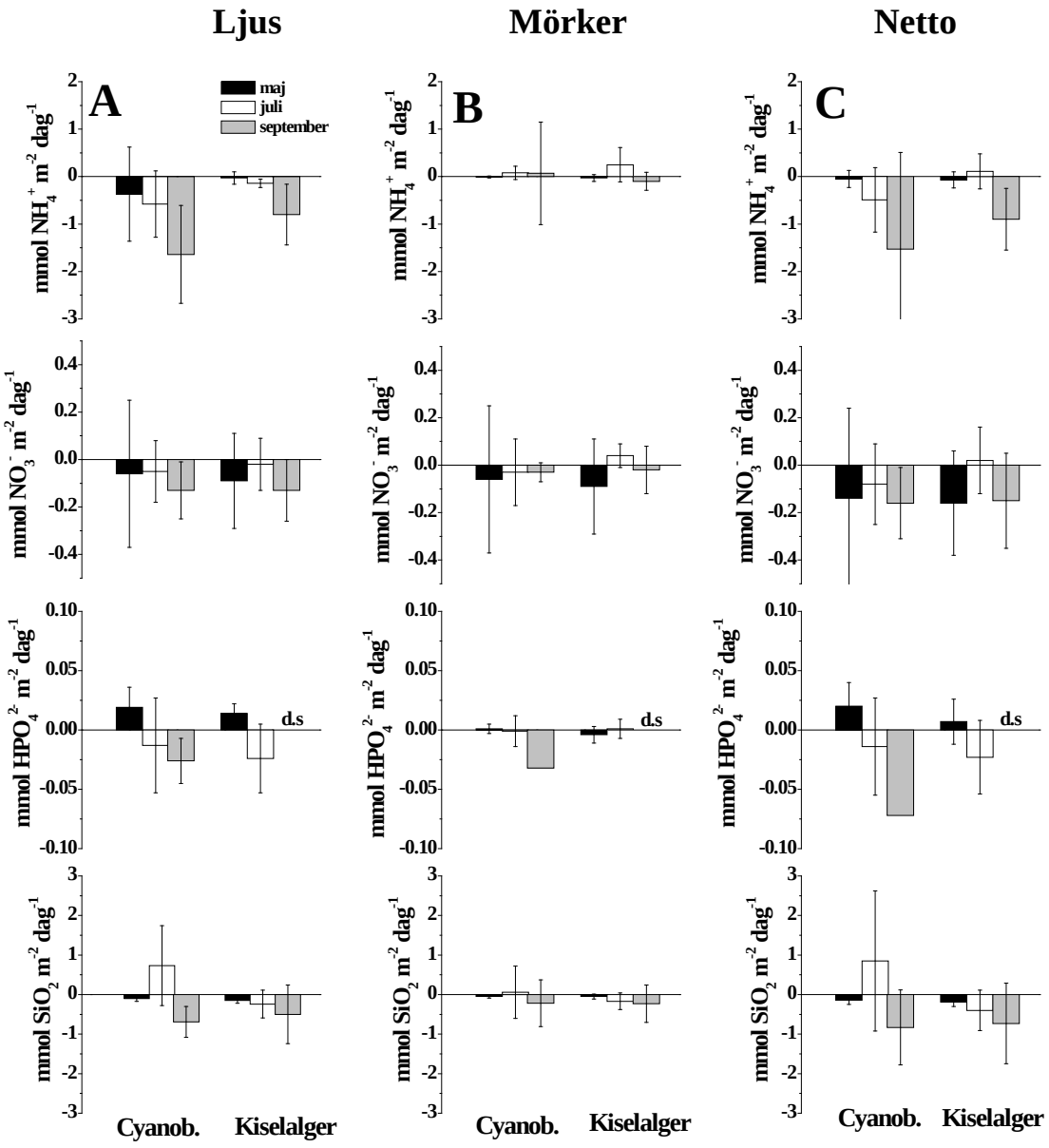
I ålgräsängarnas sediment varierade flödena stort mellan olika rör. Här uppmättes de högsta fluxerna och dessa sediment tenderade mer än de andra att vara en närsaltskälla (Fig. 10). Trots denna tendens är det bara i september som en klar nettoflux ut ur sedimentet kan visas på ålgräslokalerna, och det är bara ammonium och kisel som har en signifikant nettoflux från sedimentet till ovanliggande vatten.

Närsaltsfluxer på alla lokaler



Figur 10. Utbytet av näringsämnen mellan sediment och ovanliggande vatten. Positiva värden visar en flux från sedimentet till ovanliggande vatten och negativa värden visar ett upptag till sedimentet. (A) Ljusinkubationer (B) mörkerinkubationer och (C) nettofluxer över dygnet (ljusflux multiplicerat med antal ljustimmar plus mörkerflux multiplicerad med antal mörkertimmar vid tidpunkten för provtagningen. Nettofluxen (C) visar om det sker ett nettoupptag av näringsämnen till sedimentet på dygnsbasis. d.s=data saknas. Felstaplar anger standardavvikelsen (n=9).

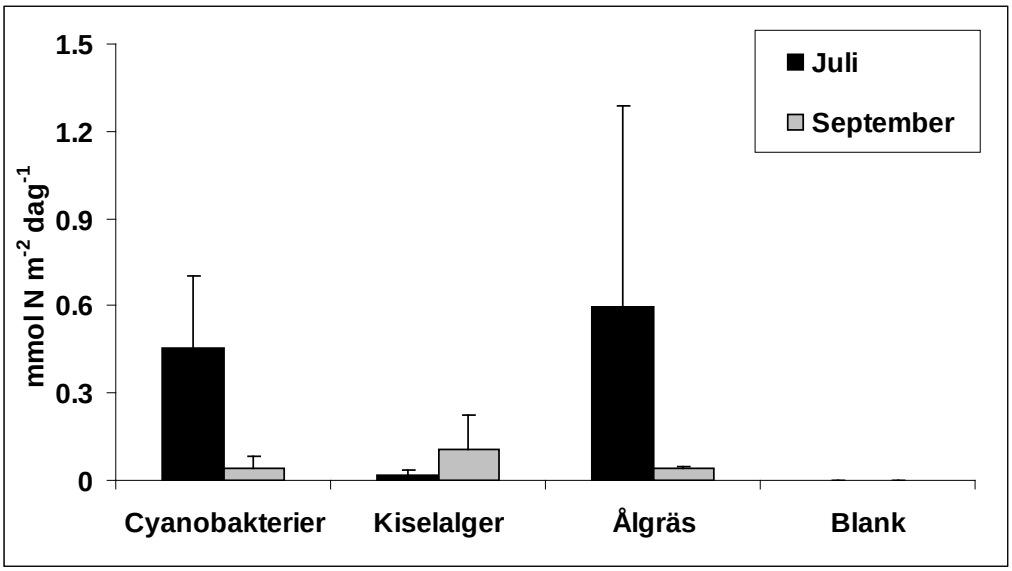
Närsaltsfluxer för sediment med kisel- och cyanobakteriemattor



Figur 11 (= Fig. 10 utan ålgrässediment. Obs ändring av skala på y-axeln). Utbytet av näringsämnen mellan sediment och ovanliggande vatten för sediment dominerade av cyanobakterier och kiselalger. Positiva värden visar en flux från sedimentet till ovanliggande vatten och negativa värden visar ett upptag av sedimentet. (A) Fluxer i ljusinkubationer. (B) fluxer i mörkerinkubatione, (C) nettofluxer över dygnet (ljusflux multiplicerat med antal ljustimmar vid tiden för respektive provtagning plus mörkerflux multiplicerad med antal mörkertimmar. Nettofluxen (C) visar om det sker ett nettoupptag av näringsämnen till sedimente på dygnsbasis. d.s=data saknas. Felstaplar anger standardavvikelsen (n=9).

3.5. Kvävefixering

Kvävefixering mättes i juli och september. Högst kvävefixering mättes i juli på cyano- och ålgrässtationerna medan sediment dominerat av kiselalgsmattorna låg nära detektionsgränsen vid mätningarna i juli (Fig. 12). Aktiviteten i sediment från ålgräsängarna (som också hade välutvecklade cyanobakteriemattor) varierade stort från 0-1.3 mmol N m^{-2} dag^{-1} jämfört med cyanobakteriemattorna som hade en kvävefixering mellan 0.3-0.7 mmol N m^{-2} dag^{-1} i våra inkubationer. I september var kvävefixeringen låg på alla stationer (Fig. 12), aktiviteten var mer än 10 gånger lägre på cyano-och ålgrässtationerna jämfört med i juli.

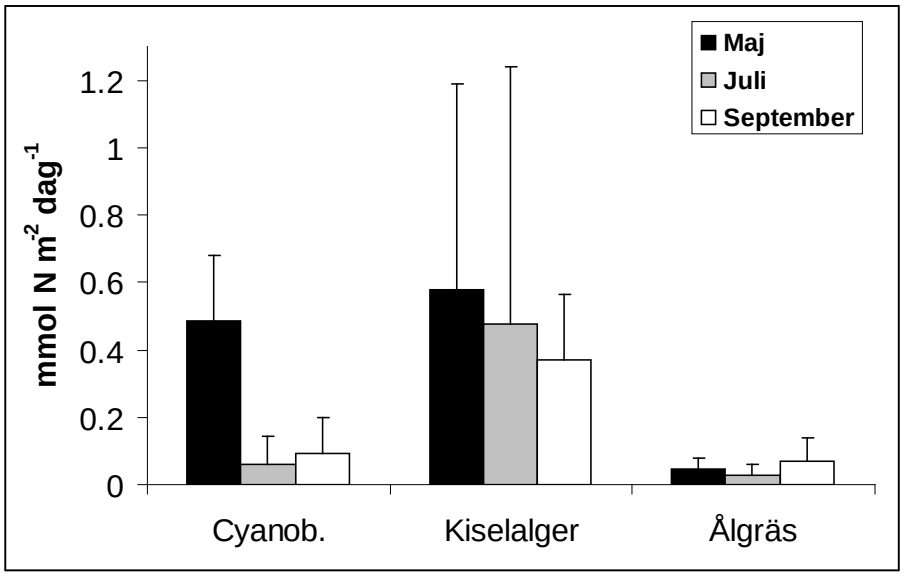


Figur 12. Kvävefixering i ytsedimentet (0-1 cm) från alla sedimenttyper i juli och september 2011. Blankprovet är filtrerat autoklaverat havsvatten som har inkuberats på samma sätt som proverna. Kvävefixering anges här som kväve (mmol N m^{-2} dag^{-1}) som tillförts systemet via kvävefixering. Felstaplar anger standardavvikelsen för 3 parallella inkubationer (n=3).

3.6. Denitrifikation

Denitrifikationen dominerades av reduktion av nitrat som bildats via nitrifikation i sedimentet, så kallad nitrat-kopplad denitrifikation (>95%). Det betyder att denitrifikationen i detta område är beroende av en aktiv nitrifikation i sedimentet. Högst denitrifikation fanns på kiselalgsstationerna, det var dock mycket höga variationer mellan olika platser i maj och juli (Fig. 13). I juli orsakades den höga standardavvikelsen av förhöjda hastigheter på stationen Varekil (K3). Tar man bort Varekil från medelvärdet minskar denitrifikationen från 20 ±32 till 1.8 ±3.8 µmol N m^{-2} h^{-1}. Den höga denitrifikations-hastigheten i Varekil i juli kan bero på en hög densitet av det lilla grävande kräftdjuret *Corophium* spp. som ventilerar sedimentet och därmed ökar den syresatta arean i botten och stimulerar nitrifikation. Det är dock bara i juli som denitrifikationshastigheterna i Varekil (K3) är högre än på andra kiselalgstationer. På cyanobakterielokalerna sjönk denitrifikationshastigheten från maj till juli och september, detta kan vara kopplat till tjockare mattor. Mattorna växte till sig under sommaren och konkurrens om kväve och minskad tillgång på nitrat kan vara en bidragande orsak till att denitrifikationen

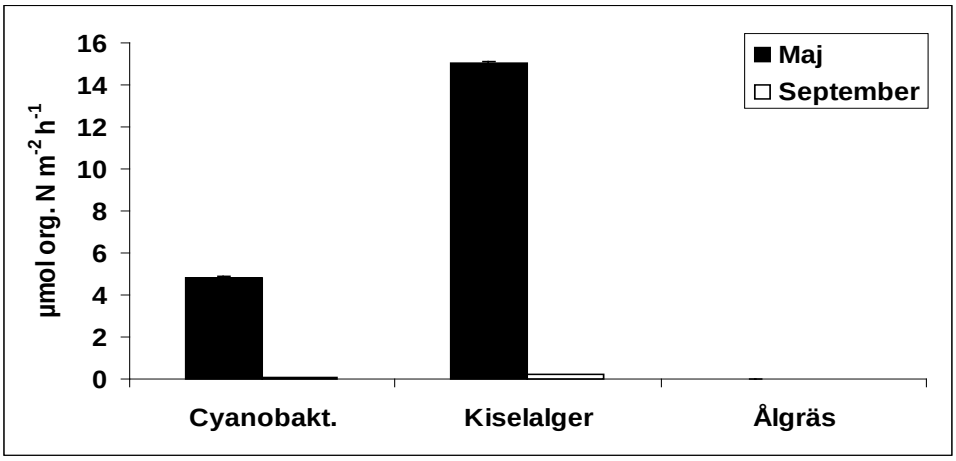
minskar. Denitrifikationen var låg på ålgräslokalerna genom hela studien, en bidragande orsak kan vara att denitrifikation hämmas av svavelväte, alla rör från ålgräslokalerna luktade svavelväte då de togs upp.



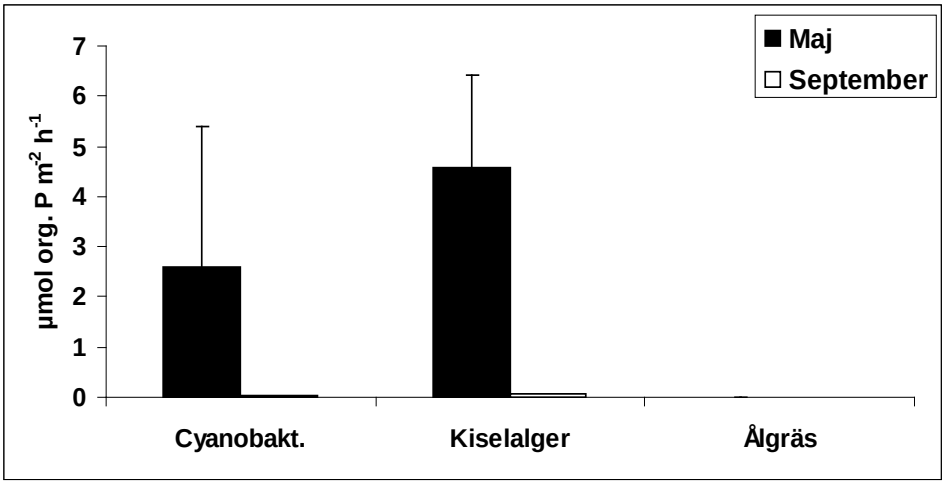
Figur 13. Denitrifikationshastighet mätt i intakt sediment. Figuren visar medelvärdet för varje sedimenttyp där 3 sedimentrör från varje station ingår (9 rör per sedimenttyp). Felstaplar visar standardavvikelsen (n=9).

3.7. Enzymaktivitet

Aktiviteten hos enzym som bryter ner organiskt kväve (AMA) och organiskt fosfor (APA) visade på ett högre behov av både kväve och fosfor i maj jämfört med september (Fig. 14). Högst aktivitet uppmättes på kiselalgsstationerna i maj medan ålgrässtationerna hade mycket låg enzymaktivitet, i september under detektionsgränsen. N/P kvoten för cyanobakterier och kiselalger hade inte förändrats mellan maj och september (låg mellan 3-4 AMA/APA). Om man normaliserar enzymaktiviteterna till mängden klorofyll *a*, finner man att kiselalgsmattor har en AMA aktivitet som är 5.6 gånger högre än cyanobakteriemattor, vilket tyder på att kiselalgsmattorna är mer N-begränsade än cyanobakteriemattorna. När det gäller APA, är denna faktor 1.8, dvs inte en så stor skillnad när det gäller fosforbegränsning. Att ektoenzymaktiviteterna är låga i september kopplar sannolikt till det faktum att oorganiska N och P halter var mycket högre.



Figur 14A. Aktiviteten av leucin-aminopeptidas som bryter ner organiskt kväve.



Figur 14B. Aktiviteten av alkalinfosfatas som bryter ner organiskt fosfor.

4. Sammanfattning och slutsatser

De viktigaste resultaten i denna studie kan sammanfattas under följande punkter:

- Alla sedimenttyper visade en hög primärproduktion under sommarhalvåret och var nettoautotrofa (syreprodukton > syrekonsumption över dygnet) med ett undantag, sedimentet i ålgräsängen i september (Fig. 9).

- Den högsta fotosyntesen mättes i cyanobakteriemattorna som hade en total syreproduktion (fotosyntes) som motsvarar ca 0.5 kg fixerat kol m^{-2} $år^{-1}$, vilken ligger i nivå med odlad mark och tempererade gräsområden.

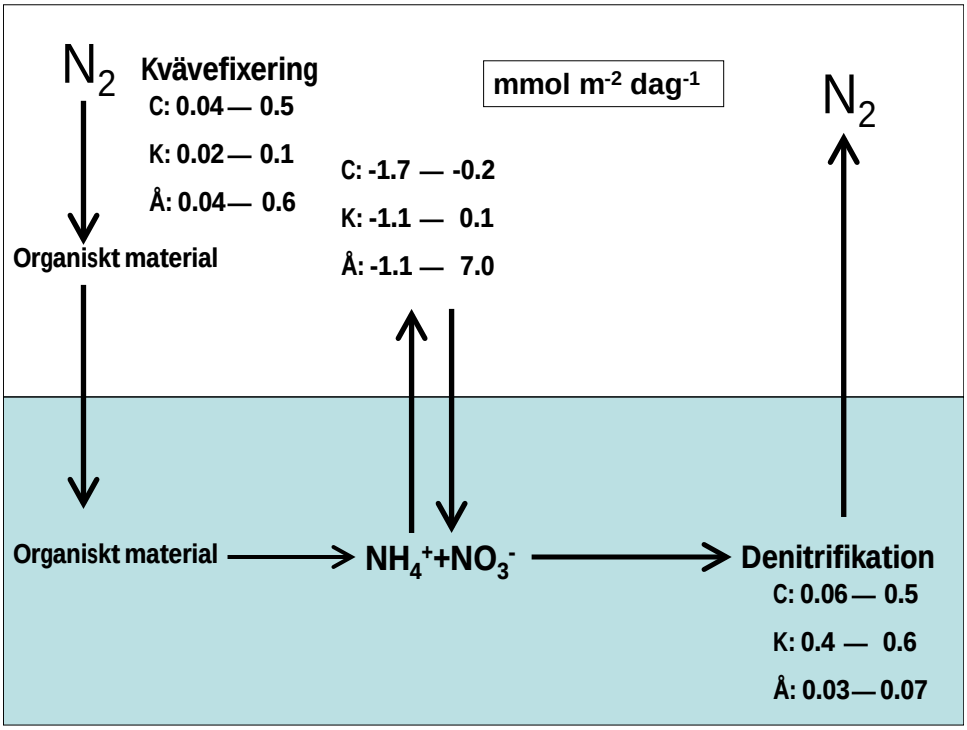
- Utbredningen av cyanobakteriemattorna i norra Stigfjorden var större än man antagit tidigare och sträckte sig även ner på samma djup som ålgräset.

- De grunda sedimentbottnarna fungerade generellt som *närsaltssänkor* under sommarhalvåret, speciellt för kväve (Fig. 9, 10, 15).

- Ektoenzymaktiviteterna per biomassa tydde på att kiselalgsmattorna var mer kvävebegränsade än cyanobakteriemattorna och att närsaltbegränsningen var generellt högre på våren och försommaren än på hösten.

- Cyanobakteriemattorna *fixerade* mer kväve i juli än i september, då aktiviteten var låg.

- Tillförseln av kväve via kvävefixeringen balanserades av denitrifikationen (Fig. 15)



Figur 15. En översiktlig kvävebudget baserad på mätningar av kvävefixering, som tillför kväve till systemet, upptag/utflux av biotillgängligt oorganiskt kväve ($NH_4^+ + NO_3^-$) till sedimentet och denitrifikation som bidrar till bortförsel av kväve. För oorganiskt kväve anger positiva värden en flux ut ur sedimentet medan en negativ flux visar ett upptag. Alla värden är räknade som nettoflöden över dygnet i mmol m^{-2} dag. Värdena som anges är lägsta och högsta uppmätta värde för respektive sedimenttyp. C = Cyanobakteriemattor, K = Kiselalgsmattor, Å = sediment med ålgräs.

Kvävefixering och denitrifikation. Man har funnit att inte enbart cyanobakterier fixerar kväve utan en betydande del av kvävefixeringen i sedimentet kan ske hos heterotrofa bakterier (Severin m. fl. 2010). De mätningar som gjordes i Stigfjorden visar dock att den högsta kvävefixeringen mättes i de sediment där det fanns cyanobakterier. I ålgräsängen t ex förekom kväfixering bara i juli när det fanns cyanobakteriemattor där (Fig. 12). Det krävs dock mer utförliga studier av kvävefixeringens betydelse för kvävetillförseln i Stigfjorden. Bl a krävs en del experimentella studier för att förstå sambandet mellan halterna av kväve och fosfor, tillväxt av cyanobakteriemattor och kvävefixering.

En översiktlig budget av kväveomsättningen i Stigfjordens grundområden under sommarhalvåret visar att tillförseln av kväve via kvävefixeringen balanseras av denitrifikationen (Fig. 15). Upptag av kväve som binds in och återcirkuleras inom de bentiska mikroalgsmattorna är mer avgörande och styr sedimentens funktion som närsaltssänka. Detta gör det extra viktigt att fokusera på de förändringar som övergödningen i Stigfjorden bidrar till.

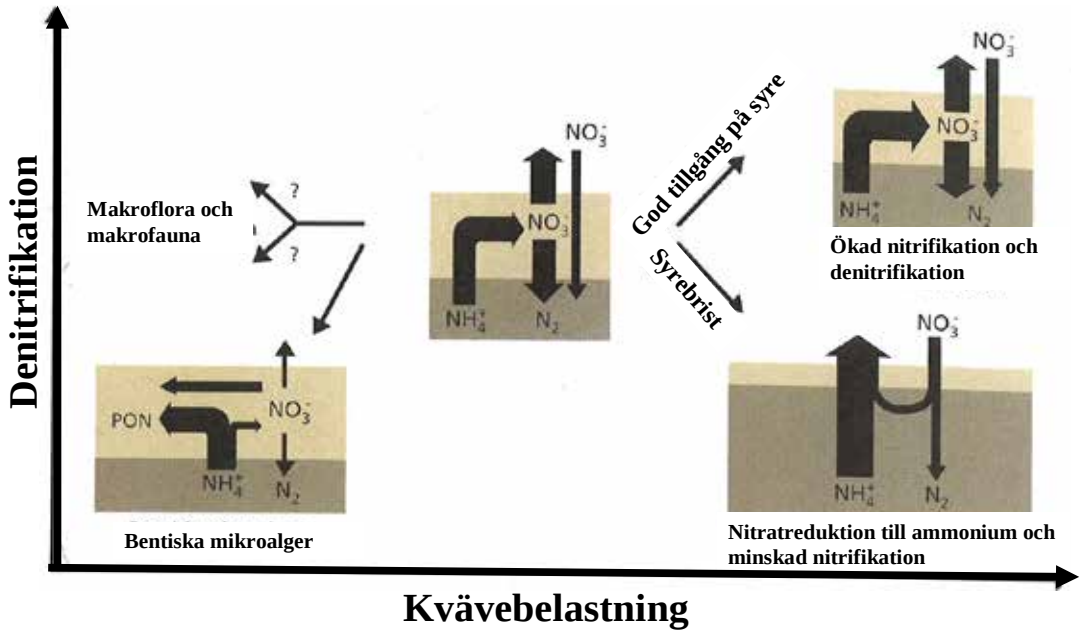


Fig. 16. Schematisk modell av denitrifikationens betydelse under ökad och minskad kvävebelastning på grundbottnar. I en "normal" situation (mitt i bilden) bortförs kväve effektivt genom nitrifikationskopplad denitrifikation i sedimentet. När N-belastningen ökar (höger i bilden) och det ännu finns gott om syre, ökar denitrifikationen (uppe till höger). Under syrebrist avstannar denitrifikationen då substratet nitrat inte mera bildas och då frigörs N som ammonium (nere till höger). Vid minskad kvävebelastning (oligotrofiering) förbättras ljusförhållanden på botten p gr a mindre plankton och flytande algmattor. Detta gynnar bottenlevande mikroalgers tillväxt och deras N-upptag "konkurrerar" ut denitrifikationen. Flödet av kväve mellan sediment och vatten kontrolleras då huvudsakligen bottenlevande mikroalger. Från Rapport 62, 1998, Danska Naturvårdsverket med tillstånd av Peter Bondo Christensen (red.)

Effekter av minskad näsaltsbelastning. En av frågorna som ställdes i början av studien var: Hur skulle en minskad näringsämnestillförsel (av speciellt N) påverka de grunda bottnarna i Stigfjorden? Skulle t ex kvävefixeringen öka? Resultaten av studien visar på ett system som fungerar väl som ett närsaltfilter mellan land och hav så länge bentiska mikroalgsmattor dominerar de belysta sedimenten, innehållande både cyanobakteriemattor och kiselalgsmattor. Enligt den konceptuella modellen för eutrofiering i grunda vikar bidrar ökad närsaltsbelastning till ett skifte från en dominans av sjögräs och perenna makroalger till mattor av flytande trådformiga alger, epifyter och växtplankton och detta minskar kvarhållningen av närsalter i "kustfiltret (se konceptuella modeller i McGlathery m. fl. (2007; samt referenser däri)). En minskad närsaltstillförsel, med minskad primärproduktion i vattenpelaren, kan i sin tur förväntas gynna sedimenttyper som domineras av bentiska mikroalgssamhällen och bidrar därmed till mindre övergödningseffekter, och ett robustare system i enlighet med modellen som visas i Christensen m. fl. (1998) (Fig. 16).

Referenser

Boesch D., Hecky R., O´Melia C., Shindler D., Seitzinger S. (2006) Eutrophication of Swedish Seas. Rapport 5509, Naturvårdsverket.

Bolhuis H., Severin I., Confurius-Guns V., Wollenzien U.I., Stal L.J. (2010) Horizontal transferof the nitrogen fixation gene cluster in the cyanobacterium Microcoleus Chtonoplastes. ISME J 2010 4: 121-130

Capone D. G. (1988) Benthic nitrogen fixation, p. 85-123. In T.H. Blackburn and J. Sorensen (eds.), Nitrogen cycling in coastal marine environments. Wiley & Sons.

Christensen P.B. (ed) (1998) The Danish marine environment: Has action improved the state? Danish Enviromental Protection Agency, Report 62.

Engelsen A., Hulth S., Pihl L., Sundbäck K. (2008) Benthic trophic status and nutrient fluxes in shallow-water sediments. Estuar. Coast. Shelf Sci. 78: 783-795

Erlandsson C., Lann H, och E. Ruist (2009) Rapport 2009; 56 Vattenmyndigheten Västerhavet.

FORMAS (2006) Östersjön–hot och hopp. Formas Fokuserar 9, Stockholm

Hoppe H.G. (1993) Use of fluorogenic model substrates for extracellular enzyme activity (EEA) measurements of bacteria. In; Kemp P.F., Sherr B.F., Cole J.J. (eds.) Handbook of methods in aquatic microbial ecology. Lewis, New York,NY.

Lorenzen CJ (1967) Determination of chlorophyll and pheo-pigments – spectrophotometric equations. Limnol Oceanogr 12:343-346

Länsstyrelsen Västra Götalands län (2010) Åtgärdsprogram för näringsbegränsning inom Stigfjordens och Kalvöfjordens avrinningsområde. Rapport 2010:46

McGlathery K., Sundbäck K., Anderson I.C. Eutrophication in shallow bays and lagoons: the role of plants in the coastal filter. Mar. Ecol. Prog. Ser. 348:1-18

Nielsen L.P. (1992) Dentrification in sediment determined from nitrogen isotope pairing. FEMS Microbiology Ecology 86: 357-362

Severin I., Stal L.J. (2008) Light dependency of nitrogen fixation in a costal cyanobacterial mat. ISME J 2008 2: 1077-1088

Severin I., Acinas S.G., Stal L.J. (2010) Diversity of nitrogen-fixing bacteria in cyanobacterial mats. FEMS Micobiol. Ecol. 73: 514-525

Stal L.J., Krumbein W.E. (1987) Temporal separation of nitrogen fixation and photosyntheis in the filamentous, non-heterocystous cyanobacterium Oscillatoria sp. Arch Microbiol 149: 76-80

Stewart D. P., Fitzgerald G.P., Burris R.H. (1967) In Situ studies on N2 fixation using the acetylene reduction technique. PNAS 58: 2071-2078

Strickland J. D. H. and Parsons T. R. (1972) A practical handbook of sea water analysis. Bull. Fish Res. Board Can. 169, 1–311.

Sundbäck K., Miles A., Linares F. (2006) Nitrogen dynamics in nontidal littoral sediments: Role of microphytobenthos and denitrification. Estuaries and Coasts 29: 1196-1211

Sundbäck K., Lindehoff E., Graneli E. (2011) Dissolved organic nitrogen: an important source of nitrogen for icrophytobenthos in sandy sediment Aquat. Microb. Ecol. 63: 89-100

Ulvestad L. (2011) The activity of benthic cyanobacteria and diatoms in shallow bays – a pilot study. Examensarbete 30 hp, Institutionen för marin ekologi. Göteborgs Universitet

Appendix A

Tabell 1. Position, temperatur i vattnet, porositet (% vatten) i ytsedimentet (0-1 cm), kol-kväve kvoten (C/N) beräknad som mol total kol /mol total kväve, andelen organiskt kol (Corg) och Chl a innehåll i ytsedimentet (0-1 cm) visas också. ± angerstandardavvikelsen (n=3).

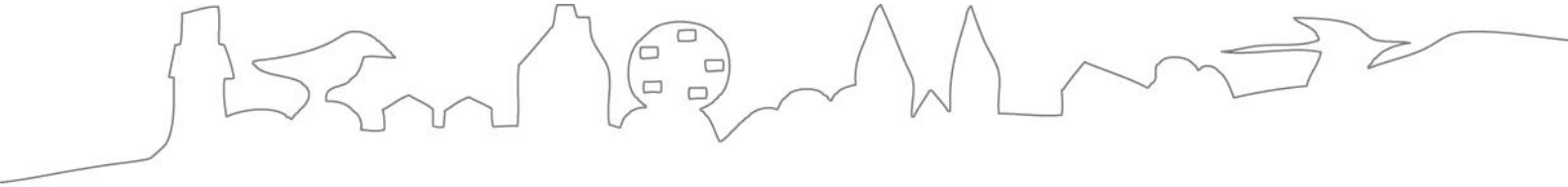
Station	Tid	Position	Temperatur (°C)	Porositet (ml vatten/ml sed.)	C/N	Corg (%)	Chl a (mg m^{-2})
Cyanobakterier 1	**Maj-2011**	N58°06.59 E11°40.35	15	0.60 ±0.04			61 ±22
Cyanobakterier 2		N58°07.22 E11°39.12	16	0.60 ±0.04			43 ±16
Cyanobakterier 3		N58°07.21 E11°36.03	18	0.70 ±0.03			107 ±18
Kiselalger 1		N58°07.14 E11°36.01	18	0.52 ±0.04			30 ±2
Kiselalger 2		N58°07.29 E11°38.23	18	0.52 ±0.05			27 ±7
Kiselalger 3		N58°06.10 E11°42.18	18	0.56 ±0.11			46 ±45
Ålgräs 1		N58°07.21 E11°36.85	19	0.93 ±0.03			44 ±17
Ålgräs 2		N58°06.12 E11°35.66	19	0.91			26 ±13
Ålgräs 3		N58°07.25 E11°36.76	19	0.89 ±0.04			75 ±20
Cyanobakterier 1	**Juli-2011**	N58°06.59 E11°40.35	20	0.55 ±0.02	10 ±2.1	1.6 ±0.62	52 ±11
Cyanobakterier 2		N58°07.22 E11°39.12	20	0.72 ±0.14	11 ±0.36	0.93 ±0.11	52 ±3
Cyanobakterier 3		N58°07.21 E11°36.03	20		9.4 ±0.76	1.8 ±0.57	35 ±20
Kiselalger 1		N58°07.14 E11°36.01	20	0.55 ±0.03	10 ±0.47	0.65 ±0.08	29 ±7
Kiselalger 2		N58°07.29 E11°38.23	20	0.56 ±0.09	11 ±0.35	0.37 ±0.02	28 ±10
Kiselalger 3		N58°06.10 E11°42.18	20	0.54 ±0.03	12 ±0.04	0.36 ±0	25 ±5
Ålgräs 1		N58°07.21 E11°36.85		0.96 ±0.03	9.2 ±0.45	4.0 ±0.74	38 ±18
Ålgräs 2		N58°06.12 E11°35.66		0.95	8.1 ±0.29	4.2 ±0.82	45 ±5
Ålgräs 3		N58°07.25 E11°36.76		0.92 ±0.01	8.9 ±0.93	4.5 ±0.64	26 ±2
Cyanobakterier 1	**September-2011**	N58°06.59 E11°40.35	19				50 ±28
Cyanobakterier 2		N58°07.22 E11°39.12	16				22 ±8
Cyanobakterier 3		N58°07.21 E11°36.03	15				76 ±30
Kiselalger 1		N58°07.14 E11°36.01	15				52 ±18
Kiselalger 2		N58°07.29 E11°38.23	16				41 ±17
Kiselalger 3		N58°06.10 E11°42.18	16				26 ±10
Ålgräs 1		N58°07.21 E11°36.85	14				17 ±2
Ålgräs 2		N58°06.12 E11°35.66	14				22 ±8
Ålgräs 3		N58°07.25 E11°36.76	14				25 ±8

*Tabell 2. Närsaltskoncentrationer i ovanliggande vatten under fluxinkubationerna. * Varekil (Kiselalger 3) är borttagen från beräkningen, den stationen dominerades av grävande djur (Corophium spp) som grumlade upp vattnet under inkubationerna, ammoniumhalterna i Varekil i juli var 12 ±2.9. #Alla koncentrationer under 0.1 µM bedömdes vara under detektionsgräns, de prover som låg under 0.1 µM har därför fått ett värde på 0.1 µM i beräkningen av medelvärden, dvs detta är ett maxvärde. ± visar standardavvikelsen (n=36)*

Station	**Tid**	**NH_4^+ µM**	**NO_3^- µM**	**HPO_4^{2-} µM**	**SiO_2 µM**	**N/P kvot**
Cyanobakterier	**Maj-2011**	0.79 ±2.2	0.51 ±0.62	0.03 ±0.02	1.3 ±0.75	43
Kiselalger		0.28 ±0.59	0.27 ±0.19	0.02 ±0.02	0.99 ±0.29	27
Ålgräs		1.2 ±1.1	0.23 ±0.20	0.08 ±0.06	8.6 ±6.9	18
Cyanobakterier	**Juli-2011**	1.2 ±1.1	0.27 ±0.20	0.05 ±0.06	9.9 ±3.8	29
Kiselalger		0.55 ±0.21*	0.47 ±0.57	0.06 ±0.04	4.4 ±1.9	17
Ålgräs		1.2 ±1.1	0.11 ±0.06	0.25 ±0.23	16 ±4.3	5
Cyanobakterier	**September-2011**	12 ±6.9	0.51 ±0.28	0.19 ±0.22#	14 ±8.4	66
Kiselalger		4.3 ±2.8	0.78 ±0.80	0.11 ±0.05#	11 ±5.9	46
Ålgräs		35 ±8.0	0.97 ±0.49	0.69 ±0.45#	31 ±5.7	52

*Tabell 3. Närsaltskoncentrationer i ovanliggande vatten tagna på plats (in situ). Prover togs i vattenpelaren vid samma tillfälle som sedimentrör till fluxinkubationer samlades in. Vattnet filtrerades omedelbart (0.45 µm) och proverna förvarades frysta fram till analys. Medelvärden för de tre områden som ingår i respektive sedimenttyp är angivna med standardavvikelser. d.s-data saknas. *Varekil (Kiselalger 3) är inte medräknat för Kiselager i juli, koncentrationerna i Varekil i juli var: NH_4^+=3.0; NO_3^-=0.41; HPO_4^{2-}=0.22; SiO_2=9.0.*

Station	Tid	NH_4^+ µM	NO_3^-µM	HPO_4^{2-} µM	SiO_2 µM	N/P kvot
Cyanobakterier	**Maj-2011**	0.26 ±0.10	0.25 ±0.12	0.04 ±0.03	2.1 ±0.70	13
Kiselalger		0.17 ±0.10	0.09 ±0.04	0.02 ±0.02	1.4 ±0.34	13
Ålgräs		0.25 ±0.18	0.10 ±0.05	0	0.93 ±0.01	
Cyanobakterier	**Juli-2011**	0.77 ±0.29	0.06 ±0.04	0.11 ±0.05	8.2 ±0.25	7.6
Kiselalger		0.45 ±0.09*	0.03 ±0.02*	0.18 ±0.17*	6.6 ±1.7*	2.7
Ålgräs		d.s	d.s	d.s	d.s	
Cyanobakterier	**September-2011**	5.7 ±3.3	4.2 ±2.4	0.01	34 ±11	990
Kiselalger		2.1 ±2.1	1.5 ±1.7	0.01	24 ±16	360
Ålgräs		2.6 ±0.12	0.54 ±0.02	0.01	11 ±0.36	314



LÄNSSTYRELSEN
VÄSTRA GÖTALANDS LÄN