



Övervakning av produktion i fjällsjöar

Förslag till övervakningsprogram med särskild inriktning på att följa klimatets inverkan på fjällsjöars produktivitet

*Jenny Ask
Jan Karlsson
Mats Jansson*

2010



Institutionen för Ekologi, Miljö och Geovetenskap
www.emg.umu.se

Övervakning av produktion i fjällsjöar

Förslag till övervakningsprogram med särskild inriktning på att följa klimatets inverkan på
fjällsjöars produktivitet

Jenny Ask
Jan Karlsson
Mats Jansson

Januari 2010

Omslagsbild: Jenny Ask



Länsstyrelsen
Jämtlands län

Rapporten är utförd på beställning av Länsstyrelsen i Jämtlands län
och är finansierad av Naturvårdsverket.

Sammanfattning

I klara, grunda till medeldjupa, sjöar i svenska fjällen domineras ofta basproduktionen av bentiska alger. Den bentiska primärproduktionen utgör även den huvudsakliga basresursen för fisk via deras konsumtion av zoobenthos. I ett klimatförändringsperspektiv kan man anta att lufttemperaturen kommer att öka och därigenom även den terrestra produktionen. En ökad terrester produktion medför att inflöde av näringsämnen och kol till fjällsjöar kommer att öka. Ett ökat inflöde av kol och näring gynnar den pelagiska produktionen samtidigt som det missgynnar den bentiska produktionen genom försämrat ljusklimat. Eftersom fisk i fjällsjöar är starkt beroende av den bentiska produktionen missgynnas även fisken vid ett försämrat ljusklimat via dess negativa inverkan på bentisk produktion. Det har visats att fiskens biomassa och produktion är direkt kopplade till ljusklimatet i sjöar med naturligt låga näringshalter (0-30 µg fosfor/L). Nästan alla fjällsjöar har näringshalter i detta intervall och kan därför antas ha en basproduktion och fiskproduktion som är ljusberoende. Vi visar här hur sambandet mellan ljusklimat och fiskproduktion kan användas i ett övervakningsprogram för sjöar i svenska fjällen.

Inledning

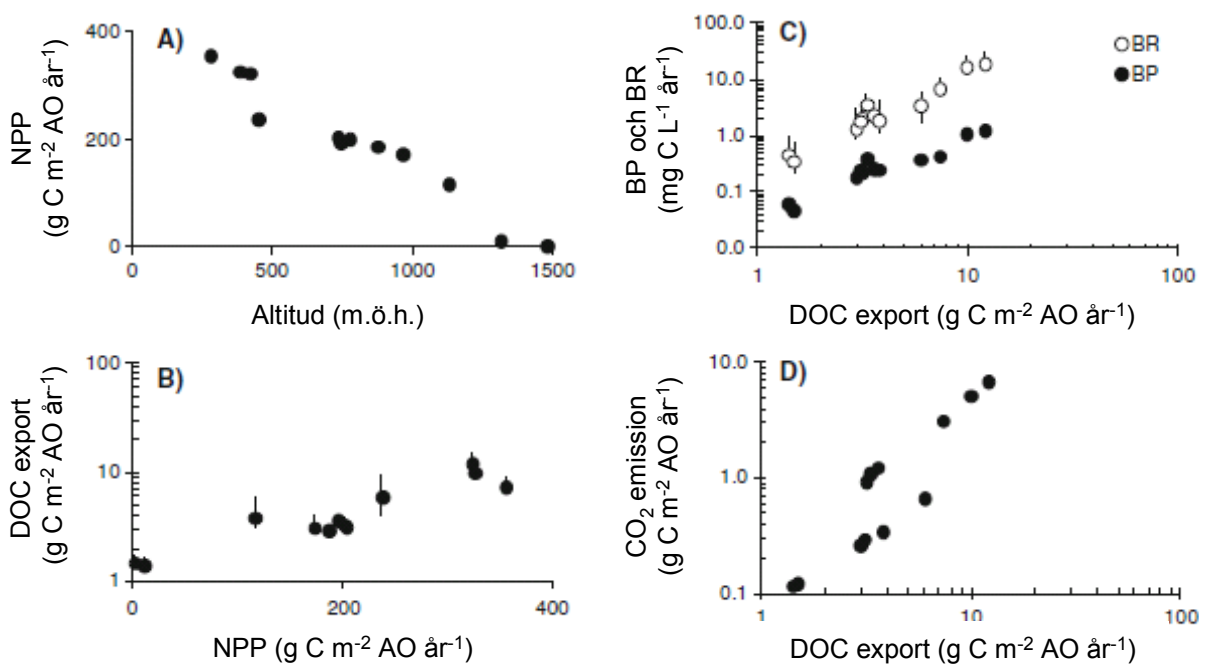
En global förändring mot ett varmare klimat framstår som alltmer sannolikt på grund av den ökande halten koldioxid (CO₂) i atmosfären. Redan nu finns effekter av en ökande temperatur (t.ex. att glaciärer smälter i en ökande takt) och det blir allt mer viktigt att följa klimatets inverkan på olika ekosystem. Här spelar miljöövervakning en stor roll för att följa förändringar i miljön under lång tid. I Sverige har systematisk miljöövervakning pågått sedan 1970-talet där provtagning av bl.a. sjöar, skog och hav ingår. Övervakningen av sjöar var inledningsvis inriktad mot miljöproblem som övergödning, försurning och ökande metallhalter, och senare även mot miljögifter. Fjällsjöar har i stort varit förskonade från allvarlig miljöpåverkan och är sparsamt representerade i den svenska miljöövervakningen. Övervakningen av sjöar är således inte anpassad för fjällsjöar i allmänhet, eller för fjällsjöar i ett klimatförändringsperspektiv i synnerhet. Dagens miljöövervakning är dessutom delvis utformad för gårdagens problem och är inte sällan utan beaktande av den vetenskapliga utvecklingen under de senaste decennierna.

Med anledning av detta har vi uppdragits av länsstyrelsen i Jämtlands län att ”utveckla en praktisk, robust och lättbegriplig indikator för akvatisk produktion i fjällmiljö”. Med hjälp av litteraturdata och egna data analyserar och utvärderar vi vad som kontrollerar produktiviteten i fjällsjöar, och hur denna kan komma att påverkas av framtida klimatförändringar. Utifrån detta har vi tagit fram ett förslag på metod för övervakning och uppföljning av fjällsjöars produktivitet i ett föränderligt klimat som är förankrat i den senaste forskningen. Vi anger också en modell för hur produktionspotentialen i fjällsjöar kan beräknas utifrån ett fåtal miljöparametrar. Underlag för slutsatser i denna rapport har hämtats från den vetenskapliga litteraturen inkluderande resultat framtagna inom den starka forskningsmiljön LEREC (Lake Ecosystem Response to Environmental Change) vid Umeå Universitet, finansierat av det svenska forskningsrådet Formas.

Klimatförändring

Den globala klimatförändringen likställs ofta med en global temperaturökning på grund av kopplingen mellan temperatur och halten CO₂ i atmosfären. Ända sedan den industriella revolutionen har människan använt sig av fossila bränslen och avverkat skog i allt större utsträckning vilket har lett till att CO₂-halten i atmosfären, och då även den globala temperaturen, har ökat markant (IPCC 2007). Till år 2100 räknar man med att CO₂-halten har fördubblats vilket då skulle innebära en temperaturökning på 2 – 4.5°C (IPCC 2007). Även om CO₂-halten i atmosfären och den globala temperaturen tillsynes följs åt så är den spatiala

och temporala variationen mycket större för temperatur än för mängden CO₂ (Shaver et al. 2000); vissa områden kommer t.o.m. att erfara en temperatursänkning. Skillnader i temperatur medför dessutom ett antal direkta och indirekta effekter på det globala och lokala klimatet samt på biotiska och abiotiska processer och interaktioner, medan CO₂-halten i sig mest förväntas få effekter på fotosyntes och möjligtvis respiration (Shaver et al. 2000). Ett exakt framtida scenario är därför omöjligt att förutspå, och olika delar av jorden kommer att påverkas på olika sätt. Torka, översvämningar, ökad/minskad nederbörd, tining av permafrost, förhöjning av havsyttnivån och stormar är några förväntade följder.

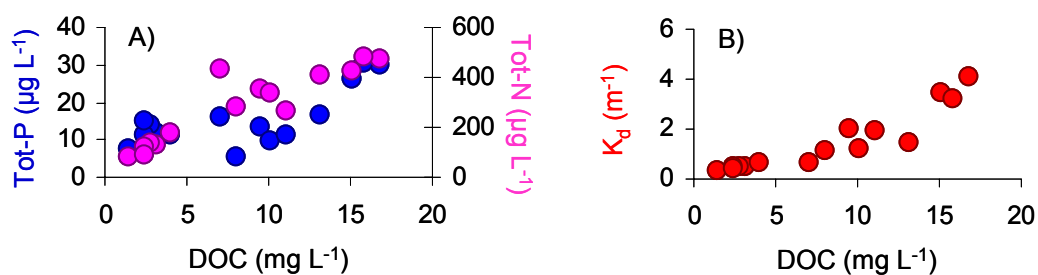


Figur 1. 12 sjöar i norra Sverige var inkluderade i denna studie där (A) visar årlig terrester nettoprimärproduktion (NPP) mot altitud och (B) visar den årliga DOC exporten mot NPP i avrinningsområdena (AO) för dessa sjöar. I (C) beskrivs hur bakterieproduktion (BP) och bakterierespiration (BR) ökar med ökande DOC export och i (D) hur även CO₂ emissionen ökar med ökande DOC export. Figuren är modifierad från Jansson et al. (2008).

Den arktiska miljön med sina köldanpassade organismer och ekosystem anses vara extra känslig och det är i dessa områden som den största temperaturökningen förväntas ske, framförallt på vintern (IPCC 2007). En temperaturökning i nordliga områden får effekter på bl.a. is- och snödjup, nederbörds mängd, trädgränsens utsträckning, produktivitet (terrester och akvatisk) och sommarens längd. Nederbörden (i form av regn) i Arktis har ökat samtidigt som snötäcket har minskat med ca 10 % de senaste 30 åren och förväntas minska med ytterligare 10 – 20 % de kommande 60 åren (ACIA 2004). Områden med permafrost minskar och när den frysta marken tinar så frigörs stora mängder kol som tidigare inte varit tillgängliga för

mikrobiell nedbrytning (Schuur et al. 2008). Ett varmare klimat gör även att den produktiva perioden blir längre vilket bidrar till att den terrestra växtligheten kan expandera (Hudson och Henry 2009), och det förutspås att trädgränsen kommer att förflyttas uppåt och att de relativt kala hög- och mellanalpina områdena kan komma att försvinna (ACIA 2004). I de södra svenska fjällen har en förflyttning av trädgränsen redan påvisats (Kullman och Öberg 2009), men på grund av att många områden är vindexponerade så är det inte särskilt troligt att kalfjällen kommer att försvinna helt.

I stort sett alla ovannämnda effekter av en temperaturökning kommer att ha stor inverkan på sjöar, framförallt i alpina och arktiska områden, på grund av sjöars fasta position i landskapet och starka koppling till den terrestra omgivningen (Williamson et al. 2008). Små och stora vattendrag, ytvattenavrinning och till viss del även grundvatten transporterar färgat terrestert material (partikulärt och löst organiskt kol) samt näringsämnen till sjöar. Ungefär hälften av det kol som dräneras från den terrestra miljön processas (främst genom bakteriell nedbrytning) eller sedimenterar i sjöar innan det når havet (Algesten et al. 2004, Cole et al. 2007), vilket innebär att sjöar är en viktig del i den terrestra kolcykeln. Det har visats att den terrestra produktionen ökar från höga till låga altituder (Fig. 1a), d.v.s. med en ökad temperatur, vilket innebär att exporten av löst organiskt kol (DOC) till sjöar är högre vid lägre altituder (Fig. 1b). Ökad tillförsel av DOC innebär ofta även en ökad tillförsel av näringsämnen (Fig. 2a) samt en stor påverkan på sjöars ljusklimate via högre ljusutsläckning (Fig. 2b). Även mängd nederbörd påverkar hur mycket DOC som transporteras till sjöar från den terrestra omgivningen (Forsberg 1992). Det finns alltså starka indikationer på att sjöar, och då framförallt klara fjällsjöar, kommer att bli brunare till följd av ett varmare klimat. En annan viktig följd av en högre temperatur är att den isfria perioden i sjöar förlängs. Under de senaste 150 åren har många sjöar och älvar på det norra halvklotet påvisat en trend mot senare isläggning (5.8 dagar per 100 år) och tidigare islossning (6.5 dagar per 100 år) (Magnuson et al. 2000).



Figur 2. Halterna av fosfor (Tot-P) och kväve (Tot-N) i 15 sjöar i norra Sverige ökar då halten av DOC ökar (A). DOC har även en negativ effekt på ljusklimate i samma sjöar vilket visas i (B) där ljusutsläckningen (K_d) ökar med ökande halt DOC. Figurerna är baserade på data publicerat i Ask et al. (2009a).

Produktion

Primärproduktion i sjöar är den process där alger, och i viss mån andra växter, använder ljusenergi för att omvandla vatten och CO₂ till biomassa. För denna process behövs förutom ljusenergi och en oorganisk kolkälla (CO₂ eller HCO₃⁻) också näringsämnen. Alger är en divers grupp som inkluderar både autotrofa och mixotrofa organismer med stor storleksvariation (0.2 – >200 µm). Alger återfinns antingen som frilevande i den öppna vattenmassan (fytoplankton) eller som fastsittande (perifyton). Perifyton delas in i olika grupper beroende på underlaget; epifyton (på andra alger), epipelon (på sediment), epipsammon (på sand), epixylon (på trä) och epilithon (på sten). Fytoplankton är betydligt mer studerade än perifyton (Kalff 2002), vilket inte alltid står i proportion till betydelsen av olika typer av perifyton (Vadeboncoeur et al. 2002) som bas för högre trofinivåer (Vander Zanden och Vadeboncoeur 2002, Karlsson och Byström 2005). Primärproduktion sker alltså både i den fria vattenmassan (pelagialt) och på botten (bentiskt) i sjöar, och relationen mellan produktionen i dessa habitat bestäms främst av sjöns morfometri och dess vattenkvalitet (t.ex. näringshalt och mängd DOC). För att bedöma en sjös produktivitet är det därför av yttersta vikt att beakta både den pelagiska och den bentiska produktionen, vilket sällan varit fallet (Vadeboncoeur et al. 2002).

Primärproducenter ansågs länge utgöra födobasen i akvatiska ekosystem, men ända sedan 80-talet då den mikrobiella födoväven ”upptäcktes” (Azam et al. 1983) har övertygande bevis framkommit för att även bakterier utgör en viktig del av basproduktionen. Bakterier använder DOC som kolkälla, och producerar därmed biomassa av kol som annars inte skulle vara tillgängligt för resten av födokedjan. DOC kan antingen vara av alloktont eller autoktont ursprung, d.v.s. antingen som löst kol från den terrestra omgivningen eller som restprodukter från algers fotosyntes eller från betning av alger. I pelagialen betas bakterier främst av flagellater och ciliater som i sin tur äts av zooplankton (Jones 1992, Jansson et al. 2007). Strukturen på den bentiska födokedjan är inte lika tydlig eftersom bentiska betare (zoobenthos) troligen äter både alger, bakterier, flagellater och ciliater direkt. Bakterier utgör med andra ord en länk mellan den terrestra och akvatiska miljön genom upptag av DOC med terrestert ursprung som sedan förs vidare till högre trofinivåer via betning.

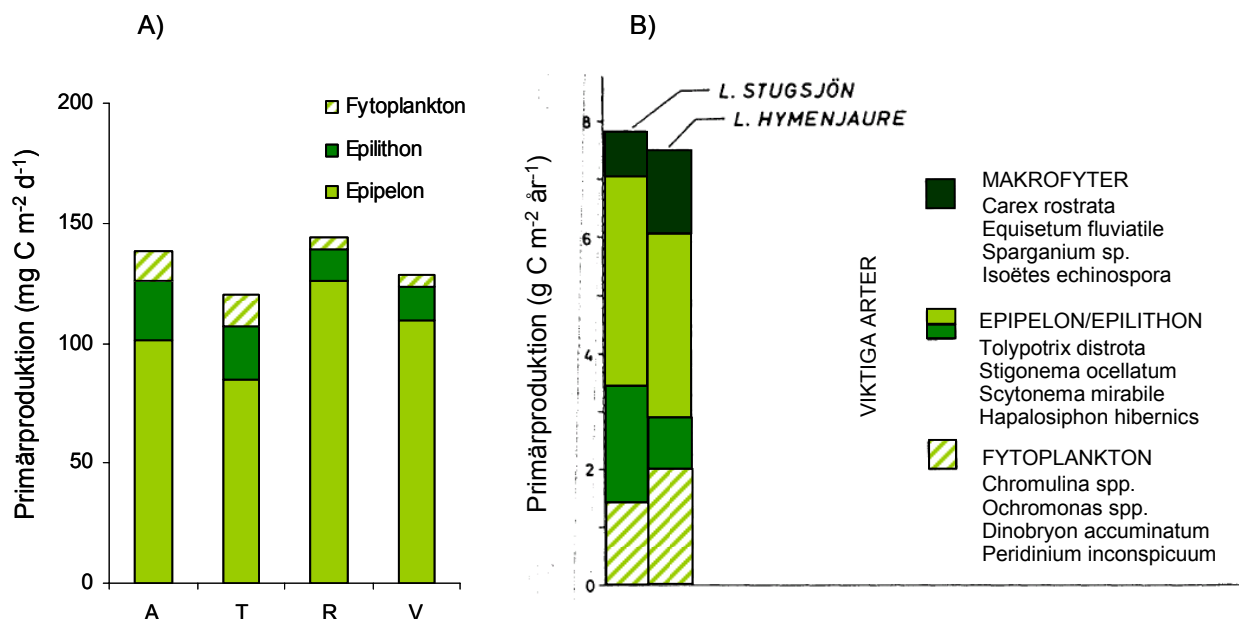
Zooplankton och zoobenthos kan i stora drag ses som primära konsumenterna i akvatiska ekosystem. De äts i sin tur av sekundära konsumenterna som ofta består av fisk eller predatoriska evertetrater. Analyser av fisk (t.ex. genom stabila kolisotoper eller maginnehåll) kan ge en indikation av vilken sorts födobas (bentiskt/pelagiskt och alloktont/autoktont) som är viktig i olika typer av sjöar.

Produktion i fjällsjöar

Fjällsjöar karaktäriseras ofta av ett lågt näringsinnehåll och liten mängd terrestert DOC och är därför klara. Det klara vattnet gör att dessa sjöar har ett stort siktdjup och ljuset kan nå stora delar av sjöbotten. Tillgången på ljus är gynnsam för både pelagisk och bentisk primärproduktion, men den bentiska primärproduktionen på mjuka bottensediment (epipelisk primärproduktion) är ofta mycket hög i relation till den pelagiska i klara och relativt grunda (maxdjup ca 10m, Ask et al. 2009b) till medeldjupa (maxdjup ca 30m, Welch och Kalff 1974) fjällsjöar. Primärproduktion av andra typer av perifyton (t.ex. epilithon) och fytoplankton i fjällsjöar är ofta näringsbegränsad p.g.a. att näringen i vattenmassan är låg, medan de epipeliska algerna även har tillgång till näringen som finns i porvattnet i sedimentet (Jansson 1980, Bonilla et al. 2005). Neringen i sedimentet har ackumulerats under årtal, bl.a. genom sedimentation av pelagiska organismer, och tillgängligheten kan vara mer än 10 gånger högre än den i vattenmassan (Enell och Löfgren 1988).

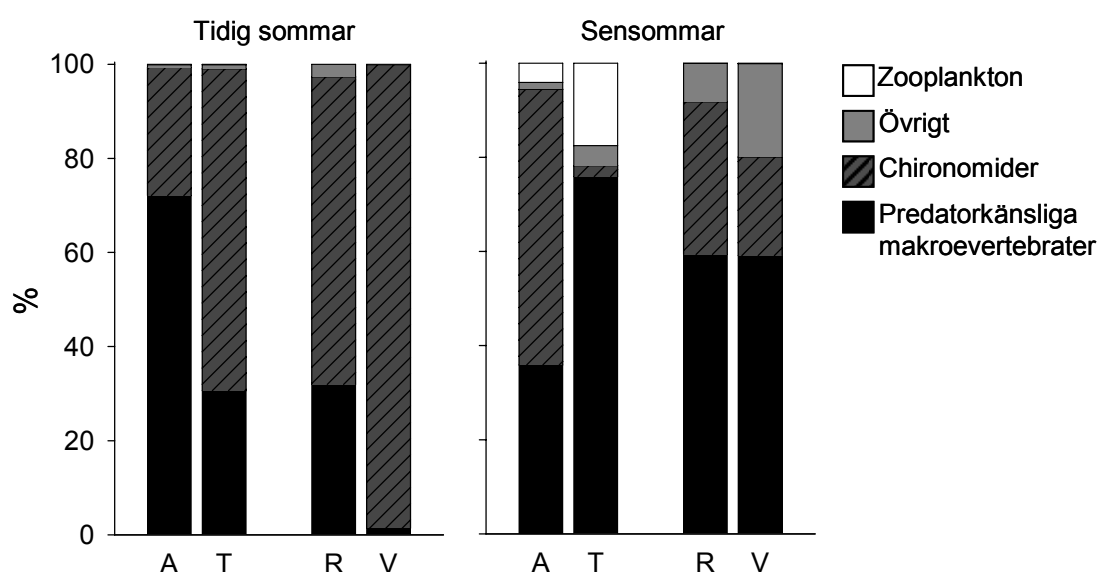
I en tidigare rapport (Jaremalm och Gyllenhammar 2008) från länsstyrelsen i Jämtlands län har det genom modellering föreslagits att den bentiska algbiomassan kommer att öka i fjällsjöar med ökande halter av fosfor, men forskningen inom detta område visar på det motsatta, åtminstone för epipelisk produktion. Då sjöar studerats i en naturlig näringsgradient, eller vid näringstillsatsexperiment, har det visats att epipelisk primärproduktion eller epipelisk algbiomassa inte styrs av näringstillgången i vattenmassan (Björk-Ramberg 1983, Björk-Ramberg och Ånell 1985) utan av ljusklimat (Vadeboncoeur et al. 2001, Vadeboncoeur et al. 2003, Ask et al. 2009a). Eftersom det epipeliska algsamhället är mer begränsat av ljus än av näring (Hansson 1992, Vadeboncoeur et al. 2003, Ask et al. 2009a) så kan således inte näring i vattnet användas som en proxy för epipelisk produktivitet. Betydelsen av epipelisk produktion i relation till total produktion minskar å andra sidan med en ökande näringshalt (Björk-Ramberg 1983, Björk-Ramberg och Ånell 1985, Vadeboncoeur et al. 2001, Vadeboncoeur et al. 2003, Ask et al. 2009a) genom att kvoten mellan pelagisk och bentisk primärproduktion ökar.

Produktionen av perifyton på hårt substrat, t.ex. epilithon och epixylon, ökar däremot då näringen i vattnet ökar (Vadeboncoeur och Lodge 2000, Vadeboncoeur et al. 2006). Perifyton på hårt substrat bidrar dock inte lika mycket till fjällsjöars totala produktion som epipeliska alger gör (Fig. 3a). Även makrofyter har vanligtvis liten betydelse för basproduktionen i fjällsjöar (Fig. 3b).



Figur 3. Primärproduktion hos olika primärproducenter uppdelat på habitat per sommarsäsong (A) i fyra fjällsjöar i Abisko (A = Almberga, T = Tjabrak, R = Ruozutjaure och V = Vuorejaure) och per år (B) i två fjällsjöar i Abisko. Epipelon och epilithon är primärproducenter på sediment respektive stenar. Figur (A) är baserad på data från Ask et al. (2009b) och (B) är modifierad från Persson et al. (1977).

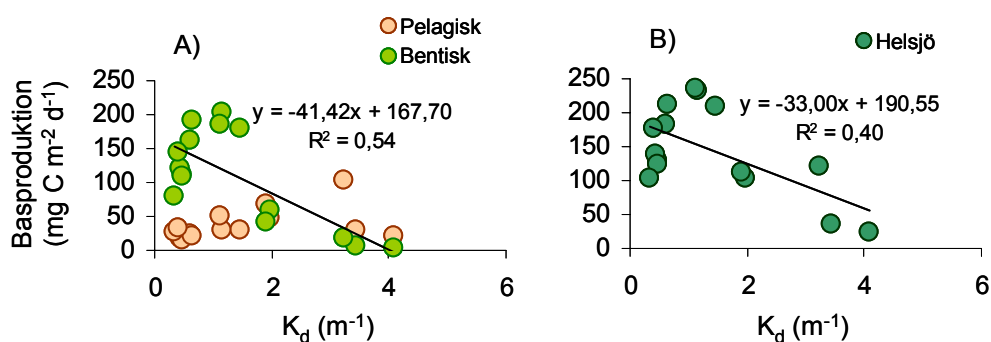
Den höga produktionen av bentiska alger kanaliseras ofta effektivt till högre trofinivåer via den bentiska faunan (Hecky och Hesslein 1995). Fiskarter i fjällen (här: röding) äter t.ex. nästan uteslutande bentisk fauna (Fig. 4). När stabila kolisotoper har använts för att påvisa vilken typ av föda som röding konsumerar framgår det att de består till 62-94 % av bentiskt kol (Karlsson och Byström 2005).



Figur 4. Dietsammansättning hos röding i fyra fjällsjöar i Abisko (A = Almberga, T = Tjabrak, R = Ruozutjaure och V = Vuorejaure). Figuren baseras på data från Per Ask (2005, opublicerat).

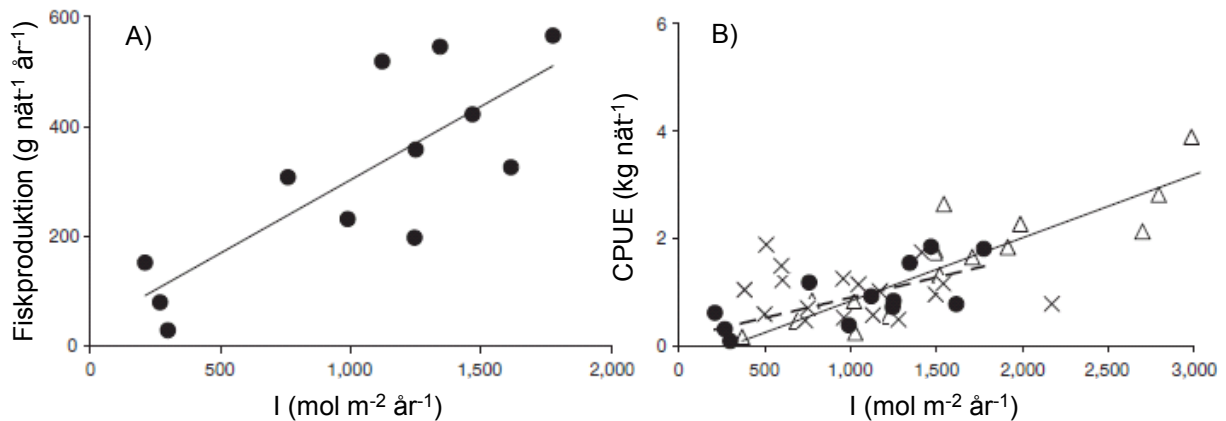
Effekter av en klimatförändring på fjällsjöars produktion

För att få en uppfattning om hur klimatförändringen kan komma att påverka fjällsjöar finns det stor nytta i att undersöka sjöar längs en klimatgradient (spatial variation), eftersom det ofta inte är möjligt att undersöka sjöar under en tillräckligt lång tidsperiod (temporal variation). En sådan klimatgradient kan t.ex. följas i norra Sverige, där altituden minskar i en nord – sydöstlig riktning med en ökande temperatur och terrester produktivitet som följd. Studier av grunda till medeldjupa sjöar i denna gradient visar att koncentrationen av DOC ökar med ökad temperatur och ökad terrester produktivitet (Fig. 1), vilket medför en ökning av näringsämnen och försämrat ljusklimat (Fig. 2). Effekten på basproduktionen i dessa sjöar är att den bentiska primärproduktionen minskar drastiskt då ljusklimatet försämras, medan den pelagiska produktionen i stort sett är oförändrad (Fig. 5a) eller ökar något (Karlsson et al. 2005). Eftersom den minskade bentiska primärproduktionen inte kompenseras av en ökad pelagisk produktion så minskar den totala basproduktionen då DOC-halten ökar i sjöar (Fig. 5b), trots att även näringshalten ökar. Eventuellt kan en liten temperaturhöjning medföra en viss produktivitetsökning, orsakad av ökad näringstillförsel (gynnar pelagisk produktion) och längre isfri period (gynnar både bentisk och pelagisk produktion), förutsatt att tillförsel av färgat material inte nämnvärt påverkar den bentiska primärproduktionen.



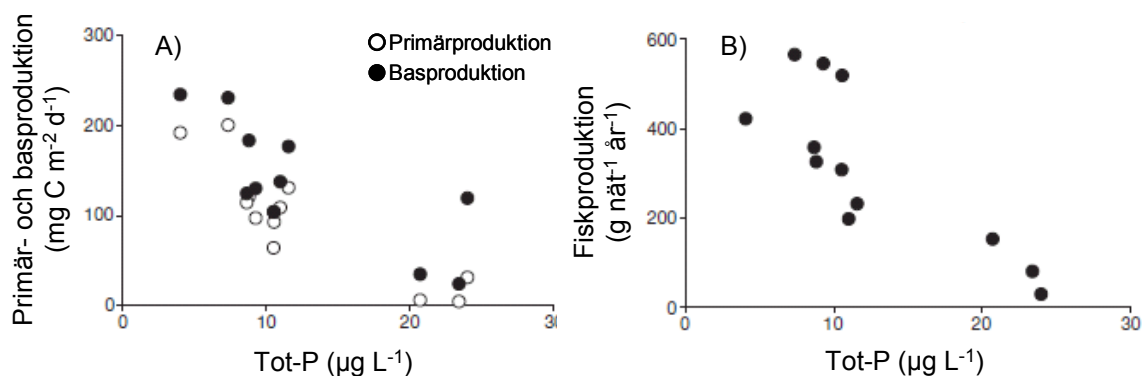
Figur 5. Basproduktion i (A) de bentiska och pelagiska habitaterna samt i (B) hela sjön i 15 sjöar i norra Sverige med olika grader av ljusutsläckning (K_d). Basproduktion är summan av primärproduktion och bakterieproduktion på alloktont kol och beskrivs närmare i Karlsson et al. (2009). Figurerna är modifierade från Ask et al. (2009a).

Effekten av de stora förändringarna i bentisk primärproduktion som diskuteras ovan har effekter på fisksamhället i samma klimatgradient, och även fiskproduktionen minskar med ett minskat ljusklimat (indirekt effekt av ökande DOC) (Fig. 6). Därmed är fiskproduktion negativt korrelerad mot näringshalten i vattnet (Fig. 7).



Figur 6. Fiskproduktion (A) och "catch per unit effort" (CPUE) (B) i relation till årligt ljusklimat (I) i olika typer av sjöar i norra Sverige. I både (A) och (B) ingår 12 av de 15 sjöar som presenteras i Figur 2 och 5 (svarta punkter), och i (B) är även ytterligare sjöar med från Sverige samt Finland. Figuren är modifierad från Karlsson et al. (2009).

I motsats till den tidigare modelleringsstudien (Jaremalm och Gyllenhammar 2008) drar vi alltså slutsatsen att en sannolik nettoeffekt av en uppvärmning är att produktionen av fisk i grunda till medeldjupa fjällsjöar minskar p.g.a. ett sämre ljusklimat och därmed lägre produktion i det för fisken så viktiga bentiska habitatet. Detta gäller dock sannolikt inte i riktigt stora och djupa sjöar (Vadeboncoeur et al. 2008) där produktion av fisk är mer beroende av pelagisk basproduktion. Här kan en ökning av fiskproduktion ske om ökad näringstillförsel överkompenserar ett försämrat ljusklimat. Det har dock visats att fiskar kan vara oproportionerligt beroende av den bentiska produktionen även i sjöar som på basnivå domineras av pelagisk produktion (Hecky och Hesslein 1995). Detta tyder på att förändringar i ljusklimatet skulle vara viktiga också i dessa sjöar, men vi har inte tillräckligt med underlag för att dra några slutsatser då det gäller riktigt stora sjöar (maxdjup > 30m).



Figur 7. Total (d.v.s. bentisk och pelagisk) primärproduktion och basproduktion (A) samt fiskproduktion (B) i relation till fosforkoncentrationen, där basproduktion är summan av primärproduktion och bakterieproduktion på alloktont kol. I både (A) och (B) utgör sjöarna representerade här 12 av de 15 sjöar som presenteras i Figur 2 och 5. Figurerna är modifierade från Karlsson et al. (2009).

Metoder

Abiotiska faktorer

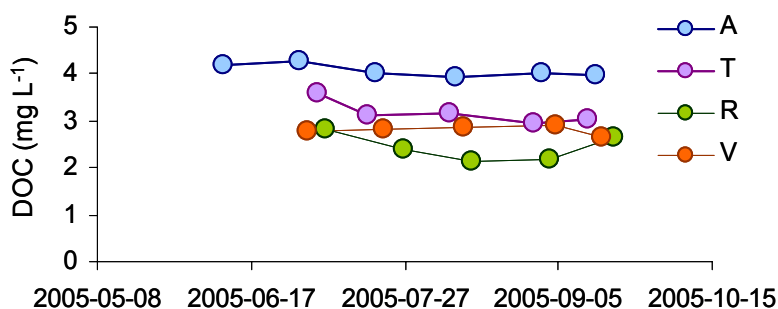
I ett klimatförändringsperspektiv är det sannolikt att abiotiska faktorer i sjöar, som t.ex. temperatur och halter av näringsämnen och DOC, kommer att förändras. Sådana förändringar får i sin tur stora effekter på en sjös karaktär och på olika biotiska processer och interaktioner i sjön.

Temperaturen i vattnet påverkas direkt av ett varmare klimat och bör därför helst mätas kontinuerligt, t.ex. med ett loggersystem, i en profil från ytan till sjöns maximala djup. Detta behöver dock inte göras varje år. Viktigast är att notera längden på den produktiva säsongen eftersom denna har stor betydelse för hur länge framförallt ljusberoende produktion (d.v.s. primärproduktion) kan fortgå, och den är även en del i beräkningen av en sjös totala ljusklimat (se nedan). Om direkta observationer inte är möjliga så finns datum för isläggning och islossning för många sjöar tillgängliga hos SMHI. Isläggning och islossning kan sannolikt också modelleras utifrån klimatdata inom en snar framtid. Temperaturen är även viktig i andra avseenden som t.ex. att den, tillsammans med ljusets spridning i vattnet, styr skiktningar i en sjö. Fjällsjöar är oftast obefintligt eller svagt skiktade, vilket kan komma att ändras med en ökande temperatur. Hur skiktningar i en sjö påverkar produktion, annan än pelagisk primärproduktion, är dock oklart. Temperaturskiktningar som kan leda till skiktningar i syrehalt kan dock påverka fiskars preferens för olika habitat, och därigenom deras resursutnyttjande. Dessutom är metaboliska processer i alla organismer temperaturreglerade, vilket är mest påtagligt hos högre organismer såsom fisk. Preliminära data visar t.ex. att man kan detektera skillnader i fiskpopulationer redan vid några graders temperaturökning, som t.ex. i individuell tillväxt, utan att några större skillnader kan upptäckas i basproduktion (Ask, P. manuskript).

Fjällsjöar är i regel näringsfattiga med låg pelagisk produktion. Näringsämnen som kommer in i en fjällsjö från den omgivande terrestra miljön får därför stor betydelse för den pelagiala produktionen. I det nationella övervakningsprogrammet analyseras ca 15 näringsämnen (t.ex. kväve, fosfor, kisel och järn) samt 9 spårämnen (t.ex. koppar, kadmium och nickel) men för övervakning av den pelagiala produktionen i fjällsjöar räcker det att analysera halterna av kväve (N) och fosfor (P) i vattnet. De övriga näringsämnena, framförallt järn (Vrede och Tranvik 2006), kan analyseras, i mån av tid och om ekonomin tillåter, men då förslagsvis med ett längre tidsintervall. Näring, och andra abiotiska parametrar som DOC och absorbans (se nedan), analyseras från ett blandprov (Bilaga 1) för att få ett representativt mått för hela sjön. Om provtagning med båt inte är möjlig kan vatten tas från utloppet, men att

ersätta provtagning i sjön (blandprov) med provtagning från utloppet bör däremot testas ordentligt.

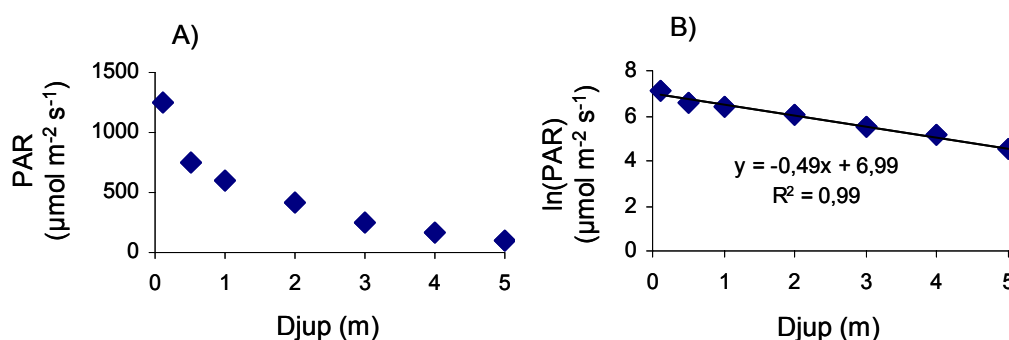
Halten DOC har relativt liten säsongsvariation i fjällsjöar (Fig. 8), men detta kan komma att ändras vid t.ex. förändringar i nederbörd och terrester produktion. DOC har flera viktiga funktioner i sjöar; kolet fungerar som en extra kolkälla för bakterier, det skyddar organismer från skadligt UV-ljus men släcker även ut vanligt ljus. Eftersom tillgången på ljus är viktig för primärproduktion i allmänhet och för bentisk primärproduktion i synnerhet är DOC en nyckelparameter i övervakningen av fjällsjöar. Å andra sidan är DOC i sig endast ett mått på hur mycket organiskt kol som finns löst i vattnet, och det kan vara mer eller mindre färgat beroende på hur mycket och vilken typ av kol som kommer in till sjön från den terrestra omgivningen. Därför kan inte enbart DOC användas som ett mått på tillgången på ljus i sjöar. Vattenprov för DOC tas som beskrivet ovan för näring, d.v.s. från ett blandprov (Bilaga 1) eller från sjöns utlopp.



Figur 8. Förändringen i DOC över sommarsäsongen i fyra fjällsjöar i Abisko (A = Almberga, T = Tjabrak, R = Ruozutjaure och V = Vuorejaure) där Almberga och Tjabrak ligger nedanför trädgränsen och Ruozutjaure och Vuorejaure ligger ovanför trädgränsen. Figuren baseras på data som presenteras i Ask et al. (2009b).

Forskningsresultat tyder på att tillgången på ljus är den i särklass viktigaste parametern då det gäller produktion i fjällsjöar (se ovan) och därför är det viktigt att beräkna sjöars ljusklimat. För detta ändamål beräknas ljusutsläkningskoefficienten (K_d) och mäts absorbans. För att räkna ut K_d tas en ljusprofil fram vid den djupaste punkten i sjön genom att mäta PAR vid olika djup. PAR mäts med täta intervall (0.5m) från ytan till ca 4 m och därefter vid varje meter. Genom att plotta loggade (naturliga logaritmen, $\ln$) PAR-värden mot djupet kan K_d beräknas från lutningen hos den linjära regressionslinjen (Fig. 9). Vatten för analys av absorbans tas från ett blandprov (Bilaga 1) eller från sjöns utlopp, och själva analysen görs på filtrerat och ofiltrerat vatten i en spektrofotometer. Absorbansen vid 420nm (A_{420}) eller 440nm (A_{440}) är proportionell mot vattenfärgen (Cuthbert och del Giorgio 1992), är starkt

kopplad till K_d (Fig. 10) och kan användas som ett mått på ljusutsläckning. För att kunna använda absorbans istället för K_d bör korrelationen mellan dessa fastställas för de sjöar som ingår i det aktuella övervakningsprogrammet. Utöver A_{420} och A_{440} bör även A_{254} mätas för att kunna beräkna SUVA (Weishaar et al. 2003) som ger en indikation över hur stor del av DOC som är av terrestert ursprung.



Figur 9. PAR (A) och $\ln(\text{PAR})$ (B) mot djupet i sjön Almborga i Abisko. Ljusutsläckningen (K_d) beräknas utifrån lutningen i (B) och är här alltså 0.49. Figurerna baseras på data från Jenny Ask (2005, opublicerat).

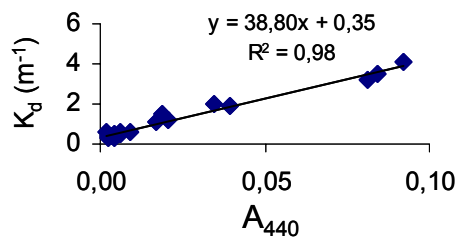
Ljusklimatet i en sjö är dock inte bara beroende av färgen på vattnet, utav även av sjöns morfometri. Morfometrin bestämmer hur stor bottenarean är i jämförelse med vattenvolymen, d.v.s. hur stor del av botten som potentiellt kan nås, respektive inte nås, av ljus. En kartering av en sjö görs enklast med ett ekolod och en GPS och behöver endast göras vid ett tillfälle. Med hjälp av K_d , medeldjupet ($Z_m = \text{volym/area}$), längden på den isfria perioden och instrålning kan medelljusklimatet (I_m , ekvation 1) och det totala ljusklimatet (I , ekvation 2) för en sjö beräknas;

$$I_m = (1 - e^{-K_d \times Z_m}) / (K_d \times Z_m), \quad (1)$$

$$I = I_m \times PAR_p, \quad (2)$$

där PAR_p är den totala instrålningen vid sjön under den isfria perioden (instrålning mäts eller erhålls från SMHI, se Karlsson et al. 2009).

Data som rör faktorer med mer indirekt betydelse för fjällsjöar är bl.a. lufttemperatur, nederbörd och terrester växtlighet. Sådana data bör kunna erhållas från t.ex. SMHI och andra organisationer eller projekt.



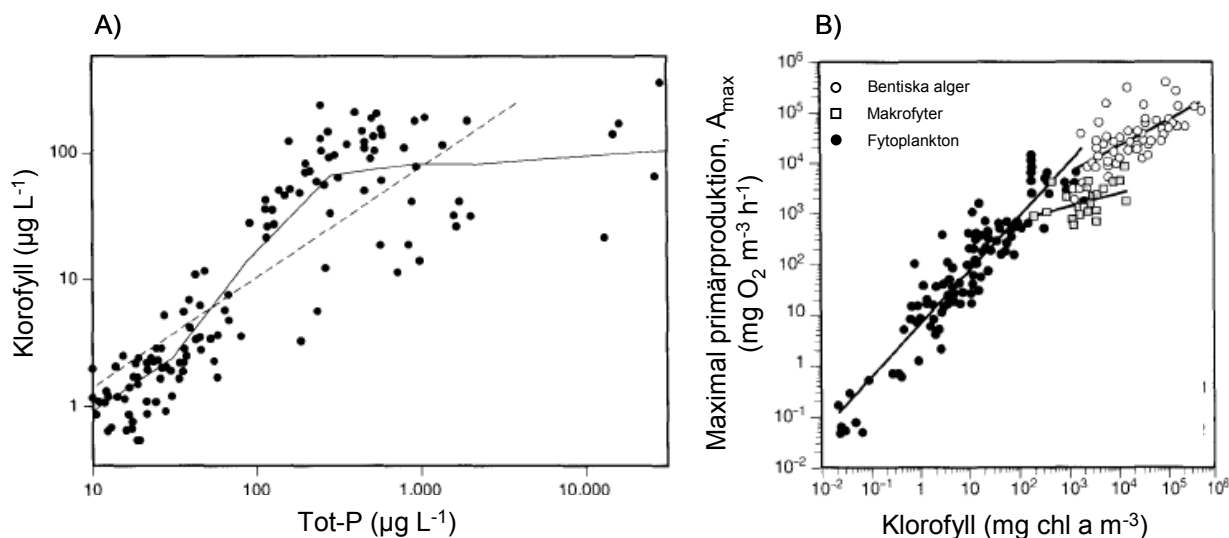
Figur 10. Förhållandet mellan absorbans vid 440nm (A_{440}) och ljusutsläckning (K_d) i 15 sjöar i norra Sverige. Figuren baseras på data från Jenny Ask (2006, opublicerat).

Biotiska faktorer

Produktiviteten hos ett visst algsamhälle kan beskrivas av hastigheten på CO_2 -upptag eller som förändringen över tid av algbiomassa. Produktion och biomassa hänger givetvis ihop, men man kan inte anta ett 1:1 förhållande eftersom alger kan ha olika produktion per enhet biomassa beroende på olika yttre variabler som t.ex. temperatur eller näring. Produktion mäts vanligtvis genom upptag av ^{14}C (en radioaktiv kolisotop som tillsätts som $\text{Na}_2^{14}\text{CO}_3$) eller genom syrgasproduktion eller koldioxidkonsumtion. Biomassan uppmäts antingen genom att räkna och mäta alger eller genom att analysera mängden klorofyll *a* (klorofyll). Klorofyll är inte ett exakt mått på biomassa eftersom mängden klorofyll kan variera mellan olika algarter och även mellan olika tidpunkter, men det används ändå ofta i storskaliga, jämförande studier där pelagisk primärproduktion relateras till näringskoncentrationen i vattnet (Fig. 11a). Klorofyll är alltså till viss del dynamiskt och alger kan ha en högre halt som en kompensation för ett försämrat ljusklimate. Trots detta är både produktion och klorofyll korrelerat mot ljus i en stor ljusgradient, t.ex. över djupet i en sjö (Fig. 12). Därför kan det antas vara svårt att detektera små förändringar genom att endast mäta klorofyll, men metoden anses vara robust vid storskalig förändring (Fig. 11b). Även om det finns vissa nackdelar med att mäta klorofyll föreslår vi ändå att det används istället för den mer tidskrävande metoden att räkna och mäta alger.

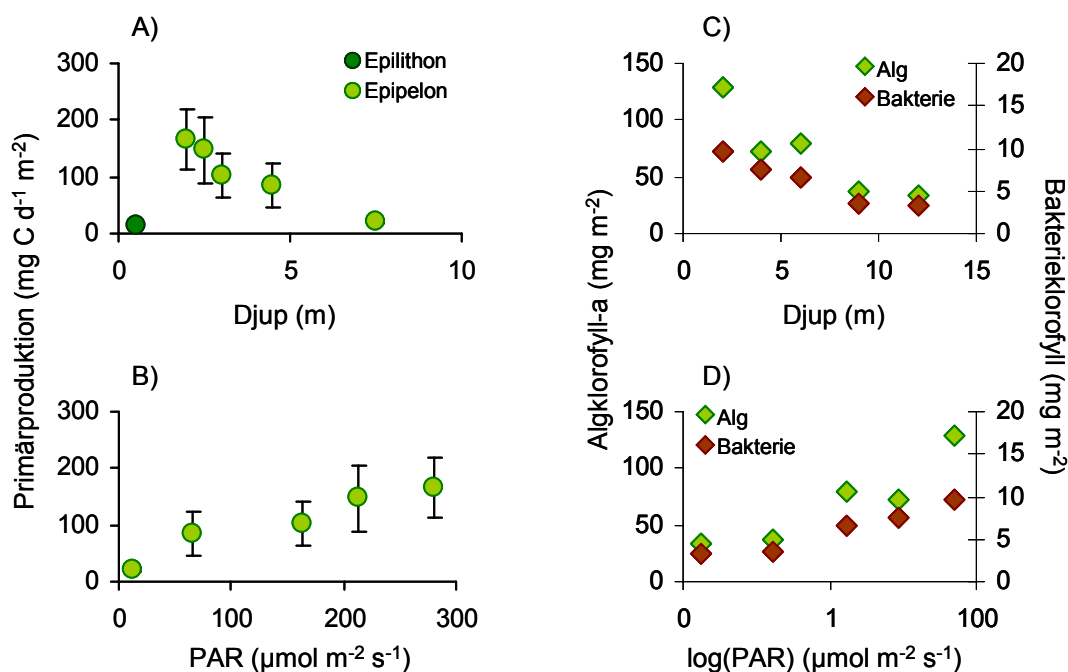
Vatten för analys av pelagisk algbiomassa och klorofyll tas ut som delprov från det väl omrörda blandprovet och analyseras enligt metodbeskrivning i Bilaga 1. Benthisk algbiomassa och klorofyll bedöms genom att först ta proppar med en sedimentprovtagare från grunda, djupa och medeldjupa mjukbottnar. Från varje djup tas 3 proppar ($n = 9$), och om ekonomin tillåter görs en sådan djuptransekt vid 3 olika stationer ($n = 27$) i sjön. Från varje propp skärs de 3 översta centimetrarna av, efter att så mycket som möjligt av det ovanliggande vattnet hållts av, och tas omhand för analys av klorofyll och/eller biomassa (Bilaga 1). När det gäller hur mycket av sedimentet som bör avskiljas så varierar detta mellan olika studier, men vi

rekommenderar 3 cm för att få med det mesta av den ofta tjocka algmattan som är vanlig i fjällsjöar (Jenny Ask 2005 (opublicerat), Stanley 1976).



Figur 11. Förhållandet mellan fosfor (Tot-P) och algbiomassa mätt som klorofyll (A) samt relationen mellan klorofyll och algers maximala produktivitet (B). I (B) är det även tydligt att klorofyll kan användas som ett substitut för produktivitet över stora intervall, men att det är sämre i små intervall. Figur (A) är från Prairie et al. (1989) och (B) är från Krause-Jensen och Sand-Jensen (1998).

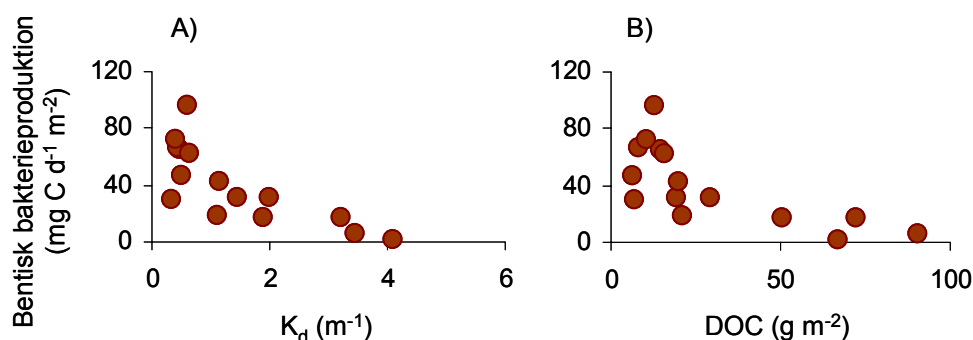
Bakterier är en viktig del av födokedjan i sjöar, men när det gäller fjällsjöar och hur de kan komma att påverkas av klimatförändringar så antas ändå den största effekten vara på bentisk primärproduktion. Om man dessutom ser på helsjöproduktion (av alger och bakterier i de bentiska och pelagiska habitaterna) i fjällsjöar i Abisko så utgör bentiska bakterier ca 35 % och pelagiska bakterier ca 6 % av den totala produktionen (Jenny Ask 2005, opublicerat). Pelagisk bakterieproduktion ökar med ett ökat inflöde av DOC (Fig. 1c) medan den bentiska minskar med både DOC och K_d (Fig. 13). Man kan alltså anta att det är de pelagiska bakterierna som kan komma att ersätta de bentiska algerna som viktigaste basproducenter i ett klimatförändringsperspektiv. Den bentiska bakterieproduktionen däremot följer samma mönster som bentisk primärproduktion. De bentiska bakterierna är med största sannolikhet beroende av kol från de bentiska algerna, men det finns inte tillräckligt med data för att fastställa denna koppling. Att mäta bentisk bakterieproduktion är dessutom tids- och utrustningskrävande och en standardiserad metod saknas, vilket gör att vi anser att endast pelagiska bakterier bör ingå i ett övervakningsprogram. Pelagiska bakteriers biomassa analyseras enligt beskrivning i Bilaga 1 genom att ta ut ett delfprov från blandprovet.



Figur 12. Bentisk primärproduktion av epipeliska alger (A) samt alg- och bakterieklorofyll (C) minskar med djupet i två sjöar i Abisko. Även ljuset minskar med djupet vilket gör att bentisk primärproduktion av epipeliska alger (B) samt alg- och bakterieklorofyll (D) är positivt korrelerade med ljus (PAR). Figur (A) och (B) baseras på data från sjön Vuorejaure som delvis finns publicerat i Ask et al. (2009b). Figur (C) och (D) baseras på data från sjön Diktär-Erik (Anders Jonsson 2004, opublicerat).

Zooplankton och zoobenthos behöver inte ingå i ett övervakningsprogram som syftar till att följa ekosystemeffekter orsakade av förändringar i klimatet. Både zooplankton och zoobenthos är den huvudsakliga födan för fisk (framförallt zoobenthos i fjällsjöar) och är därför starkt reglerade av predation ("top-down" effekt). En stark top-down effekt gör att det blir i stort sett omöjligt att avgöra om de skillnader man ser i zooplankton- och zoobenthospopulationerna är orsakade av en förändring i predationstryck eller förändringar i klimatet (Jansson et al. 2010). Artsammansättning för dessa organismer är egentligen inte heller intressant för att bedöma fjällsjöars produktivitet eftersom olika arter inom samma grupp (zooplankton/zoobenthos) i stort sett utför samma "ekosystemtjänst", d.v.s. de gör basproduktionen tillgänglig för högre trofinivåer. Om zooplankton och zoobenthos ska analyseras så rekommenderar vi de metoder som finns beskrivna i Bilaga 1. För zoobenthos är sparkmetoden (Naturvårdsverket 1996) inte att rekommendera då man vill jämföra olika sjöar eller följa förändringar över tiden inom en sjö eftersom den metoden endast ger ett kvalitativt mått, man får alltså inte ut jämförbara biomassor. Ett alternativ kan vara att mäta stabila kol- och kväveisotoper i zooplankton och zoobenthos eftersom dessa kan antas ändras i och med att basproduktionen ändras, men vi anser inte att detta är aktuellt för ett övervakningsprogram i nuläget.

Fisk däremot är ofta toppkonsumenter i fjällsjöar vilket innebär att dessa främst regleras av resurstillgång (”bottom-up” effekt) och intern populationsdynamik (Svenning och Borgström 1995, Byström 2006) och inte av ’top-down’ effekter (beror dock på fisketryck). Tillgången på fisk i fjällsjöar är även en mycket viktig samhällelig resurs (Eriksson et al. 2006). Fisk är därför en viktig parameter att mäta eftersom det dessutom har påvisats ett starkt samband mellan fiskproduktion i fjällsjöar och den begränsande resursen, d.v.s. ljus (Fig. 6). Den bästa och mest skonsamma metoden för att uppskatta fiskpopulationen i en sjö är med fångst och återfångst. Ett mindre tidskrävande alternativ (men även mindre skonsamt) är att lägga ut översiktsnät, vilket i och för sig endast ger ett relativt produktionsmått men som ändå går att använda för att jämföra populationer. Även för fisksamhället kan det vara av intresse att mäta stabila kol- och kväveisotoper eftersom de speglar dieten och eventuella förändringar i denna (Karlsson och Byström 2005). De fiskpopulationer som ingår i ett övervakningsprogram bör, vad det gäller artsammansättning, representera inhemska fiskarter typiskt förekommande i fjällsjöar.

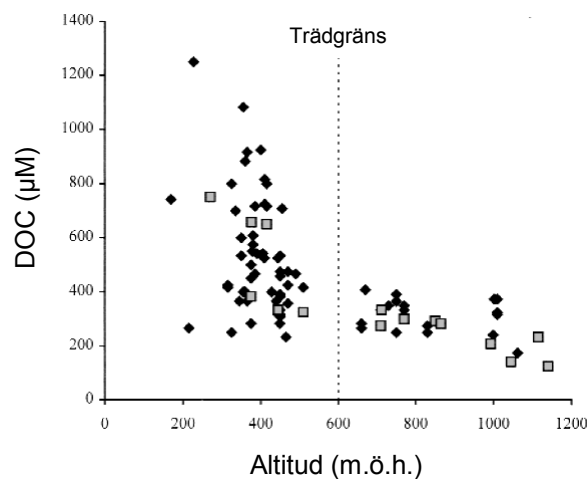


Figur 13. Bentisk bakterieproduktion i förhållande till ljusutsläckning (A) och halten DOC (B) i 15 sjöar norra Sverige. Figurerna baseras på data från Jenny Ask (2006, opublicerat).

Förslag till övervakningsprogram för fjällsjöar

Övervakningsprogrammet syftar till att skapa underlag för en enkel och robust metod för att bedöma primärproduktionen och fiskproduktionens eventuella förändring över tiden. Programmet bör vara representativt för merparten av de sjöar som finns i svenska fjällen. Av litteratursammanställningen ovan framgår att basproduktionen är fördelad på två dominerande habitat; pelagialen och de bentiska samhällena. Den pelagiala produktionen är näringsbegränsad och den bentiska produktionen är ljusbegränsad. Pelagialen dominerar och styr sannolikt fiskproduktionen endast i mycket stora djupa sjöar (samt i kraftverksmagasin där det bentiska habitatet ofta är starkt reducerat genom iserosion (Rydin et al. 2008), medan den bentiska produktionen dominerar och styr fiskproduktionen i grunda till medeldjupa sjöar,

d.v.s. i flertalet sjöar i fjällregionen. I den typen av sjö kommer sannolikt aldrig en klimatgenererad ökning av näringstillgången i pelagialen att var tillräcklig för att den pelagiala produktionen ska komma att dominera över den bentiska. Följaktligen måste ett övervakningsprogram i första hand dokumentera de förhållanden som styr produktion i det bentiska samhället och effekter på de toppkonsumenter som nyttjar den bentiska produktionen. Av föreliggande sammanställning framgår att detta kan åstadkommas genom mätning av absorbans, bestämning av sjöars morfometri och kännedom om den isfria periodens längd. Utifrån dessa storheter kan medelljuset i sjön över året beräknas och relateras till fiskproduktion. Även om det bentiska habitatet är i fokus för sjöars produktionspotential, bör förändringar i pelagialen kunna registreras. Av särskilt intresse är balansen mellan autotrof och heterotrof basproduktion. Förändringar i pelagialens basproduktionspotential kan övervakas via mätning av växtplanktonbiomassa och bakteriebiomassa.



Figur 14. DOC i 91 sjöar belägna på olika altitud i norra Sverige, där sjöarna ligger antingen ovanför eller nedanför trädgränsen. Figuren är modifierad från Karlsson et al. (2001).

Baserat på de data och den information som vi har tagit fram angående fjällsjöar och deras produktivitet, presenterar vi här ett förslag till övervakning. Sjöar som bör vara med i ett övervakningsprogram för fjällsjöar är sjöar med varierande storlek och djup både nedanför och ovanför trädgränsen. Sjöar nedanför trädgränsen är viktiga eftersom det där förekommer större variation i DOC-halt än ovanför trädgränsen (Fig. 14). Vi föreslår att ca 20 grunda till djupa sjöar i länet jämt fördelade nedanför (-100 – 200 m) och ovanför (+100 – 200 m) trädgränsen ingår i ett basprogram. Fördelningen mellan grunda och djupa sjöar i övervakningsprogrammet bör avspegla den faktiska fördelningen mellan dessa sjöar inom det

område som ingår i övervakningen. I dessa sjöar bör ett provtagningsprogram genomföras som baseras på parametrar indelade efter prioritering (Tabell 1), vilket gör att programmet kan utformas olika beroende på finansieringsmöjligheter. Vi anser att beräkning av ljusklimatet (enligt ekvation 1 och 2), analys av DOC, N och P, samt analys av fiskpopulationen har högsta prioritet och utgör ett minimum i en kontinuerlig övervakning av fjällsjöar.

Utöver den kontinuerliga övervakningen bör sambandet mellan K_d och absorbans (A_{440}) fastställas för minst de sjöar som ska ingå i basprogrammet. Detta bör göras i ett så tidigt skede som möjligt och kan med fördel upprepas med t.ex. 5 års mellanrum.

Tabell 1. Provtagningsprogram baserat på prioritering, där 1 är högsta prioritet och 5 är lägsta prioritet. Vattenkemi innefattar näring (N och P) och DOC. Antal sjöar är uppdelat så att antingen provtas alla, eller så provtas ett urval efter ett rullande schema.

Parameter	Prioritet	Antal mätningar (per säsong)	Intervall (år)	Sjöar (antal)	Alt. metod
<u>Morfometri</u>	1	Vid 1 tillfälle		alla	
<u>Temperatur</u>					
skiktning, medeltemp.	2	Kontinuerligt	valfritt	alla	Manuellt
isfri period	1	Observation	varje	alla	Beräkna
<u>Vattenkemi (DOC, N, P)</u>					
i sjön	1	1	varje	alla	Utlopp
<u>Ljusklimat</u>					
K_d	2	1	vert 5:e	4	
absorbans, i sjön	1	1	varje	alla	Utlopp
<u>Klorofyll</u>					Biomassa
pelagiskt	2	1	vert 3:e	6-7	
bentiskt	2	1	vert 3:e	6-7	
<u>Bakteriebiomassa</u>					
pelagiskt	2	1	vert 3:e	6-7	
<u>Fisk</u>					
produktion/biomassa	1	1	vert 3:e	6-7	
stabila isotoper	3	1	vert 3:e	6-7	
<u>Zooplankton</u>					
arter/biomassa	5				
stabila isotoper	4	3-4	vert 3:e	6-7	
<u>Zoobenthos</u>					
arter/biomassa	5				
stabila isotoper	4	1	vert 3:e	6-7	

Samband mellan ljusklimat och fiskproduktion i olika fjällsjöar

Utöver de 20 sjöar som vi föreslår ska ingå i övervakningsprogrammet bör ljusklimatet beräknas för så många sjöar som möjligt i länet där provfiske utförs eller har utförts. Även dessa sjöar bör väljas med hänsyn till kriterierna som gäller för de övriga sjöarna, men det är viktigt att inkludera sjöar med stor spridning då det gäller sjöstorlek och artsammansättning av fisk. Anledningen till denna storskaliga jämförelse av sjöars ljusklimat och fiskpopulationer är att ytterligare verifiera sambanden som beskrivs i Figur 6a och b, d.v.s. att

fiskproduktion och CPUE ("catch per unit effort") kan beräknas utifrån ljusklimatet enligt ekvation 3 respektive 4.

$$y = 0,2667x + 36,701, \quad (3)$$

$$y = 0,0009x + 0,1418, \quad (4)$$

där y är fiskproduktion (ekvation 3) samt CPUE (ekvation 4) och x är ljusklimat (Fig. 6).

Denna verifiering är viktig och bör helst göras innan den kontinuerliga övervakningen initieras. Detaljer för hur denna översiktsprovtagning ska genomföras kan bestämmas i diskussion mellan författarna och Länsstyrelsen i Jämtland.

Referenser

- ACIA. 2004. Impacts of a Warming Arctic: Arctic Climate Assessment. Cambridge University Press.
- Algesten, G., S. Sobek, A. K. Bergstrom, A. Agren, L. J. Tranvik och M. Jansson. 2004. Role of lakes for organic carbon cycling in the boreal zone. *Global Change Biology* **10**: 141-147.
- Ask, J., J. Karlsson, L. Persson, P. Ask, P. Byström och M. Jansson. 2009a. Terrestrial organic matter and light penetration: Effects on bacterial and primary production in lakes. *Limnol. Oceanogr.* **54**: 2034-2040.
- Ask, J., J. Karlsson, L. Persson, P. Ask, P. Byström och M. Jansson. 2009b. Whole-lake estimates of carbon flux through algae and bacteria in benthic and pelagic habitats of clear-water lakes. *Ecology* **90**: 1923-1932.
- Azam, F., T. Fenchel, J. G. Field, J. S. Gray, L. A. Meyer-Reil och F. Thingstad. 1983. The ecological role of water-column microbes in the sea. *Marine Ecology-Progress Series* **10**: 257-263.
- Björk-Ramberg, S. 1983. Production of epipelagic algae before and during fertilization in a subarctic lake. *Holarctic Ecology* **6**: 349-355.
- Björk-Ramberg, S. och C. Ånell. 1985. Production and chlorophyll concentration of epilithic algae in fertilized and nonfertilized subarctic lakes. *Hydrobiologia* **126**: 213-219.
- Bonilla, S., V. Villeneuve och W. F. Vincent. 2005. Benthic and planktonic algal communities in a high arctic lake: Pigment structure and contrasting responses to nutrient enrichment. *Journal of Phycology* **41**: 1120-1130.
- Byström, P. 2006. Recruitment pulses induce cannibalistic giants in Arctic char. *Journal of Animal Ecology* **75**: 434-444.
- Cole, J. J. et al. 2007. Plumbing the global carbon cycle: Integrating inland waters into the terrestrial carbon budget. *Ecosystems* **10**: 171-184.
- Cuthbert, I. D. och P. del Giorgio. 1992. Toward a Standard Method of Measuring Color in Fresh-Water. *Limnology and Oceanography* **37**: 1319-1326.
- Enell, M. och S. Löfgren. 1988. Phosphorus in interstitial water: Methods and dynamics. *Hydrobiologia* **170**: 103-132.
- Eriksson, T., J. Andersson, P. Byström, M. Hörnell-Willebrand, T. Laitila, C. Sandström och T. Willebrand. 2006. Fish and wildlife in the Swedish mountain area -resources, use and

- management. *International Journal of Biodiversity Science and Management* **2**: 334-342.
- Forsberg, C. 1992. Will an Increased Greenhouse Impact in Fennoscandia Give Rise to More Humic and Colored Lakes. *Hydrobiologia* **229**: 51-58.
- Hansson, L. A. 1992. Factors regulating periphytic algal biomass. *Limnology and Oceanography* **37**: 322-328.
- Hecky, R. E. och R. H. Hesslein. 1995. Contributions of benthic algae to lake food webs as revealed by stable isotope analysis. *Journal Of The North American Benthological Society* **14**: 631-653.
- Hudson, J. M. G. och G. H. R. Henry. 2009. Increased plant biomass in a High Arctic heath community from 1981 to 2008. *Ecology* **90**: 2657-2663.
- IPCC. 2007. *Climate Change 2007: The Physical Science Basis. Contribution of Working Group I to the Fourth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change*. Cambridge University Press.
- Jansson, M. 1980. Role of benthic algae in transport of nitrogen from sediment to lake water in a shallow clearwater lake. *Archiv Fur Hydrobiologie* **89**: 101-109.
- Jansson, M., T. Hickler, A. Jonsson och J. Karlsson. 2008. Links between terrestrial primary production and bacterial production and respiration in lakes in a climate gradient in subarctic Sweden. *Ecosystems* **11**: 367-376.
- Jansson, M., A. Jonsson, A. Andersson och J. Karlsson. 2010. Biomass and structure of planktonic communities along an air temperature gradient in subarctic Sweden. *Freshwater Biology Online*: doi: 10.1111/j.1365-2427.2009.02310.x.
- Jansson, M., L. Persson, A. M. De Roos, R. I. Jones och L. J. Tranvik. 2007. Terrestrial carbon and intraspecific size-variation shape lake ecosystems. *Trends in Ecology & Evolution* **22**: 316-322.
- Jaremalm, M. och A. Gyllenhammar. 2008. *Fjällsjöar i nytt klimat -En modelleringsstudie av Dörrsjöarna, Jämtland. Länsstyrelsen i Jämtlands län*.
- Jones, R. I. 1992. The influence of humic substances on lacustrine planktonic food chains. *Hydrobiologia* **229**: 73-91.
- Kalff, J. 2002. *Limnology: Inland water ecosystems*. Prentice-Hall.
- Karlsson, J., P. Bystrom, J. Ask, P. Ask, L. Persson och M. Jansson. 2009. Light limitation of nutrient-poor lake ecosystems. *Nature* **460**: 506-U580.
- Karlsson, J. och P. Byström. 2005. Littoral energy mobilization dominates energy supply for top consumers in subarctic lakes. *Limnology and Oceanography* **50**: 538-543.

- Karlsson, J., A. Jonsson och M. Jansson. 2001. Bacterioplankton production in lakes along an altitude gradient in the subarctic north of Sweden. *Microbial Ecology* **42**: 372-382.
- Karlsson, J., A. Jonsson och M. Jansson. 2005. Productivity of high-latitude lakes: climate effect inferred from altitude gradient. *Global Change Biology* **11**: 710-715.
- Krause-Jensen, D. och K. Sand-Jensen. 1998. Light attenuation and photosynthesis of aquatic plant communities. *Limnology and Oceanography* **43**: 396-407.
- Kullman, L. och L. Öberg. 2009. Post-Little Ice Age tree line rise and climate warming in the Swedish Scandes: a landscape ecological perspective. *Journal of Ecology* **97**: 415-429.
- Magnuson, J. J. et al. 2000. Historical trends in lake and river ice cover in the Northern Hemisphere. *Science* **289**: 1743-1746.
- Naturvårdsverket. 1996. Undersökningstyp: Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag. Ur: Handledning för miljöövervakning.
- Persson, G., S. K. Holmgren, M. Jansson, A. Lundgren, B. Nyman, D. Solander och C. Ånell. 1977. Phosphorus and Nitrogen and the Regulation of Lake Ecosystem: Experimental Approaches in Subarctic Sweden. *National Research Council of Canada* **3**: 3-19.
- Prairie, Y. T., C. M. Duarte och J. Kalff. 1989. Unifying Nutrient Chlorophyll Relationships in Lakes. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* **46**: 1176-1182.
- Rydin, E., T. Vrede, J. Persson, S. Holmgren, M. Jansson, L. Tranvik och G. Milbrink. 2008. Compensatory nutrient enrichment in an oligotrophicated mountain reservoir - effects and fate of added nutrients. *Aquatic Sciences* **70**: 323-336.
- Schuur, E. A. G. et al. 2008. Vulnerability of permafrost carbon to climate change: Implications for the global carbon cycle. *Bioscience* **58**: 701-714.
- Shaver, G. R. et al. 2000. Global warming and terrestrial ecosystems: A conceptual framework for analysis. *Bioscience* **50**: 871-882.
- Stanley, D. W. 1976. Productivity of Epipelagic Algae in Tundra Ponds and a Lake near Barrow, Alaska. *Ecology* **57**: 1015-1024.
- Svenning, M. A. och R. Borgström. 1995. Population structure in landlocked Spitsbergen Arctic charr. Sustained by cannibalism? *Nordic Journal of Freshwater Research* **66**: 36-43.
- Vadeboncoeur, Y., E. Jeppesen, M. J. Vander Zanden, H. H. Schierup, K. Christoffersen och D. M. Lodge. 2003. From Greenland to green lakes: Cultural eutrophication and the loss of benthic pathways in lakes. *Limnology and Oceanography* **48**: 1408-1418.

- Vadeboncoeur, Y., J. Kalff, K. Christoffersen och E. Jeppesen. 2006. Substratum as a driver of variation in periphyton chlorophyll and productivity in lakes. *Journal Of The North American Benthological Society* **25**: 379-392.
- Vadeboncoeur, Y. och D. M. Lodge. 2000. Periphyton production on wood and sediment: substratum-specific response to laboratory and whole-lake nutrient manipulations. *Journal Of The North American Benthological Society* **19**: 68-81.
- Vadeboncoeur, Y., D. M. Lodge och S. R. Carpenter. 2001. Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology* **82**: 1065-1077.
- Vadeboncoeur, Y., G. Peterson, M. J. V. Zanden och J. Kalff. 2008. Benthic algal production across lake size gradients: Interactions among morphometry, nutrients, and light. *Ecology* **89**: 2542-2552.
- Vadeboncoeur, Y., M. J. Vander Zanden och D. M. Lodge. 2002. Putting the lake back together: Reintegrating benthic pathways into lake food web models. *Bioscience* **52**: 44-54.
- Vander Zanden, M. J. och Y. Vadeboncoeur. 2002. Fishes as integrators of benthic and pelagic food webs in lakes. *Ecology* **83**: 2152-2161.
- Weishaar, J. L., G. R. Aiken, B. A. Bergamaschi, M. S. Fram, R. Fujii och K. Mopper. 2003. Evaluation of specific ultraviolet absorbance as an indicator of the chemical composition and reactivity of dissolved organic carbon. *Environmental Science & Technology* **37**: 4702-4708.
- Welch, H. E. och J. Kalff. 1974. Benthic Photosynthesis and Respiration in Char Lake. *Journal of Fisheries Research Board of Canada* **31**: 609-620.
- Williamson, C. E., W. Dodds, T. K. Kratz och M. A. Palmer. 2008. Lakes and streams as sentinels of environmental change in terrestrial and atmospheric processes. *Frontiers in Ecology and the Environment* **6**: 247-254.
- Vrede, T. och L. J. Tranvik. 2006. Iron constraints on planktonic primary production in oligotrophic lakes. *Ecosystems* **9**: 1094-1105.

Bilaga 1: Metoder

Blandprov

Pelagiska parametrar såsom näring, DOC, absorbans, algbiomassa och klorofyll samt bakteriebiomassa, tas med fördel från ett blandprov. För att göra ett blandprov tar man olika mängder vatten från olika djupintervall baserat på hur stor del varje djupintervall utgör av sjöns totala volym (Tabell I och II). Vattnet blandas i en stor behållare (Bild A) och på så vis får man ett prov som representerar hela vattenmassan.

Tabell I. Exempel på ett blandprov från en 6m djup sjö där total och relativ volym för varje djupintervall har beräknats. Utifrån andelarna beräknas hur många liter från respektive djupintervall som ska tas till ett blandprov (här räknat på totalt 12L men ca 10-15L går också bra).

Djupintervall (m)	Volym (m ³)	Volym (%)	Blandprov (L)	Avrundat (L)
0-1	48636	27,51	3,30	3,5
1-2	45102	25,51	3,06	3
2-3	35736	20,21	2,43	2,5
3-4	27242	15,41	1,85	2
4-5	16833	9,52	1,14	1
5-6	3234	1,83	0,22	0,5
Summa	176783	100	12	12,5

Tabell II. Den mängd vatten som ska tas från varje djupintervall till blandprovet delas upp på förslagsvis 3 pelagiska stationer i sjön, varav den ena stationen är vid den djupaste punkten.

Djupintervall (m)	0-1	1-2	2-3	3-4	4-5	5-6
Station 1 (djuppunkt)	1,5	1	1	1	0,5	0,5
Station 2	1	1	1	0,5	0,5	-
Station 3	1	1	0,5	0,5	-	-
Totalt	3,5	3	2,5	2	1	0,5



Bild A. En behållare som rymmer ca 12L har här använts för att samla ihop blandprovet i.

Foto: Jenny Ask

Från blandprovet kan man sedan ta ut en mindre mängd vatten (efter omskakning) för vidare analys på lab. Följande prov tas från blandprovet:

1. Pelagisk klorofyll

- Filtrera minst 100ml (mer om det går lätt) genom ett bränt GFF-filter. Notera mängden! (OBS, skaka om provet väl innan filtrering, och arbeta mörkt)
- Låt filtret torka i mörker ca ½ timme.
- Analyseras direkt i en flourometer (filtret kan även frysas inlindat i folie).

2. Ta från klorofyllfiltratet till:

- **Näring, filtrerat**
 - Fyll ett rör med 50ml filtrat.
 - Märk, och förvara i frys.
- **DOC**
 - Fyll ett rör med 50ml filtrat + 500µl 1,2M HCl.
 - Märk, och förvara i kyl.
- **Absorbans, filtrerat**
 - Fyll ett rör med 50ml filtrat.
 - Analyseras direkt i en spektrofotometer.

3. Näring, ofiltrerat

- Fyll ett rör med 50ml ofiltrerat vatten från blandprovet.
- Märk, och förvara i frys.

4. Absorbans, ofiltrerat

- Fyll ett rör med 50ml ofiltrerat vatten från blandprovet.
- Analyseras direkt i en spektrofotometer.

5. Fytoplanktonbiomassa

- Fyll en mörk flaska med 100ml (väl omskakad) ofiltrerat vatten + lugol.
- Märk, och förvara i kyl.
- Räkna och mät i mikroskop.

6. Bakteriebiomassa

- Fyll en glasburk (t.ex. en scintburk, rengjord och autoklaverad) med 20ml ofiltrerat vatten + 800µl filtrerat formalin.
- Märk, och förvara i kyl.
- Färga in, räkna och mät i mikroskop.

Bentisk algbiomassa och klorofyll

För bentisk algbiomassa och klorofyll tas proppar med en sedimentprovtagare från grunda, djupa och medeldjupa mjukbottnar (Bild B). Från varje propp skärs de 3 översta centimetrarna av efter att så mycket som möjligt av det ovanliggande vattnet hållts av (Bild B). Det avskurna sedimentet förs över till en lämplig plastburk och förvaras mörkt tills man kommer in från fält. På lab homogeniserar man sedimentet och tar ut ett delprov för analys av algbiomassa. Om algbiomassa ska analyseras är det viktigt att våtvikten noteras både före och efter att delprov tagits ut, eftersom hela vikten behövs för klorofyllmätningarna. För analys av bentiskt klorofyll måste sedimentet först frystorkas. Den totala torrvikten noteras varpå ett delprov tas ut och löses upp i ethanol. Efter ca 24 timmars extrahering (provet skakas under tiden) centrifugeras provet och analys görs i en fluorometer. Mängden klorofyll relateras sedan till sedimentproppens volym.

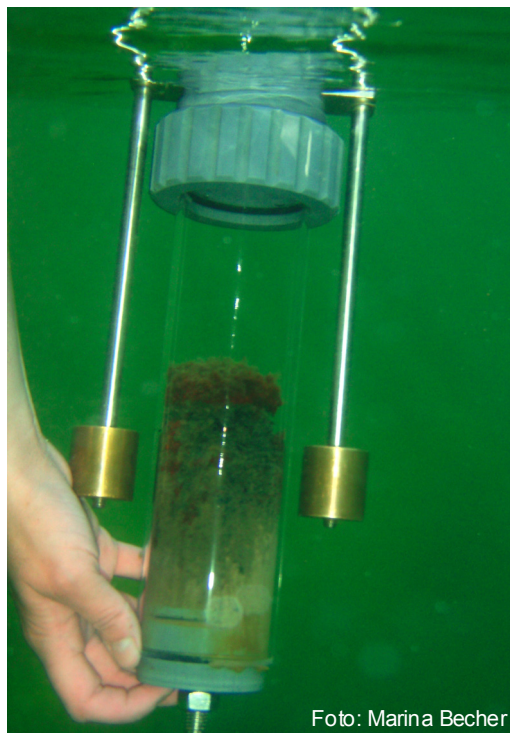


Foto: Marina Becher



Foto: Per Ask

Bild B. En undervattensbild som visar en propp som tas upp med en sedimentprovtagare i sjön Almberga, Abisko. Den andra bilden visar hur sedimentet som ska användas för analys skärs av.

Zooplankton

Zooplankton kan analyseras från blandprovet, förutsatt att den mängd vatten som blir kvar efter övrig pelagisk provtagning (se ovan) innehåller en tillräcklig mängd individer. Annars sker provtagning med kvantitativ håvning.

Zoobenthos

Provtagning av zoobenthos på mjukbotten tas med en ekmanhuggare eller med en sedimentprovtagare. Prov tas från djuphålan och så nära stranden som möjligt från förslagsvis tre stationer. Sedimentet sållas bort i fält varpå provet konserveras. Provtagning i stenzonen sker förslagsvis genom att plocka upp minst tre stenar vid minst tre olika stationer. Stenarna plockas upp så snabbt som möjligt tätt följt av ett håvdrag (t.ex. med en zooplanktonhåv) för att fånga upp djur som kan simma iväg. Stenarna borstas sedan noga av i en hink, och mäts för att bestämma ytan. Provet konserveras i lämplig burk.



Institutionen för Ekologi, Miljö och Geovetenskap
Umeå Universitet
901 87 Umeå
Telefon 090-786 50 00
www.umu.se



Länsstyrelsen
Jämtlands län