

# Biologiska och vattenkemiska förändringar i arktiska och arktisk/alpina sjöar

Willem Goedkoop & David Angeler





# Biologiska och vattenkemiska förändringar i arktiska och arktisk/alpina sjöar

Willem Goedkoop & David Angeler

Institutionen för vatten och miljö, SLU

Box 7050

750 07 Uppsala

Tel. 018 – 67 31 10

[www.slu.se/vatten-miljo](http://www.slu.se/vatten-miljo)

*Omslagsillustration/omslagsfoto:* Willem Goedkoop

*Tryck:* Institutionen för vatten och miljö, SLU  
Uppsala, 2011-06-28

## Uppdraget

Syftet med detta projekt (kontrakt 216 1046, dnr 235-5625-10Mm) är att få en inblick i hur stabila de arktiska/alpina sjöar är över tiden, både kemiskt och biologiskt. Analys av tidstrender kan visa på redan pågående förändringar i dessa sjöar och ge kunskap om hur de förväntas förändra när klimatet blir varmare och blötare. Analysen kopplar också till det arbete med utveckling av ett pan-arktisk miljöövervakningsprogram för arktiska sjöar och vattendrag, där Sverige förväntas bidra med metadata för svenska objekt som kan tänkas bli en del av programmet.

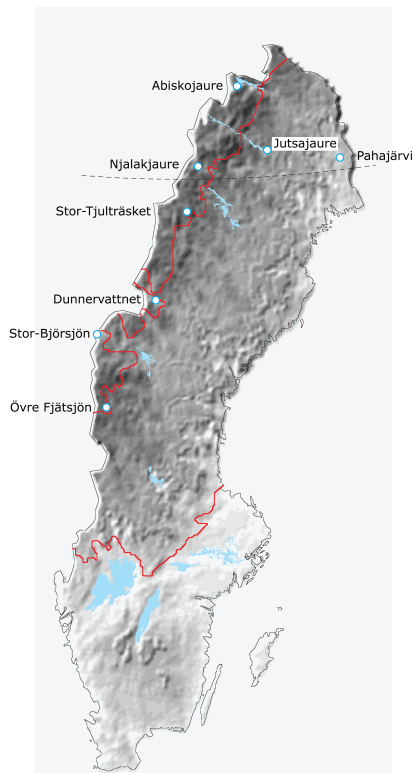
## Bakgrund

Arktiska sjöar och vattendrag påverkas av en ökad grad av resursutnyttjande (t.ex. utvinning av mineraler), långväga föroreningar och en pågående förändring i klimatet. Under 2010 startades inom ramen för CAFF (Convention of Arctic Flora and Fauna) ett arbete som syftar till att sjösätta ett pan-arktiskt program för övervakning av arktiska sjöar och vattendrag om ca 3-4 år (CBMPs Freshwater Environmental Monitoring Group, FEMG). Sverige (WG på uppdrag av NV) och Kanada leder detta arbete som ska leda till ett förslag till övervakningsprogram för biodiversitet i arktiska sjöar och vattendrag. Arbetet är en del av arbetet inom CBMP (Circumpolar BioMonitoring Plan), som förutom en sjö- och vattendragsgrupp, även omfattar en marin och en terrester grupp.

## Introduktion

Arktisk/alpina sjöar och vattendrag förväntas undergå stora vattenkemiska och biologiska förändringar. Pågående klimatförändringar och ökad exploateringsgrad är de två största hoten mot dessa vatten. Ett varmare och blötare klimat, så som prognosmodellerna predikterar (<http://www.smhi.se/klimatdata/klimatscenarier>), leder bland annat till ändrade isläggingsförhållanden och hydrologiska flödesvägar (Rosén m.fl. 2009). Avsmältning av glaciärer och markens permafrost bidrar dessutom med ett ökat tillflöde av miljögifter som persistenta organiska föroreningar (POPs) och kvicksilver till dessa vatten (t.ex. Rydberg m. fl. 2010). I den arktisk/alpina ekoregionen i Sverige finns 19699 sjöar som är större än 1 ha. I skogslandskapet norr om Polcirkeln finns ytterligare 2225 sjöar större än 1 ha.

Inom ramen för NV:s uppdrag har vi analyserat data från ett antal svenska fjällsjöar med avseende på vattenkemiska och biologiska förändringar. Den biologiska delen har omfattat förändringar i bottenfauna- och växtplanktonsamhällena. Vi har valt sjöar där långsiktiga data finns från årliga mätningar inom ramen för miljöövervakningen. Dessa relativt långa, obrutna tidsserier har en potential att visa pågående förändringar utöver mellanårsvariationen och har stort värde för kommande utvärderingar av klimatpåverkan



Figur 1. Geografiskt läge för sex fjällsjöar inom den arktisk/alpina ekoregionen (röd linje utmed fjällkedjan), samt två sjöar i skogslandskap norr om polcirkeln.

på svenska sjöekosystem. Studien kan även användas i det pågående arbetet inom sötvattengruppen inom Circumpolar BioMonitoring Plan (CBMP) under CAFF (se ovan).

## Material och metoder

Sex fjällsjöar valdes ut för vilka det fanns årligen insamlade data sedan 1988 (5 sjöar) eller 1995 (Figur 1). Dessutom inkluderades 2 sjöar, Pahajärvi och Jutsajaure, då de ligger nedanför fjällen i Norrbottens skogslandskap norr om Polcirkeln och som också har tidsserier som sträcker sig tillbaka till 1988, respektive 1995. För analyserna gjordes ett uttag ut SLU:s vattendatabas för perioden 1988/1995 till och med 2009. Tabell 1 visar morfometriska data för dessa sjöar, samt karakteristiska för deras tillringsområden. Sjöarna ligger samtliga, med undantag för Pahajärvi, över 400 m.ö.h., varierar i storlek mellan 0,33 och 5,24 km<sup>2</sup> och har en mellan 0 och 83% skog (björkskog) i tillrinningsområdet. Andelen öppen mark (kalfjäll eller hed) är högst för Abiskojaure, Njalakjaure och Stor-Tjulträsk.

Provtagningsmetoder följer Miljöhandboken och standardmetodik. Månadsvisa vattenkemiprover från epilimnion har tagits vid minst 4 tillfällen under den isfria perioden (vanligen juni, juli, augusti, septem-

ber). Kvantitativa växtplanktonprover (Naturvårdsverket 1996) har samlats in månadsvis under maj–september från de tidigare ”intensivsjöar” Abiskojaure, Stor-Tjulträsk och Jutsajaure, medan de övriga sjöarna har provtagits en gång per sommar (juli, augusti eller september). Bottenfaunalitoralprov (0–1 m) har samlats in med sparkmetoden, 1 min x 1 m (SS-EN 27828) under hösten. Fem replikata prov har samlats in, men vid beräkning av index har det sammanlagda resultatet från dessa 5 prov använts. Indexberäkning har gjorts med ASTERICS-verktyget (<http://www.fliessgewaesserbewertung.de/en/download/berechnung/>). Notera att ett byte av provtagningsstiden från våren (juni) till hösten (september/oktober) skedde under 1995. För mer utförliga metodbeskrivningar hänvisas till hemsidan för Institutionen för vatten och miljö vid SLU.

Samtliga analyser, båda kemiska och biologiska, är under hela perioden gjorda med standardiserade labbprotokoll på de ackrediterade laboratorier vid IVM, SLU:s Institution för vatten och miljö. Det betyder bland annat att samma artlistor har använts vid artbestämning av bottenfauna och växtplankton. Detta gör att datasetet är fritt från inter-laboratoriumvariation och håller hög kvalitet (d.v.s. förhållandevis lite variation), vilket ökar möjligheten att detektera sanna förändringar över tiden för sjöarna. För växtplanktonanalyser byttes dock metoden under tidigt 1990-talet. Förändringen bestod i att man fram till och med 1991 endast analyserades dominerande arter i växtplanktonproverna. Detta innebär att sällsynta arter är underrepresenterade i analysresultaten för dessa prover, samt att det är svårt att använda mått som antalet arter och bio-diversitet på resultat från prov insamlade före 1992.

Tidstrender har analyserats med linjär regression i programmet JMP (version 9). För samtliga analyser med en signifikant förändring (lutning) över tiden visas regressionslinjen och ges det justerade (adj)  $R^2$ -värdet och p-värdet.

Alfaversitet avser diversiteten inom ett ekosystem (t. ex. en sjö eller ett vattendrag) och uttrycks oftast som artrikedom eller någon form av diversitetsindex. I denna rapport presenteras alfaversiteten som art/taxa-rikedomen och Shannons index. Beta diversitet jämför artdiversiteten mellan ekosystem eller utmed miljögradienter, t.ex. genom att kvantifiera variationen i artsammansättning mellan prov för ett visst område/region. Beta diversitet anger graden av likhet mellan ekosystem och uttrycks oftast som ett likhetsindex (t.ex. Sørensens likhetsindex). Här görs en analys av betadiversiteten som tillåter en jämförelse av många provtagna system och som följer Anderson m.fl. (2006). Anderson m.fl. (2006) anger att betadiversiteten kan definieras som variationen i artsammansättning bland provtagna enheter inom en region och kan kvantifieras genom s.k. ”multivariate dispersion” (varians). Metoden kvantifierar medelavvikelsen (avståndet) för enskilda observationer, d.v.s. sjöar, från gruppens, d.v.s. sjöpopulationens, centroid i den multivariata rymden. Storleken på punktsvärmen i NMDS-diagrammet visar olikheten mellan sjöarnas artsammansättning och korrelerar med betadiversiteten. Ju större svärmen är, desto större är betadiversiteten. Medelavståndet från centroiden mäts med ett likhetsindex, s.k. dispersion. För denna analys, som görs för både bottenfauna och växtplankton, har vi använt NMDS (Nonmetric MultiDimensional Scaling) i programmet PRIMER (v6) och data för samtliga sjöar och år. NMDS ger en tvådimensionell projicering av data där avståndet mellan punkterna i diagrammet korresponderar med likheten mellan proverna. Analysen ger också en s.k. stressvärde, där analyser med stressvärden  $< 0,2$  anses vara pålitliga (Clarke 1993). För sjöar där månadsvisa växtplanktonprov har samlats in under den isfria perioden (Abiskojaure, Jutsajaure och Stor-Tjulträsk) har endast ett sommarvärde använts i NMDS.

Tabell 1. Lista över de arktisk/alpina sjöarna som inkluderats i denna studie, samt deras morfologiska karakteristika och markslag i tillrinningsområdet.

Objekt	Storlek (km <sup>2</sup> )	Storlek ARO (km <sup>2</sup> )	Altitud (m.ö.h.)	% Skog	% Sjöar	% Våtmark	% Öppen mark
Abiskojaure	2,98	369	489	11	3	0	82
Jutsajaure	1,11	19	421	71	6	22	0
Pahajärvi	1,21	7	249	73	17	10	0
Njalakjaure	0,33	6	850	0	6	0	94
Stor-Tjulträsk	5,25	275	544	18	5	0	76
Dunnervattnet	2,67	101	455	83	7	3	7
Stor-Björnsjön	0,43	23	568	37	3	23	6
Övre Fjätsjön	0,91	45	744	59	4	1	31

## Resultat och diskussion

### Klimatdata

Lufttemperaturdata för SMHI:s fjällstationer (Katterjåkk, Kvikkjokk-Årrenjarka, Hemavan/Hemavan flygplats, Gäddede, Storlien-Visjövalen) och Pajala (<http://www.smhi.se/klimatdata>) visar samtliga signifikant positiva trender för perioden 1961-1970 till 2009, vilket tyder på att vi går mot ett allt varmare klimat (Figur 2). Särskilt perioden efter 1989/1990 har varit betydligt varmare än långtidsmedelvärdena. I medel ökar lufttemperaturen på dessa mätstationer med mellan 0,026 och 0,058 °C per år. Analys av klimatdata för fjällstationerna och Pajala visar vidare att även antalet graddagar för dagar med töväder ( $\geq 0^\circ\text{C}$ ) visar signifikant stigande trender för samtliga stationer utom Gäddede (Figur 2). Även för denna variabel är det flera år under det första decenniet på 2000-talet som visar betydligt högre värden än långtidsmedelvärdet. Eftersom lufttemperaturen visar en stark korrelation med vattentemperaturen i sjöar, kan man utgå ifrån att även sjöarnas medeltemperatur ökar. Sjöarnas temperatur beror dock även i hög grad av instrålningen, vilket inte har analyserats här. SMHI:s redovisning av globalstrålning och antalet solskenstimmar visar medelökningar på respektive 0,3% och 0,5% över perioden 1983 till 2010 (<http://www.smhi.se/klimatdata>). Sammantaget visar detta att sjöarna numera utsätts för en större årlig uppvärmning än vad som var fallet före 1990. Tyvärr saknas långtidsdata på sjötemperaturer i landet.

SMHI:s klimatmodeller för de svenska fjällen predikterar en ökning av årsnederbörden (<http://www.smhi.se/klimatdata/klimatscenarioer/scenariokartor>). En analys av nederbördsdata visar redan nu på en signifikant ökning i årsnederbörden på flera fjällstationer och i Pajala (Figur 2), dock inte för de två nordligaste stationerna Katterjåkk och Kvikkjokk-Årrenjarka där årsnederbörden fluktuerar kring långtidsmedelvärdet. En analys av månadsvisa nederbördsdata visar att observerade ökningarna framförallt sker under vintern (Tabell 2). Det innebär att nederbördsökningen främst kommer som snö. Ackumulerad snö i sjöarnas tillrinningsområde bildar smältvatten och ger en yttlig avrinning på våren.

Ökad vattentemperatur öppnar för spridning av sydliga arter norrut, men leder också till stress för utpräglade kallstenoterma arter. Ökad vattentemperatur förlänger också den produktiva säsongen och ekosystemens totala produktionspotential. Fenomenet att milda vintrar ger ett kallare bottenvattnet i sjöar, som följd av en större inblandning av kyla under år med kort eller ingen isläggning (Gerten & Adrian 2001), gäller inte för dessa arktisk/alpina sjöar, då isläggningen är långvarig.

Ett varmare klimat öppnar även för en avsmältning av glaciärer och förändrade flödesmönster för vattnet i landskapet (Rosén m.fl. 2009). Under varmare år finner det tillrinnande vattnet i större omfattning sin väg genom det yttersta marklagret, medan det under kallare i större omfattning rinner till sjöarna som smältvatten över frysta jordar. Under förhållanden varmare år får sjöarna således ett större tillskott av organiskt kol från markerna i tillrinningsområdet. En ökad tillrinning av humusämnen från kringliggande marker skulle motverka en produktionsökning som följd av ett försämrat ljusklimat och en minskad fotosyntes på de djupare bottenarna.

### Vattenkemi

De arktisk/alpina sjöarna visar stora förändringarna i pH, sulfat- och totalfosforkoncentrationen (Tot-P), trots att de ligger i relativt avlägsna trakter (Figur 3, 4, 5). En signifikant ökning i pH-värden observerades i samtliga sjöar utom Dunnervattnet. I flera av sjöarna ökar pH med 0,3–0,4 enheter över mätperioden (1988/1996 till 2009). pH-ökningarna är en följd av en minskad deposition av sulfat under senare delen av mätperioden (Figur 3). I flera av sjöarna sker i det närmaste en halvering av sulfathalten. Något överraskande visar Abiskojaure en markant ökning i sulfatkoncentrationen, från värden strax över 0,06 mekv/L fram till sena 1990-talet till värden över 0,10 mekv/L från 2004, d.v.s i det närmaste en fördubbling. Även närbelägna sjön Latnajaure (ej inkluderat i denna utvärdering då biologiska data saknas) visar en fördubbling i sulfatkoncentrationen sedan sekelskiftet. Troligen är det i dessa högt belägna sjöar frågan om



transport av tidigare deponerat sulfat, som genom avsmältning av flerårig is och snö och/eller en oxidation och uttransport av svavelföreningar i de tunna markerna när de exponeras för luftens syre i samband med att glaciären retirerar och att permafrosten tinar upp. På så sätt når dessa ”gamla synder” först nu sjön. Förklaringen stöds av klimatdata som visar på högre medelårstemperatur i området (Figur 2) och den pågående avsmältning av glaciärer de senaste tio åren. Ökade sulfatkoncentrationer påverkar inte pH nämnvärt då de buffras av en ökad tillrinning av calcium och andra baskatjoner, förmodligen som följd av en ökad vittring vid en något högre årsmedeltemperatur och/eller förändrade terrängförhållanden vid glaciäravsmältning. pH i Abiskojaure ökar till exempel i medel med ungefär två tiondelsenheter under de senaste två decennierna.

Alkalinitet och calciumkoncentrationer visar också ökande trender i flera av sjöarna (Figur 3), vilket tyder på ett minskat tryck av försurande ämnen och en ökad vittring av calciumkarbonatiska mineral i tillrinningsområdet. Dessa trender följer de som även observerats för sydsvenska trendsjöar, där försurningstrycket har minskat markant och där bottenfauna och växtplankton visar tecken på en återhämtning från försurningsepoken (Stendera och Johnson 2008).

Särskilt iögonfallande är också de snabbt sjunkande totalfosforkoncentrationerna i samtliga fjällsjöarna (Figur 4). Pahajarvi var den enda av sjöarna som inte uppvisade minskade total-P-trender. Dessa minskningar i fosforkoncentration innebär för flera av sjöarna nästan en halvering av total-P koncentrationen. Till exempel minskar total-P koncentrationen i Njalakjaure från 7–8 µg/L före 1998 till värden på 2–3 µg/L, d.v.s. nära detektionsgränsen, under senare år. Likaså minskar koncentrationerna i Stor-Tjulträsk minskar från värden kring 7–8 µg/L före 1998 till värden kring 4 µg/L efter 1998, även om årsmedelvärdet varierar en hel del. Minskade total-P koncentrationer har även observerats vid analyser för trendsjöar längre söderut i landet (Maria Khalili, IVM, SLU, personlig kommunikation), samt i relativt opåverkade kanadensiska (Quinlan m.fl. 2008, Yan m.fl. 2008) och stora finska sjöar (Arvola m.fl. 2011) sjöar. En utspädningseffekt, som följd av en observerad ökad nederbörd under vintern (Tabell 2) kunde vara en

förklaring. Vi ser dock i datamaterialet inga tendenser till att sjöarnas total-P koncentrationer minskar särskilt tydligt just under våren. Eimers m.fl. (2009), som studerade tillflöden till kanadensiska sjöar, visade att de observerade minskningarna i total-P främst berodde på en minskade koncentrationer i det tillrinnade vattnet, inte på en ökning av vattendragens vattenföring. På något sätt orsakas de minskande trenderna alltså en minskad uttransport av fosfor från markerna i tillrinningsområdet. En annan förklaring är att mer av fosfor (fosfat) fälls ut i markerna i samband med en ökad tillgänglighet av baskatjoner som calcium och magnesium, som följd av ökad vittring. Vilka processer som styr denna ökade fastläggning av fosfor i tillrinningsområdet är ännu oklar, men beforskas för tillfället på flera håll i världen. Det som kan tyckas vara överraskande är att sjöarna med tydligt minskande P-trender inte uppvisar lika tydliga minskningar i klorofyllkoncentrationer eller växtplanktonbiopolymer (se nedan).

Tot-N koncentrationerna fluktuerar rätt kraftigt över tiden i flera av sjöarna (Figur 4). Tot-N visar minskande koncentrationer i två av sjöarna, Jutsajaure och Dunnervattnet, som ligger på lägre höjd och har en stor andel skog i tillrinningsområdet. Gemensamt för flera av sjöarna är också att mätserierna avslutas med relativt låga koncentrationer. Det är dock inte uppenbart att vårproverna, som följd av högre utspädning (ökad snösmältning), har lägre halter av tot-N.

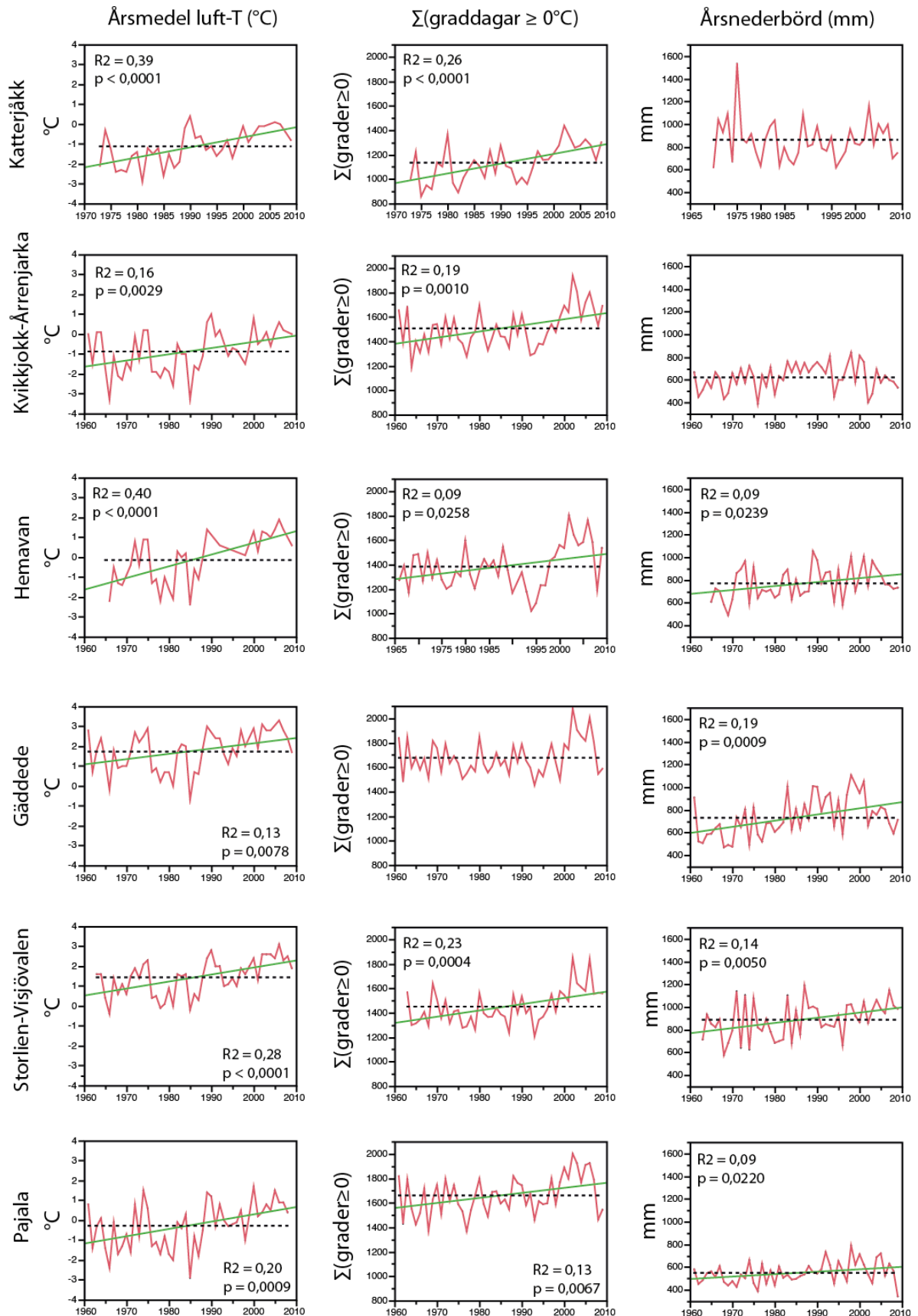
Vattenfärgen (AbsF<sub>420</sub>), liksom TOC (ej visat i diagram) visar inga signifikanta tidstrender för någon av sjöarna (Figur 4). I Jutsajaure har dock mellanårsvariationen i vattenfärgen ökat markant sedan slutet av 1990-talet, vilket kan vara ett tecken på en stundande förändring. En ökad nedbrytning av markernas organiska material och en upptining av permafrosten i ett varmare klimat, kan leda till ökade halter av humusämnen/TOC i vattnet. Detta kan dock delvis motverkas av en ökad nederbörd som leder till en ökad utspädning. För högt belägna sjöar som Njalakjaure och Stor Tjulträsk, som både har en stor andel kalfjäll i tillrinningsområdet, kan man inte förvänta sig någon ökning av vattenfärgen.

Figur 5 sammanfattar trendanalyserna (linjär regression) för samtliga vattenkemiska variabler.

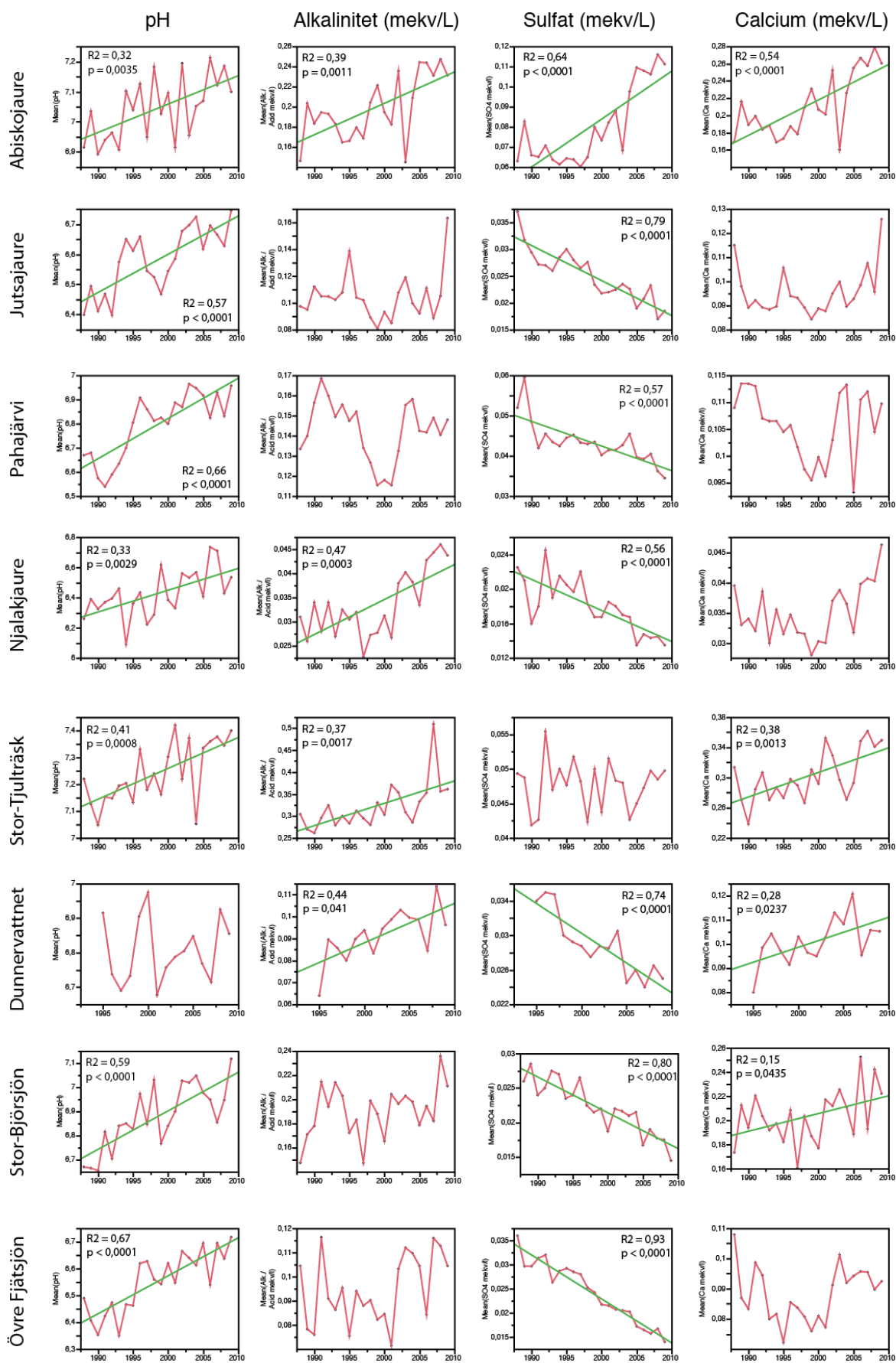
Tabell 2. Resultat av månads- och årsvisa trender (linjär regressionsanalys) för 6 nederbördsstationer. Siffrorna anger p-värden för signifikant positiva nederbördstrender. n.s. anger icke signifikanta resultat ( $p > 0,05$ ).

Period	Katterjåkk	Kvikkjokk	Hemavan	Gäddede	Storlien	Pajala
Januari	n.s.	n.s.	n.s.	0,0160	0,0307	0,0012
Februari	n.s.	n.s.	0,0336	0,0086	0,0076	0,0349
Mars	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
April	n.s.	n.s.	n.s.	0,0233	n.s.	n.s.
Maj	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	0,0028
Juni	n.s.	n.s.	n.s.	0,0367	n.s.	n.s.
Juli	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Augusti	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
September	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Oktober	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
November	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
December	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.	n.s.
Hela året	n.s.	n.s.	0,0239	0,009	0,0050	0,0220

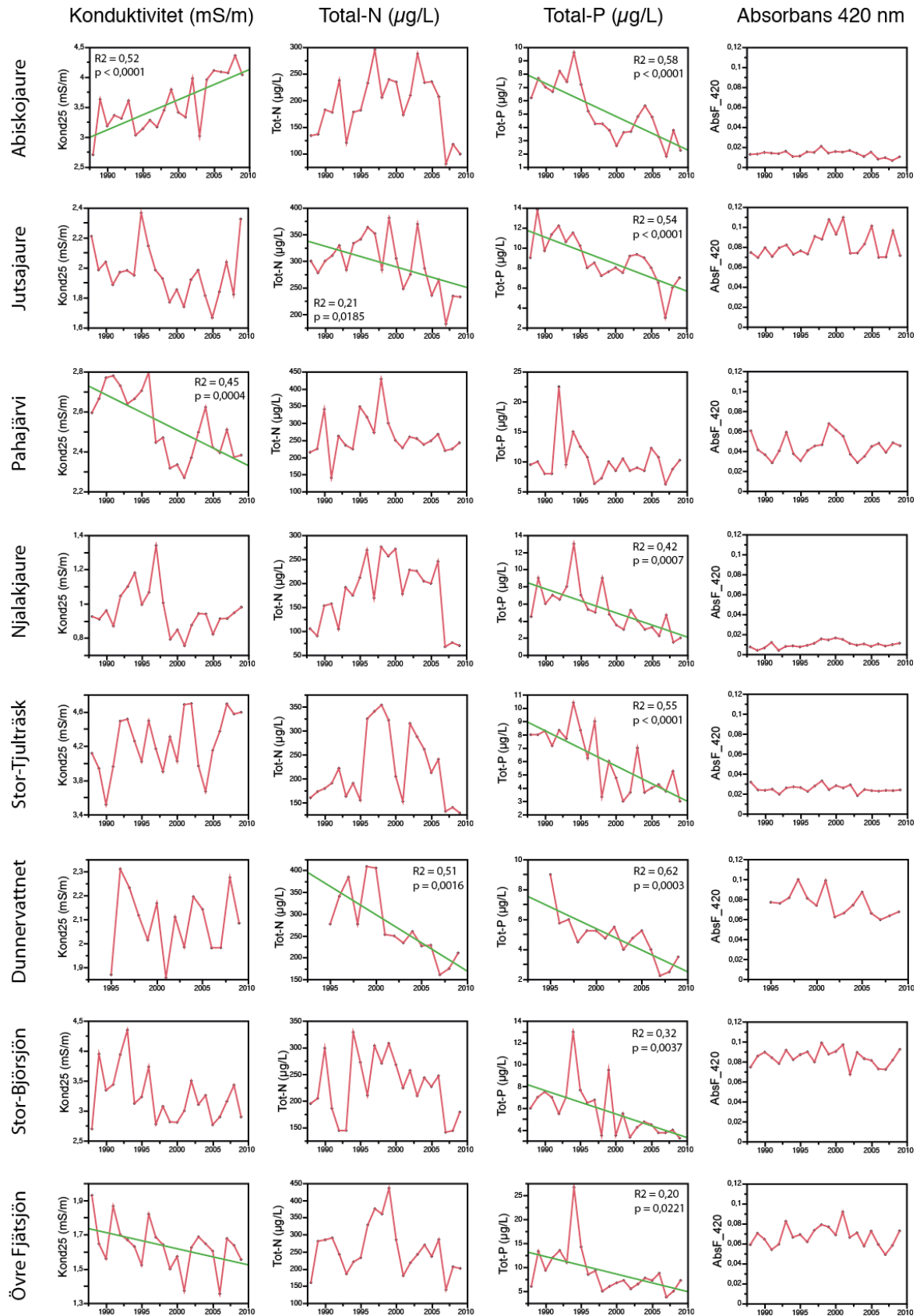




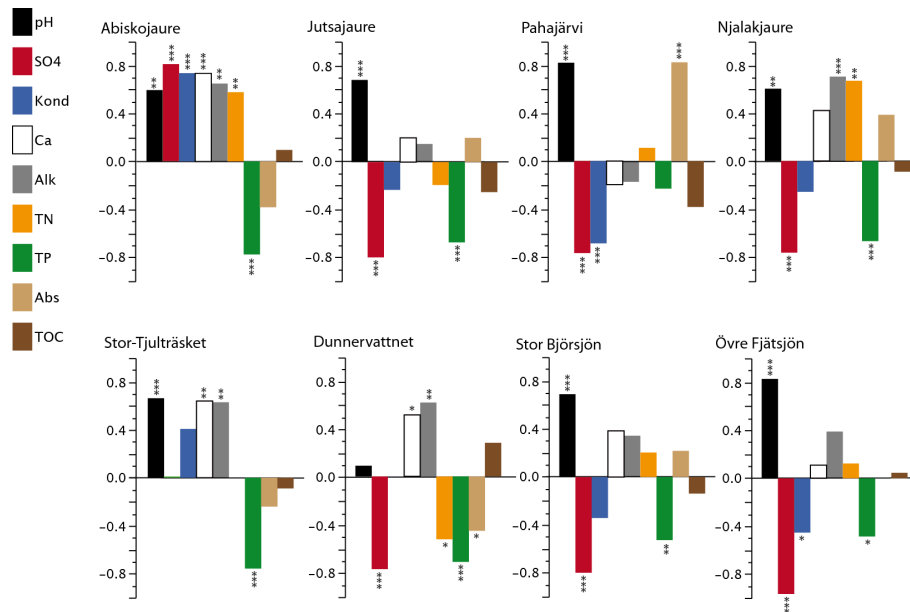
Figur 2. Långtidstrender för lufttemperatur, beräknat antal graddagar som överstiger 0°C och medelårsnederbörd för 5 fjällstationer, samt för Pajala. Gröna linjer anger signifikanta linjära samband. Även  $R^2$ - och  $p$ -värden för signifikanta trenders anges.



Figur 3. Tidsserier för pH, alkalinitet, sulfat- och calciumkoncentrationen i de undersökta sjöarna (röda linjen), samt regressionslinjer (gröna) för signifikanta linjära samband. Regressionslinjer, R<sup>2</sup>-värden och p-värden visas där signifikanta samband erhöles. Notera skillnaden i skalorna!



Figur 4. Diagram som visar tidsserier för konduktivitet, totalkväve (Total-N), totalfosfor (Total-P) och det filtrerade vattnets absorbans vid 420 nm (mätt på vattenfärg) i de undersökta sjöarna (röda linjen), samt regressionslinjer (gröna) för signifikanta linjära samband. Regressionslinjer,  $R^2$ -värden och  $p$ -värden visas där signifikanta samband erhöles. Notera skillnaden i skalorna!



Figur 5. Stapeldiagram som sammanfattar resultat av linjär regressionsanalys ( $R^2$ -värden) för en rad vattenkemiska variabler. \*\*\* anger  $p < 0,001$ , \*\* anger  $p < 0,01$ , \* anger  $p < 0,05$ .

Tabell 3. Medelvärden ( $\pm$  medelvärdes standardfel) för ett antal index som ger ett mått på alfadiversiteten, samt Medins surhetsindex. I parentes anges  $p$ -värden för linjär regressionsanalys. n.s. anger icke signifikanta resultat. Notera att trenderna för Abiskojaure, Jutsajaure och Stor-Tjulträsk visas i figur 6:

Objekt	Startår	Artrikedom (antal taxa)	EPT(taxa)	Shannon	Evenness	Medins surhetsindex
Abiskojaure (n=20)	1988	16,1 $\pm$ 1,4 (n.s.)	4,95 $\pm$ 0,41 (n.s.)	1,67 $\pm$ 0,11 (n.s.)	0,62 $\pm$ 0,04 (n.s.)	4,7 $\pm$ 0,3 (p=0,0384)
Jutsajaure (n=21)	1988	44,1 $\pm$ 1,9 (0,0313)	14,1 $\pm$ 1,1 0,0139	2,66 $\pm$ 0,08 (n.s.)	0,71 $\pm$ 0,02 (n.s.)	6,6 $\pm$ 0,4 (n.s.)
Pahajärvi (n=13)	1996	44,5 $\pm$ 1,07 (n.s.)	17,7 $\pm$ 0,8 (n.s.)	2,30 $\pm$ 0,08 (n.s.)	0,61 $\pm$ 0,02 (n.s.)	8,0 $\pm$ 0,3 (p=0,0270)
Njalakjaure (n=16)	1996	21,2 $\pm$ 1,1 (p=0,0121)	7,1 $\pm$ 0,5 (n.s.)	1,96 $\pm$ 0,07 (n.s.)	0,65 $\pm$ 0,02 (n.s.)	1,4 $\pm$ 0,2 (n.s.)
Stor-Tjulträsk (n=19)	1988	20,8 $\pm$ 1,8 (p=0,002)	6,9 $\pm$ 0,7 (p=0,0014)	1,94 $\pm$ 0,07 (n.s.)	0,66 $\pm$ 0,02 (n.s.)	4,1 $\pm$ 0,56 (p<0,0001)
Dunnervattnet (n=14)	1996	28,6 $\pm$ 2,0 (n.s.)	10,3 $\pm$ 0,7 (n.s.)	2,21 $\pm$ 0,13 (n.s.)	0,66 $\pm$ 0,03 (n.s.)	6,3 $\pm$ 0,7 (n.s.)
Stor-Björnsjön (n=11)	1996	23,9 $\pm$ 1,8 (n.s.)	6,4 $\pm$ 0,9 (n.s.)	1,92 $\pm$ 0,18 (n.s.)	0,61 $\pm$ 0,06 (p=0,0379)	6,1 $\pm$ 0,5 (n.s.)
Övre Fjätsjön (n=13)	1996	33,8 $\pm$ 2,9 (n.s.)	11,9 $\pm$ 1,1 (n.s.)	2,31 $\pm$ 0,17 (n.s.)	0,68 $\pm$ 0,04 (n.s.)	7,6 $\pm$ 0,83 (n.s.)

#### Bottenfauna och växtplankton

I tre av sjöarna, Jutsajaure, Njalakjaure och Stor-Tjulträsk, sker en ökning av antalet taxa av bottenfauna (Tabell 3, Figur 6). I Jutsajaure och Stor-Tjulträsk är ökningen i antalet taxa en följd av en ökning av insektslarver inom dagsländor, bäcksländor och nattsländor (EPT). I Njalakjaure ökar bland annat abundansen av bäcksländer tillhörande *Nemoura* spp. i proverna, men en ökning i surhetsin-

dex sker inte då samtidigt toleranta grupper som t.ex. Oligochaeta (glattmaskar) ökar. I tre av sjöarna, Abiskojaure, Pahajärvi och Stor-Tjulträsk sker en signifikant ökning av Medins surhetsindex, vilket tyder på ett tillskott av surhetskänsliga arter (t.ex. dagsländan *Baetis rhodani* och bäcksländan *Nemoura* sp.) och/eller en större artrikedom som bidrar till ett högre indexvärde. Samtliga sjöar utom Dunnervattnet, uppvisade ökande pH-värden över

tiden. Alla sjöar, utom Njalakjaure, har dock ett medel och minimum pH som inte underskrider pH 6, vilket uppenbarligen inte tyder på försurnings-skador.

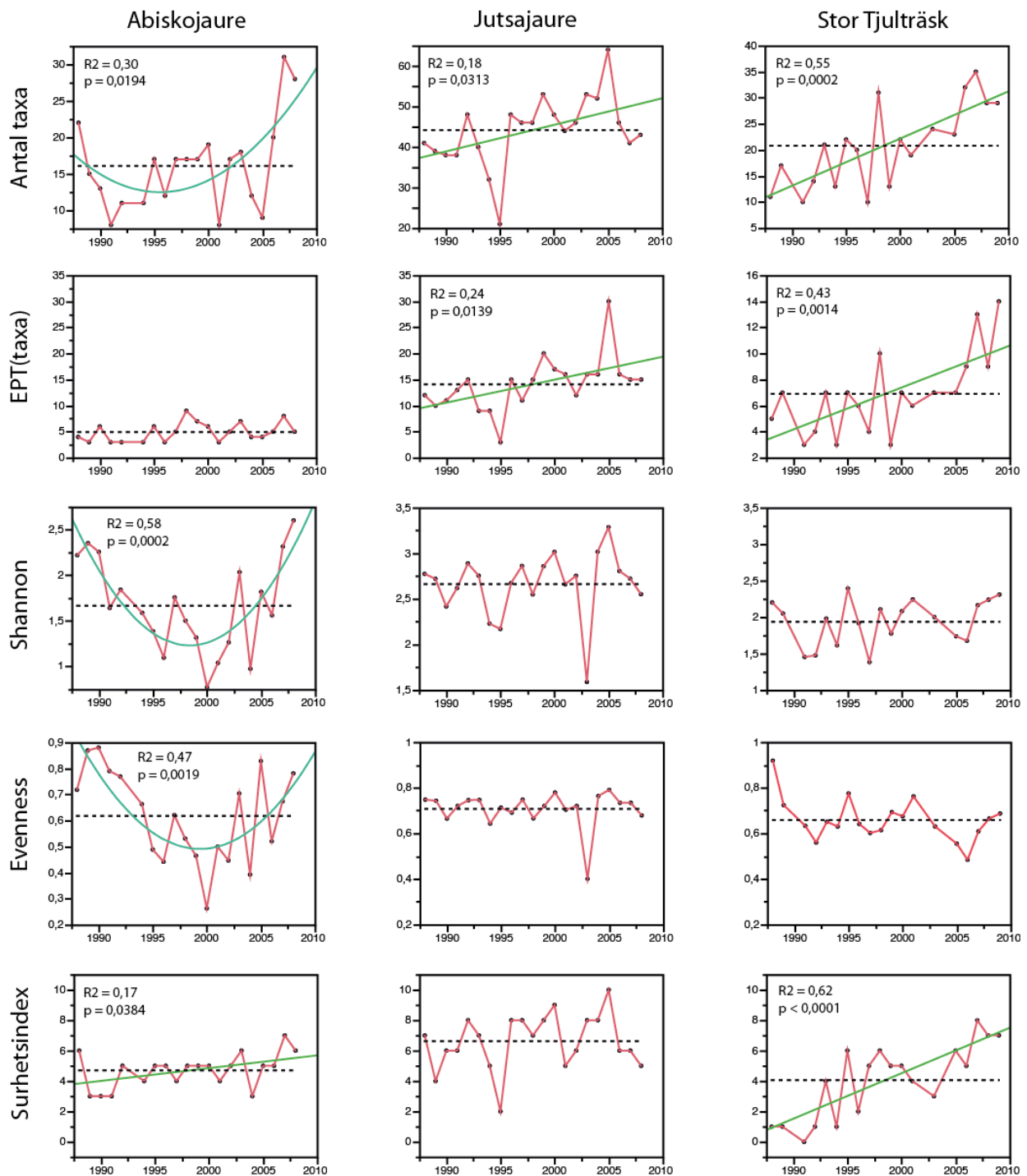
För sjöarna som provtagits sedan 1988 (Abiskojaure, Jutsajaure, Stor-Tjulträsk) kan ökande trender över tiden för bottenfaunavariablerna orsakas av ett byte av provtagningstiden från våren (juni) till hösten (september/oktober) som skedde under 1995. Tidigare analyser har visat att höstprover fångar fler arter än vårprover (Goedkoop, opublicerat), vilket kan ligga till grund för de observerade trenderna i dessa sjöar. Trenderna bör därför tolkas med försiktighet.

Shannon diversitetsindex visar inga signifikanta trender över tiden, medan evenness visar få trender över tiden och liten variation mellan sjöarna. Abiskojaure visar minimumvärden för antal taxa, Shannon diversitet och evenness kring sekelskiftet, vilket gör en kvadratisk anpassning, som beskriver ett förlopp med ett minimumvärde, mer relevant (Figur 6).

NMDS för littoralbottenfauna visar att sjöarna i stort sett ordnar sig efter en höjdgradient i den multivariata rummet, från sjöar med en stor andel kalfjäll i tillrinningsområdet (t.ex. Abiskojaure, Njalakjaure, Stor-Tjulträsk) till sådana som ligger i skogslandskapet nedanför fjällen (t.ex. Jutsajaure, Pahajärvi) (Figur 7A). Avståndet ("euklidiskt avstånd") mellan årsvisa observationer för sjöarna i NMDS-diagrammet kan användas som ett mått på bottenfaunasamhällets stabilitet över tiden. Ett ringa medelavstånd mellan enskilda år tyder på en mindre variation (större likhet), d.v.s. större stabilitet. En sådan analys för perioden 1996–2009 (perioden med endast höstprov!) visar att det inte finns några skillnader i bottenfaunasamhällets stabilitet över tiden (Envägs-ANOVA,  $p > 0,05$ ). Beta-diversiteten, mätt som multivariat dispersion (varians), visar för littoralbottenfauna en tydlig nedåtgående trend (Figur 8). Analysen visar samma nedåtgående trend både för provserien 1988–2009 (3 sjöar) och 1996–2009 (8 sjöar). Detta tyder på att bottenfaunasamhällena på de grunda bottenarna i fjällregionen blir mer lika varandra med tiden och att beta-diversiteten minskar. Denna slutsats ska dock tolkas med viss försiktighet då det analyserade geografiska området var mycket stort och att endast 8 sjöar ingår i analysen.

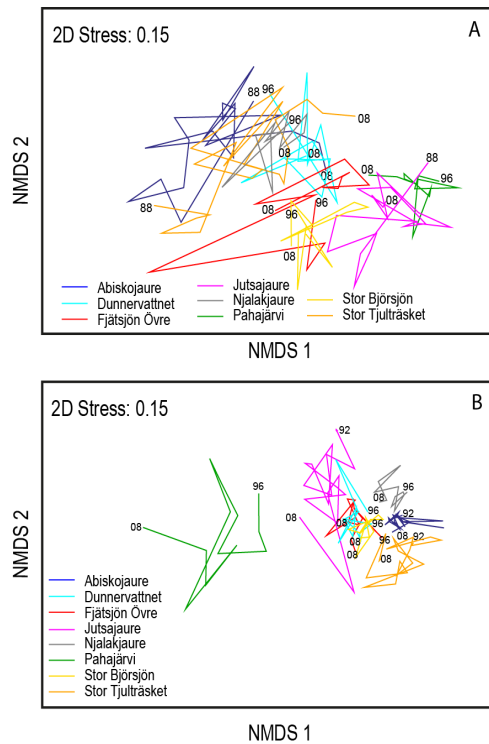
NMDS för växtplanktonsamhällen visar också en tydlig gradient av sjöar mellan högfjäll och skogslandskapet (Figur 7B). Pahajärvi avviker mest från fjällsjöarna, medan Dunnervattnet och Jutsajaure intar en intermediär position i NMDS-diagrammet. Gradienten speglar skillnader i planktonsamhällen som är en följd av högre halter av lösta humusämnen i sjöar med en större andel skog och djupare jordar i tillrinningsområdet. Växtplankton i renodlade fjällsjöar visar generellt mycket låga biovolymmer och domieras av guldalger (Chrysophyceae). Utmed gradienten mot mer lågt belägna sjöar med större skogsinslag ökar biovolymerna inom de olika alggrupperna och tillkommer grupper som kiselalger och dinoflagellater (se även bilaga 1). I Pahajärvi förekommer även relativt höga biovolymmer av cyanobakterier. Sjöarnas förflyttning från år till år i NMDS-diagrammet är störst för Pahajärvi, i medel 0,741, som därmed är den mest dynamiska av sjöarna med avseende på växtplanktonsamhällena. Njalakjaure ligger i andra ändan av gradienten, med en årlig förflyttning i NMDS-planet på i medel 0,123, som därmed ha stabilast växtplanktonsammanställning.

Intressant är att växtplanktonbiovolymerna inte minskar över tiden, trots markanta minskningar i tot-P. Två av sjöarna, Pahajärvi och Stor-Tjulträsket, visar till och med signifikant ökande trender i årsmedelväxtplankton-biovolymmer över tiden. En analys av tidstrender för månadsvisa klorofyllhalter visar dock i Abiskojaure på signifikant minskande halter i juli ( $p = 0,0180$ ), medan analysen för septembervärdena var nästan signifikant ( $p = 0,0727$ ). I Jutsajaure minskar klorofyllhalterna signifikant under augusti och september ( $p < 0,0490$ ), medan Pahajärvi i stället visar signifikanta minskningar under april ( $p = 0,0173$ ) och ökning under september ( $p = 0,0297$ ). Både biovolymerna och klorofyllhalterna är dock mycket låga för samtliga sjöar utom Pahajärvi. Fjällsjöarnas produktion sker i första hand genom kiselalgernas fotosyntes på bottenarna. Beta-diversiteten för växtplanktonsamhällena visar en tydlig effekt av den metodförändring som genomfördes 1992 (Figur 9). För perioden 1992–2009 visar det multivariata dispersionsindexet betydligt högre värden än för perioden innan, men ingen signifikant ökande eller minskande trend.

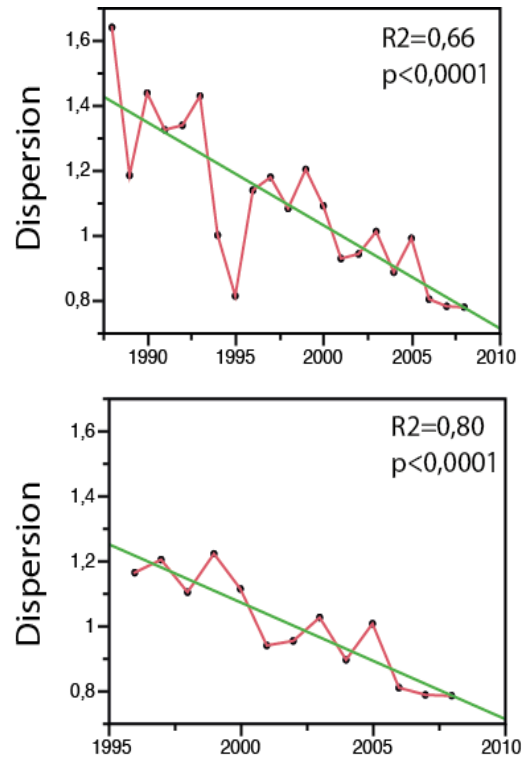


Figur 6. Tidsserier för antal taxa, EPT(taxa), Shannon diversitet, evenness och Medins surhetsindex för Abiskojaure (vänster), Jutsajaure (mitten) och Stor-Tjulträsk (höger). Linjära anpassningar (grön linje) visas för mätserier med signifikanta trender över tiden (linjär regression,  $p < 0,05$  – se även tabell 3). För Abiskojaure visas även några 2e-grads-anpassningar som förklarar trender med ett minimumvärden kring sekelskiftet. I diagrammen anges även  $R^2$ - och  $p$ -värden, samt långtidsmedelvärdet (streckad linje). Notera skillnaden i skalorna!

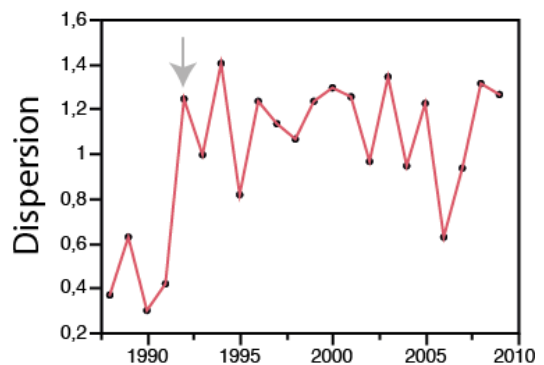




Figur 7. NMDS för littoralbottenfauna (A) och växtplankton (B). Åren utmed linjerna anger start- och slutår för tidserien och hur sjöarna rör sig i NMDS-planet. Stress är ett mått på analysens pålitlighet. Värdet  $< 2$  anses vara pålitliga.



Figur 8. Multivariat dispersionsindex för littoralbottenfauna för perioderna 1988–2009 (överst) och 1996–2009 (nederst). Regressionslinjer visas i grönt.  $R^2$ - (adj) och  $p$ -värden för regressionslinjen ges i hörnen.



Figur 9. Multivariat dispersionsindex för växtplanktonsamhällen under perioden 1988–2009. Pilen indikerar metodbudet som genomfördes 1992 (se text).



## Sammanfattande kommentarer

Analysen visar på relativt stora förändringar i ett antal avlägsna arktisk/alpina sjöar, samt i två sjöar i skogslandskapet norr om polcirkeln. Dels finns det förväntade trender med minskande sulfatskoncentrationer och ökande pH, som följd av en minskad deposition av försurande ämnen. Att sulfatkoncentrationerna ökar i Abiskojaure (och närbelägna Latnajaure) var något oväntat. Magnituden av de observerade minskningarna i totalfosforkoncentrationerna var också överraskande, men ligger i linje med observationer från relativt opåverkade sjöar i Finland och Kanada. Resultaten för både fosfor och sulfat visar dock att vattenkvaliteten i sjöar är intimt förknippad med markprocesser i tillrinningsområdet.

Sammanställningen visar också betydelsen av en långsiktig miljöövervakning och tidsseriernas betydelse för att upptäcka storskaliga förändringar. För Sveriges del, men även i ett internationellt perspektiv, är mätserier sedan 1988 för dessa arktisk/alpina sjöar ytterst värdefulla för att kvantifiera förändringar av klimatförändringar. Dessa data kommer till exempel till stor nytta när Sverige tillsammans med andra länder diskuterar upprättandet av ett cirkumpolärt miljöövervakningsprogram för arktiska sjöar och vattendrag inom CAFF.

Sammanställningen visar även att sjöar som ligger på lägre höjd i skogslandskapet, visar större

dynamik i växtplanktonsamhällen, d.v.s. större mellanårsvariation i artsammansättning (= större euklidiskt avstånd), än de utpräglade fjällsjöarna (Figur 7B). Samma sak gäller däremot inte för bottenfaunasamhällena i littoralen, där samtliga sjöar uppvisar en lika stor variation i artsammansättning över tiden (Figur 7A).

Förväntade förändringar i vattenkemi i ett varmare och blötare klimat är att vattenfärgen och/eller TOC ska öka som följd av andra flödesvägar för det avrinnande vattnet. Även en pågående höjning av trädgränsen i fjällkedjan bidrar till större bidrag av alloktont kol, särskilt till sjöar som ligger nära trädgränsen. En ökning av vattenfärgen påverkar den fotosyntesen negativt, där särskilt bentiska kiselalger står för primärproduktionen i klara fjällvatten. En ökning av vattenfärgen påverkar dock också i viss mån uppvärmningen av vattnet, då humusämnen absorberar värme och ger en snabbare, dock mera ytlig uppvärmning. Vattenfärgen (och/eller TOC) är därmed en bra tidig kemisk indikator för klimat-betingade biologiska förändringar i fjällsjöar. Mätning av vattnets absorbansspektra, en metod som geokemilabets vid Institutionen för vatten och miljö har testat under senare år, kan ge viktig information om kvalitativa förändringar i det lösta organiska materialets sammansättning.

## Referenser

- Anderson MJ, Ellingsen KE, McArdle BH. 2006. Multivariate dispersion as a measure of beta diversity. *Ecology Letters* 9: 683–693.
- Arvola, L, Järvinen M, Tulonen T. 2011. Long-term and regional differences of phytoplankton in large Finnish lakes. *Hydrobiologia* 1: 125–134.
- Clarke KR. 1993. Non-parametric multivariate analysis of changes in community structure. *Aust. J. Ecol.* 18: 117–143.
- Eimers, MC, Watmough SA, Paterson AM, Dillon PJ, Yao H. 2009. Long-term declines in phosphorus export from forested catchments in south-central Ontario. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 66: 1682–1692.
- Gerten D, Adrian R. 2001. Differences in the persistency of the North Atlantic Oscillation signal among lakes. *Limnol. Oceanogr.* 46: 448–455.
- Naturvårdsverket 1996. Handbok för miljöövervakning i sjöar och vattendrag – Växtplankton. <http://www.naturvardsverket.se>
- Rosén P, Cunningham L, Vonk J, Karlsson J. 2009. Effects of climate on organic carbon and the ratio of planktonic to benthic primary producers in a subarctic lake during the past 45 years. *Limnol. Oceanogr.* 54: 1723–1732.
- Rydberg J, Klaminder J, Rosén P, Bindler R. Climate driven release of carbon and mercury from permafrost mires increases mercury loading to sub-arctic lakes. *Sci. Total Environ.* 408: 4778–4783.
- SS-EN 27828:1994. Vattenundersökningar – Metoder för biologisk provtagning – Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhåv (ISO 7828: 1985).
- Stendera S, Johnson RK. 2008. Tracking recovery trends of boreal lakes: use of multiple indicators and habitats. *J. N. Am. Benthol. Soc.* 27: 529–540.
- Quinlan R, Hall RI, Paterson AM, Cumming BF, Smol JP. 2008. Long-term assessments of ecological effects of anthropogenic stressors in aquatic ecosystems from paleoecological analysis: Challenges for lake management. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* 65: 933–944.

Bilaga 1. Översikt över medelbiovolymen (Y, som mm<sup>3</sup>/L) av olika växtplanktongrupper inom de undersökta sjöarna mellan 1988 och 2009. Y-axeln täcker skalan 0–0,68 mm<sup>3</sup>/L.

