



Planktiska alger i sjöar - Bedömningsgrunder

av

Eva Willén

Institutionen för Miljöanalys
SLU
Box 7050 SE 750 07 Uppsala

Planktiska alger i sjöar - Bedömningsgrunder

ISSN 1403-977X

Innehållsförteckning	Sid.
Sammanfattning	1
Summary	2
Bakgrund	3
Ekologisk relevans	4
Val av parametrar	8
Dataunderlag	8
Separering av sjöar med avseende på region och vattenfärg	13
Metodik för beräkning av referensvärden och klassgränser	16
Metodik för beräkning av trofiindex	16
Områdesspecifika referensvärden och förslag till klassificering av ekologisk status	25
Rekommenderad provtagning och analys	28
Referenser	29

Sammanfattning

Här presenteras en mall för bedömning av sjöars ekologiska status med hjälp av planktiska alger (växtplankton). Bedömningen avser prov tagna under perioden 15 juli–31 augusti d.v.s. ett sent och relativt stabilt successionsstadium i den årliga planktonutvecklingen. Provet rekommenderas representera det övre vattenskiktet (åtminstone ca 75% av epilimnion). Analyserna skall vara utförda i enlighet med Utermöhlmetoden och den teknik som beskrivs i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se med länk till miljöövervakning). Klassificering görs av följande indikatorer i en 5-gradig skala från hög status = referensnivå till otillfredsställande och dålig status:

- Växtplanktons totalbiomassa ($\mu\text{g/l}$)
- Andel (%) av cyanobakterier
- Andel (%) av guldalger (chrysophyceae)
- Trofiskt planktonindex (TPI)
- Antal taxa

Indikatorerna 1–4 avser en trofigradient, indikator 5 en försurnings-/surhetsgradient. Det nykonstruerade trofiska planktonindexet presenteras utförligt i arbetet där också indikatorerna ges för 57 näringstoleranta och 34 sensitiva taxa ”oligotrofiindikatorer”.

Underlaget till arbetet har utgjorts av 480 sjöar med juli- (senare delen) och augusti-provtagningar. Något mer än hälften av sjöarna har betraktats som referenser enligt en utsållningsprincip som beskrivs i tabell 2 i arbetet. Klassifikationer av sjöar presenteras för tre regioner: fjällen ovan trädgränsen samt Sverige norr och söder om *limes norrlandicus*. Därtill har klara och humösa sjöar separerats med en färggräns av 30 mg Pt/l eller $\text{AbsF}_{420/5} \leq 0,06$. I södra Sverige har också sjöar med den invasiva arten *Gonyostomum semen* – gubbslem särbehandlats, tabellerna 7 och 8. Sist i arbetet presenteras tabeller över indikatorer och gränsvärden för de olika ekologiska kvalitetsklasserna, tabell 9. En period av testverksamhet med synpunkter och dokumentation av erfarenheter är nödvändig för att slutgiltigt fastställa användbarhet av indikatorer och klassgränser.

Summary

Classifications of the ecological status of Swedish lakes based on total biomass and composition of phytoplankton are presented. The period of evaluation refers to the late summer succession stage (July 15–August 31) and a lake's epilimnion layer. The Utermöhl analysis method has to be used preferably with the technique published in the Swedish EPA's Handbook of Environmental Assessment at present only in a Swedish version (www.naturvardsverket.se). Concerning the species richness used for evaluations in a gradient of acidity is that technique necessary.

Classifications are made of the following indicators in a 5-degree scale from high status (=reference conditions) to poor/bad status:

- total biomass of phytoplankton
- proportion (%) of cyanobacteria
- proportions (%) of chrysophycean algae
- trophic plankton index (TPI)
- species richness

Indicators 1–4 refer to a trophic gradient and no. 5 to a gradient of acidification/acidity. The basis of the assessment work is late summer samples from 480 lakes with thorough taxonomic resolution and countings, where slightly more than 50% was considered as references according to an elaborated manual common for a broad range of assessment work in freshwater environments, and including several organism groups. The manual is presented in table 2 of this work. The assessments comprise three regions in Sweden each separated in clear and humic lakes (borderline value 30 mg Pt/l): alpine lakes above the tree-limit, Sweden north and south of *limes norrlandicus*. Lakes invaded by the slime-producing alga *Gonyostomum semen* are treated separately. A special section of these assessment criteria describes the construction of a new trophic plankton index which includes indicator scores given to 57 taxa with prevalence in nutrient-rich lakes and 34 taxa which mainly occur in nutrient-poor lakes. The index is scored in a \pm range of 3 meaning 6 different indicator classes from –3 to 3.

Finally a recommendation of getting a mean value of three summers is given for a more reliable assessment, due to the inter-annual weather-induced variations of plankton abundances and community structures. Three is the least number of seasons to get some idea of variations even if classifications are possible based on data from just one sample and summer period.

A period of testing activities is necessary for a final establishment of the strength of values given for biomasses, class proportions and index scores.

Bakgrund

I de svenska bedömningsgrunder för miljö kvalitet som utarbetades 1999 ingick bland de biologiska faktorerna planktiska alger med följande indikatorer: totalvolymen alger, klorofyll-*a* koncentration, vårutvecklande kiselalger, vattenblommande cyanobakterier, potentiellt toxinproducerande cyanobakterier och bedömning av den slemproducerande invasiva nålflagellaten *Gonyostomum semen*. Materialet då omfattade bara sjöar som ingick i den nationella miljöövervakningen och något filter för att särskilja opåverkade referenssjöar användes inte utan ett totalfosforvärde för ursprungshalter bedömdes efter ett resonemang där ett mesotroft tillstånd antogs för dagens eutrofa-/hypertrofa sjöar och växtplanktons referensvolymerna räknades fram i regressionsanalyser mot ett expertbedömt totalfosforvärde. Djupa och oskiktade sjöar särskiljdes. För skogssjöar användes typvärden från valda referenssjöar där resultat från sedimentproppar antytt opåverkat tillstånd under århundranden (Naturvårdsverket 1999a). För fjällsjöar antogs ett maximumvärde av förekommande totalvolym efter litteraturstudier. Jämförvärden arbetades på så sätt fram med relativt vaga sjötypsdefinitioner särskilt för slättsjön och skogssjön. För fjällsjöar var inte heller distinktionen så skarp och trädgränsen var ingen tydligt åtskiljande gräns utan sjöar från björkskogsregionen fanns också med. I underlagsmaterialet saknades data från större delen av inre norrland och endast ett fåtal sjöar från rena fjällområden fanns med. Alla underliggande beräkningar av tillstånd och jämförvärden hade sin grund i hela växtsäsongsvärden där enskilda månader kunde brytas ut (t.ex. vår och sommar) och värderas för sig med egna jämförvärden som togs fram med regressionsberäkningar. I här presenterad om- och nybearbetning har antalet indikatorer begränsats och bedömningsperioden avgränsats till juli-augusti. Dessutom är antalet sjöar som ligger till grund för statistisk behandling betydligt större (jmf. dataunderlag sid 8 ff). De valda indikatorerna kan på sikt utökas med ytterligare bedömning av vattenblommande cyanobakterier. Tills vidare presenteras här andelen cyanobakterier av totalbiomassan. Spetsigare instrument kan komma att behövas men fördjupad kännedom om cyanotoxiner och halter i svenska vatten behövs för att utveckla ett bedömningssystem som också kan vara knutet till vattenanvändning (dricksvattentäkt, rekreation). För närvarande pågår intensiv forskning internationellt om vilka arter som har gener som kodar för toxinproduktion. Främst har intresse knutits till microcystiner som finns i ett 70-tal strukturella former och är ett levergift med påtagliga hälsoproblem genom sin långsamma negativa påverkan på levern. Dessutom verkar gifterna som promotorer till levercancer dock utan att såvitt känt initiera en sådan. Microcystiner finns i våra vanliga vattenblommande släkten som *Anabaena*, *Planktothrix* och *Microcystis* men inte i alla förekommande arter. Som exempel kan anges att bland släktet *Microcystis* som omfattar ett antal vanliga vattenblommande arter i eutrofa – hypertrofa sjöar är *Microcystis wesenbergii* – ärgvattenblom inte giftig (Via-Ordorika m.fl. 2004). Generellt för microcystin-LR (den vanligaste formen av microcystin) har WHO förslagit ett gränsvärde på 1 µg/l i dricksvatten vilket verkar ha bred användning internationellt (Chorus & Bartram 1999). För nervtoxiner som också utvecklas av cyanobakterier (t.ex. hos släktena *Anabaena* och *Aphanizomenon*) och åstadkommer årliga och snabba dödsfall bland hundar och kreatur finns inga gränsvärden ännu och analysmetoderna är inte heller så standardiserade.

I föreliggande uppdrag har ingått att arbeta fram bedömningsgrunder för kvalitetsfaktorn växtplankton i sjöar vilka skall uppfylla kraven i EUs ramdirektiv för vatten. I förarbeten till nedan presenterade bedömningsgrunder framlades ett system med användande av totalbiomassor och andelar av indikativa alggrupper i en trofigradient samt artantal för en surhetsgradient. Enligt uppdraget skall dessa förslag finjusteras med tillägg av variationsmått samt om möjligt kompletteras med ett trofiindex. Här presenteras dessa båda alternativ med förslag till klassindelningar från hög/god vattenkvalitet till otillfredsställande/dålig. I vissa fall, där tydliga gradienter saknats i underlagsmaterialet eller i övrigt tveksamheter rått, har bara ett par klasser presenterats; dock omfattar all klassindelning de två första kvalitetsklasserna. I ett första skede är det viktigt att nedanstående förslag testas på andra sjöar än det som ingår i beräkningsunderlaget så att eventuella modifieringar och övriga förslag kan beaktas. Utarbetade skalor för respektive indikator bör testas och utvärderas där återrapportering av erfarenheter är väsentlig.

Ekologisk relevans

I vårt land har den ursprungliga klassifikationen av sjöar främst knutits till deras innehåll av planktiska alger samt till den produktion som dessa alger ger upphov till (Naumann 1921). I omfattande engelska studier jämfördes på 1920-30 talen vattnets planktonsammansättning med kemiska omvärldsfaktorer (Pearsall 1932). På så sätt belystes enskilda arters näringspreferenser och förklaringar gavs till planktonalgers säsongsmässiga variationsmönster. Senare tiders forskning har mer i detalj preciserat de huvudsakliga faktorer som påverkar successioner av taxa och livsformer (Margalef 1978, Reynolds m.fl. 2002). Förändringar i vattnets näringsstatus återspeglas snabbt i växtplanktons biomassor och taxastrukturer och det är i sådana sammanhang som användningen av växtplankton som indikator har varit särskilt framgångsrik t.ex för att följa ett återhämtningsförlopp efter narsaltreduktion, att följa ett försurningsförlopp eller som ett tidigt tecken på tilltagande näringsbelastningar (Hörnström 2002, Willén 2001, Jeppesen m.fl. 2005). Växtplankton reagerar alltså snabbt på miljöförändringar och är bra som en ”tidig varningsindikator” men har påtagliga dynamik i sin populationsutveckling, fig. 1.

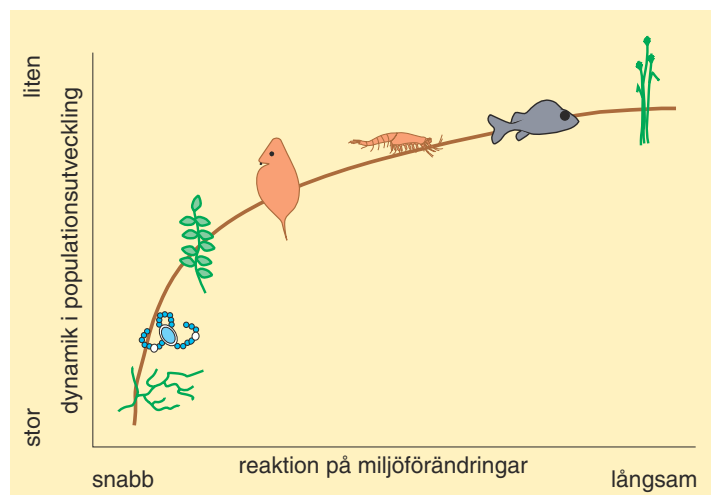


Fig. 1. Reaktionen hos olika organismgrupper i vatten på miljöförändringar.

Särskilt är andelen cyanobakterier en god indikator på tilltagande näringsnivåer även om vissa enskilda arter utgör undantag, fig.2. Sådana undantag är arter som vanligen inte har gasvakuoler och således inte flyter upp till ytan. En lika tydlig utveckling av cyanobakterier gäller dock inte i sjöar med nålflagellaten *Gonyostomum semen* – gubbslem – sjöar som till stor del är belägna i södra Sverige och är av humös karaktär, fig. 3. För att *Gonyostomum* ska sägas prägla en sjö har här en gräns satts vid dess andel av totalbiomassan till 5% eller mer.

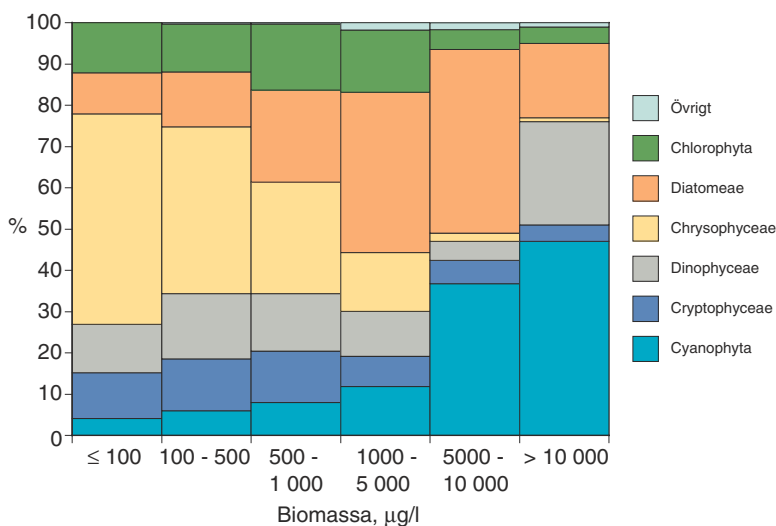


Fig. 2. Procentuell fördelning av alggrupper i juli-augusti i en gradient med tilltagande biomassor som i sin tur följer ökande totalfosforhalter (Antal sjöar som underlag för diagrammet 409). Andelen cyanobakterier ökar och andelen chrysophyceae (guldalger) minskar.

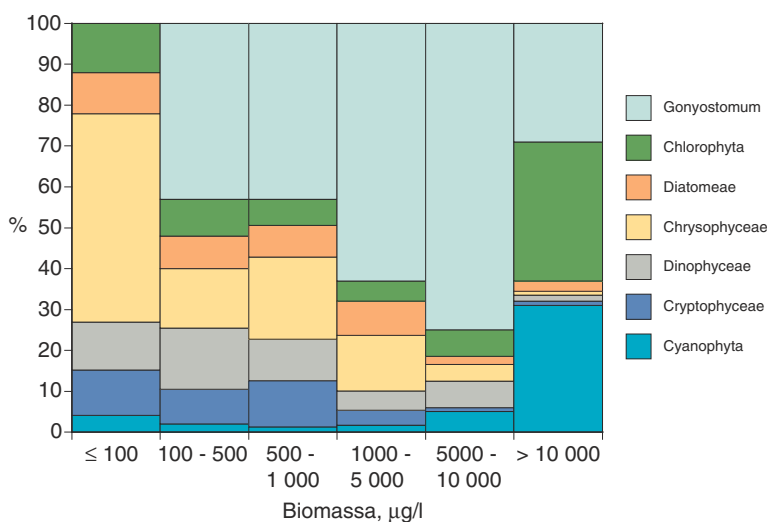


Fig. 3. Procentuell fördelning av alggrupper, juli-augusti, i sjöar som präglas av *Gonyostomum semen*-gubbslem, d.v.s. där arten utgör $\geq 5\%$ av totalbiomassan (n=78).

På 1940-talet introducerades i Skandinavien relationer mellan empiriskt funna så kallade eutrofa och oligotrofa alggrupper i olika index där växtplankton främst var insamlat med relativt grovmaskig håv ($>60 \mu\text{m}$ maskvidd) vanligen från en sjös ytskikt. Redan tidigt riktades kritik mot dessa index för att de var alltför heterogena med inslag av arter som var vanliga i alla sjötyper samt att de endast omfattade stora arter som fastnade i håven. Särskilt ansågs de "oligotrofa" arterna vara spridda i flera miljöer medan de "eutrofa" var lättare att

karaktisera. Heinonen (1980) har arbetat vidare med Järnefelts klassificering av arter vanliga i näringsrika respektive näringsfattiga sjöar i Finland där trofigraden skalats efter totalvolymen växtplankton (Järnefelt 1952). En lista av dessa arter som omfattar ett hundratal eutrofiindikatorer och ett tjugotal oligotrofiindikatorer finns publicerad i Tikkanen & Willén (1992).

En annan ansats till index baserat på frekvensskattning av arter vanliga i en trofigradient och analyserade med Utermöhlmetoden gjordes av Hörnström (1981) där arterna frekvensskattades i en 5-gradig skala, en metod som senare ytterligare har bearbetats av Brettum (1989) för kvantitativa data och norska förhållanden. I en mycket omfattande sammanställning av växtplanktonindikatorer framtagna för norska förhållanden har uppdelningar gjorts på fyra olika trofinivåer och för varje behandlad art finns sannolikhetsberäkningar för förekomst i relation till tre olika omgivningsvariabler (Brettum & Andersen 2005). En sammanställning av olika nordiska index ges i Willén (2000).

När det gäller växtplanktons reaktioner på försurning är entydigheten inte lika stor på artnivå men tydligt är att vissa alggrupper så gott som helt försvinner i de allra suraste miljöerna. Sådana exempel är planktiska cyanobakterier och kiselalger vilka båda fordrar något mer näring än vad som ofta finns t.ex. vid pH <5,5 (Almer m.fl.1974). En drastisk nedgång av antalet arter är därför den tydligaste indikationen på ett surt vatten, fig 4.

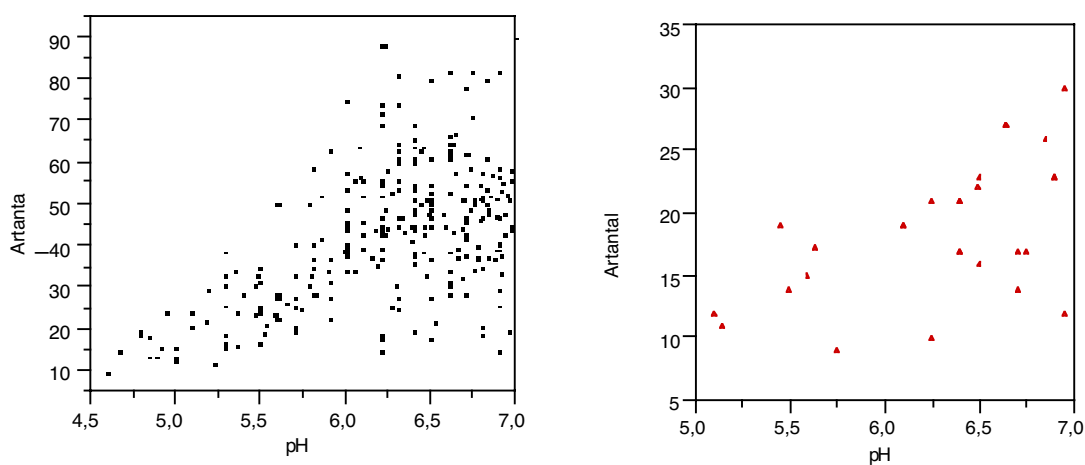


Fig. 4. Artantal i en surhetsgradient pH 7–4,5 för dels 287 sjöar i hela landet utom fjällregionen dels för 28 sjöar i fjällen ovan trädgränsen. Observera den betydligt minskade spridningen under pH 6 i det större materialet.

I medeltal för hela landet utom fjällen är artantalet 20 i sjöar med pH $\leq 5,5$ medan motsvarande antal i fjällen är ett tiotal. I pH neutral miljö är antalet 45 respektive 24 i motsvarande områden. Eftersom ett erhållit artantal är knutet till analysansträngning måste påpekas att den räknemetod som avses är den som anges i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se med länk till miljöövervakning) eller mycket likvärdig metod samt god taxonomisk kompetens vid analysarbetet.

Indikatorer på artnivå i sura/försurade sjöar är således inte så tydliga även om arter finns som har beskrivits som surhetstoleranta, fig. 5. Emellertid uppträder många av dessa arter också i

andra mycket näringsfattiga vatten, däremot kanske med ändrade proportioner av totalbiomassan. Endast arten *Dinobryon pediforme* tycks obligat vara knuten till mycket sura vatten (pH $\leq 5,5$) medan andra arter uppträder också i andra pH-intervall bara fosforvärdena är tillräckligt låga (ofta $\leq 5 \mu\text{g/l}$).

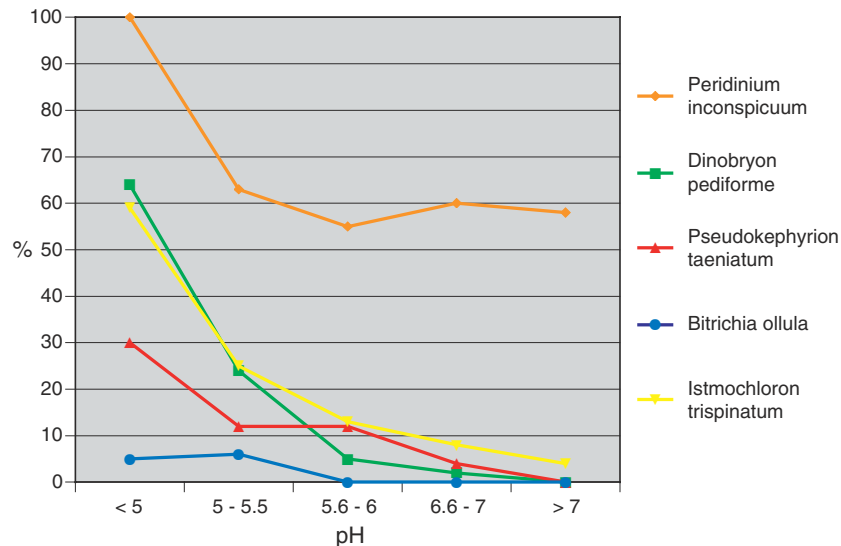


Fig. 5. Exempel på arter som finns i sura sjöar. På y-axeln anges den andel sjöar där indikerade arter förekommer i ett underlagsmaterial av 500 sjöar. Så förekommer t.ex. dinoflagellaten *Peridinium inconspicuum* i alla sjöar med pH < 5 medan guldalgen *Dinobryon pediforme* och gulgrönalgen *Istmochloron trispinatum* finns i ca 60% av mycket sura sjöar för att sedan successivt avta och bara undantagsvis uppträda i sjöar med neutralt pH. Data från Hörnström 2002.

Det är således ofta inte det låga pH värdet som arterna är toleranta mot utan den låga näringskoncentrationen, vilken ju också följer med en försurning. Med utgångspunkt från det använda materialet av 480-talet sjöar som har ingått i arbetet med att utforma föreliggande bedömningsgrunder är det bara tre arter som har liten eller enstaka spridning över pH 6 och dessa är förutom ovan nämnda *Dinobryon*, *Pseudokephyrion taeniatum* och *Closterium kuetzingii*. De första två tillhör guldalgerna och den sistnämnda är en konjugat d.v.s. en grupp bland grönalgerna. Men dessa arter uppträder inte med säkerhet i alla försurade/sura sjöar sommartid.

Den totala växtplanktonbiomassan i försurade/sura sjöar är liten då sjöarna är näringsutarmade av fosfor. Det gäller framför allt de sjöar som har ett mycket klart vatten medan näringskoncentrationerna ökar något i bruna vatten. Särskilt höga totalbiomassor har de sjöar som invaderats av *Gonyostomum*, då den arten är jämförelsevis stor, fig. 6.

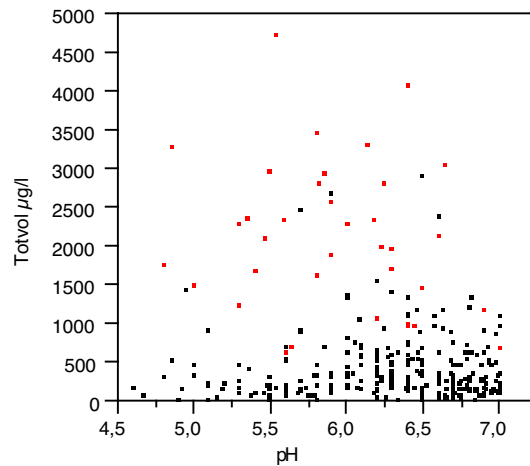


Fig. 6. Totalvolymen växtplankton i en pH gradient 4,5–7. Sjöar med *Gonyostomum* är rödmarkerade.

Den totala växtplanktonbiomassan varierar en hel del i en pH gradient även variationerna minskar påtagligt när pH når $\leq 5,5$.

Med hänsyn till ovanstående diskussion om planktonkaraktistika i sura miljöer kommer en indikator inte att presenteras i dessa bedömningsgrunder annat än som antal arter som även den så småningom behöver knytas till en rekommenderad total taxalista att analysera.

Val av parametrar

För bedömning i en trofigradient presenteras här indikatorer för kvalitetsfaktorn växtplankton från ett referensförhållande till olika stadier med tilltagande näringspåverkan.

Indikatorerna är följande

- Totalvolymen växtplankton
- Kvoten cyanobakterier/totalbiomassa d.v.s. andelen blågrönalger
- Kvoten chrysophyceae/totalbiomassa d.v.s. andelen guldalger.
Till chrysophyceae har här räknats klasserna haptophyceae och chrysophyceae (Christensen 1980, Kristiansen & Preisig 2001)
- Trofiskt planktonindex (TPI) baserat på indikatorarter i en skala från –3 till 3

För bedömning av surhet/försurning

- Artantal

Dataunderlag

Utgångspunkten för analysarbetet har varit ett växtplanktonmaterial från olika källor som omfattar 480 sjöar där totalbiomassor och alggruppsbiomassor funnits beräknade. I ca hälften av materialet har däremot räkning av enskilda arter inte redovisats. Dessa har istället abundansskattats i en skala 1–5 (Hörnström 1981, Hörnström m.fl. 1993). För att kunna utgå från ett så stort material, vilket också krävt avsevärd tid att datalägga, och göra enhetligt, har bara juli-augustiperioden använts eftersom 75% av sjöarna bara provtagits den tiden. Det är också den period som bäst lämpar sig för jämförelse mellan alla regioner. Naturligtvis hade det varit en styrka att också ha värden från flera olika säsonger för alla sjöar men då hade ingen bred regional spridning kunnat bearbetas. Våren är annars den årstid som tidigast ger indikation på en vattenkvalitetsförändring med förhöjda produktionstoppar och artför-

ändringar men perioden är vädermässigt svår att pricka in. Sensommaren är den säsong då strukturen i planktonsamhället är stabilast och biomassans omsättningstid vanligen långsam, och störningar i form av yttre påverkan som tillrinnande vatten och kraftig vattenomblandning liten, fig.7. I eutrofa vatten har ofta denna period årets största biomassor med dominans av vattenblommade cyanobakterier. Växtplanktons successionsmönster behandlas utförligt i bakgrundsrapporten till 1999 års bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999b).

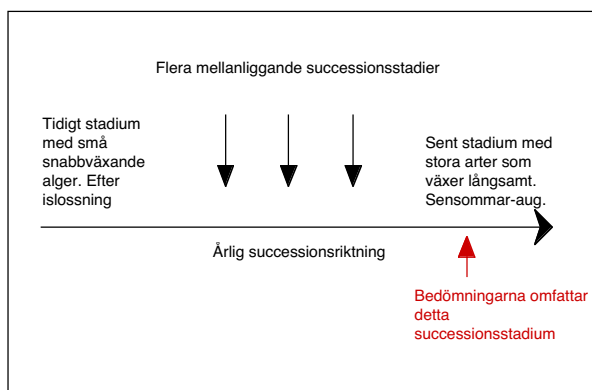


Fig. 7. Schematisk skiss över växtplanktons successionsutveckling under en period som sträcker sig från tidig vår till sensommar.

Den regionala fördelningen av det sjömaterial som använts som underlag i dessa bedömningsgrunder illustreras i fig. 8. Datamaterialet härrör från provtagningar från 1980-talet och fram till 2003. Endast för några regioner har data från 1970-talet använts. Ett krav har varit att vattenkemiska data skall ha insamlats samtidigt. Ett annat krav har varit att artanalyserna skall ha haft god kvalitet och varit utförda av kompetenta taxonomer. Materialet har från början varit mycket större men nödvändiga reduktioner har skett för att uppnå kvalitetskravet. Antal sjöar per storskalig region är (tabell 1):

Region	Totalantal sjöar	Därav påverkade sjöar	Antal av påverkade sjöar som är försurade
Fjällen ovan trädgränsen	49	9	7
Norrland ovan HK	176	49	10
Norrland under HK	61	23	7
Södra Sverige (gräns <i>limes norrlandicus</i>)	194	126	58

Mellanårsvariationer har inte bedömts för att större delen av datamaterialet härrör bara från ett år. Där flera augustisäsonger funnits som för sjöar i den nationella miljöövervakningen, har ett medelvärde för perioden 1997–2002 använts. För övriga sjöar med data från några år har också medelvärden beräknats. För att välja ut referenssjöar användes ett filter med avgränsningar som anges i tabell 2.

Tabell 2. Referenskriterier för sjöar. Digitalt underlag har saknats för bedömning av varaktig skogsbruks-påverkan, metallpåverkan och påverkan av introducerade arter. För avskiljande av metallpåverkade sjöar i Rönnskärsområdet har gränsen för metallhalter mellan tillståndsklass 2/3 i Naturvårdsverkets bedömningsgrunder 1999 använts. Hydromorfologisk påverkan har ansetts spela mindre roll för växtplankton och har inte heller varit möjlig att bedöma.

Region	Påverkanstyp	Referens kriterier	
Fjällen ovan trädgränsen	N och P från jordbruk	Tot-P <8 µg/l För sjöar med TP >8 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-Tot-P µg/l) = 3,7+ medelAbsF x 59,3	< 10% jordbruksmark i ARO
Norrland utom fjällen	N och P från jordbruk	Tot-P <10 µg/l För sjöar med TP >10 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-Tot-P µg/l = 5,9+ medelAbsF x 39	< 10% jordbruksmark i ARO
Sverige söder om limes norrlandicus	N och P från jordbruk	Tot-P <10 µg/l För sjöar med TP >10 µg/l används modifierat samband mellan TP och AbsF (Referens-Tot-P µg/l = 10,9+ medelAbsF x 17,5	< 10% jordbruksmark i ARO
Hela landet	Försurning	Årsmedel pH ≥ 6,0 För sjöar med årsmedelvärde pH <6,0 används F-faktorn enligt Bedömningsgrunderna 1999	
Hela landet	Punktkällor		< 0,1 % tätortsyta bedömd efter röda kartan

I tabell 3 karakteriseras några för växtplankton betydelsefulla omvärldsfaktor i de separerade regionerna med inriktning på referenssjöar.

Tabell 3. Medelvärden och standardavvikelse (SD) av omvärldsvariabler som är särskilt betydelsefulla för växtplankton i referenssjöar i fyra olika regioner i södra Sverige har *Gonyostomum*-sjöar skiljts ut.

	Konduktivitet mS/m	pH	Tot-N µg/l	Tot-P µg/l	Absorbans Filtrerad 420/5
Fjällsjöar över trädgränsen n=40					
Medelvärde	2,2	7	113	5	0,007
SD	1,6	0,4	66	1	0,006
Norrland över högsta kustlinjen till trädgränsen n=127					
Medelvärde	3,2	7,1	287	6	0,058
SD	1,9	0,5	154	3	0,047
Norrland under högsta kustlinjen n=38					
Medelvärde	3,4	6,8	320	7	0,085
SD	1,2	0,4	168	3	0,064
Regionerna söder om Limes Norrlandicus (Södra Sverige) utan <i>Gonyostomum</i>-sjöar n=50					
Medelvärde	7,3	6,6	406	7	0,07
SD	3,1	0,5	114	3	0,05
Regionerna söder om Limes Norrlandicus med <i>Gonyostomum</i> ≥ 5% av totalbiomassan n=18					
Medelvärde	6,2	6,5	454	9	0,12
SD	1,3	1,8	104	3	0,07

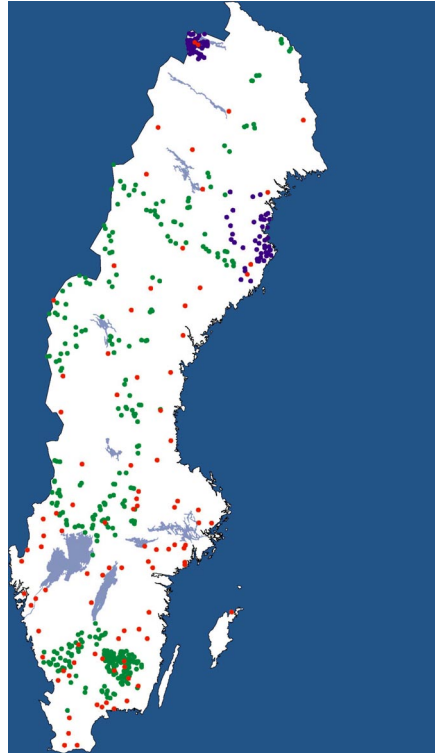


Fig. 8. Regional spridning av sjöar som använts i föreliggande bedömningsgrunder. Utglesning av det stora sjömaterial i Kronobergs län har skett liksom i Rönnskärsområdet där metallpåverkade sjöar sållats bort. Rödmarkerade sjöar ingår i NVs nationella miljöövervakning. Gröna och violettmarkerade sjöar härrör från externa material.

En granskning av vattendirektivets variabler för typklassning av sjöar har i ett tidigare arbete testats på ett sextiotal referenssjöar med växtplanktondata från augustiperioden 1997–2002. Främst gällde det då en samlad artsammansättning med arternas respektive biovolymers samt den totala växtplanktonbiomassan. För artsammansättningar var särskilt sjöarnas höjdlägen och grad av brunhet i vattnet särskiljande medan totalvolymerna separerades bäst av andra variabler som näringsämnen, vilka indirekt kunde tolkas med hjälp av höjddata; näringsfattiga sjöar ligger vanligen högt och näringsrika i låglandet. Sjöarea och medeldjup hade ingen signifikant betydelse för växtplankton (Willén & Larson 2004). I Norge där motsvarande tester gjorts har inte heller kunnat konstateras signifikanta skillnader i växtplanktons biomassa och artsammansättningar som beror av sjöarea eller medeldjup (Lyche Solheim m.fl. 2004).

En separering av utsållade referenssjöar och eutrofieringspåverkade sjöar i underlagsmaterialet till föreliggande arbete, när det gäller totalvolymen växtplankton, visar tydliga skillnader utom i ca 10 % av fallen med mycket låga totalvolymers, fig. 9.

I figurerna 10 och 11 redovisas skillnaderna mellan referenssjöar och eutrofieringspåverkade sjöar när det gäller andelar av cyanobakterier respektive guldalger.

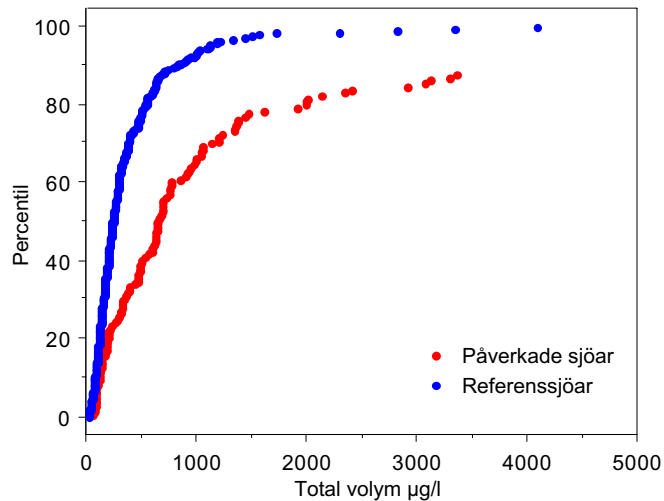


Fig. 9. Kumulativ frekvensfördelning av totalbiomassor i referenssjöar respektive eutrofieringspåverkade sjöar. Då biomassan av tydlighetsskäl maximerats till 5000 $\mu\text{g/l}$ i figuren illustreras bara 85% av de påverkade sjöarna. Maximumbiomassan för påverkade sjöar uppgick till 15 000 $\mu\text{g/l}$. Medianvärdet för referenser är 248 och för påverkade sjöar 650 $\mu\text{g/l}$ (totalvolym 0,248 resp. 0,65 mm^3/l).

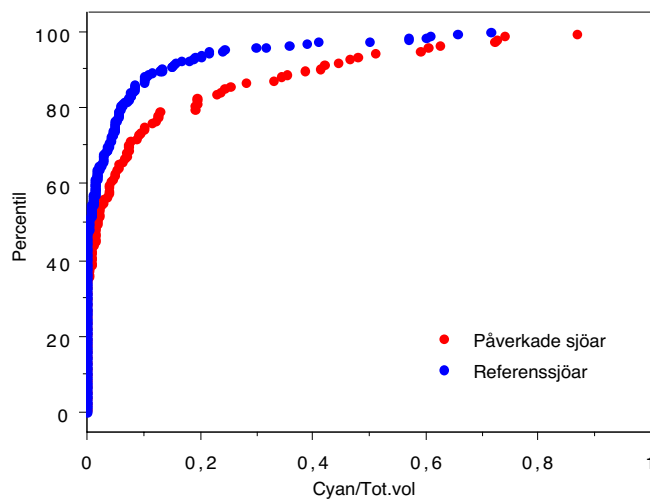


Fig. 10. Kumulativ frekvensfördelning av kvoten mellan cyanobakterier och total växtplanktonbiomassa i referenssjöar respektive eutrofierade sjöar. Mediankvoten för referenssjöar är 0,004 och för påverkade sjöar 0,018. 90-percentilen är för referenser 0,13 och för påverkade sjöar 0,4.

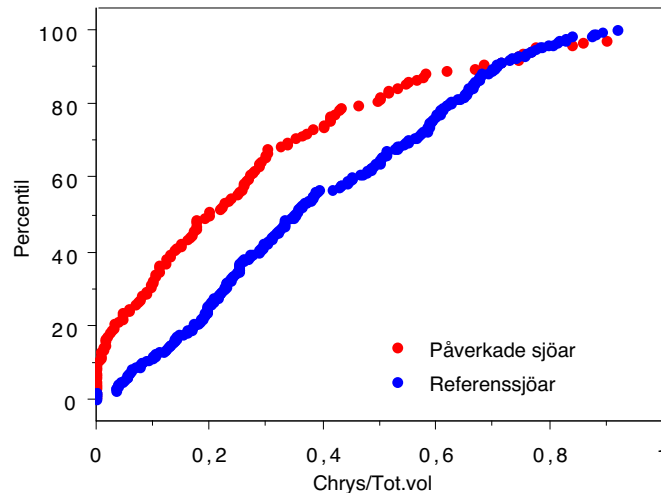


Fig. 11. Kumulativ frekvensfördelning av kvoten mellan guldalger (chrysophyceae) och total växtplanktonbiomassa i referenssjöar respektive eutrofierade sjöar. Mediankvoten för referenssjöar är 0,4 och för påverkade sjöar 0,2. 90-percentilen för både referenser och påverkade sjöar är 0,7.

Separering av sjöar med avseende på region och vattenfärg

Ett antal korstester har gjorts för att bedöma om det finns anledning att särskilja sjöar över och under högsta kustlinjen (HK) och i förhållande till vattenfärg samt mellan norra och södra Sverige. För testen användes en Tukey-Kramer HSD test med en signifikansnivå av 0,05 och följande indikatorer testades: totalvolym, andel cyanobakterier, andel guldalger, artantal. Testet för bedömning av färggräns (t-test, signifikansnivå 0,5) gjordes på referenssjöar som klassades in efter färgtalet ≤ 30 mg Pt/l ($AbsF_{420/5} \leq 0,06$) för klara vatten och > 30 mg Pt/l ($AbsF_{420/5} > 0,06$) för humösa vatten, fig. 12. Gränsen utgår från värden som föreslagits dels av Fölster m.fl. (2003) för svenska sjöar, dels inom ett nordiskt nätverk för interkalibrering av sjötyper och sjökaraktistika. Växtplankton har också testats mot ett gränsvärde för vattenfärgen 50 mg Pt/l, men det gav inga signifikanta skillnader från resultaten med gränsvärdet 30. För en starkt humös sjötyp har i nämnda nordiska nätverk föreslagits ett gränsvärde av 90 mgPt/l. Resultatet av tester av biomasseskilnader mellan sjöar i färgtalsgruppen 30-90 och > 90 blir inte utslagsgivande då antalet sjöar i den senare gruppen i detta material är så liten och variationerna i biomassor i den förra gruppen så stor att de täcker in den mörkare klassens sjöar.

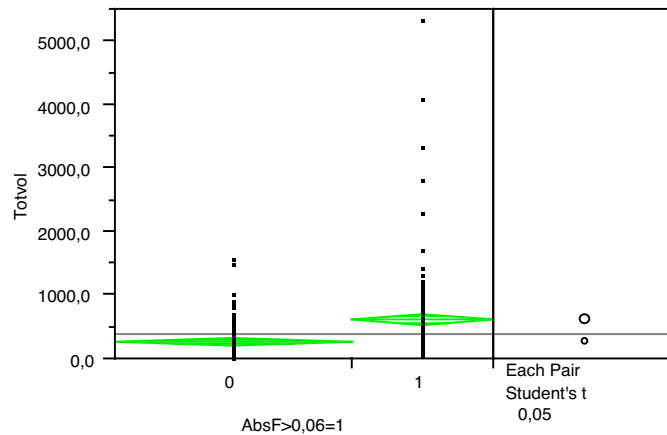


Fig. 12. Test av totalvolym i 273 referenssjöar separerade på klara (0) och humösa (1) sjöar med ett gränsvärde på vattenfärg av $AbsF_{420/5} 0,06$ d.v.s. 30 mgPt/l. 172 sjöar har vattenfärg $AbsF_{420/5} \leq 0,06$ och 101 sjöar hade $AbsF_{420/5} > 0,06$. Skillnaden är signifikant ($p 0,05$).

Resultat av regionstester visar att det är stora och överlappande variationer mellan referenssjöar som ligger över och under HK även om medelvärden visar skillnader, fig. 13 och tabell 4. Här har därför sjöarna över och under HK förts samman med en separeringen på klara och humösa sjöar. Det är också stora överlappningar av totalbiomassor i skogslandskapets sjöar både inom enskilda regioner och i Sverige som helhet. Detta framgår också när man testar artsammansättningar sommartid i skogssjöar från norr till söder i landet, fig. 14. Det finns ändå en del som talar för att man skall göra en separering mellan norra och södra Sverige åtminstone initialt i dessa bedömningsgrunder och skaffa sig noggrannare underlag för eventuell framtida justering. När det gäller cyanobakterier är det mer entydigt att norra Sverige har lägre andelar. Hittills har inte heller *Gonyostomum* hunnit invadera så många norrlandssjöar medan däremot antalet sjöar i södra Sveriges är i växande. Artantalet är en annan särskiljande variabel. Det tilltar med ökande temperaturer d.v.s. från norr till söder i landet. Många arters överlevnadsorgan behöver en viss temperatur för att starta sin tillväxt och kunna dela sig fortlöpande.

Följande gruppering av sjöar har använts för bedömningar vad avser totalvolym och andelar av alggrupper i en trofigradient samt för artantal i en surhetsgradient:

1. Fjällen ovan trädgränsen
2. Norrland klara sjöar (färgtal ≤ 30 mgPt/l, $AbsF_{420/5} \leq 0,06$)
3. Norrland humösa sjöar
4. Södra Sverige klara sjöar
5. Södra Sverige humösa sjöar
6. Södra Sverige humösa sjöar med *Gonyostomum semen*

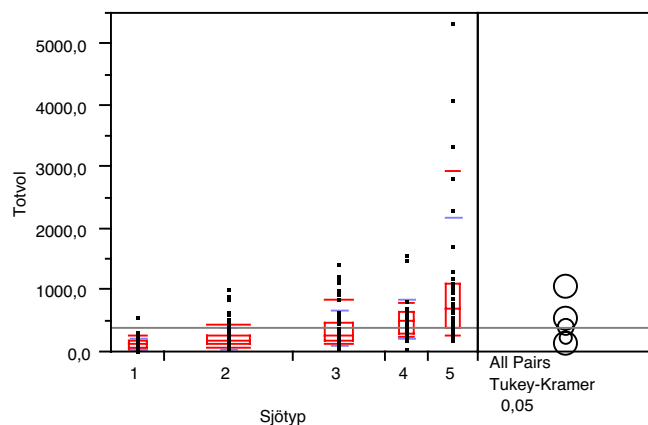


Fig. 13. Test av skillnader för totalvolym i 3 olika regioner i Sverige fördelat på humösa och klara sjöar. 1=fjällsjöar, 2=klara norrlandssjöar, 3=humösa norrlandssjöar, 4= klara sjöar södra SE, 5=humösa sjöar södra SE. Här demonstreras de påtagliga överlappningar som råder mellan de olika regionerna där egentligen bara södra Sveriges humösa sjöar avviker, sjöar som till stor del präglas av *Gonyostomum*.

En test av regionernas artsammansättning understryker de påtagliga överlappningar som finns, fig. 14. Endast fjällen avviker tydligt.

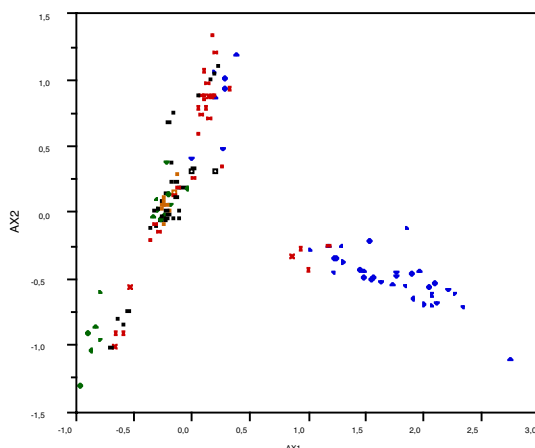


Fig. 14. Resultat av korrespondensanalys (CA) av 130 referenssjöar och deras artsammansättningar i augusti. Testet skall illustrera hur väl arter och deras biomassa separerar sjöar i olika regioner. Blå=fjällsj., röd=klarvattensjöar norrland, svart=brunvattensjöar norrland, orange=klarvattensjöar södra Sverige, grönt=brunvattensjöar södra Sverige i stort sett sammanfallande med *Gonyostomum*-sjöar Sjöar med abundansskattade värden ej med i figuren.

Tabell 4. Medelvärden och standardavvikelse i referenssjöar i fyra regioner för växtplanktons totalbiomassa, kvoterna av av cyanobakterier och guldalger mot totalbiomassan samt artantal.

	Fjällen	Norrland över HK, utom fjällen	Norrland under HK	Södra Sverige sjöar utan <i>Gonyostomum</i> (<5% av tot.biom.)	Södra Sverige sjöar med $\geq 5\%$ <i>Gonyostomum</i> av tot.biom.
Totalbiomassa, $\mu\text{g/l}$	144 \pm 99	256 \pm 194	418 \pm 358	482 \pm 255	1749 \pm 1337
Cyan/Tot.biom.	0,001 \pm 0,003	0,047 \pm 0,1	0,047 \pm 0,1	0,094 \pm 0,14	0,01 \pm 0,02
Chrys/Tot.biom.	0,67 \pm 0,16	0,39 \pm 0,22	0,29 \pm 0,2	0,31 \pm 0,17	0,18 \pm 0,17
Artantal	24 \pm 8	44 \pm 13	44 \pm 13	53 \pm 15	54 \pm 17
Antal referenssjöar	40	126	38	51	18

Metodik för beräkning av referensvärden och klassgränser

För att arbeta fram referensvärden av totalvolym, andelar av valda algklasser och artantal användes följande metodik

- 273 referenssjöar plockades ut med ”sålet”, tab. 2.
- Värden från senare delen av juli och hela augusti användes. Om data från flera år fanns beräknades ett medelvärde.
- Indikatorerna frekvensfördelades per separerad region och vattenfärg. *Gonystomums*sjöar d.v.s sjöar där den artens andel var $\geq 5\%$ av totalbiomassan behandlades för sig (gäller bara södra Sverige). I en gradient där tilltagande värde på indikatorn uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet har 75:e percentilen för testad indikator varit vägledande som ett referenstillstånd (totalvolym, andel cyanobakterier). I en gradient där avtagande värde på indikatorn uttrycker avvikelser från en hög vattenkvalitet har 25:e percentilen vara vägledande som ett referenstillstånd (andel guldalger och artantalet i en surhetsgradient).
- De erhållna percentilvärdena har granskats och avvägts med hänsyn till allmän kännedom om alggruppers uppträdande i en trofigradient.
- Som spridningsmått för biomassevärden och artantal vid ett referenstillstånd anges 10-90 percentilerna. För övriga klasser har inga spridningsmått angivits så gränserna är satta efter en fördelningsprincip.
- För indexvärden har hänsyn tagits till mot indexet svarande totalfosforkoncentrationer och i ett första skede ges spridningen som standardavvikelsen av $_{10}\log$ tot-P, d.v.s. den omgivningsvariabel som taxa relaterats till då indikatorn fastställdes.
- Högsta (för totalvolym och andel cyanobakterier) eller lägsta värdet (för andel guldalger och artantal i surhetsgradient) i ett totalmaterial beräknades och fördelades sedan mellan de tre klassgränserna god/måttlig, måttlig/otillfredsställande, otillfredsställande/dålig. Här har också avrundningar och expertkunskaper inbegripits i värdesättningarna.

Metodik för beräkning av trofiindex

För att tillskapa ett trofiskt index d.v.s. ett index med vars hjälp en taxasammansättning ska kunna användas för att placera en sjö i en gradient från oligotrofi till eutrofi eller från opåverkade mot påverkade vatten med avseende på näring, plottades andelar (av totalvolymen) av enskilda taxa mot stigande totalfosforkoncentrationer. Den lägre fosforkoncentrationen bestämdes när den ackumulerade summan av ett taxons andelar nådde 25% av totalsumman och den högre fosforkoncentrationen när motsvarande andelar utgjorde 75%, fig. 15. Det kan också uttryckas som att 25:e respektive 75:e percentilen av totalfosfor bestämts med avseende på ackumulerade andelssummor. Totalfosfor valdes som enda styrvariabel att testa utbredning mot enskilda taxa, då det ämnet står i särklass när det gäller samvariation med biomasseutvecklingar av planktiska alger.

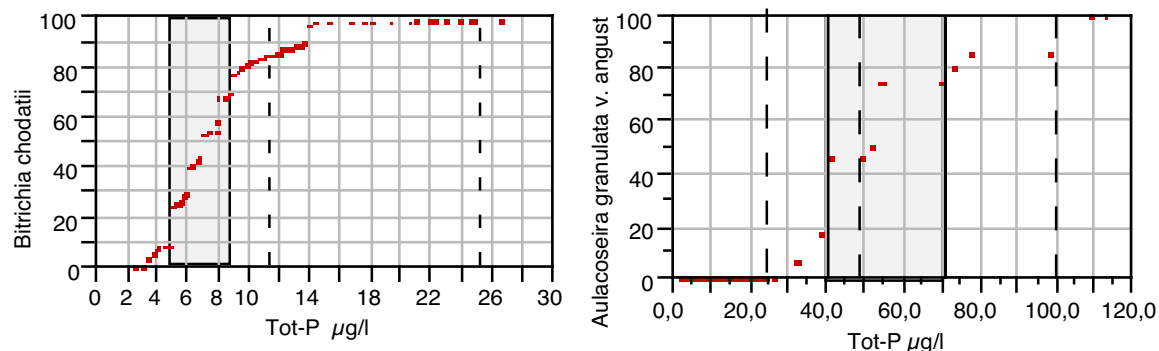


Fig. 15. Exempel på hur ett "fosforfönster" räknats fram per taxon. Skillnaden mellan 25-75% av artens till 100 normerade andelssumma mot fosforkoncentrationer är markerad. De lodräta streckade markeringarna i figuren indikerar olika fosfornivåer: 12,5; 25; 50 respektive 100 $\mu\text{g/l}$ som använts i tidigare bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999a) samt också föreslagits i Wilander (2004). *Bitrichia chodatii* är exempel på en art med huvudsaklig förekomst i näringsfattiga vatten d.v.s. TP < 12,5 μg . *Aulacoseira granulata var. angustissima* är däremot exempel på en art som karakteriserar många näringsrika sjöar med aktuellt andelsfönster mellan TP 40-70 $\mu\text{g/l}$.

Av en total taxalista från 479 sjöar (en avvikande sjö uteslöts) som omfattade 418 taxa efter hopslagningar och reduktioner av en totallista som omfattande >1000 taxonomiska enheter komprimerades dessa 418 till ett slutligt antal av 300 sedan taxa som förekom i ≤ 3 sjöar sorterats bort. Eftersom använda artanalyser härrör från ett tiotal olika experter krävdes en omsorgsfull genomgång av listorna där en del okonventionella sammanslagningar av arter blev nödvändiga. Därför kom för vissa arter större taxakomplex att användas. Som exempel på ett sådant kan anges *Aphanizomenon* "bunt" som innefattar följande arter: *A. flos-aquae* och *A. klebahnii* där det finns misstankar att alla analyserare inte har kunnat särskilja dessa två vanliga arter. Dessutom var vissa analyser från en tid när inte aktuella arter hade separerats ut. Liknande taxagrupperingar gjordes för arter inom släktena *Anabaena*, *Kephyrion*, *Cyclotella* m.fl.

Olika taxa sorterades efter sin utbredning i totalfosforgradienten med avseende på 25 respektive 75% gränserna, samt att avståndet bedömdes till trofigränser som satts för totalfosforkoncentrationer i Wilander (2004). För vissa taxa var förekomst i ett visst sjöantal så begränsat eller snett fördelat att det avvek från en allmän kunskap om taxons huvudsakliga utbredning. Då användes expertkunskaper vilket också skedde för vissa taxa som fanns i de sjöar som sållats bort men där en välkänd indikator ändå fanns med. Indikatorartaxa plockades så fram dels i en gradient av oligotrofa sjöar dels i en gradient av eutrofa sjöar. Det övre gränsvädet för oligotrofi sattes till 12,5 $\mu\text{g/l}$ och det nedre för eutrofi till 25 $\mu\text{g/l}$. Slutligen erhöles ett antal av 57 eutrofiindikatorer som gavs ett indikatortal från 1 till 3 där 3 betecknar arter som är särskilt toleranta mot höga totalfosforhalter, tabell 5. Generellt är det större spridning mellan 25–75% gränserna för de eutrofitoleranta arter och här har bedömningar varit ett viktigt inslag. Därför kan det synas föreliggande vissa inkonsekvenser i satta indikatortal i denna grupp och med ett bredare material av näringsrika sjöar kan vissa justeringar kanske komma att behövas.

Tabell 5. Toleranta arter med indikatortal i en skala 1-3 där 3 anger arter som bedömts som särskilt toleranta och förekommande i de mest näringsrika miljöerna ”eutrofiindikatorer”. Indikatortalen grundar sig dels på ”totalfosforfönstret” 25-75% dels på expertbedömningar efter diskussion med kollegor, särskilt där testmaterialet varit fåtaligt eller bedömts som avvikande.

Taxon	Indikatortal	25% TP µg/l	75% TP µg/l	Anmärkning
<i>Actinastrum spp.</i>	2	39	39	
<i>Actinocyclus normanii f. subsalsa</i>	3	-	-	få prov. Expertbedömning
<i>Anabaena lemmermannii</i>	1	8	39	
<i>Anabaena nystan</i>	2	8	54	<i>circinalis</i> , <i>flos-aquae</i> , <i>mendotae</i>
<i>Anabaena rak</i>	2	26	70	<i>planctonica</i> , <i>solitaria</i> , <i>macrospora</i>
<i>Anabaena spiral</i>	3	54	55	<i>spiroides</i> , <i>crassa</i>
<i>Aphanizomenon bunt</i>	3	55	78	<i>flos-aquae</i> , <i>yezoense</i> , <i>klebahnii</i>
<i>Aphanizomenon enskild</i>	3	25	78	<i>issatschenkoi</i> , <i>gracile</i> , <i>flexuosum</i>
<i>Aulacoseira ambigua</i>	1	18	55	
<i>Aulacoseira granulata</i>	2	25	55	
<i>Aulacoseira granulata v. angustissima</i>	3	42	70	
<i>Aulacoseira subarctica</i>	1	14	55	
<i>Ceratium furcoides</i>	2	52	78	
<i>Chodatella spp.</i>	2	37	68	
<i>Closterium acutum v. variabile</i>	1	14	70	
<i>Closterium limneticum</i>	1	21	35	
<i>Coelastrum spp.</i>	3	13	55	
<i>Cryptomonas stor</i>	2	-	-	längd >40 µm. Expertbedömning
<i>Cyanodictyon spp.</i>	3	25	33	
<i>Dictyosphaerium pulchellum</i>	1	14	33	här ingår också <i>tetrachorum</i>
<i>Dimorphococcus lunatus</i>	1	28	32	
<i>Diplosalis acuta</i>	3	70	99	
<i>Euglena spp.</i>	3	-	-	alla Euglenophyter klassade 3
<i>Fragilaria berlinensis</i>	3	70	73	
<i>Fragilaria crotonensis</i>	2	12	54	
<i>Fragilaria ulna</i>	2	-	-	avvägning mot Brettum & Andersen 2005
<i>Lagerheimia spp.</i>	2	39	55	
<i>Lepocinclis spp.</i>	3	30	33	alla Euglenophyter klassade 3
<i>Limnothrix</i>	3	32	109	

<i>planctonica</i>				
<i>Limnothrix redekei</i>	3	-	-	få i materialet. Expertbedömning
<i>Micractinium pusillum</i>	2	39	73	
<i>Microcystis aeruginosa</i>	3	39	70	här ingår också <i>botrys</i>
<i>Microcystis flos-aquae</i>	3	4	48	få prov. Expertbedömning
<i>Microcystis wesenbergii</i>	3	21	73	
<i>Microcystis viridis</i>	3	25	55	
<i>Monoraphidium minutum</i>	2	21	33	
<i>Pediastrum boryanum</i>	3	4	33	avstämning mot Brettum & Andersen 2005 + expertbedömning
<i>Pediastrum duplex</i>	3	21	70	
<i>Pediastrum primum</i>	2	11	21	
<i>Pediastrum tetras</i>	2	13	27	
<i>Phacus spp.</i>	3	7	29	alla Euglenophyter klassade 3
<i>Planktolyngbya spp.</i>	3	42	50	<i>limnetica, contorta, bipunctata</i>
<i>Planktothrix agardhii</i>	2	6	54	
<i>Planktothrix mougeotii</i>	1	-	-	få data i materialet. Expertbedömning
<i>Pseudanabaena limnetica</i>	2	70	73	
<i>Quadricoccus ellipticus</i>	3	78	99	
<i>Scenedesmus gr. acutodesmus</i>	3	39	73	t.ex. <i>acutus, acuminatus</i>
<i>Scenedesmus gr. spinosi</i>	2	-	-	t.ex. <i>spinosis</i> få data. Expertbedömning
<i>Staurastrum chaetoceras</i>	2	39	73	
<i>Staurastrum smithii</i>	2	21	28	
<i>Staurastrum tetracerum</i>	1	15	30	avstämning mot Brettum & Andersen 2005
<i>Stephanodiscus spp.</i>	2	5	73	expertbedömning
<i>Tetraedriella spinigera</i>	1	22	28	
<i>Tetraedron incus</i>	1	18	22	
<i>Tetrastrum staurogeniaeforme</i>	2	25	55	
<i>Trachelomonas spp.</i>	3	-	-	expertbedömning och ej med i testmaterialet alla Euglenophyter klassade 3
<i>Treubaria triappendiculata</i>	3	42	70	

Av oligotrofiindikatorer d.v.s. taxa som är känsliga för högre totalfosforhalter erhöles 34 stycken, tabell 6. Dessa taxa erhöles negativa värden på sina indikatorer fortfarande i en gradient från -1 till -3 där mest sensitiva taxa fick värdet -3.

Tabell 6. Sensitiva taxa "oligotrofiindikatorer" med indikatorer i en skala från -1 till -3 där -3 anger taxa som bedöms som särskilt konkurrenskraftiga under låga näringskoncentrationer. Indikatorerna grundar sig dels på "totalfosforföret" 25-75% dels på expertbedömningar efter diskussion med kollegor särskilt där testmaterialet varit fåtaligt eller bedöms som avvikande.

Taxon	Indikatorer	TP ($\mu\text{g/l}$) vid 25 %	TP ($\mu\text{g/l}$) vid 75 %	Anmärkning
<i>Aulacoseira alpigena</i>	-2	5	11	
<i>Bitrichia chodatii</i>	-2	5	11	
<i>Bitrichia phaseolus</i>	-3	5	6	inkluderar också <i>ollula</i> och <i>longispina</i>
<i>Chlamydocapsa</i> spp.	-2	5	10	inkluderar också <i>Gloeocystis</i> och <i>Coenocystis</i>
<i>Chrysidiastrum catenatum</i>	-2	5	11	
<i>Chrysochromulina</i> spp.	-2	6	11	
<i>Chrysococcus</i> spp.	-2	6	10	
<i>Chrysolykos planctonicus</i>	-2	3	9	
<i>Chrysolykos skujae</i>	-3	4	5	
<i>Cyclotella</i> spp. liten	-2	5	8	diameter <10 μm
<i>Dinobryon borgei</i>	-2	6	11	
<i>Dinobryon crenulatum</i>	-2	5	6	
<i>Dinobryon cylindricum</i>	-3	5	6	särskilt v. <i>alpinum</i> . I detta material hade varieteter tyvärr inte alltid urskiljts
<i>Dinobryon njakajaurensis</i>	-3	-	-	få data, expertbedömning
<i>Dinobryon pediforme</i>	-3	2	7	
<i>Dinobryon sociale</i> v. <i>americanum</i>	-3	5	7	
<i>Gymnodinium</i> spp. liten	-3	5	6	längd <10 μm
<i>Gymnodinium uberrimum</i>	-1	4	11	
<i>Isthmochloron trispinatum</i>	-3	2	10	
<i>Kephyrion</i> spp.	-3	2	9	alla arter har fått samma indikatorer efter test av 7 enskilda arter
<i>Mallomonas akrokomos</i>	-2	6	12	
<i>Mallomonas hamata</i>	-3	5	10	
<i>Mallomonas tonsurata</i>	-1	5	8	

<i>Merismopedia tenuissima</i>	-2	5	12	
<i>Monoraphidium griffithii</i>	-2	6	8	
<i>Oocystis submarina v.variabilis</i>	-2	4	12	
<i>Peridinium inconspicuum</i>	-1	4	12	
<i>Pseudokephyrion</i> spp.	-3	4	6	alla arter har fått samma indikatortal efter test av 7 enskilda arter
<i>Rhodomonas lacustris</i>	-1	5	11	samlingsnamn för det som idag kallas
<i>Spiniferomonas</i> spp.	-2	4	11	ingen artseparering i underlagsmaterialet
<i>Staurastrum lunatum</i>	-2	5	7	inkluderar också <i>v. planctonicum</i>
<i>Stauroidesmus sellatus</i>	-2	5	11	
<i>Stichogloea doederleinii</i>	-2	6	11	inkluderar också <i>olivacea</i>
<i>Tabellaria flocculosa v. teilingii</i>	-3	3	4	

Det trofiska planktonindexet (TPI) är konstruerat enligt:

$$TPI_{sjö} = \frac{\sum_{i=1}^n (I_{arti} \times B_{arti})}{\sum_{i=1}^n B_{arti}}$$

n=antal arter med indikatortal i en sjö

I=indikatortal för art_i

B=biomassa per liter för art_i

I figurerna 16 och 17 visas utfallet av erhållna TPI-värden för 479 sjöar med 95% konfidensintervall. Indexvärdena anges både mot totalfosforkoncentrationer (₁₀log), fig. 16 och mot totalvolymmer (₁₀log), fig. 17 där spridningar framgår. I anslutning till figurerna ges linjernas ekvationer med standardavvikelse, tal som sedan använts för att bedöma spridningar av tot-P och totalbiomassa vid indexvärden för olika kvalitetsklasser i tabell 9.

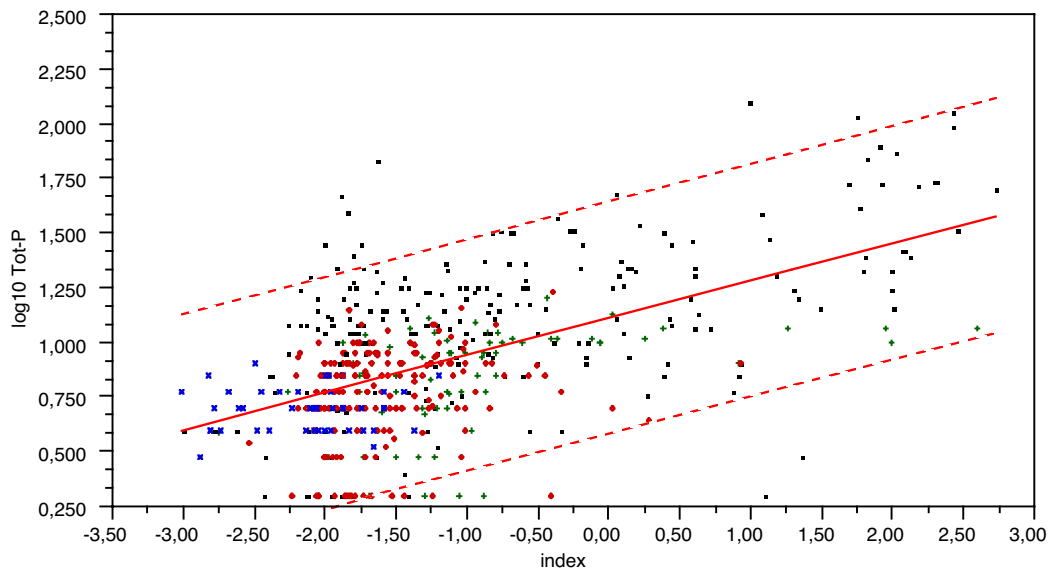


Fig. 16. Förhållandet mellan TPI värden (index) och \log_{10} totalfosforkoncentrationer i 479 sjöar med angivet 95% konfidensintervall. Färgade sjömarkeringar betecknar referenser, svarta olika grader av påverkan inklusive försurning. Blått= fjällen, rött=norrländ, grönt=södra Sverige. Linjens ekvation $\log_{10}\text{Tot-P}=1,12+0,17 \times \text{index}$. $SD=0,27$. Samtliga försurade sjöar ligger på minussidan av indexvärdena.

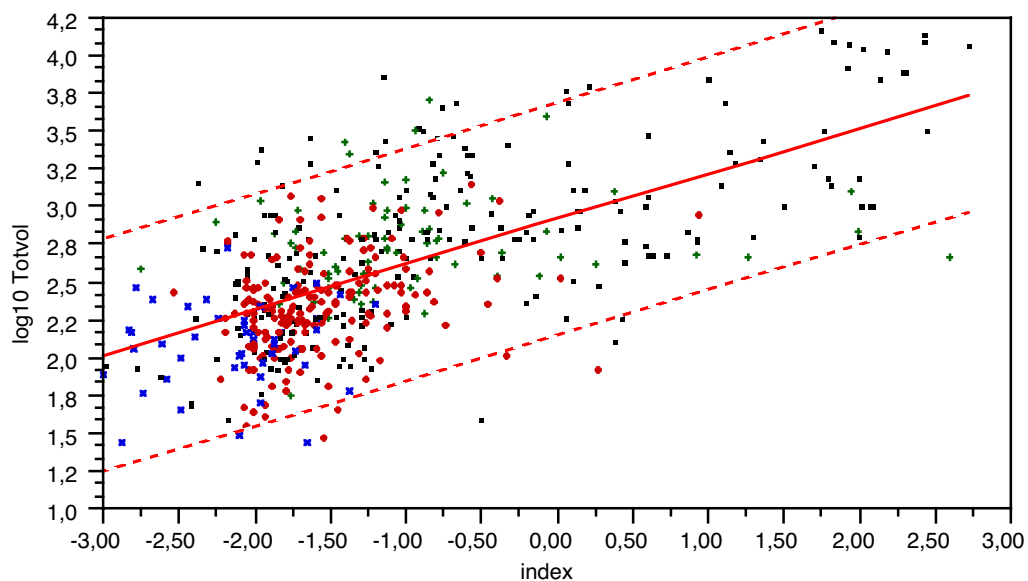


Fig. 17. Förhållandet mellan TPI värden (index) och \log_{10} totalvolym i 479 sjöar med angivet 95% konfidensintervall. Färgade sjömarkeringar betecknar referenser, svarta olika grader av påverkan inklusive försurning. Blått= fjällen, rött=norrländ, grönt=södra Sverige. Linjens ekvation $\log_{10}\text{Totvol}=2,92+0,3 \times \text{index}$. $SD=0,4$. Samtliga försurade sjöar ligger på minussidan av indexvärdena.

Referenssjöar har med några få undantag indexvärden som ligger på minussidan medan påverkade sjöar visar tydligaste utslag om de har totalfosforvärden som överstiger 20, fig. 18. Vid utvärderingen av indexets känslighet bör man också ta med i beräkningen att vissa sjöar kan vara felklassade när det gäller sin placering som referens eller ej. Särskilt gäller det vatten från det stora externa material som insamlats på 1970–1980-talen. En annan betydelsefull faktor som kan innebära felklassningar är att alltför få arter i vissa sjöar varit med i indexberäkningarna. Sådana exempel finns registrerade särskilt från södra Sverige.

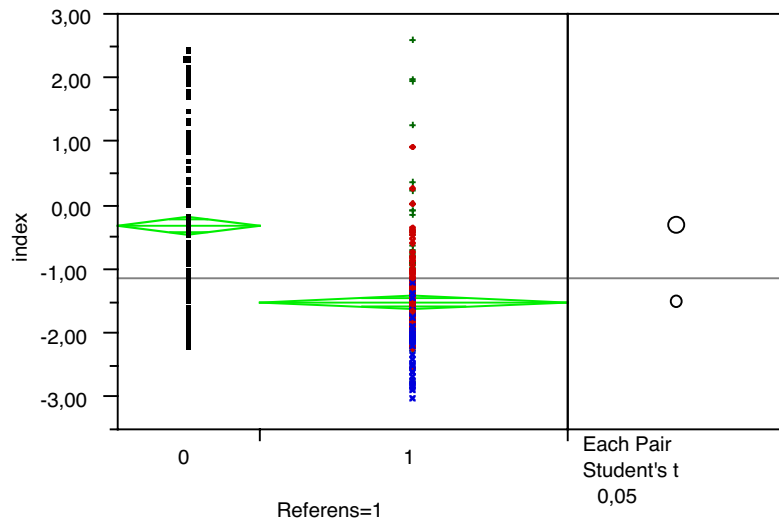


Fig. 18. Skillnader i indexvärden mellan påverkade sjöar (0) och referenssjöar (1). Medelvärden för näringspåverkade sjöar är $-0,3$ och för referenssjöar $-1,5$. Färgskalan på referenssjöarna speglar en gradient från fjällen mot södra Sverige.

En fördelning av indexvärden för referenssjöar i olika regioner visas i figur 19 där fjällens låga värden och södra Sveriges högre värden är statistiskt säkerställda.

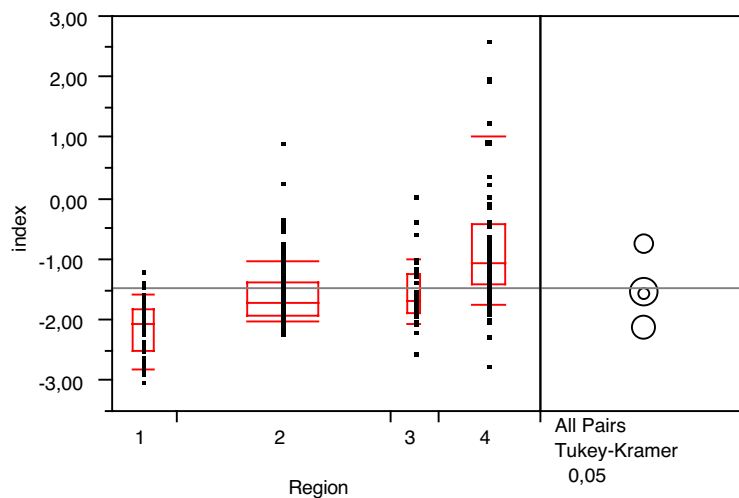


Fig. 19. Skillnad i indexvärden mellan referenser i en gradient från fjällen över två regioner i norrland (över och under HK) och södra Sverige, visar att bara enstaka sjöar ligger >0 . Särskilt i region 4 kan vissa felklassningar misstänkas när det gäller referenstillhörighet åtminstone av de tre högsta punkterna som ligger i Emåsystemet och som med sina fosforvärden indikerar mesotrofi och viss grad av näringspåverkan.

Statistiskt signifikant skillnad finns också av indexvärden mellan klara och humösa referenssjöar om hela Sverige beaktas, fig. 20, där medelvärdet för den klara sjötypen är $-1,6$ och för den humösa $-1,2$. En uppdelning på regionerna norra och södra Sverige visar emellertid att statistiskt signifikant separering av dessa sjötyper i norra Sverige inte föreligger för index, fig. 21. Däremot finns en säkerställd skillnad (t-test $p < 0,05$) i södra Sverige mellan klara och humösa sjöar om både humösa sjöar med och utan *Gonyostomum* räknas tillsammans, fig. 22.

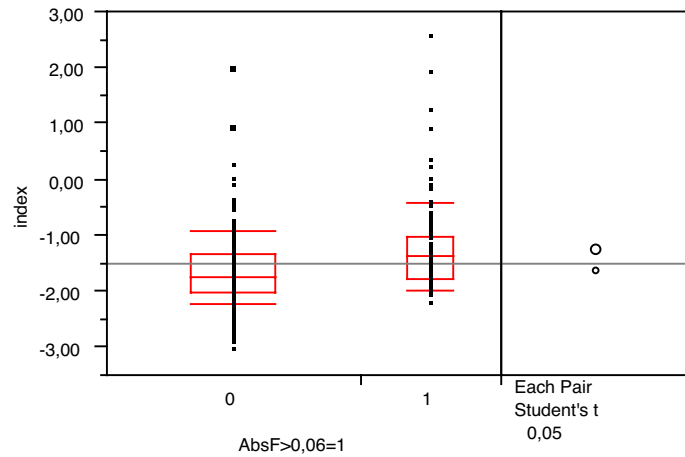


Fig. 20. Skillnad i indexvärden mellan "klara" och humösa sjöar bland referenserna. Humösa sjöar har ett högre indexvärde vilket är i överensstämmelse med deras ofta högre näringsnivåer. Antal klara (0)=171, humösa (1)=101.

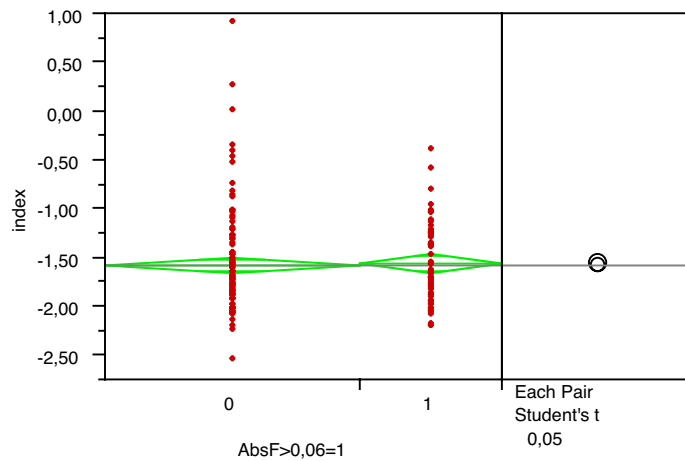


Fig. 21. Skillnad i indexvärden mellan "klara" och humösa referenssjöar i Norrland. Antal klara (0)=118, antal humösa (1)=66.

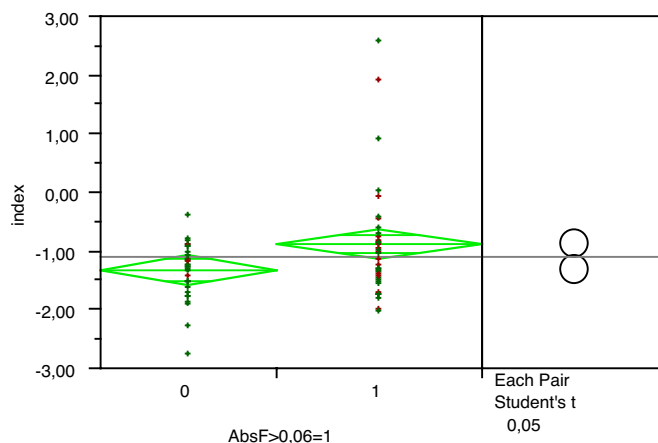


Fig. 22. Skillnad i indexvärden mellan "klara" och humösa referenssjöar i södra Sverige. Gruppen humösa sjöar inkluderar här också humösa *Gonyostomum*-sjöar (rödfärgade). Ingen signifikant skillnad i indexvärden mellan *Gonyostomum*-sjöar och övriga humösa sjöar. 2 *Gonyostomum*-sjöar fanns bland de klara typerna. Antal klara (0)=31, antal humösa inkl. *Gonyostomum*-sjöar=36.

Vid konstruktionen av indexet föreslås tills vidare en glidande 6-gradig skala. Det förelåg vissa svårigheter att väga samman ”totalfosfor-fönstren” (25–75%) mellan det abundansskattade och det räknade växtplanktonmaterialet. Om fönstren avvek mycket mellan de två materialen prioriterades det som erhållits då taxa biomasseberäknats. En hel del arter var dock unika bara i abundansmaterialet. Att använda en mer förfinad indelning av indikator-tal föreföll svårt med tanke på stora spridningar i förekomst i olika fosforintervall där också analysmetoder för fosfor avvikit något. För att ytterligare kontrollera utfallet av TPI mot ett externt material testades indexet därför på 300 sjöar i det stora 1000-sjömaterialet som insamlades av Naturvårdsverket i augusti 1972 (Rosén 1981). Där förekom bara räkning av ett begränsat antal taxa och därför sorterades ett stort antal sjöar ut med räkning av ≤ 3 indexvärderade taxa. Vid en regression av TPI per sjö mot $_{10}\log$ totalfosfor erhöles ekvationen $_{10}\log \text{Tot-P}=1,14+0,14 \times \text{TPI}$; standardavvikelse=0,29 vilket får betraktas som i linje med resultatet redovisat i figur 16.

Områdesspecifika referensvärden och förslag till klassificering av ekologisk status

I tabell 7 presenteras referensvärden och förslag till gränssättningar av ekologisk status i olika kvalitetsklasser för de tre storskaliga regionerna fjällen, norrland och södra Sverige där separeringar gjorts i norrland och södra Sverige på klara och humösa vatten. En stor del av humösa vatten i södra Sverige har innehållit *Gonyostomum semen* och dessa har då särbehandlats (Faktaruta nedan).

Bedömningen omfattar indikatorerna totalbiomassan växtplankton ($\mu\text{g/l}$) samt andelar av cyanobakterier och guldalger av totalbiomassan (%). För bedömning av surhet föreslås artantal (antal taxa, så långt möjligt till artnivå där detta är möjligt med jodkonserverat material), tabell 8.

Förslag till klassgränser för olika kvalitetsklasser med användande av det trofiska planktonindexet ges i tabell 9. Indexet är tänkt för bedömningar i en näringsgradient och har en särskilt nära koppling till totalfosforkoncentrationer, jmf. fig. 16. Därför anges också i tabell 9 vilka totalfosforkoncentrationer och spridningar av dessa som de satta gränsvärdena för TPI motsvarar.

Faktaruta *Gonyostomum*

Gonyostomum semen – gubbslem, är en nålflagellat som vanligen uppträder i små (<0,5 km²) humösa sjöar med måttligt höga totalfosforkoncentrationer. Mestadels finns den i svagt sura miljöer (median pH 6,4 - max. 7,1 min. 5,3 av 70 undersökta sjöar). Hittills har den sin huvudsakliga utbredning söder om *limes norrlandicus* men förutsättningar finns att den invaderar även norrländska skogssjöar, dit den också börjat komma. Arten har stavformiga kroppar som den kastar ut vid attack från betare eller vid kontakt med badande människa. När man stiger upp efter bad i en sjö med massutveckling av *Gonyostomum* känns huden hal och när vattnet torkat erhålles en svag brunfärgning på kroppen som dock lätt sköljs av. En viss klåda kan drabba känsliga personer. Arten betraktas som besvärbildande. *Gonyostomum* konkurrerar effektivt med många andra arter och dominerar biomassan över större delen av den varma årstiden. Ofta sker förändringar i taxastrukturer i *Gonyostomum*-sjöar. Biomassan i dessa sjöar är ofta hög och av samma storleksordning som i eutrofierade sjöar p.g.a. att arten är förhållandevis stor (50–100 μm) och att den ofta massutvecklas. *Gonyostomum* är en mixotrof art som kan livnära sig på färdigbildat organiskt material (bakterier, picoplankton) förutom att den har fotosyntesförmåga. Ofta är klorfyllinnehållet per biomassenhet lågt i *Gonyostomum*-dominerade sjöar.

Tabell 7. Gränsvärden för fem kvalitetsklasser av växtplanktonindikatorer i en trofigradient med stigande näringshalter, totalbiomassor och andelar av cyanobakterier men minskande andelar av guldalger (chrysophyceae)

Indikator	Hög/God status Referens	God/Måttlig status	Måttlig/Otillfredsställande status	Otillfredsställande/Dålig status
Fjällen ovan trädgränsen				
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	200	350	500	650
Percentiler 10-90	45-250			
Andel cyanobakterier, %	0	3	5	>5
Percentiler 10-90	0-0			
Andel chrysophyceae, %	60	40	20	<20
Percentiler 10-90	50-90			
Norrland, klara sjöar, AbsF_{420/5} ≤ 0,06. Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>				
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	300	650	1000	1350
Percentiler 10-90	70-350			
Andel cyanobakterier, %	5	25	50	70
Percentiler 10-90	0-10			
Andel chrysophyceae, %	25	15	10	5
Percentiler 10-90	15-70			
Norrland, humösa sjöar, AbsF_{420/5} > 0,06. Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>				
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	500	1000	1500	2000
Percentiler 10-90	100-620			
Andel cyanobakterier, %	5	25	50	70
Årcentiler 10-90	0-20			
Andel chrysophyceae, %	15	10	5	<5
Percentiler 10-90	5-60			
Södra Sverige, klara sjöar, AbsF_{420/5} ≤ 0,06.				
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	650	2500	5000	10000
Percentiler 10-90	235-710			
Andel cyanobakterier, %	10	25	50	75
Percentiler 10-90	0-20			
Andel chrysophyceae, %	20	10	5	<5
Percentiler 10-90	15-50			
Södra Sverige, humösa sjöar, AbsF_{420/5} > 0,06. (<i>Gonyostomum</i>-sjöar undantagna)				
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	500	2500	5000	10000
Percentiler 10-90	240-730			
Andel cyanobakterier, %	20	25	50	75
Percentiler 10-90	0-50			
Andel chrysophyceae, %	15	15	10	5
Percentiler 10-90	10-50			
Södra Sverige, humösa sjöar, AbsF_{420/5} > 0,06. Med <i>Gonyostomum</i> ≥ 5% av totalbiomassan				
Totalbiomassa växtplankton, $\mu\text{g/l}$	1500	3500	7000	10000

Percentiler 10-90	570-3000			
Andel cyanobakterier, %	2	25	50	75
Percentiler 10-90	0-5			
Andel chrysophyceae, %	5	<5	0	0
Percentiler 10-90	2-50			

Tabell 8. Värden för artantal som en indikator på surhet i olika tillståndsklasser

Indikator	Hög/God status Referens	God/Måttlig status	Måttlig/Otillfredsställande status	Otillfredsställande/Dålig status
Fjällen ovan trädgränsen				
Artantal minsta värde	20	15	10	<10
Percentiler 10-90	15-35			
Norrland, klara sjöar, AbsF_{420/5} ≤ 0,06. Sydgräns <i>limes norrlandicus</i>				
Artantal minsta värde	30	25	20	<20
Percentiler 10-90	20-60			
Norrland, humösa sjöar, AbsF_{420/5} > 0,06.				
Artantal minsta värde	40	30	20	<20
Percentiler 10-90	30-60			
Södra Sverige, klara sjöar, AbsF_{420/5} ≤ 0,06.				
Artantal minsta värde	45	35	20	<20
Percentiler 10-90	40-75			
Södra Sverige, humösa sjöar, AbsF_{420/5} > 0,06. (<i>Gonyostomum</i>-sjöar undantagna)				
Artantal minsta värde	45	30	15	<15
Percentiler 10-90	40-80			
Södra Sverige, humösa sjöar, AbsF_{420/5} > 0,06. Med <i>Gonyostomum</i> ≥ 5% av totalbiomassan				
Artantal minsta värde	45	30	15	<15
Percentiler 10-90	30-75			

Tabell 9. Indexvärden för olika kvalitetsklasser av växtplankton i en trofiskala d.v.s en gradient med stigande näringskoncentrationer. Nedanstående tal och gränser är tänkta som förslag vilka ska kunna revideras efter tester på olika typer av sjöar.

Indikator	Hög/God status (referens)	God/Måttlig status	Måttlig/Otillfredsställande status
Fjällen ovan trädgränsen			
Indexvärde växtplankton	≤-2	-2 < index ≤ -1	-1 < index ≤ 0
Predikerad tot-P μg/l enl. ekvation fig.16	6	9	13
Variationer (SD 0,27) av $_{10}\log$ tot-P	3-11	5-16	7-24
Norrland			
Indexvärde växtplankton	≤-0,75	-0,75 < index ≤ 0	0 < index ≤ 1,5
Predikerad tot-P μg/l enl. ekvation fig.16	10	13	24
Variationer (SD 0,27) av $_{10}\log$ tot-P	5-18	7-24	13-44
Södra Sverige			
Indexvärde växtplankton	≤0	0 < index ≤ 1,5	1,5 < index ≤ 2,75
Predikerad tot-P μg/l enl. ekvation fig.16	13	24	40
Variationer (SD 0,27) av $_{10}\log$ tot-P	7-24	13-44	20-70
Södra Sverige, humösa sjöar (AbsF_{420/5} > 0,06) inklusive <i>Gonyostomum</i>-sjöar ≥ 5% av totalbiomassan			
Indexvärde växtplankton	≤1	1 < index ≤ 2	2 < index ≤ 3
Predikerad tot-P μg/l enl. ekvation fig.16	19	29	43
Variationer (SD 0,27) av $_{10}\log$ tot-P	10-36	15-54	23-79

Rekommenderad provtagning och analys

För bedömning av växtplankton med ovanstående mall skall provet vara taget under perioden 15 juli–31 augusti och representera vattnets övre skikt (epilimnion). Det går också att använda den eller de översta metrarna av detta skikt särskilt i humösa sjöar, då delar av det bearbetade underlagsmaterialet härrör från dessa nivåer. Eftersom plankton, åtminstone under dygnets ljusa timmar, simmar mot ytan i humösa vatten finns huvudparten av organismerna i de övre metrarna där, medan i klara vatten den största biomassan och diversiteten kan ligga några meter ner för att inte algerna ska bli skadade av för kraftig ljusinstrålning. För likvärdig jämförelse är det således bäst om provet representerar ca 75% av epilimnionskiktet. Provet skall analyseras och taxa räknas enligt Utermöhl-metoden (Utermöhl 1958) helst med det tekniska förfaringssätt som finns beskriven i Naturvårdsverkets handbok för miljöövervakning (www.naturvardsverket.se). Den analysmetoden är särskilt viktig att följa för bedömning av artantal i en surhetsgradient. En bedömning baserad på indexvärden bör också kunna göras då endast räkning av frekvent förekommande taxa gjorts eftersom ett antal

sådana prov från 1000-sjö materialet 1972 visat god överensstämmelse med resultat från det material som utgjorde grunden för konstruktion av indexet (jmf. sid. 24). Dock bör inte bara 4-5 taxa räknas om inte en massutveckling föreligger utan åtminstone 20-talet taxa, undantag dock för fjällen. Vid noggrann genomgång av ett prov hittar man i medeltal bland referenssjöar i fjällen 23 ± 7 (SD), i Norrland 45 ± 10 , i södra Sverige 48 ± 12 taxa vilket kan vara en utgångspunkt för att bedöma ett lämpligt antal om man väljer en begränsad räkning. Framtida jämförelser behövs för att avgöra skillnader som beror av olika räknemetoder.

Dessa bedömningsgrunder är tänkta för användning på alla typer av sjöar men starkt metallpåverkade sjöar har inte varit med i underlagsmaterialet. Därför behöver tolkningar från sådana sjöar ges ytterligare utrymme förutom de allmänna återbärningar som förhoppningsvis erhålles på bedömningsgrundernas praktiska tillämpningar samt på gränsdragningar mellan olika klasser. När det gäller indexet är det bra om ytterligare analyser så småningom kan tillfogas den använda databasen så att fler taxa kan få indikatortal vilket ökar indexets användbarhet i så många sjötyper som möjligt. I underlagsmaterialet finns t.ex. inte så många kraftigt eutrofierade sjöar.

Det går att göra en preliminär bedömning på analyser från ett år men med tanke på planktiska algers ofta väderstyrda mellanårsvariationer är ett medelvärde av åtminstone 3 år att rekommendera. En test av mellanårsvariationer i 33 sjöar var och en provtagen minst 10 augustisäsonger visar en variationskoefficient (standardavvikelse i procent av medelvärde) för totalvolymen på i medeltal 70% medan motsvarande variationskoefficient för indexvärden är 25%.

Referenser:

- Almer, B., Dickson, W., Ekström, C. & Hörnström, E. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* 3(1): 30–36.
- Brettum, P. & Andersen, T. 2005. The use of phytoplankton as indicators of water quality. *NIVA-report SNO 4818-2004*. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.
- Brettum, P. 1989. Alger som indikator på vannkvalitet i norska innsjøer. Planteplankton. *NIVA-rapport 2344*. Norsk Institutt for Vannforskning, Oslo.
- Chorus, I. & Bartram, J. 1999. *Toxic cyanobacteria in waters. A guide to their public health consequences, monitoring and management*. WHO. E. & FN. Spon, London.
- Christensen, T. 1980. *Algae. A taxonomic review*. Fasc.I. Odense.
- Fölster, J., Sandin, L. & Wallin, M. 2003. A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directiv. *Institutionen för Miljöanalys, SLU*. Rapport.
- Heinonen, P. 1980. Quantity and composition of phytoplankton in Finnish inland waters. *Publications of the Water Research Institute 37*. Helsingfors
- Hörnström, E. 1981. Trophic characterization of lakes by means of qualitative plankton analysis. *Limnologica* (Berlin) 13: 249–261.

- Hörnström, E. 2002. Phytoplankton in 63 limed lakes in comparison with the distribution in 500 untreated lakes with varying pH. *Hydrobiologia* 470: 115–126.
- Hörnström, E., Ekström, C., Fröberg, E. & Ek, J. 1993. Plankton and chemical-physical development in six Swedish west-coast lakes under acidic and limed conditions. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 50: 688–702.
- Jeppesen, E. m.fl. (30 författare) 2005. Lake responses to nutrient loading – an analysis of contemporary long-term data from 35 case studies. *Freshwater Biology* 50: 1747–1771.
- Järnefelt, H. 1952. Plankton als Indikator der Trophiegruppen der Seen. *Annales academiæ scientiarum fennicæ*. Ser. A.IV. Biologia 18.
- Kristiansen, J. & Preisig, H.R. 2001. Encyclopedia of chrysophyte genera. *Bibliotheca phycologica* 110.
- Lyche Solheim, A. (red.). Bioklass – klassifisering av økologisk status i norske vannforekomster. *NIVA rapport LNR 4860-2004*.
- Margalef, R. 1978. Life forms of phytoplankton as survival alternatives in an unstable environment. *Oceanologica Acta* 1: 493–509.
- Naturvårdsverket, 1999a. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. *Rapport 4913*.
- Naturvårdsverket, 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport biologiska parametrar. *Rapport 4921*.
- Naumann, E. 1921. Einige Grundlinien der regionalen Limnologie. *Binnengewässer* 11: 1–176.
- Pearsall, W.H. 1932. Phytoplankton in the English lakes. 2. The composition of the phytoplankton in relation to dissolved substances. *Journal of Ecology* 20: 241–261.
- Reynolds, C, Huszar, V., Kruk, C. Naselli-Flores, L. & Melo, S. 2002. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. *Journal of plankton research* 24:417–428.
- Rosén, G. 1981. Tusen sjöar. Växtplanktons miljökrav. *Naturvårdsverket*. Liber distribution. Stockholm.
- Tikkanen, T. & Willén, T. 1992. Växtplanktonflora. *Naturvårdsverket*. Tunatryck AB. Eskilstuna.
- Utermöhl, H. 1958. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplanktonmethodik. *Mitteilungen der Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 9: 1–38.
- Via-Ordorika, L., Fastner, J. Kurmayer, R., Hisbergues, M., Dittmann, E., Komarek, J., Erhard, M. & Chorus, I. 2004. Distribution of microcystin-producing and non-producing *Microcystis* sp. in European freshwater bodies: detection of microcystins and microcystin genes in individual colonies. *Systematic and applied Microbiology* 27: 592–602.
- Wilander, A. 2004. Förslag till bedömningsgrunder för eutrofierande ämnen. *Institutionen för Miljöanalys, SLU*. Rapport 2004:19.
- Willén, E. & Larson, D. 2004. Typanpassning av sjöar och vattendrag. En granskning av den föreslagna svenska typologin med avseende på växtplankton och makrofyter. *Institutionen för Miljöanalys, SLU*. Rapport 2004:3.

- Willén, E. 2000. Phytoplankton in water quality assessment – an indicator concept. I Heinonen, P. m.fl. (red.) *Hydrological and limnological aspects of lake monitoring*. Sid. 57–80.
- Willén, E. 2001. Phytoplankton and water quality characterization: experiences from the Swedish large lakes Mälaren, Hjälmaren, Vättern and Vänern. *Ambio* 30 (8): 529–537.