



Sveriges lantbruksuniversitet
Swedish University of Agricultural Sciences

Institutionen för vatten och miljö

Underlag till uppdatering av bedömningsgrunder för bottenfauna och växtplankton i sötvatten

Stina Drakare, Simon Hallstan & Richard K. Johnson

SLU, Vatten och miljö: Rapport 2017:10

Referera gärna till rapporten på följande sätt:

Drakare, S., Hallstan, S. & Johnson, R.K. 2017. Underlag till uppdatering av bedömningsgrunder för bottenfauna och växtplankton i sötvatten. Vatten och miljö. Rapport 2017:10.

Tryck: Endast digitalt

Kontakt

richard.johnson@slu.se

<http://www.slu.se/vatten-miljo>

Innehåll

Sammanfattning	1
Summary	2
1 Introduktion	3
2 Underlag till uppdatering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag: MILA och MISA.....	4
2.1 Inledning	4
2.1.1 Bakgrund – försurningsindexen MILA och MISA.....	4
2.1.2 Klassgränser	4
2.2 Metoder	6
2.2.1 Data	6
2.2.2 Typologi.....	6
2.2.3 Taxonomi	7
2.2.4 Indikatortal	7
2.2.5 Normalisering av delindex	8
2.2.6 Referensvärden	8
2.2.7 Gränsvärden för statusklasser	8
2.2.8 Naturlig surhet eller mänsklig orsakad försurning?	9
2.3 Resultat.....	10
2.3.1 Nya index	10
2.3.2 Referensvärden och typologi.....	12
2.3.3 Gränsvärden för statusklasser	13
2.3.4 Andel felklassificeringar.....	17
2.3.5 Naturlig surhet eller mänsklig orsakad försurning?	18
2.4 Diskussion	19
2.4.1 Uppdaterade index och referensvärden.....	19
2.4.2 Gränsvärden för statusklasser	20
2.5 Slutsatser och rekommendationer	22
3 Växtplankton i sjöar– underlag för uppdatering av bedömningsgrunder för näringspåverkan	23
3.1 Bakgrund	23
3.2 Dataunderlag och typindelning.....	23
3.3 Parametrar som används för att beskriva ekologisk status med hjälp av växtplankton	25
3.4 Modellerna för att beräkna platsspecifika referensvärden behöver utvecklas mer	25
3.5 Respons på näringspåverkan och ekologiska kvoter.....	25
3.5.1 Klorofyll.....	25
3.5.2 Klassgränser för klorofyll	30
3.5.3 Totalbiomassa	32
3.5.4 Klassgränser för växtplanktons totalbiomassa	37
3.5.5 PTI - planktontrofiskt index.....	40
3.5.6 Svårbestämda små gröna kulor.....	42
3.5.7 Klassgränser för PTI.....	42
3.5.8 Cyanobakterier	44
3.6 Hur stämmer bakgrundsvärden för totalfosfor överens med motsvarigheten för totalbiomassa och klorofyll?	46

3.7	Frekvens felklassificeringar.....	47
3.8	Behov av uppdatering för undersökningstypen	48
	Referenser	49
	Bilaga A. Dataunderlag och referensfilter för bottenfauna och växtplankton.....	51
	Bilaga B. Standardiserad taxonomisk lista för bestämning av bottenfauna	55
	Bilaga C. Taxalista för växtplankton med indikatorvärden för PTI.....	56

UTKAST

Sammanfattning

I denna rapport uppdateras försurningsindexen för bottenfauna i sjöar (MILA) och vattendrag (MISA) samt alla näringspåverkansindex för växtplankton. I revideringen av MILA och MISA beaktades särskilt behovet att exkludera den relativt toleranta dagsländafamiljen Leptophlebiidae från beräkningarna, varefter delindexen justerades, och gränsvärden för statusklasser justerades genom att använda den föreslagna nya typologin och/eller genom att använda modeller för att identifiera ekologiska tröskelvärden. I sjöar används MILA-indexet som i sin nu uppdaterade form visar starkare respons på pH än tidigare. För bottenfauna i vattendrag har indexet MISA främst justerats genom att nu exkludera vissa dagsländor som visat sig tåla låga pH-värden. Underlagsmaterialet har använts för att försöka ta fram typspecifika referensvärden enligt den nya typologin, men tyvärr saknas för många typbestämmande variabler för att dessa värden i nuläget ska anses tillräckligt säkra. Vi rekommenderar att de uppdaterade indexen används, men att modellerade referensvärden används, och att metoder för gränser för statusklasser utvärderas.

För växtplankton uppdateras totalbiomassa- och klorofyllparametrarna med nya typspecifika referensvärden och gränser för statusklassning. Två index byts ut mot nya som tagits fram i interkalibreringsarbetet. Det svenska TPI byts ut mot det europeiskt utvecklade PTI som är mer robust utmed hela näringsgradienten. Blomningsindexet andel cyanobakterier byts ut mot biomassan cyanobakterier och får klassgränser som relaterar till WHO:s gränser kopplade till toxinproblematiken med cyanobakterieblomningar. Fler typer enligt den nya typologin kunde få typspecifika referensvärden föreslagna, och de och klassgränserna behöver nu godkännas mot interkalibrerade värden, en utmaning för vissa sjötyper där det svenska materialet visar att de interkalibrerade värdena i vissa fall ligger lägre än de nu föreslagna. I vissa fall beror det på att sjöar med höga andelar av nålflagellaten *Gonyostomum* nu ingår i underlagsmaterialet medan de inte gjorde det i interkalibrerade.

Vi rekommenderar generellt att undersökningstyperna uppdateras i de delar av dem som gäller provtagning för vattenförvaltning med krav på att alltid mäta typspecifika variabler som alkalinitet och humushalt. För sjöar som ska statusbedömas bör även finnas krav på att, om uppgifter om medeldjup saknas, loda sjön för att få en djupkarta och kunna beräkna sjöns medeldjup.

Summary

This report proposes revisions of the acidity metrics (MILA, MISA) for lakes and streams using benthic invertebrates and eutrophication metrics using phytoplankton assemblages of lakes.

In revising both the MILA and MISA indices, consideration was given to removing the relatively tolerant mayfly family, Leptophlebiidae, from the calculations, adjusting the threshold values of the subindices, using a revised typology to partition natural variability and using advanced modelling to identify ecological thresholds. The revised MILA index revealed a stronger correlation to pH than the current index, whilst for streams a strong correlation of MISA with pH was less clear. Use of the revised typology was hampered by the lack of data, as well as the lack of reference sites per type that could be used to estimate within-type variability. We recommend that the revised MILA and MISA indices are used (possibly in parallel with the current indices), that modelling of reference conditions is used to obtain estimates of site-specific index values (in particular in areas where too few reference sites can be used to establish type-specific conditions), and that methods for estimating ecological status boundaries are evaluated.

For phytoplankton, the indices total biomass and chlorophyll were revised using the suggested revised typology, and new class boundaries were established. We propose that two of the Swedish indices are replaced by indices developed and tested as part of the European intercalibration work: specifically, we proposed that TPI is replaced by PTI which has been shown to be better correlated with nutrient enrichment, and that the bloom-forming index, proportion of cyanobacteria, is replaced by the biomass of cyanobacteria. Furthermore, for the latter we proposed that WHO's classes related to the probability of toxin production and bloom formation are used. Type-specific reference values were established for several of the types used in the revised typology. These new class boundaries need to be accepted according to the guidelines of European intercalibration. In some instances, the revised class boundaries of a number of revised types are higher than those established in intercalibration. Part of this discrepancy is likely due to the inclusion of "*Gonyostomum* lakes" in the revision of the phytoplankton metrics.

We recommend that the guidelines for monitoring of benthic invertebrates of lakes and streams, and lake phytoplankton are revised and that variables used in the revised typology are included as important background information to be reported when using these metrics (e.g. alkalinity, water color). For lakes, bathymetric charts should be established and used to calculate mean depth.

Introduktion

Efter WATERS-projektet identifierades vilka kvalitetsfaktorer som hunnit tillräckligt långt för att komma med i en uppdatering av föreskrifter och vägledningar så att de kan användas i nästa rapporteringscykel till vattendirektivet. För bottenfauna i sjöar och vattendrag var det försurningsindexen MILA och MISA och för växtplankton samtliga delindex som används för att bedöma näringspåverkan i sjöar som hunnit längst och förslaget på uppdatering av dem är vad som redovisas i denna rapport.

Simon Hallstan och Richard Johnson har ansvarat för uppdateringen av bottenfaunaindexen och Stina Drakare har ansvarat för uppdateringen av växtplanktonindexen.

UTKAST

Underlag till uppdatering av bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag: MILA och MISA

Inledning

Bakgrund – försurningsindexen MILA och MISA

I forskningsprojektet WATERS utvärderades de bottenfaunaindex som används för att bedöma ekologisk status enligt vattendirektivet. Resultaten visade att försurningsindexen för bottenfauna fungerar otillfredsställande. MILA och MISA är två index som beskriver bottenfaunasamhällens påverkan av surhet (Johnson & Goedkoop 2007). Både MILA, som används för sjöar, och MISA, som används för vattendrag, är uppbyggda av sex delindex. MILA och MISA har ingått i bedömningsgrunderna sedan 2008 (Naturvårdsverket 2008).

Arbetet i WATERS (Johnson & Hallstan 2016) resulterade i två förbättringsförslag: (1) att utesluta dagsländor av familjen Leptophlebiidae (starrdagsländor) från indexberäkningarna och att (2) justera tröskelvärdena som används för att normalisera delindexen.

MILA och MISA har reviderats genom att (1) revidera den operativa taxalistan, (2) bestämma nya värden för normalisering av delindex, (3) ta fram nya referensvärden med den nya typologin (Drakare 2014), och (4) bestämma klassgränser.

Klassgränser

I vattendirektivet specificeras att god status för evertebrater innebär att artsammansättning och artförekomster helt eller nästan helt motsvarar artsammansättningen under referensförhållanden, samtidigt som mångfalden och förhållandet mellan känsliga och toleranta arter inte skiljer sig från referensförhållanden. För god status tillåts ”lätta” förändringar i sammansättning, förekomster och förhållande mellan känsliga och toleranta arter samt att tecken på förändring av mångfalden kan förekomma. Måttlig status innebär måttliga avvikelser från referensförhållanden med avseende på artsammansättning och artförekomster, väsentligt lägre mångfald och att viktiga grupper av arter saknas.

Gränsvärden för de olika ekologiska statusklasserna i vattendirektivet har tagits fram på olika sätt av medlemsländer, för kvalitetselement och index (Birk et al. 2012). Birk et al. (2012) delar in metoderna i tre delar: statistiska, ekologiska och expertbedömningar. För bedömningsgrunderna från 2007 användes ekologiska kriterier för sjöar: en brytpunkt längs en pH-gradient identifierades, där förändringar i organismsamhällen observerats (Johnson & Goedkoop 2007), vilket relaterades till ett värde för indexens ekologiska kvot. Statistiska metoder innebär exempelvis att använda 25:e percentilen för referenser som gräns mellan hög och god status (H/G), och därefter dela in de fyra lägre klasserna i lika stora delar, vilket är tillvägagångssättet som användes för vattendrag i bedömningsgrunderna från 2007 (Johnson & Goedkoop 2007).

I det här arbetet har vi använt två metoder, en ekologisk och en statistisk, för att ta fram klassgränser. Den ekologiska metoden innebar att gradientanalys användes för att hitta en brytpunkt längs pH-gradienten. I den statistiska metoden användes olika percentiler som gränsvärden.

UTKAST

Metoder

Data

Data hämtades från Miljödata-MVM (SLU), och kommer från provtagning genomförd år 2003–2012 inom nationell, regional miljöövervakning, samordnad recipientkontroll och forskningsprojekt. Dessutom användes data från riksinventeringen 2000.

För att undvika inflytande av andra påverkansformer och kunna analysera bottenfaunasamhällets respons på pH, användes endast sjöar och vattendrag opåverkade av övergödning, kalhyggen, punktkällor (bebyggelse) och kalkning i analyserna (förutom för gradientanalysen för vattendrag då kalkade vatten inkluderades). För detaljer om påverkansbedömning, se bilaga A. Slutligen valdes, då det fanns fler än ett prov per sjö eller vattendragsförekomst, ett prov ut slumpvis för att användas i fortsatta analyser och beräkningar.

Kringdata sammanställdes från olika källor och användes för påverkansbedömning, gradientanalys och för typning. Markanvändning hämtades från Corine (Naturvårdsverket 2014; se Bilaga A för detaljer), pH, alkalinitet, vattenfärg samt data för försurnings- och näringsklassning från Miljödata-MVM, uppgifter om sjöstorlek från SVAR (SMHI 2012), data om avverkningar från skogsstyrelsen (Skogsstyrelsen 2013) och höjddata från SVAR (SMHI 2012) och Lantmäteriet (Lantmäteriet 2015).

Typologi

Sjöarna och vattendragen delades in i typer efter typologin föreslagen av Drakare (2014). För sjöar saknades i många fall data för medeldjup, alkalinitet och färg/humus. När uppmätta djupvärden saknades användes modellerade värden, i första hand från maxdjup ($\text{medeldjup} = 0,90 + 0,28 \times \text{maxdjup}$, $R^2=0,85$), i andra hand från omgivande geografi och topologi enligt Sobek et al. (2011). Se tabell 1 för detaljer. Observera att när denna rapport skrivs är inte exakta koder bestämda för den nya typologin varför de troligtvis kommer att skilja sig från kommande väglednings och föreskrift. När kemivärden saknades användes istället en förenklad typologi bestående av endast region och djup.

Tabell 1. Faktorer i typologin (Drakare 2014) för sjöar.

Faktor	Datakälla	Kommentar	Koder
Medeldjup	SVAR, Sjölyftet, Profundalprover, NORS	Medel då flera källor finns Se tabell X.	G: <3 m M: 3-15 m D: >15 m
Höjd	SVAR, DEM	SVAR i första hand, DEM för övriga	1: södra SE 2: norra SE <200 möh 3: norra SE 200-800 möh 4: norra SE >800 möh
Region	Limes norrlandicus från Limniska eko-regioner		
Alkalinitet	IVM:databaser	Medelför 2005-2012 + RI2000. Alla djup, säsonger.	A: >1 mekv S: < 1 mekv
Humus			C: <30 mg Pt/l H: >30 mg Pt/l

Tabell 2. Faktorer i typologin (Drakare 2014) för vattendrag.

Faktor	Datakälla	Kommentar	Koder
--------	-----------	-----------	-------

Vattendragsslutning	Höjdata (50m). Vattendragslinjer från SVAR (SMHI 2012).	Beräknad som höjd- skillnad mellan vat- tenförekomstens start och slut / längd på vattenförekomsten.	F: <0,1% M: 0,1-2% B: >2%
Höjd	Höjdata (50m) Lantmäteriet.	Medel över vatten- dragslinjer från SVAR (SMHI 2012)	1: södra SE 2: norra SE <200 möh 3: norra SE 200m-800 möh 4: norra SE >800 möh
Region	Limes Norrland- icus från Lim- niska ekoregioner		
Tillrinningsområdets storlek	SVAR (SMHI 2012)		L: <100 km ² M: 100-1000 km ² S: >1000 km ²

Taxonomi

För att minimera påverkan av enskilda taxonomers kunskapsnivå på index och statusklassningar används i bedömningsgrunderna en så kallad operativ taxalista. Listan är dock inte tänkt att begränsa bestämmningar av bottenfauna utan indikerar en minimumnivå, och är en del av standardiseringen av indexberäkningsprocessen.

Taxalistan i bedömningsgrunderna i HVMFS 2013:19 har reviderats eftersom taxonomi kring arter och grupper har ändrats sedan den nu gällande listan togs fram i början av 1990-talet, samtidigt som många laboratorier har ökat sina taxonomiska kunskaper. Dessutom behövdes en anpassning till Dyntaxas taxonomi, eftersom det är det system som används av datavärd, och eftersom det underlättar att ha en specificerad taxonomi.

De största skillnaderna mot tidigare lista är:

- Dyntaxas taxonomi används och taxon-ID finns angivet för alla taxa
- En del grupper som inte använts har tagit bort, exempelvis *Athripsodes albifrons-commatatus-cinereus*
- En del taxa på mycket hög nivå (t ex Insecta) har tagits bort
- Familjer som ingår i ASPT och AWIC har lagt till, främst på familjenivå men även arter och släkten, med undantag för några som inte påträffats i Sverige.
- Förändringar på grund av ändrad taxonomi, exempelvis finns inte *Coelambus* kvar utan har ersatts av *Hygrotus*.
- En del släkten har tagits bort eftersom det bara finns en art i Sverige och den oftast är möjlig att bestämma till just artnivå (t ex *Limnius*).

Revideringen bygger på resultat från en workshop (1-2 december 2015 på SLU i Uppsala) där listan från HVMFS 2013:19 diskuterades. Medverkade gjorde taxonomer och forskare från Vatten och miljö och Artdatabanken (SLU), Pelagia, Ekologigruppen, Medins biologi, Sweco, Naturhistoriska riksmuseet samt Uni Research.

Observera att taxa tillhörande Leptophlebiidae finns med i listan, men att Leptophlebiidae och underliggande taxa inte ska inkluderas vid beräkning av MILA och MISA.

Indikatortal

För att göra bedömningsgrunderna oberoende av extern information och beräkningarna mer transparanta finns nu indikatortal och uppgifter om huruvida

taxa är predatorer och/eller sönderdelare med i listan med operativa taxa i bilaga B. Uppgifterna kommer från databasen freshwaterecology.info¹ (Schmidt-Kloiber & Hering 2015) och har hämtats ur programmet Asterics 4.04². Att indikatortal och andra uppgifter som behövs för att beräkna delindex nu är kopplade till den operativa artlistan innebär att användare inte behöver göra om taxonomin till artkoder och namn som används i Asterics och att all information som behövs för att beräkna index finns i föreskrifter och vägledning. För de taxa som saknade STAR-kod (det vill säga inte finns med i Asterics/Freshwaterecology.info) användes medelvärde (avrundat till två decimaler) av alla ingående familjer (som fanns i både Dyntaxa 20170801 och i Asterics), eller av taxa i artkomplexen.

Normalisering av delindex

Delindex normaliseras så att värdet är inom intervallet 0–10. För varje delindex finns även ett nedre och ett övre gränsvärde. Gränsvärdena utgörs av 10:e percentilen och 90:e percentilen av varje delindex för datasetet med både försurade sjöar/vattendrag och referenser.

Referensvärden

Referensvärdena beräknades som median av sjöar respektive vattendrag klassade som referenser (datasetet med ett prov per sjö/vattendrag), avrundat till heltal. I första hand användes typer. När för få (mindre än tre) eller inga referensvatten fanns i en typ och när data saknades för att bestämma typ användes en för-enklad typning, med endast region (tabell 1, enligt Drakare 2014). För vattendrag fanns data för att typa alla referenser, men för flera vattendragstyper saknades ändå referensvattendrag i underlagsmaterialet. För dessa användes grovtypen region (Drakare 2014), för att ta fram referensvärden. Referensvärdena för region 1, för både sjöar och vattendrag, beräknades också med ett dataset där referensvatten med pH under 6 (årsmedel eller provmånad) utesluts.

Gränsvärden för statusklasser

Gränsvärdena för ekologiska statusklasser bestämdes med två olika metoder. I båda användes 25:e percentilen för referenser som H/G-gräns. Övriga gränser bestämdes genom att antingen dela in EK under gränsen för H/G i fyra lika stora delar, eller med hjälp av ett tröskelvärde för pH. Genom gradientanalys hittades ett tröskelvärde för förändringar i bottenfauna längs pH-gradienten där gränsen mellan god och måttlig status sattes (G/M) vid motsvarande EK (genom linjär regression). Resterande lägre klassgränser bestämdes genom att dela in intervallet mellan EK 0 och EK för G/M i tre lika stora delar. Analysen gradient forest (Ellis et al. 2012) användes för att hitta intervall eller värden i pH-gradienten där bottenfaunasamhället förändrades relativt mycket. Gradient forest är en metod som bygger på modelleringsteknikerna klassifikationsträd (Breiman et al. 1984) och random forest (Breiman 2001 & Ellis et al. 2012). Klassifikationsträd bygger på att brytpunkter längs miljövariabler används för att skapa grupper, där variationen i den beroende variabeln (antal av ett taxon) minskar. Random forest är en vidareutveckling av klassifikationsträd där flera träd kombineras för att skapa en bättre modell. Random forest kan an-

¹ www.freshwaterecology.info

² www.fliessgewaesser-bewertung.de/en/download/berechnung

vändas både för att skatta vikten av miljövariabler för olika taxa, och för att prediktera förekomster eller mängd. Gradient forest använder information om varje brytpunkt från random forest-modeller för flera taxa för att skatta förändringar i artsammansättningen och samhällsstruktur längs miljögradienter. Ett urval från datasetet med både försurade och referenser i pH-intervallet 5-7, användes i analysen, vilket innebar 219 sjöar och 68 vattendrag. Eftersom tillgängliga data för vattendragen med både bottenfauna och pH var färre än för sjöar inkluderades även kalkade vattendrag i analysen av gradienter. Dessutom användes långtidsmedianvärden (2000–2015) för pH istället för årsmedel för samma år som provtagningen. Förutom pH inkluderas marktäckedata (se Bilaga A) och storlek på avrinningsområdet, höjd över havet och för sjöar sjöarea och för vattendrag vattendragslutning.

När ett pH-värde hittats där större förändringar i bottenfaunasamhället observerades användes regressionsanalys för att hitta motsvarande EK-värde. För att se om det fanns skillnader mellan förhållandet pH:EK mellan regioner användes samvariationsanalys. (Analysis of Covariance, ANCOVA, med funktionen `aov` i R-software 3.4.1)

Precis som för referensvärden, beräknades klassgränser för region 1 med datasetet där referensvatten med pH under 6 (årsmedel eller provmånad) utesluts.

Naturlig surhet eller mänsklig orsakad försurning?

För vatten som har status sämre än *God* behöver en utredning göras för att se om surheten beror på naturlig surhet eller mänskligt orsakad försurning. Med hjälp av sambandet mellan MILA/MISA och pH kan det indexvärdet som förväntas vid förindustriellt pH-värde. Förindustriellt pH-värde kan erhållas bland annat med den geokemiska modellen Magic enligt bedömningsgrunderna (HaV 2013), eller genom paleoekologiska rekonstruktioner av historiska pH-förhållanden. Alternativt kan pH uppmätt innan känd försurningspåverkan användas.

Resultat

Nya index

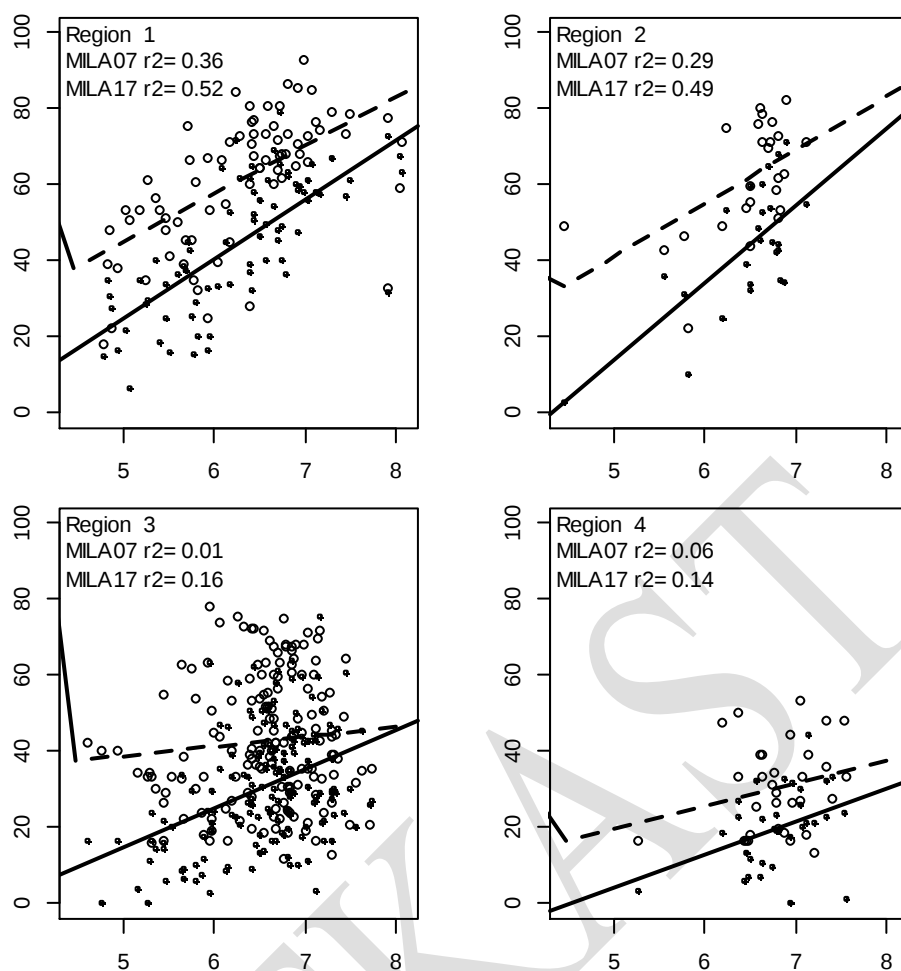
Uppdateringen av gränsvärden för normalisering av delindex (Tabell 3 & Tabell 4) ledde till en högre korrelation mellan MILA och pH (Figur 1). För MISA var sambandet med pH likvärdigt för det uppdaterade indexet och det ursprungliga, utom för region 3 (Norrlands inland) där det ursprungliga indexet svarade bättre på pH (Figur 2).

Tabell 3. Gränsvärden för normalisering av delindex i MILA. Relativa abundanser anges som proportioner, inte procent. Differensen används då ett delindexvärde ligger innanför gränsvärdena. Sista kolumnen anger om värden högre än den övre gränsen ska sättas till 0 eller 10.

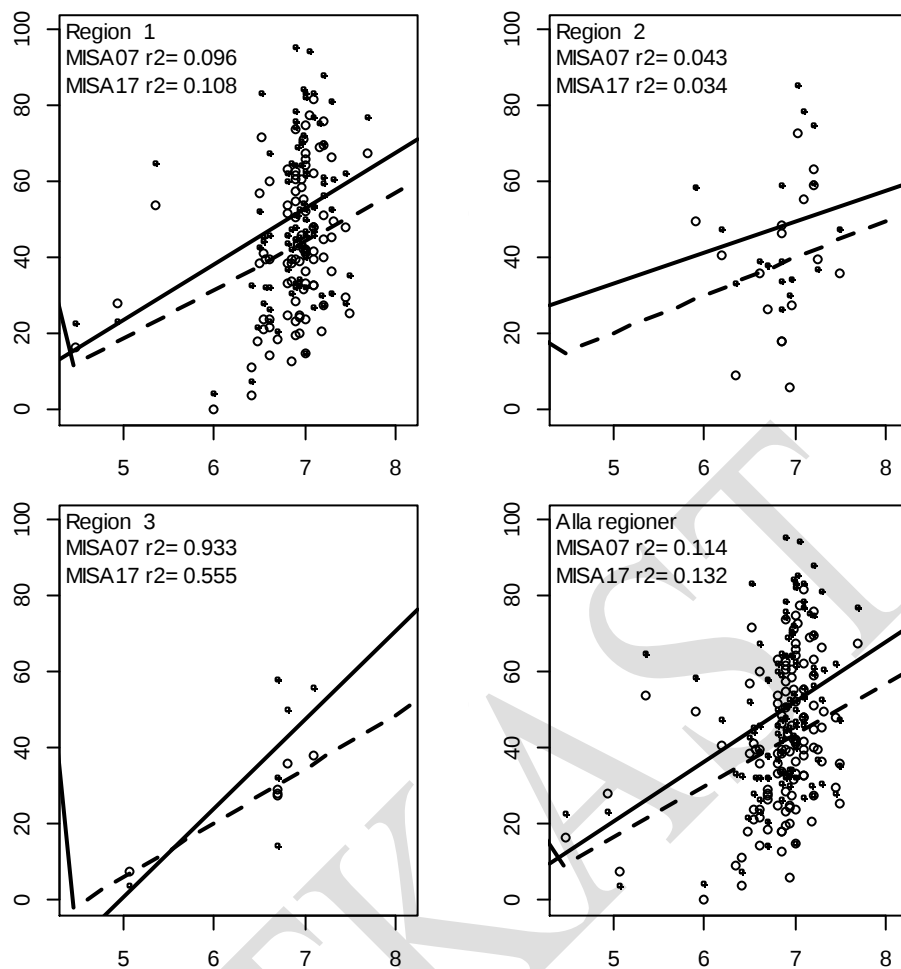
delindex	nedre gräns	övre gräns	differens	> övre gräns ger normaliserat index =
dagsländor (relativ abundans)	0	0,34	0,34	10
tvåvingar (relativ abundans)	0	0,6	0,6	0
antal taxa snäckor	0	2	2	10
antal taxa dagsländor	0	4	4	10
AWIC	4,33	5,53	1,2	10
predatorer (relativ abundans)	0,06	0,51	0,45	0

Tabell 4. Gränsvärden för normalisering av delindex i MISA. Relativa abundanser anges som proportioner, inte procent. Differensen används då ett delindexvärde ligger innanför gränsvärdena. Sista kolumnen anger om värden högre än den övre gränsen ska sättas till 0 eller 10.

delindex	Nedre gräns	Övre gräns	Differens	> övre gräns ger normaliserat index =
Antal familjer	17	33	16	10
Antal taxa av snäckor	0	2	2	10
Antal taxa av dagsländor	1	8	7	10
Dagsländor/Bäcksländor (relativ abundans)	0	7,77	7,77	10
AWIC	3,75	4,79	1,04	10
Sönderdelare (relativ abundans)	0,03	0,15	0,12	0



Figur 1. Regression av bottenfaunaindexet MILA (y-axeln) och pH (x-axeln) per region. MISA2007=MILA enligt HVMFS2013:19, streckad linje och tomma cirklar. MILA2017, uppdaterat index, heldragen linje och ifyllda cirklar.



Figur 2. Regression av bottenfaunaindexet MISA (y-axeln) och pH (x-axeln), per region utom fjäll-
len (region 4) och för hela Sverige. MISA2007=MILA enligt HVMFS2013:19, streckad linje och
tomma cirklar. MILA2017, uppdaterat index, heldragen linje och ifyllda cirklar.

Referensvärden och typologi

Av de 94 sjöar klassade som referenser kunde 29 typbestämmas (Tabell 5, se Tabell 1 för kodbeskrivningar). Endast tre sjötyper bedömdes ha tillräckligt (≥ 3) sjöar för att kunna användas för att beräkna ett typspecifikt referensvärde. De 209 försurningspåverkade sjöarna i underlagsmaterialet representerade 21 olika sjötyper.

Alla vattendrag kunde typbestämmas. Referenserna (58 vattendrag) representerade tio olika vattendragstyper och de försurade vattendragen (7 st) tre olika vattendragstyper.

De typspecifika referensvärdena för MILA varierade från 23 i region 4, dvs fjäll-
len, till 57 i region 1, dvs södra Sverige och typ 1MSC, medeldjupa mjuk- och
klarvattenssjöar i södra Sverige (Tabell 6). Referensvärdet för MISA var lägst
(24), för vattendragstypen 1BL, dvs. en typ som representerar vattendrag i södra
Sverige med brant lutning och små avrinningsområden. Inga referensvattendrag
fanns i fjällen, så något referensvärde för region 4 kunde inte beräknas.

När referensvärden för region 1 (södra Sverige) beräknades utan referenser med
låga pH blev medianen för MILA 58, och medianen för MISA 46.

Tabell 5. Typindelning av sjöar och vattendrag med bottenfaunadata som är klassade som referenser. Referensvärden beräknades för typer markerade med fet stil. Koder för typerna förklaras i Tabell 1 och Tabell 2.

Sjötyp	Antal	Vatten- dragstyp	Antal
1GSC	2	1BL	4
1GSH	2	1ML	21
1MSC	4	1MM	1
1MSH	2	2BL	1
2GSH	1	2ML	2
2MAC	1	2MM	1
2MSC	1	3BL	8
3GSC	2	3BM	1
3GSH	3	3ML	10
3MSC	2	3MM	9
3MSH	8		
4MSH	1		

Tabell 6. Typspecifika referensvärden för bottenfaunaindexen MILA och MISA, per typ och per region. Koder för typerna förklaras i Tabell 1 och Tabell 2.

MILA		MISA	
Sjötyp	Referensvärde	Vattendragstyp	Referensvärde
3MSH	37	1BL	24
1MSC	57	1ML	46
3GSH	35	3BL	31
		3ML	29
		3MM	50

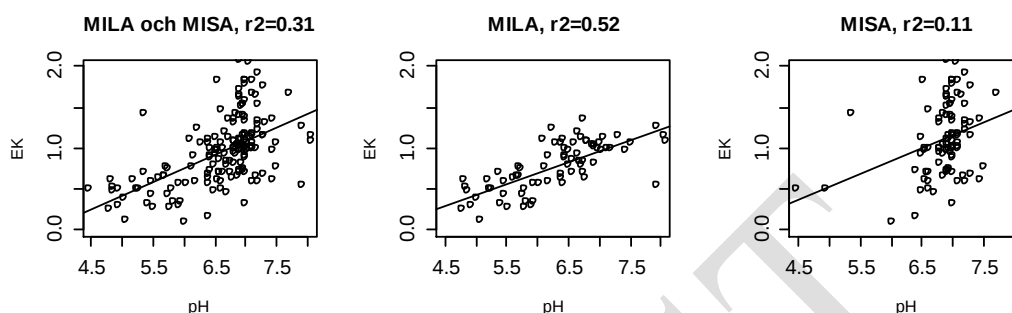
MILA		MISA	
Region	Referensvärde	Region	Referensvärde
1	57	1	45
2	54	2	51
3	35	3	34
4	23		

Gränsvärden för statusklasser

Värdena för G/M-gränsen skiljer sig något beroende på vilken metod som använts (Tabell 7). Eftersom regressionen för vattendrag hade låg förklaringsgrad, men ungefär samma intercept och lutning som ekvationen för sjöar (Tabell 8), användes en kombinerad ekvation för att ta fram G/M-gränsen. Dataunderlaget inkluderade försurade vatten och referensvatten, samt kalkade vattendrag.

Tabell 8. Regressionsanalys av ekologisk kvot som funktion av pH. Avrundat till två decimaler (förutom p-värden).

Index	R ²	p	intercept	lutning	N
MILA	0,52	< 0,001	-0,91	0,27	75
MISA	0,11	0,0015	-1,08	0,32	91
MILA & MISA	0,31	<0.001	-1,24	0,33	166



Figur 5. Regressionsanalys av ekologisk kvot som funktion av pH.

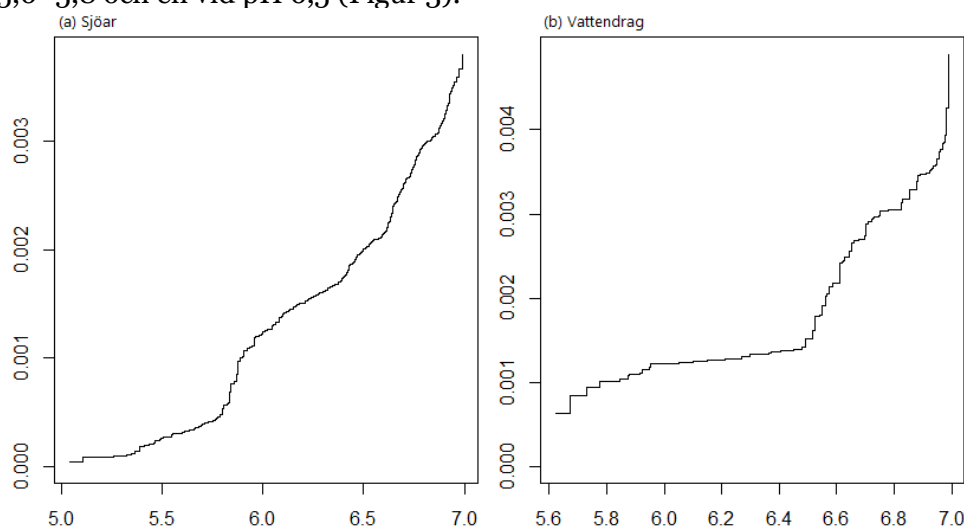
Ekvationen $EK = pH \times 0,33 - 1,24$ visade att $pH=5,8$ motsvarar $EK=0,67$, vilket används som gräns för G/M (Tabell 9). Som gräns för H/G används 25:e percentilen av referensvatten, och gränserna för M/O och O/D sätts så de tre lägre klasserna är lika stora (dvs $0,67/3$). Alla gränser avrundades till två decimaler. 25:e percentilen för sjöar var 0,81, för vattendrag 0,48 och för vattendrag och sjöar tillsammans 0,78 (alla avrundade till två decimaler).

Tabell 9. Klassgränser för MILA och MISA utifrån gemensam regressionsanalys för sjöar och vattendrag.

klassgräns	gräns-värde	förklaring
H/G	0,78	25:e percentilen av referenser
G/M	0,67	Motsvarar $pH=5,8$
M/O	0,45	$2/3 \times 0,67$
O/D	0,22	$1/3 \times 0,67$

Tabell 10). För sjöar innebar tröskelvärdesmetoden högre klassgränser, medan gränserna framtagna utifrån percentiler var högre för vattendrag (förutom GM-gränsen som blir samma med bägge metoderna).

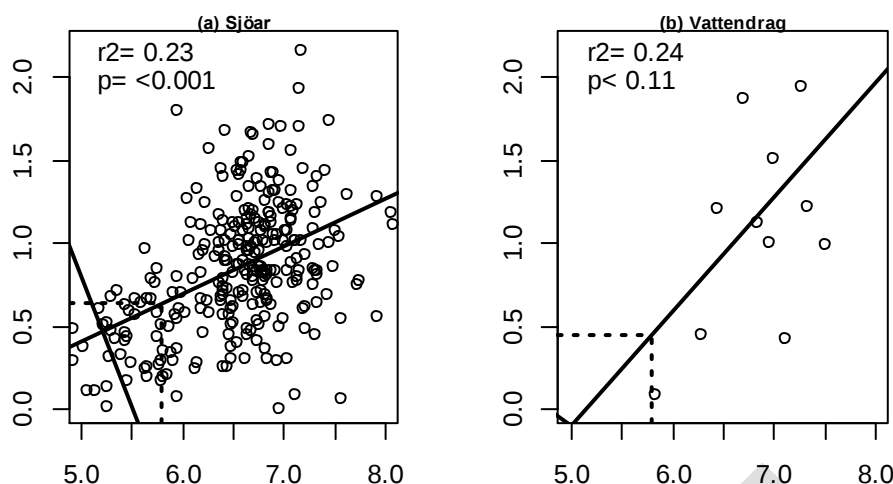
Gradient forest-analysen av bottenfaunasamhällen i sjöar visade tre intervall i pH-gradienten med större förändringar i bottenfaunasamhället ungefär vid pH 5,6–5,9, och vid pH-värden strax under 7,0 (Figur 3). Gradientanalysen av bottenfaunasamhällen i vattendrag visade liknande mönster – en förändring i pH 5,6–5,8 och en vid pH 6,5 (Figur 3).



Figur 3. Gradient forest-analys av bottenfaunasammansättningen i (a) sjöar och (b) vattendrag. Stora förändringar i variabeln på Y-axeln visar var i pH-gradienten (X-axeln) som pH har störst påverkan på bottenfaunasammansättningen. Analysen för sjöar inkluderar opåverkade och försurade sjöar (N=289). Analysen för vattendrag inkluderar opåverkade, försurade och kalkade vattendrag (N=68).

Gräns för G/M-status i sjöar sattes utifrån pH 5,8, som valdes eftersom en tydlig förändring kunde ses i gradientanalysen (Figur 3) och att det sammanfaller med vad som visats i andra studier, bland annat i förekomst av försurningskänslig fisk (Fölster et al. 2007). Linjär regression visade att pH 5,8 motsvarar EK 0,64. Samvariationsanalysen visade att det inte fanns någon skillnad i förhållandet mellan EK och pH (lutningen på regressionslinjen) mellan regionerna ($p=0,831$), och därför föreslås samma G/M klassgräns för hela Sverige. HG-gränsen sattes till 25:e percentilen av referenssjöarna, vilket var 0,83 (avrundat till två decimaler). Resterade gränser sattes så att de tre lägre klasserna blir lika stora (Tabell 7 & Tabell 1).

Även för vattendrag valdes som utgångspunkt för gränsen mellan God och Måttlig status pH 5,8. Linjär regression (Figur 4) visade att pH 5,8 motsvarar EK 0,45 (avrundat till två decimaler). På grund av det låga antalet prover analyserades inte skillnader per region.



Figur 4. Ekologisk kvot för bottenfaunaindexen MILA och MISA (y-axeln) som funktion av pH för (a) sjöar och (b) vattendrag. Helt dragen linjen visar regressionslinjen och streckade linjer värdet för pH som använts för att ta fram värde för ekologisk kvot som utgör gränsen mellan God och Måttlig status. $EK_{sjöar} = -1,02101 + 0,28580 \times pH$, $r^2=0,23$, $p<0,001$, $N=289$, dataset med både försurade och referenser. $EK_{vattendrag} = -3,5567 + 0,6907 \times pH$, $r^2=0,24$, $p=0,1052$, $N=12$, dataset med både försurade och referenser.

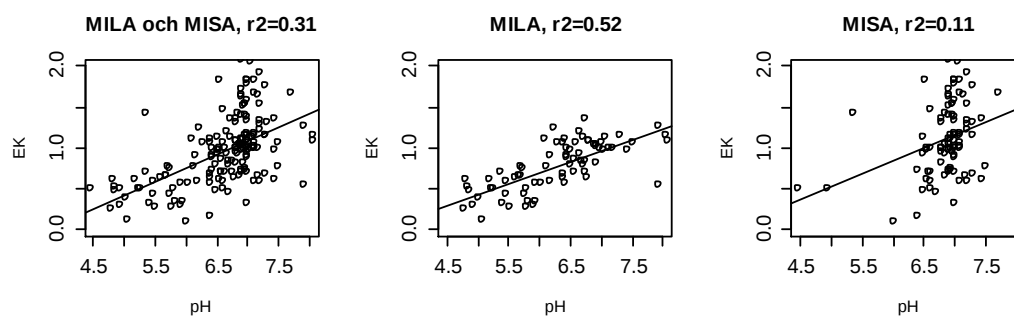
Tabell 7. Jämförelse av gränsvärden (EK) för ekologiska statusklasser för bottenfaunaindexet MILA från: gällande bedömningsgrunder (Illies tre ekoregioner), framtagna med enbart percentil-metoder samt framtaget genom analys av pH-gradienten för att bestämma gränsvärdet för G/M. Se text för detaljer. HVMFS 2013:19 visar försurningsklasserna: nära neutralt, surt, mycket surt samt extremt surt. Värden från HVMFS 2013:19 visar gränsvärden för Illies ekoregion 14, 22, och 20.

	HVMFS 2013:19	percentiler	G/M=pH 5.8
Hög-God	0,85 / 0,85 / 0,60	0,76	0,76
God-Måttlig	0,50 / 0,60 / 0,45	0,57	0,64
Måttlig-Otillfredsställande	0,35 / 0,40 / 0,30	0,38	0,43
Otillfredsställande-Dålig	0,15 / 0,20 / 0,15	0,19	0,21

Eftersom regressionen för vattendrag hade låg förklaringsgrad, men ungefär samma intercept och lutning som ekvationen för sjöar (Tabell 8), användes en kombinerad ekvation för att ta fram G/M-gränsen. Dataunderlaget inkluderade försurade vatten och referensvatten, samt kalkade vattendrag.

Tabell 8. Regressionsanalys av ekologisk kvot som funktion av pH. Avrundat till två decimaler (förutom p-värden).

Index	R ²	p	intercept	lutning	N
MILA	0,52	< 0,001	-0,91	0,27	75
MISA	0,11	0,0015	-1,08	0,32	91
MILA & MISA	0,31	<0,001	-1,24	0,33	166



Figur 5. Regressionsanalys av ekologisk kvot som funktion av pH.

Ekvationen $EK = pH \times 0,33 - 1,24$ visade att $pH=5,8$ motsvarar $EK=0,67$, vilket används som gräns för G/M (Tabell 9). Som gräns för H/G används 25:e percentilen av referensvatten, och gränserna för M/O och O/D sätts så de tre lägre klasserna är lika stora (dvs $0,67/3$). Alla gränser avrundades till två decimaler. 25:e percentilen för sjöar var 0,81, för vattendrag 0,48 och för vattendrag och sjöar tillsammans 0,78 (alla avrundade till två decimaler).

Tabell 9. Klassgränser för MILA och MISA utifrån gemensam regressionsanalys för sjöar och vattendrag.

klassgräns	gräns-värde	förklaring
H/G	0,78	25:e percentilen av referenser
G/M	0,67	Motsvarar $pH=5,8$
M/O	0,45	$2/3 \times 0,67$
O/D	0,22	$1/3 \times 0,67$

Tabell 10. Jämförelse av gränsvärden (EK) för ekologiska statusklasser för bottenfaunaindexet MISA i vattendrag från gällande bedömningsgrunder (samma värde i de tre ekoregionerna), samt framtagna med enbart percentilmetoder och genom analys av pH-gradienten för att bestämma gränsvärdet för G/M. HVMFS 2013:19 visar försurningsklasserna: Nära neutralt, surt och mycket surt. Till skillnad från i sjöar så finns det ingen kategori för dålig = extremt surt i nuvarande bedömningsgrunder.

	HVMFS 2013:19	percentiler	pH-tröskel
Hög-God	0,55	0,66	0,66
God-Måttlig	0,40	0,50	0,45
Måttlig-Otillfredsställande	0,25	0,33	0,30
Otillfredsställande-Dålig	-	0,17	0,15

Andel felklassificeringar

Gränsvärdena erhållna med hjälp av gradientanalysen användes för att se hur sjöarna fördelade sig över respektive under G/M-gränsen. Referenssjöarna klassades till största delen över G/M-gränsen (Tabell 11), medan de försurade sjöarna med pH mindre eller lika med 6 i betydligt högre grad klassades till sämre status än god. Vattendragen som bedömts som opåverkade klassades också i hög grad över G/M-gränsen, och det gjorde också en relativt hög grad av de försurningspåverkade vattendragen.

Tabell 11. Andel sjöar och vattendrag med status bedömd till hög och god med bottenfaunaindexen MILA och MISA, utifrån olika gränsvärden för MILA och MISA. Gränsvärdena baserade på ekologisk kvot motsvarande pH 5,8.

Sjöar		
	Antal	Hög och god status
Försurad pH>6	143	77%
Försurad pH≤6	56	20%
Referens	94	83%

Vattendrag		
	Antal	Hög och god status
Försurad	7	71%
Referens	58	90%

För region 1 med gemensam klassgräns för MILA och MISA fick 90% av sjöreferenserna och 64 % av vattendragsreferenserna God eller Hög status (Tabell 12). Endast 9 % av försurade sjöar med pH under 6 tilldelades God eller Hög status.

Tabell 12. Andel sjöar och vattendrag i Region 1 med status bedömd till hög och god med bottenfaunaindexen MILA och MISA utifrån klassgränser gemensamma för MILA och MISA. Gränsvärden baserade på ekologisk kvot motsvarande pH 5,8.

Sjöar		
	Antal	Hög eller God status
Försurade pH>6	28	82%
Försurade pH≤6	23	9%
Referenser	31	90%

Vattendrag		
	Antal	Hög eller God status
Försurade	2	50%
Referenser	25	64%

Naturlig surhet eller mänsklig orsakad försurning?

Sambandet mellan pH och MILA/MISA användes för att ta fram ett lokalspecifikt referensvärde utifrån referens-pH. Linjär regression användes för att kvantifiera sambandet, som visade sig vara sämre för vattendrag än för sjöar. Eftersom lutning och intercept var likartade för sjöar och vattendrag, kunde data kombineras och samma ekvation användas för både sjöar och vattendrag (Tabell 13).

Tabell 13. Regressionsanalys av MILA och MISA som funktion av pH. Avrundat till två decimaler (förutom p-värden).

Index	R ²	p	intercept	lutning	N
MILA	0,53	<0,001	- 52,82	15,54	75
MISA	0,11	0,0015	-49,68	14,65	91
MILA & MISA	0,28	<0.001	-47,35	14,46	166

Diskussion

Uppdaterade index och referensvärden

Att exkludera dagsländor från familjen Leptophlebiidae i de bägge försurnings-indexen, samt att ta fram nya gränsvärden för normalisering av delindex, resulterade i att MILA bättre korrelerar med pH. För MISA kan en liknande förbättring inte påvisas, men antalet vattendrag i dataunderlaget var lågt. I analyserna i WATERS (Johnson & Hallstan 2016), som genomfördes på delvis andra vattendrag, visades också för vattendrag en bättre korrelation mot pH, vilket stämmer väl överens med förväntningar, eftersom flera arter inom Leptophlebiidae är försurningstoleranta och eftersom släktet kan dominera försurade vatten och påverka både delindexet andel dagsländor och andra index beroende av totalabundans.

Att så få vattendrag ingått i dataunderlaget, och att vattenkemi i många fall saknats beror delvis på att kopplingen mellan provtagning av vattenkemi och bottenfauna oftast saknas. I många fall är de koordinater som är angivna vid provtagning inte tillräckligt noggranna för att avgöra vilket vattendrag ett prov är taget i. Prioriterat för fortsatt utveckling av bedömningsgrunder borde vara att ta fram det bästa möjliga datasetet, vilket innebär tidskrävande GIS-arbete med att matcha kemistationer och biologistationer. Förhoppningsvis kommer ett nytt stationsregister underlätta arbetet, då stationer som redan ligger hos datavärd går igenom och får ett stations-ID.

I samband med uppdateringen av indexen och revideringen av den taxonomiska listan har indikatorvärden och taxonomisk information inkluderas i listan, vilket innebär att delindex kan beräknas utan Asterics och utan att omvandla taxalistor för att kunna importera data till Asterics, vilket förenklar indexberäkningar och innebär tydligare instruktioner som försäkrar att index beräknas på samma sätt, samt mer transparens i delindexens uppbyggnad. Det underlättar också för automatiska beräkningar i datavärdens databas och vid utveckling av verktyg för beräkning av index. Dock innebär uppdateringen att två parallella system kommer att finnas samtidigt, uppdaterade MILA och MISA som använder den nya taxalistan och ej uppdaterade DJ och ASPT som inte testats med den uppdaterade taxonomiska listan. Dessutom anges referensvärdena för DJ, ASPT och BQI indelat enligt Illies ekoregioner istället för enligt den nya typologins regioner.

Även om det med den uppdaterade taxonomiska listan är möjligt att beräkna indexen utan Asterics, föreslår vi att verktyg tas fram för att underlätta indexberäkning och statusklassning. I det här arbetet har R-software använts för indexberäkningarna. R har fördelen att det är gratis, beprövat och etablerat, samt innebär ett transparent system (ett relativt enkelt system för skript och kod som alltid är i läsbar form), möjliggör för användare att göra anpassningar för egna funktioner (exempelvis grafisk presentation och vidare analyser av index och kvoter) och kan använda GIS-data. Dessutom finns möjligheten att skapa webbgränssnitt för att förenkla användningen. Helst ser vi dock att index beräknas hos centralt hos datavärden och tillhandahålls via webbportalen MVM-miljödata för data som levererats dit. Regelbundna leveranser av data till datavärd möjliggör också att ytterligare förbättringar av bedömningsgrunderna, till exempel för ytterligare typer, förenklas då data redan finns på plats inför detta. Eftersom indexen är uppdaterade behövs också nya referensvärden. Huruvida den uppdaterade typologin (Drakare 2014) förklarar variationen i MILA och MISA i tillräckligt stor grad har inte prövats tidigare, och det har heller inte ingått i detta uppdrag, eller varit möjligt på grund av tidsbegränsningar. För sjöar

har avsaknaden av vattenkemi för många sjöar inneburit att en majoritet av sjöarna inte kunnat typas, vilket innebär att endast region (norr/söder + höjd) använts för att ta fram referensvärden i många fall. Dessutom finns en osäkerhet kring typtillhörighet eftersom flertalet av de sjötypningarna gjorts utifrån modellerade medeldjupsuppgifter samt att vattendragsslutningen kan beräknas på flera olika sätt. Slutligen saknades vattendrag från fjällregionen i underlagsmaterialet, vilket innebär att denna region saknar referensvärden för vattendrag.

Om typologin ska kunna användas krävs att det specificeras hur ingående faktorer ska beräknas eller tas fram, speciellt i fall då kemidata eller djupuppgifter saknas. Till exempel skulle nya högupplösta höjddata kunna användas för att modellera djup (Sandström 2017) bättre.

Om typologin ska användas för referensvärden behövs också en utvärdering av hur mycket variation typologin (eller förenklade varianter, exempelvis regionerna) faktiskt förklarar. Ett annat alternativ är dock att använda modellering. Många studier har kommit fram till att modellering är bättre än typologi för att förklara naturlig variation (exempelvis Johnson & Hallstan 2016, Davy-Bowker et al. 2006). Modellering möjliggör också utvecklingen av ett index (taxonomic completeness – taxonomisk fullständighet – Hawkins 2006) som inte relaterar till en specifik påverkanstyp utan beskriver förändringar i bottenfaunasamhällets taxonomiska sammansättning, och alltså stämmer väl överens med de normativa definitionerna i vattendirektivet rörande förändringar i sammansättning, förekomster och mångfald, och som bättre svarar på påverkan från kombinationen av flera påverkanstyper (Johnson et al. 2017).

Gränsvärden för statusklasser

Val av tillvägagångssätt för fastställande av gränsvärden för statusklasser har stor betydelse för klassgränsernas värden och i slutändan för statusklassningarna, vilket vi visar genom de två metoderna som prövats i detta arbete. Fler metoder finns (Birk et al. 2012) och dessutom varianter av de två använda (t ex andra percentiler och andra metoder för att hitta tröskelvärden). Vilket tillvägagångssätt som används beror på vad man vill uppnå och ställer olika krav på förarbete och underlag. En klassindelning baserat på enbart percentiler är transparent, ger möjlighet att a priori definiera andelen tillåtna typ 1-fel, men saknar ekologisk koppling (referenser i Birk et al. 2012), och stämmer sämre överens med de normativa definitionerna i vattendirektivet. Ekologiskt grundade klassgränser innebär däremot bättre koppling till ekosystemfunktion och ekosystemtjänster, samt åtgärder och uppföljning av åtgärder, men kräver bättre data och mer kunskap, något som ofta saknas (Birk et al. 2012).

Förändringarna längs pH-gradienten skedde för vattendrag vid något högre pH-värden än vad som tidigare setts i WATERS (Johnson & Hallstan 2016) och i bakgrundsarbetet till bedömningsgrunderna från 2007 (Johnson & Goedkoop 2007). Dock skilde sig metoderna som användes. Regression användes för att få fram ett EK-värde som motsvarar punkten i pH-gradienten, men variationen i både MISA och MILA är stor längs pH-gradienten. Andra möjliga tillvägagångssätt för att hitta tröskelvärden inkluderar att titta på diversitet (exempelvis diversitetindex, antal taxa) eller ekosystemfunktioner vid olika EK-värden.

I bedömningsgrunderna från 2007 användes för MILA och MISA försumningsklasser, som kan omvandlas till ekologisk status efter att en bedömning om huruvida sjön eller vattendraget är naturligt surt, omvandlas till ekologiska statusklassningar. Här använder vi ekologiska statusklasser, och det är därför viktigt att påpeka att en påverkansbedömning är nödvändig för att konstatera om

låga klassningar utifrån MILA eller MISA beror på naturlig surhet eller antropogen försurning, vilket kan göras bland annat genom att beräkna ett nytt referensvärde utifrån förindustriella pH-värden (med ekvationen framtagen i detta arbete).

UTKAST

Slutsatser och rekommendationer

Det uppdaterade MILA-indexet uppvisar starkare respons på pH än den ursprungliga versionen. För vattendrag kunde inte samma förbättring påvisas, men eftersom det visats i WATERS och genom att nu exkludera vissa dagsländer som visat sig tåla låga pH-värden kan även det uppdaterade MISA-indexet anses vara bättre än den ursprungliga versionen.

Innan de uppdaterade indexen införs bör dock beaktas att osäkerhet finns kring våra beräkningar av referensvärden och klassgränser. Eftersom referenser saknas för många typer och enbart region då kunnat användas är det osäkert om typologin, speciellt för sjöar där endast tre sjötyper har typspecifika referensvärden, verkligen ökar precisionen i klassningarna.

För framtagande av nya klassgränser bör det specificeras vilket angreppssätt som ska användas. Om ekologiska grunder förespråkas bör vidare arbete ske för att bestämma vilka metoder som ska användas för att hitta tröskelvärde.

Slutligen innebär uppdateringen av typologin och den taxonomiska listan en diskrepans mellan försurningsindexen och övriga index (BQI, DJ och ASPT). För att undvika parallella system bör även dessa index testas med uppdaterad taxonomisk lista och ny typologi eller nya regioner.

Ett stationsregister och en matchning mellan biologisk provtagning och kemisk provtagning är nödvändig för fortsatt utveckling av bedömningsgrunderna, så att ett dataset som täcker såväl påverkansgradienter som naturliga gradienter tas fram, med tillräckligt data för typologi och med tillräckligt antal referenser för att beräkna robusta referensvärden.

Sammanfattningsvis föreslår vi att:

- de uppdaterade indexen (MILA och MISA) på sikt införs i bedömningsgrunderna;
- bedömningsgrunderna använder Dyntaxas taxonomi och koder, exempelvis när indikatorer specificeras, och att undersökningstyperna uppdateras så det framkommer att taxonomiska listor ska anges enligt Dyntaxas taxonomi;
- den reviderade taxonomiska listan (kompletterad med chironomider i en lista för profundalen) används även för andra index, efter utvärdering av effekter på ekologiska kvoter, referensvärden och klassgränser;
- indikatorvärden inkluderas i föreskrifterna så index kan beräknas utan Asterics;
- verktyg för beräkning av index och ekologiska kvoter och klassning tas fram;
- tydliga riktlinjer för typologin tas fram (ex hur man modellerar medeldjup, hur man beräkna lutning);
- tillvägagångssätt och metoder för att ta fram klassgränser utreds;
- resurser läggs på att ta fram ett dataset för vidareutveckling av bedömningsgrunder med tillräckligt många referenser för olika typer och regioner
- modeller används för referensvärden;
- ett index som beskriver bottenfaunasamhällets sammansättning oberoende av specifik påverkan, som relaterar till de normativa definitionerna i vattendirektivet, utvecklas.

Växtplankton i sjöar – underlag för uppdatering av bedömningsgrunder för näringspåverkan

Bakgrund

Arbetet inom WATERS resulterade i ett antal förslag på revidering av de index som används för bedömning av näringspåverkan med hjälp av växtplankton (Lindegarh et al. 2016). Ett förslag är att det trofiska plankton indexet (TPI) byts mot det index som utvecklas på europeisk nivå (PTI), som har visat sig vara mer rättvisande över hela näringsgradienten. WATERS föreslog också att inkludera klorofyll *a* som alternativt mått på totalbiomassa av växtplankton samt att indexet för andel cyanobakterier byts mot ett index som är baserat på biomassa av cyanobakterier.

Dataunderlag och typindelning

Underlagsmaterialet består av 803 sjöar med växtplanktondata från ett eller flera år mellan åren 2003-2013 som hämtades från Miljödata-MVM på liknande sätt som beskrivs för bottenfauna i avsnitt 2.2.1. För växtplanktondatasetet går 683 sjöar att typindela enligt Drakare (2014), och då har medeldjupet modellerats fram för drygt 100 sjöar som beskrivs i avsnitt 2.2.2. Övriga 120 sjöar saknar information om alkalinitet eller vattenfärg och har därför inte gått att typindela. Sjöarna fördelar sig på 29 av 48 teoretiskt möjliga (tabell 8). Den vanligaste sjötypen i detta material är en sjö som har ett medeldjup på 3-15 m, en alkalinitet under 1 mekv/l, brunfärgat vatten ($\text{abs}_{420\text{nm}} > 0,06$) och ligger i södra Sverige (kod 1MSH). Näst vanligaste sjötypen är mycket lik men ligger i istället i Norrland under 200 möh (kod 2MSH). För åtta sjötyper bedöms antalet referenssjöar vara tillräckligt för att beräkna typspecifika referensvärden (i fet text i tabell 8 och 9). Gränsen har satts till fem referenssjöar. Alla sjöar i underlagsmaterialet från region 4 klassas som referenssjöar, medan åtta sjötyper helt saknar referenssjöar.

Tabell 8. Fördelning av sjöar med växtplanktondata i olika typer enligt Drakare (2014). Fetmarkerade sjöar bedöms ha tillräckligt med referenssjöar för att beräkna typspecifika referensvärden.

Sjötyp	Totalt antal sjöar	Antal referenssjöar	"Sjötyp"	Totalt antal sjöar
1DAC	1	0	1DS-	2
1DSC	11	2	1G--	4
1DSH	23	0	1GS-	1
1GAC	9	1	1M--	6
1GAH	14	3	1MA-	1
1GSC	7	2	1MS-	9
1GSH	81	14	2DS-	2
1MAC	24	3	2G--	2
1MAH	17	2	2GA-	1
1MSC	55	15	2GS-	3
1MSH	162	20	2M--	4
2DSC	1	0	2MA-	3
2DSH	2	1	2M-H	1
2GAC	1	0	2MS-	21
2GAH	1	0	3G--	11
2GSC	1	0	3GS-	2
2GSH	38	7	3M--	19
2MSC	13	1	3MS-	16
2MSH	105	14	4G--	5
3DSC	6	3	4M--	4
3GAH	1	1	4MS-	3
3GSC	1	0		
3GSH	14	6		
3MAC	1	0		
3MSC	30	19		
3MSH	55	22		
4DSC	1	1		
4GSC	4	4		
4MSC	4	4		

Parametrar som används för att beskriva ekologisk status med hjälp av växtplankton

För att bedöma ett vattens näringspåverkan kan man i sjöar använda växtplanktons totalbiovolym, klorofyll, PTI och biovolym av cyanobakterier för att beräkna den ekologiska kvoten för att klassa ett vatten i fem klasser från hög, god, måttlig, otillfredsställande till dålig status. För att bedöma ett vattens surhetsstatus med hjälp av växtplankton används på motsvarande sätt antalet hittade taxa i ett prov. Steg ett är att beräkna typspecifika referensvärden för dessa parametrar enligt den nya typologin (Drakare 2014). I tabell 9 redovisas medianvärden för alla ingående parametrar för de sjöar som innehåller minst en referenssjö. Krav på underlagsdata samt detaljerad beskrivning av hur man beräknar de olika parametrarna beskrivs i Växtplankton i sjöar, vägledning för statusklassificering.

Modellerna för att beräkna platsspecifika referensvärden behöver utvecklas mer

Modellerna som togs fram i WATERS är i nuläget inte tillräckligt bra för att kunna användas för att beräkna platsspecifika referensvärden. Det är främst vid låga värden på de ingående typindelade variablerna som modellerna ger för höga referensvärden. I denna uppdateringsomgång går vi inte vidare med dessa utan använder medianvärden för att beräkna typspecifika referensvärden.

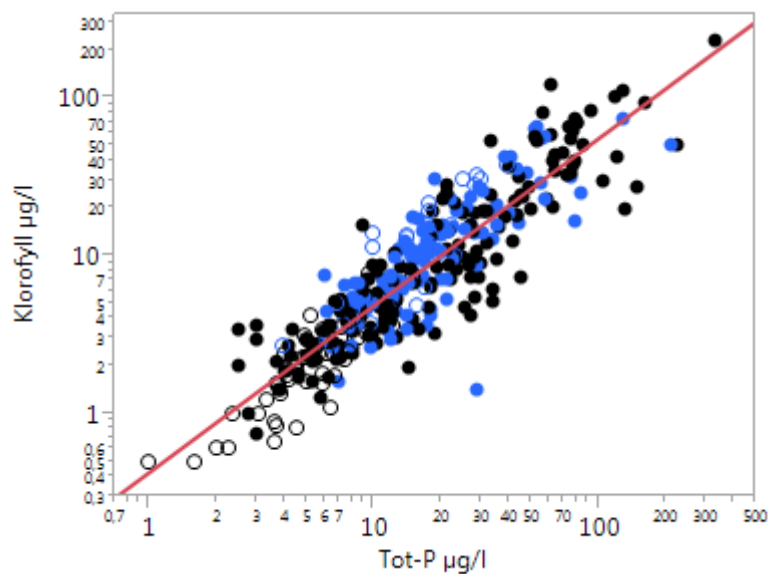
Respons på näringspåverkan och ekologiska kvoter

Klorofyll

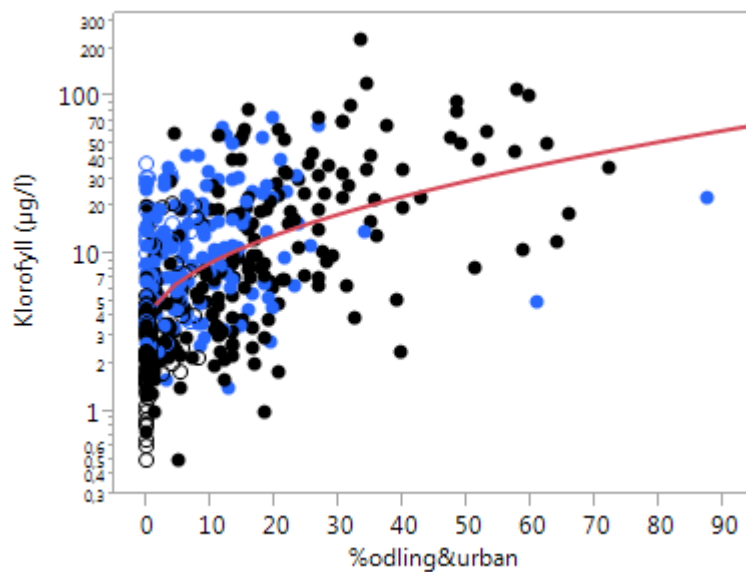
Sambandet mellan klorofyll *a* och total-P är starkt (figur 5). Sambandet mellan klorofyll och påverkan mätt som markanvändning i form av summan av odlad och urban mark i procent av avrinningsområdet visar också ett samband med klorofyll (figur 6). I figur 6 visas också att sjöar med hög andel av *Gonyostomum* inte är starkt kopplade till påverkansgradienten från denna typ av markanvändning då det vid stor andel odlad och urban mark främst finns sjöar utan dominans av *Gonyostomum*. Detta mönster syns också för totalbiomassa i figur 9.

Tabell 9. Medianvärden för olika sjötyper för de parametrar som ingår i bedömning av ekologisk status med hjälp av växtplankton. Sjötyper med tillräckligt stort antal referenssjöar (minst 5) för att kunna räkna ut typspecifika referensvärden är fetmarkerade. Medianvärden för referensobjekten är vad som vanligen använts som typspecifika referensvärden inom IC-arbetet på Europainivå för växtplankton. Underlagsmaterialet för parametern klorofyll var något sämre än för de andra parametrarna.

Typ	N	Biovolym	PTI	Cyanobakterier	Antal taxa	N(chl)	Klorofyll
1DSC	2	0,266	-0,22	0,02145	47	2	2,27
1GAC	1	0,48317	0,241	0,14798	46	1	2,2
1GAH	3	0,588	0,244	0,01106	28		
1GSC	2	0,501	-0,35	0,0059	34	2	3,08
1GSH	14	3,137	-0,1	0,01607	26	11	18,86
1MAC	3	1,06866	-0,13	0,08259	30	1	1,77
1MAH	2	1,96	0,469	0,29488	46		
1MSC	15	0,45886	-0,34	0,01974	45	14	3,18304
1MSH	20	0,8104	-0,33	0,05632	44	17	4,98333
2DSH	1	0,5076	0,013	0,06648	35	1	4,075
2GSH	7	0,58894	-0,54	0,04824	38	4	7,975
2MSC	1	0,15773	-0,3	0,01153	37	1	1,66
2MSH	14	1,00163	-0,001	0,02513	48	9	10,9
3DSC	3	0,09149	-0,49	0,00063	30	1	1,55
3GAH	1	0,12585	-0,13	0,00932	32		
3GSH	6	0,664	-0,4	0,00701	36	3	2,43
3MSC	19	0,15836	-0,48	0,00355	41	14	1,62374
3MSH	22	0,29706	-0,41	0,00779	39	14	3,14697
4DSC	1	0,03682	-1,01	0	15	1	0,98182
4GSC	4	0,12115	-1,05	0,00000583	16	3	0,81739
4MSC	4	0,08795	-0,63	0,0000768	26	4	0,63182



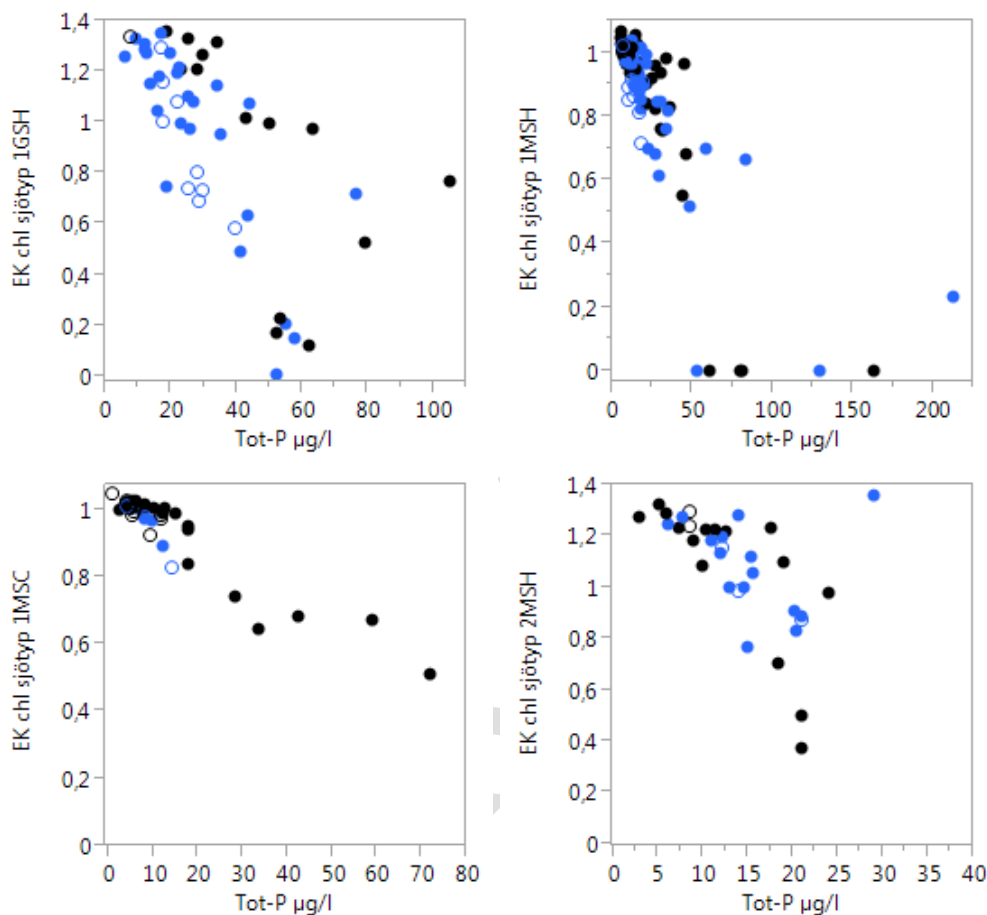
Figur 5. Samband mellan klorofyll a och totalhalt fosfor. $N = 365$ sjöar. Sambandet som linjen beskriver har formeln: $\text{Ln}(\text{Klorofyll } \mu\text{g/l}) = -0,84 + 1,06 \times \text{Ln}(\text{Tot-P})$, $R_2 = 0,80$, $\text{RMSE} = 0,50$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.



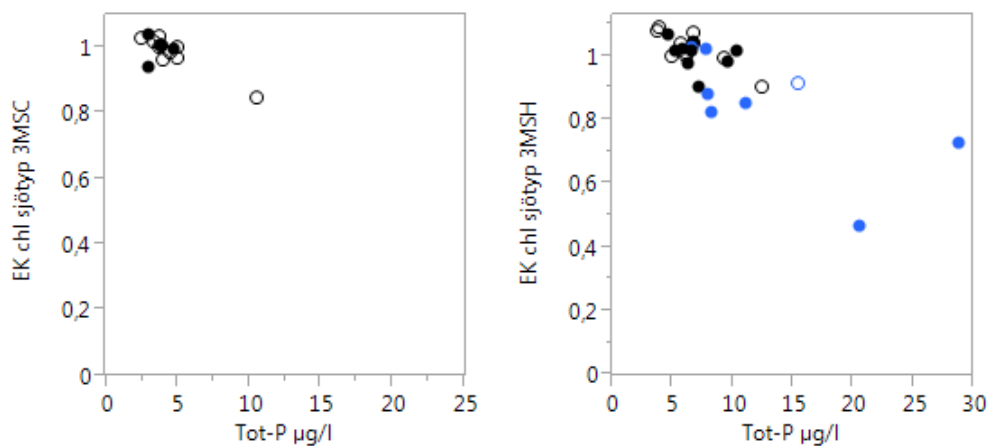
Figur 6. Samband mellan klorofyll från växtplankton och andelen odlad och urbaniserad mark i avrinningsområdet. $N = 464$. Sambandet som beskriver linjen har formeln:

$\text{Ln}(\text{Klorofyll}) = 1,23 + 0,304 \times \sqrt{\% \text{odling\&urban}}$. $R_2 = 0,30$, $\text{RMSE} = 0,93$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.

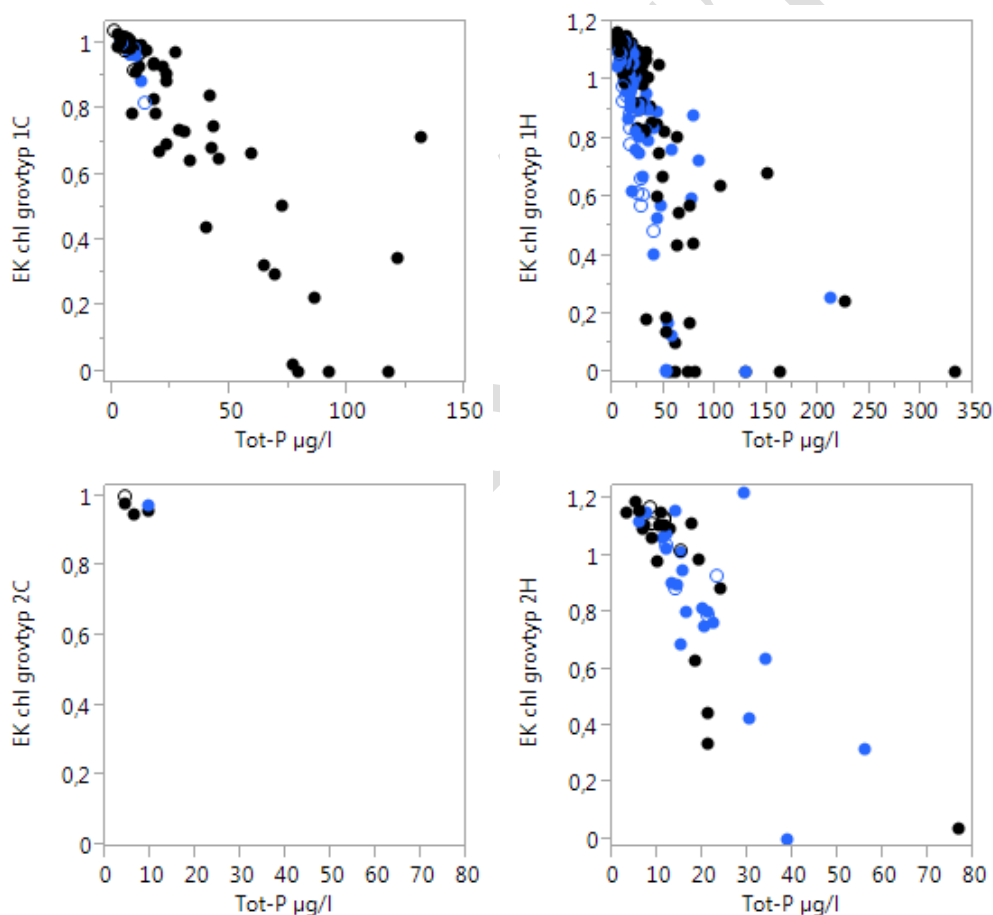
För klorofyll är det bara sex sjötyper som har tillräckligt underlag (kravet satt till minst fem referenssjöar) för att kunna beräkna typspecifika referensvärden. Dessa sjöars EK-värden utefter total-P-gradienten visas i figur 7. Sambandet mellan total-P och ekologiska kvoter för sjötyper i en grövre indelning visas i figur 8. Totalt är det 330 sjöar som kan klassas med hjälp av sjötyperna och klorofyll. När man använder grovtyperna går det att klassa 456 av de 803 sjöarna. Alla sjöar har inte total-P värden så de kommer inte med i figur 7 och 8.



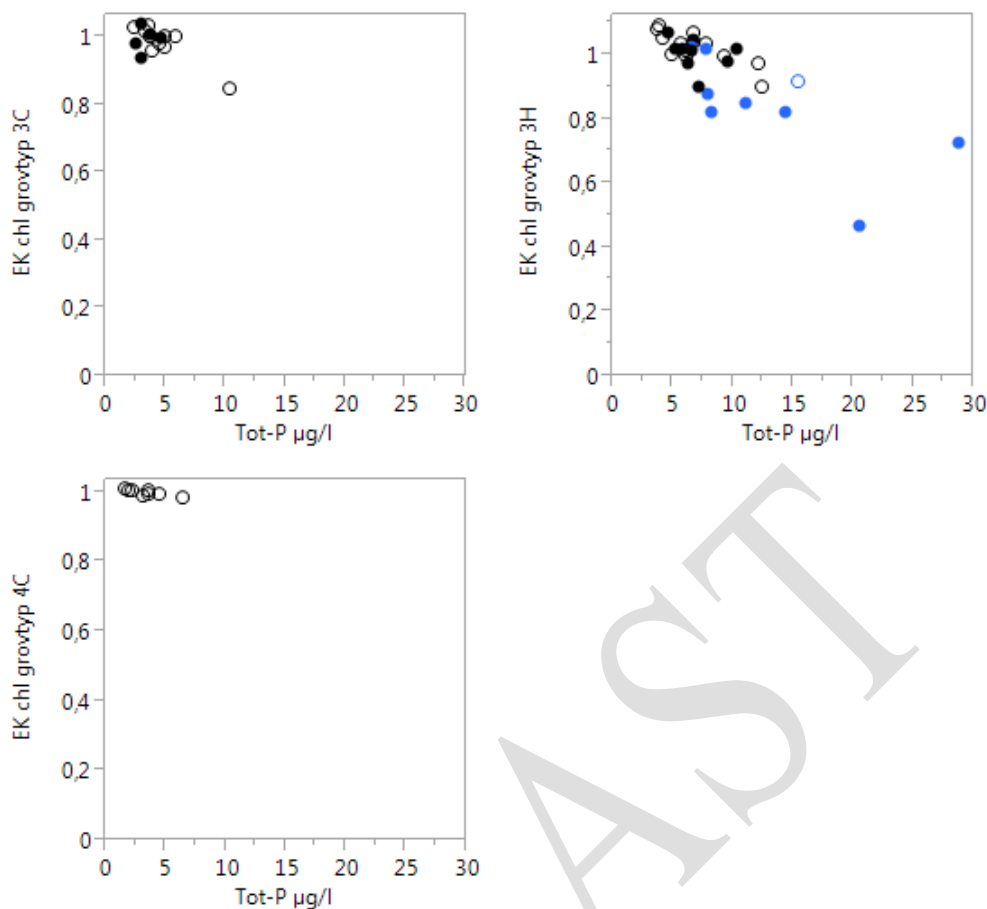
Figur 7. Samband mellan EK för parametern klorofyll och total-P för några vanliga sjötyper. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nållagellaten *Gonyostomum semen*. Observera att det är olika skalor på x-axeln.



Figur 7 forts. Samband mellan EK för parametern klorofyll och total-P för några vanliga sjötyper. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum*. Observera att det är olika skalar på x-axeln.



Figur 8. Samband mellan EK för parametern klorofyll och total-P för de grova sjötyperna som endast delar in i region och hur humöst vattnet är. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum* semen. Observera att det är olika skalar på x-axeln. Typen 4H saknas i underlagsmaterialet.



Figur 8 forts. Samband mellan EK för parametern klorofyll och total-P för de grova sjötyperna som endast delar in i region och hur humöst vattnet är. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassen är i form av nålflagellaten *Gonyostomum*. Observera att det är olika skalor på x-axeln. Typen 4H saknas i underlagsmaterialet.

Klassgränser för klorofyll

För de sjötyper som redan interkalibrerats ändrades inte referensvärdena och klassgränser för klorofyll. Däremot behövde EK-värdena justeras då de nu beräknas på annat vis enligt rekommendation från European Joint Research Center. I interkalibreringen beräknades de enligt

$EK = \text{referensvärdet} / \text{observerat värde}$

medan vi nu rekommenderar att ta hänsyn även till maxvärden för att få mer normaliserade EK-värden som ligger nästan helt mellan värden på 0 och 1. Vilket sätt man använder är en smaksak. Det är hur som helst enkelt att räkna ut nya EK-värden genom att sätta in de interkalibrerade statusgränsernas klorofyllvärden som observerade värden i formeln

$EK = (\text{observerat värde} - \text{maxvärde}) / (\text{referensvärde} - \text{maxvärde})$.

För att bestämma maxvärdet för klorofyll har 95:e percentilen för sjöarna i underlagsmaterialet använts, här har maxvärdena beräknats regionsvis då de är högst i söder och låga i fjällen. Data från påverkade sjöar saknas helt från fjällen. Där har maxvärdet satts till samma som i region 3. Sålunda varierar maxvärdet mellan 23 och 63 µg/l för klorofyll *a* enligt tabell 11. För prover där det observerade värdet överstiger det maximala värdet kommer EK att bli negativ och sätts då till noll. Likaså gäller att för prover som överstiger 1 sätts EK till 1,

dvs. de har lägre klorofyll än referensvärdet. Liksom för tidigare bedömningsgrunder användes 75:e percentilen för referenssjöarna för att sätta H/G-gränser för sjötyper som inte interkalibrerats eller som behövde alternativa gränser pga. *Gonyostomum*-dominans. Övriga klassgränser för icke interkalibrerade typer beräknades genom att dela in klassgränserna jämnt mellan de fyra återstående. Detta för att sambandet mellan EK och klorofyll med det nya sättet att beräkna EK är linjärt så att klassvidderna bör vara likstora utmed klorofyll-gradienten. Det tidigare sättet att beräkna EK hade klassgränser som var jämnt utspritta utmed parametern i log-skala, vilket gav bredare klassvidder ju sämre statusklass. Klassvidden bestämdes nu genom att subtrahera värdet för H/G-gränsen med maxvärdet och dividera resultatet med fyra. Klassgränserna för de interkalibrerade sjötyperna justerades något i de sämre statusklasserna för att sambandet skulle vara linjärt överallt.

EU-interkalibreringen bestod av ett relativt homogent material sjöar, t.ex. användes inte sjöar med stor andel av nålflagellaten *Gonyostomum semen* i analyserna. I det svenska materialet är det dock en stor andel av denna alg både i referenssjöar och påverkade sjöar (tabell 10). För sjöar som interkalibrerats beräknas ett alternativt referensvärde inkluderande även sjöar med *Gonyostomum*, dvs. medianvärden från tabell 9. För sjötyper som inte ingick i interkalibreringen anses de beräknade referensvärdena och klassgränserna kunna gälla för sjöar både med och utan hög andel av *Gonyostomum*.

Tabell 10. Andel sjöar i referensmaterialet för parametern klorofyll med dominans av *Gonyostomum*. Med dominans avses biovolym på mer än 5% av totalbiovolymen. Sjötyper med IC-notering motsvarar interkalibrerade typer.

Sjötyp	Andel sjöar med dominans av <i>Gonyostomum semen</i>
1MSC (IC)	23 %
1GSH	91 %
1MSH (IC)	53 %
2MSH (IC)	44 %
3MSC (IC)	0 %, finns dock dominans i icke-referenssjöar
3GSH	0 %, finns dock dominans i icke-referenssjöar
3MSH (IC)	14 %

Tabell 11. Referensvärden, maxvärden, klassgränser för klorofyll och ekologiska kvoter (EK). Klorofyll- och EK-värden i kolumner märkta med Gony gäller för sjöar med dominans av

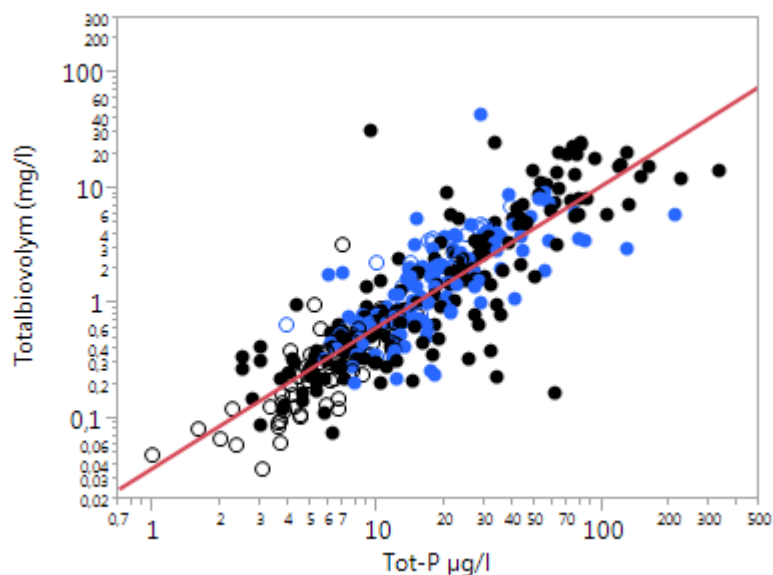
Gonyostomum. I sjötypen 1GSH är 91% av referenssjöarna Gony-sjöar, därav placeringen av värdena i Gony-kolumnerna.

Typ	Status-gräns	Klorofyll	Klorofyll Gony	EK	EK Gony	Region+färg	Status-gräns	Klorofyll	EK
1MSC	Ref	2,5	3,2	1	1	1C	Ref	2,7	1
(LN2a)	H/G	5	4,6	0,96	0,98		H/G	4,3	0,97
(LN1)	G/M	8,5	19	0,90	0,73		G/M	19	0,73
	M/O	27	34	0,60	0,49		M/O	34	0,49
	O/D	45	48	0,30	0,24		O/D	48	0,24
	Max	63	63	0	0		Max	63	0
1GSH	Ref		19		1	1H	Ref	10	1
	H/G		31		0,73		H/G	18	0,85
	G/M		39		0,55		G/M	29	0,64
	M/O		47		0,36		M/O	41	0,42
	O/D		55		0,18		O/D	52	0,21
	Max		63		0		Max	63	0
1MSH	Ref	3	5	1	1	2H	Ref	8	1
(LN3a)	H/G	6	12	0,95	0,88		H/G	12	0,87
(LN8a)	G/M	10	25	0,88	0,66		G/M	19	0,65
	M/O	28	38	0,59	0,44		M/O	25	0,43
	O/D	45	50	0,29	0,22		O/D	32	0,22
	Max	63	63	0	0		Max	38	0
2MSH	Ref	3	11	1	1	3C	Ref	1,6	1
(LN3a)	H/G	6	17	0,91	0,78		H/G	2,4	0,96
(LN8a)	G/M	10	22	0,80	0,58		G/M	8	0,72
	M/O	19	28	0,53	0,39		M/O	13	0,48
	O/D	29	33	0,27	0,19		O/D	18	0,24
	Max	38	38	0	0		Max	23	0
3MSC	Ref	2	1,6	1	1	3H	Ref	3,1	1
(LN5)	H/G	4	3	0,90	0,93		H/G	4,9	0,91
	G/M	6	8	0,81	0,70		G/M	9	0,68
	M/O	12	13	0,54	0,47		M/O	14	0,45
	O/D	17	18	0,27	0,23		O/D	18	0,23
	Max	23	23	0	0		Max	23	0
3MSH	Ref	2,5	3,1	1	1	4C	Ref	0,7	1
(LN6a)	H/G	5	5,9	0,88	0,86		H/G	1	0,99
	G/M	7,5	10	0,76	0,64		G/M	7	0,74
	M/O	13	14	0,50	0,43		M/O	12	0,49
	O/D	18	19	0,25	0,21		O/D	18	0,25
	Max	23	23	0	0		Max	23	0

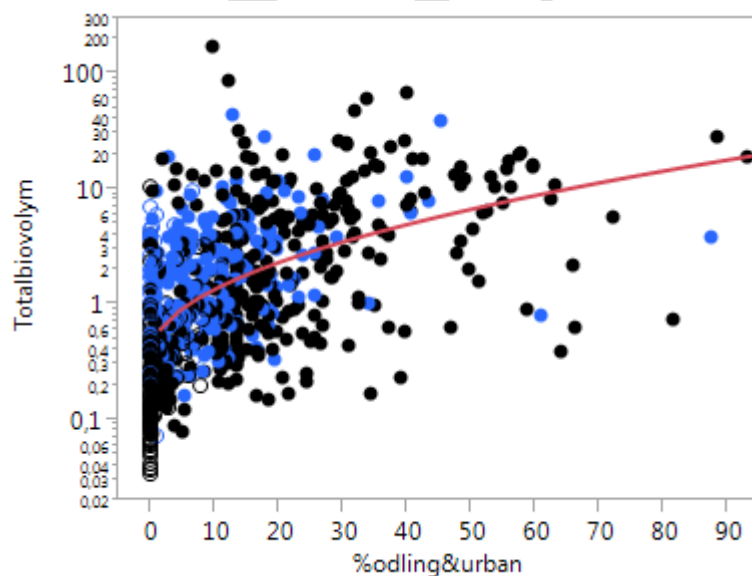
Totalbiomassa

Även sambandet mellan växtplanktons totalbiomassa och total-P, som ett mått på näringsstatus, är stor. Sambandet visas i figur 9, vilken också visar att sjöar med stor andel av växtplanktonen *Gonyostomum semen* inte utmärker sig särskilt i detta samband. Sjöar med stor andel *Gonyostomum* har likartad spridning utmed gradienten av fosfor som andra sjöar och dominerar i sjöar i mitten

av näringsgradienten. Observera att det endast fanns information om total-P i 365 av de 803 sjöarna. Sambandet mellan totalbiomassa och påverkan mätt som markanvändning i form av summan av odlad och urban mark i procent av avrinningsområdet visar också ett samband med totalbiomassa om än ett svagare men inkluderar ett högre antal sjöar, 759 st (figur 10).



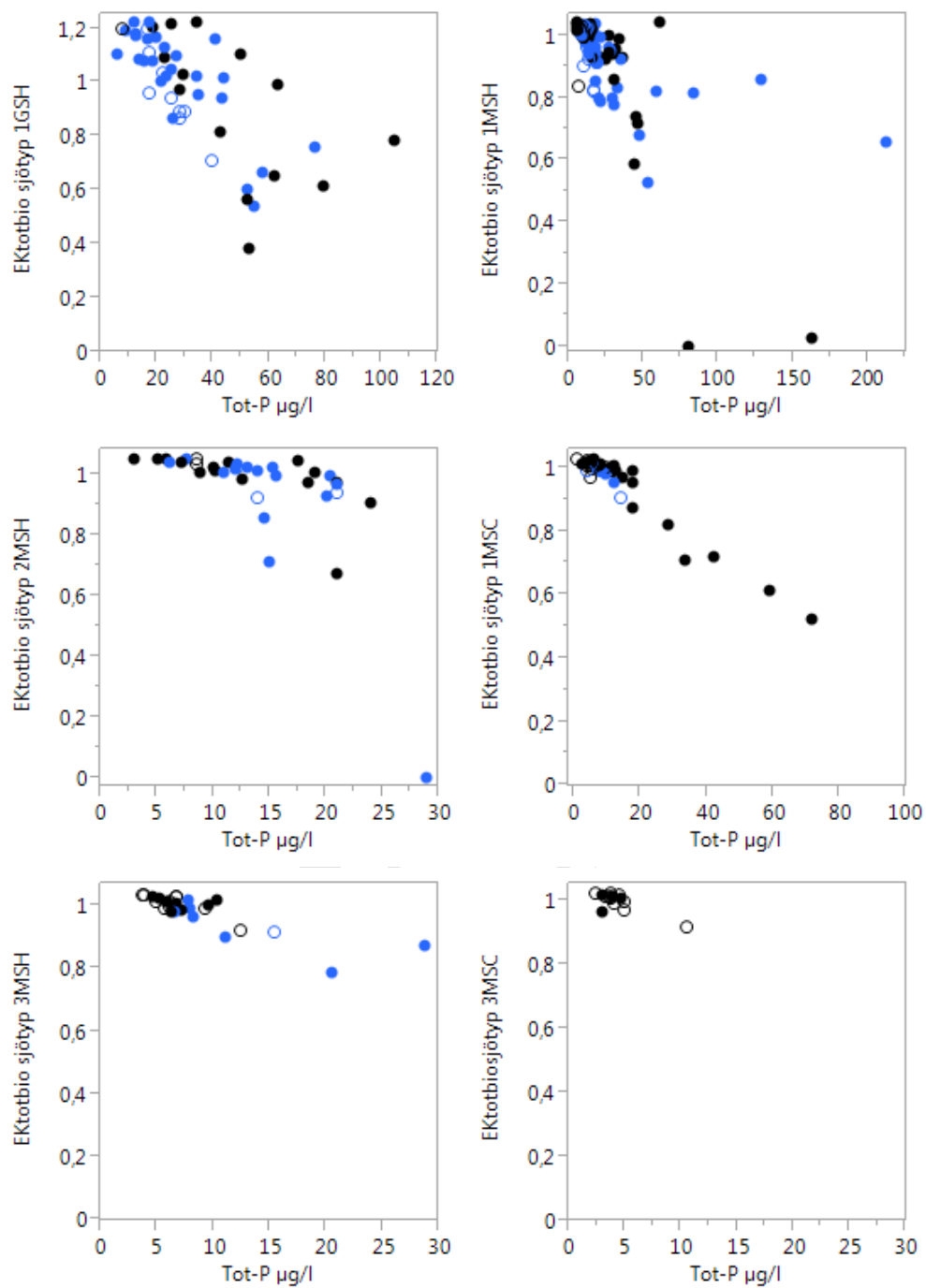
Figur 9. Samband mellan växtplanktons totalbiomassa och totalhalt fosfor. $N = 365$ sjöar. Sambandet som linjen beskriver har formeln: $\ln(\text{Totalbiomassa}) = -3,26 + 1,23 \times \ln(\text{tot-P})$, $R_2 = 0,72$, $\text{RMSE} = 0,74$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.



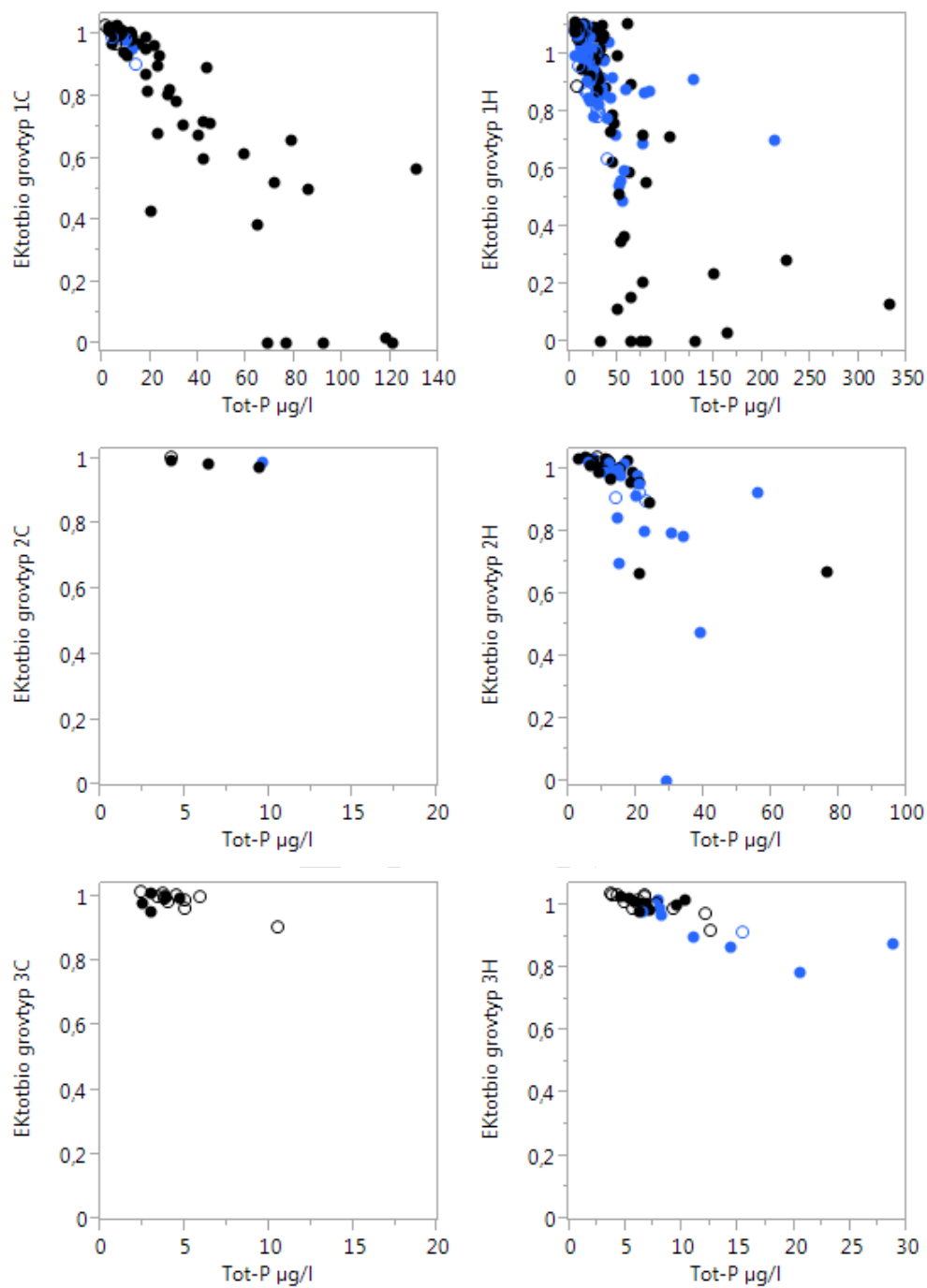
Figur 10. Samband mellan växtplanktons totalbiomassa och andelen odlad och urbaniserad mark i avrinningsområdet. N = 759. Sambandet som beskriver linjen har formeln:

$\ln(\text{Totalbiomassa}) = -0,970 + 0,407 \times \sqrt{\% \text{odling} \& \text{urban}}$. $R_2 = 0,34$, $RMSE = 1,19$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.

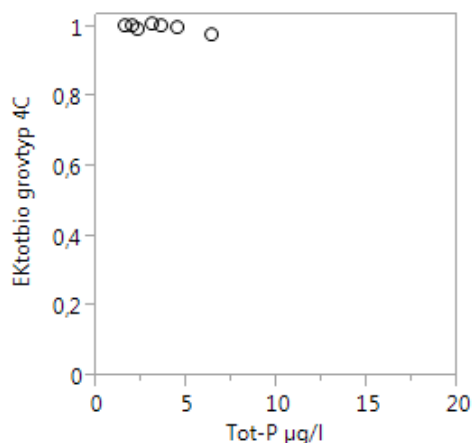
Ekologiska kvoter (EK) för parametern totalbiomassa för de åtta sjötyper med mer än fem referenssjöar visar att gradienterna i flera sjötyper är för korta för att man ska kunna se bra samband och att sambandet är tydligast i klara sjöar (figur 11). Motsvarande samband för grovtyperna visar att spridningen är stor i vissa fall och liten i vissa fall (Figur 12). Eftersom de högalkalina sjöarna var så få i underlagsmaterialet gjordes även ett försök att dela in dessa i en gemensam typ, A-typen (figur 13). Underlagsmaterialet ger då 10 referenssjöar. Totalt är det 553 sjöar som kan klassas med hjälp av sjötyperna och totalbiomassa. Ytterligare 65 sjöar täcks in genom att använda specialtypen för högalkalina sjöar. När man använder grovtyperna går det att klassa 683 av de 803 sjöarna. Alla sjöar har inte total-P värden så de kommer inte med i figur 11-13.



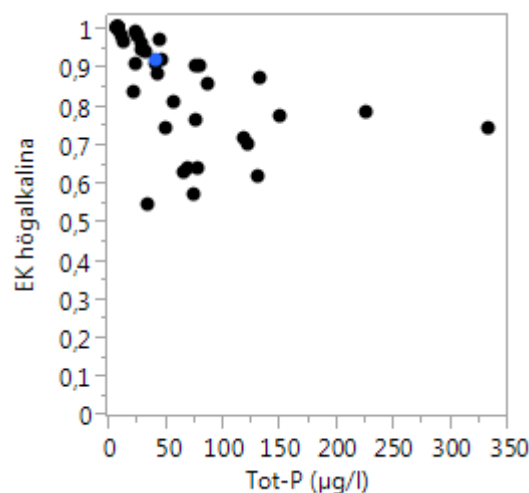
Figur 11. Samband mellan EK för parametern totalbiomassa och total-P för några vanliga sjötöyper. Sambandet är tydligast i klara sjötöypen 1MSC. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*. Observera att det är olika skalor på x-axlarna.



Figur 12. Samband mellan EK för parametern totalbiomassa och total-P för de grova sjötyperna som endast delar in i region och hur humöst vattnet är. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassen är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*. Observera att det är olika skalor på x-axeln. Typen 4H finns inte i underlagsmaterialet.



Figur 12 forts. Samband mellan EK för parametern totalbiomassa och total-P för de grova sjötyperna som endast delar in i region och hur humöst vattnet är. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Observera att det är olika skalor på x-axlarna. Typen 4H finns inte i underlagsmaterialet.



Figur 13. Samband mellan EK för parametern totalbiomassa och total-P för alla sjöar i underlagsmaterialet som har hög alkalinitet. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*. Referenssjöarnas symboler gömmer sig under de svarta i övre vänstra hörnet av figuren.

Klassgränser för växtplanktons totalbiomassa

Liksom för tidigare bedömningsgrunder användes 75:e percentilen för parametern hos referenssjöarna för att bestämma hög/god-gränsen. EK-värden beräknades med formeln

$$EK = (\text{observerat värde} - \text{maxvärde}) / (\text{referensvärde} - \text{maxvärde}).$$

Maxvärdet för totalbiomassa sattes till 95:e percentilen för sjöarna i underlagsmaterialet, här har maxvärdena beräknats regionsvis då de är högst i söder och låga i fjällen. Data från påverkade sjöar saknas helt från fjällen. Där har maxvärdet satts till 4 mg/l. Sålunda varierar maxvärdet mellan 4 och 14 mg/l för totalbiomassa av växtplankton enligt tabell 12. För prover där det observerade värdet

överstiger maximala värdet kommer EK att bli negativ och sätts då till noll. Likaså gäller att för prover som överstiger 1 sätts EK till 1, dvs. om de har lägre totalbiomassa än referensvärdet.

För de sjötyper som överensstämmer med interkalibrerade typer användes dessa för att bestämma H/G- och G/M-gränsen. Interkalibreringstypen anges inom parantes i tabell 12 för dessa, t.ex. motsvarar typ 1MSC interkalibreringstyp LN2a och LN1. Under interkalibreringen bestämdes G/M-gränsen främst genom att titta på fördelningen av känsliga och toleranta arter för olika sjötyper (Poikane 2009). För de nya sjötyperna som motsvarar interkalibrerade sjötyper deras klassgränser för totalbiomassa och EK-värden används direkt. I övrigt användes liksom tidigare referenssjöarnas 75:e percentil för att bestämma H/G-gränser för sjötyper som inte interkalibrerats eller som behövde alternativa gränser pga. *Gonyostomum*-dominans. Övriga klassgränser för icke interkalibrerade typer beräknades genom att dela in klassgränserna jämnt mellan de fyra återstående klasserna. Detta för att sambandet mellan EK och klorofyll med det nya sättet att beräkna EK är linjärt så att klassvidderna bör vara likstora utmed klorofyll-gradienten. Klassvidden bestämdes nu genom att subtrahera värdet för H/G-gränsen med maxvärdet och dividera resultatet med fyra. Ändå justerades i några fall G/M ner då skillnaden mot H/G-gränsen blev för stor, det bedömdes att biomassan som mest bör fördubblas från H/G till G/M. I dessa fall fördelades de sämre statusklasserna jämnt genom att subtrahera värdet för G/M-gränsen med maxvärdet och dividera resultatet med tre. Även klassgränserna för de interkalibrerade sjötyperna justerades något i de sämre statusklasserna för att sambandet skulle vara linjärt överallt. Det tidigare sättet att beräkna EK hade klassgränser som var jämnt utspritta utmed parametern i log-skala, vilket gav bredare klassvidder ju sämre statusklass.

Sjötypen 3GSH är problematisk då två av de ingående referenssjöarna har mycket höga totalbiomassor. En av dem är en *Gonyostomum*-sjö men inte den andra, och båda sjöarna ligger mitt ute i skogs- och myrlandskapet. Båda sjöarna skulle trots att de räknas som referenssjöar få EK = 0 eftersom den regionsvisa maxbiomassan satts till 6. Eftersom underlagsmaterialet inte tyder på någon näringspåverkan sätts maxvärdet för denna sjötyp till samma som sjöarna i region 1 och 2, dvs till 16 mg/l. Maxvärdet kan behöva komma att justeras i framtiden om mer information om denna grunda sjötyp tillkommer.

Tabell 12, tabellen fortsätter på nästa sida. Gränsvärden för olika statusklasser för kvalitetsfaktorn växtplankton parametern totalbiomassa. Biomassa- och EK-värden i kolumner märkta med

Gony gäller för sjöar med dominans av Gonyostomum. Det finns bara en klar sjö i referensmaterialet för region 2, för denna sjötyp rekommenderas att använda statusklasser som för typ 3C.

Typ	Status- gräns	Biomassa	Biomassa Gony	EK	EK Gony	Region+färg	Status- gräns	Biomassa	EK
1MSC	Ref	0,20	0,46	1	1	1C	Ref	0,46	1
(LN2a)	H/G	0,50	0,67	0,98	0,99		H/G	0,69	0,99
(LN1)	G/M	1,0	2,0	0,95	0,90		G/M	2,0	0,90
	M/O	5,5	5,3	0,66	0,69		M/O	5,4	0,68
	O/D	11	10	0,35	0,39		O/D	10	0,38
	Max	16	16	0	0		Max	16	0
1GSH	Ref		3,2		1	1H	Ref	1,7	1
	H/G		4,6		0,89		H/G	3,4	0,88
	G/M		7,5		0,67		G/M	6,6	0,66
	M/O		10		0,45		M/O	10	0,44
	O/D		13		0,22		O/D	13	0,22
	Max		16		0		Max	16	0
1MSH	Ref	0,30	0,81	1	1	2H	Ref	0,76	1
(LN3a)	H/G	0,60	2,2	0,98	0,91		H/G	2,3	0,90
(LN8a)	G/M	1,2	5,7	0,94	0,68		G/M	5,7	0,67
	M/O	5,5	9,1	0,67	0,45		M/O	9,2	0,45
	O/D	10	13	0,35	0,23		O/D	13	0,22
	Max	16	16	0	0		Max	16	0
2GSH	Ref		0,59		1	3C	Ref	0,13	1
	H/G		2,4		0,88		H/G	0,24	0,98
	G/M		5,8		0,66		G/M	0,6	0,92
	M/O		9,2		0,44		M/O	2,0	0,67
	O/D		13		0,22		O/D	3,8	0,37
	Max		16		0		Max	6,0	0
2MSH	Ref	0,30	1,0	1	1	3H	Ref	0,30	1
(LN3a)	H/G	0,60	2,3	0,98	0,91		H/G	0,95	0,89
(LN8a)	G/M	1,2	5,7	0,94	0,69		G/M	2,2	0,66
	M/O	5,5	9,2	0,67	0,46		M/O	3,5	0,44
	O/D	10	13	0,35	0,23		O/D	4,7	0,22
	Max	16	16	0	0		Max	6,0	0
3MSC	Ref	0,20	0,16	1	1	4C	Ref	0,09	1
(LN5)	H/G	0,40	0,36	0,97	0,97		H/G	0,12	0,99
	G/M	0,65	0,60	0,92	0,92		G/M	0,25	0,96
	M/O	2,2	2,2	0,66	0,66		M/O	1,4	0,67
	O/D	4,0	4,0	0,35	0,35		O/D	2,6	0,35
	Max	6,0	6,0	0	0		Max	4,0	0

Tabell 12, forts. Gränsvärden för olika statusklasser för kvalitetsfaktorn växtplankton parametern totalbiomassa. Biomassa- och EK-värden i kolumner märkta med Gony gäller för sjöar med dominans av *Gonyostomum*.

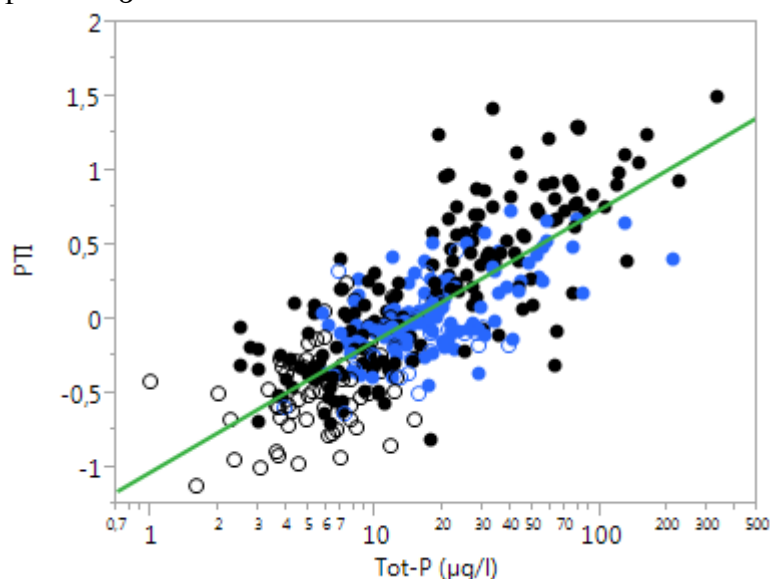
Typ	Status-gräns	Biomassa	Biomassa Gony	EK	EK Gony	Region+färg	Status-gräns	Biomassa	EK
3GSH	Ref		0,67		1				
	H/G		1,0		0,98				
	G/M		4,8		0,73				
	M/O		8,5		0,49				
	O/D		12		0,24				
	Max		16		0				
3MSH (LN6a)	Ref	0,20	0,30	1	1				
	H/G	0,50	0,84	0,95	0,91				
	G/M	0,80	2,1	0,90	0,68				
	M/O	2,2	3,4	0,65	0,45				
	O/D	4,0	4,7	0,35	0,23				
	Max	6,0	6,0	0	0				

PTI - planktontrofiskt index

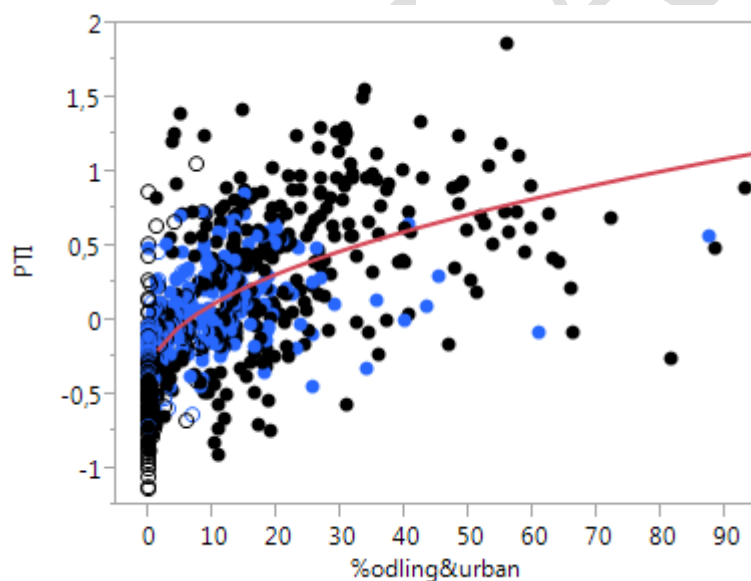
Det europeiska planktontrofiska indexet PTI (Plankton Trophic Index, Phillips et al. 2012) utvecklades inom EU-projektet WISER EU FP7 (www.wiser.eu) baserat på alla medverkande länders växtplanktondata, 20 europeiska länder och totalt 1795 sjöar, och användes som ett gemensamt index för att jämföra olika växtplanktonindex under interkalibreringsprocessen för vattendirektivet. Sverige bidrog med data från ca 120 sjöar. PTI baseras på sommarperiodens växtplanktondata på släktesnivå. Fördelen med att inkludera så många länder är att gradienterna blir långa och sambanden därmed mer tydliga än om korta gradienter i såväl påverkan som mer typspecifika (naturliga) variabler används. I WATERS-projektet (Lindgarth et al. 2016), testades PTI på ett större svenskt dataunderlag med 803 sjöar och indexet visade sig vara mycket robustare än det svenska trofisktplankton indexet (TPI) främst på grund av att mycket fler taxa utmed hela näringsgradienten har indikatorvärden. Ytterligare en skillnad mot TPI är att PTI stannar på släktesnivå medan TPI i en del fall går ner på art- och underartsnivå. Trots denna mer grova indelning av växtplankton verkar PTI tillräckligt robust. När PTI togs fram ströks ett fåtal släkten som hade både känsliga och toleranta arter i samma släkte. Indikatorvärdena för PTI baseras på en lista som finns publicerad som Annex 13 till Phillips et al. 2012, där själva artikeln är bara öppen för prenumeranter men supplementet ska vara tillgängligt för alla användare. De indexvärdena som används i den svenska varianten av PTI presenteras i Bilaga C. Bilaga C skiljer sig från den ursprungliga då den modifierats så att taxa som är typiska bentiska arter strukits. Bentiska arter finns med då Storbritannien tillåter att utloppet av en sjö tillåts representera sjöprover och då kommer många bentiska taxa med i proverna. Det svenska underlagsmaterialet innehöll inte bentiska taxa och därför togs de bort så att vi inte felaktigt börjar inkludera bentiska arter bland växtplankton. Listan har även uppdaterats taxonomiskt då flera släkten fått nya namn sedan WISER-projektet gjorde ursprungslistan. Slutligen har aktuella Dyntaxa-koder lagts till för varje

³ https://static-content.springer.com/esm/art%3A10.1007%2Fs10750-012-1390-8/MediaObjects/10750_2012_1390_MOESM1_ESM.docx

taxon. Sambandet mellan PTI och total-P samt mellan summan av markanvändning från odling och urbaniserade områden uttryckt i procent visas i figur 14 respektive 15.



Figur 14. Samband mellan växtplanktons PTI och totalhalt fosfor. $N = 364$ sjöar. Sambandet som linjen beskriver har formeln: $PTI = -1,02 + 0,384 \times \ln(\text{tot-P})$, $R_2 = 0,59$, $RMSE = 0,31$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.



Figur 15. Samband mellan växtplanktons PTI och andelen odlad och urbaniserad mark i avrinningsområdet. $N = 759$. Sambandet som beskriver linjen har formeln: $PTI = -0,376 + 0,155 \times \sqrt{\%odling\&urban}$. $R_2 = 0,42$, $RMSE = 0,38$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.

För att beräkna EK för PTI används i beräkningen enligt Phillips et al. (2012) olika maxvärden beroende på vilken alkalinitet det är i vattnet. Maxvärdet som

användes var 1,3 för lågalkalina sjöar (alk <0,2 mekv/l) och 1,5 för sjöar med en alkalinitet mellan 0,2 och 1 mekv/l. Högalkalina sjöar ingick inte i interkalibreringen. Det svenska underlagsmaterialet på 803 sjöar har 1,5 som 95:e percentil. Både sjötypsindelad och indelat i grova typer visade dock analysen att maxvärdena för flera svenska sjötyper borde ligga betydligt lägre. Sålunda är maxvärdet för PTI 0,7 som lägst, i fjällen och även för vissa andra sjötyper har det satts till så lågt som 1 (se detaljer i tabell 13). I en grovtyp, 1H, höjdes maxvärdet istället till 1,8.

För PTI är det åtta sjötyper som har tillräckligt underlag (kravet satt till minst fem referenssjöar) för att kunna beräkna typspecifika referensvärden, dessa sjöars EK-värden utefter total-P-gradienten visas i figur 16. Det är främst i södra Sverige som det är tillräckliga gradienter i total-P för att man ska se tydliga mönster i sambanden. Totalt är det 523 sjöar som kan klassas med hjälp av sjötyperna. Sambandet mellan PTI och total-P i form av ekologiska kvoter för den grövre typindelningen visas i figur 17. När man använder grovtyperna går det att klassa 665 av de 803 sjöarna. Alla sjöar har inte total-P värden så de kommer inte med i figur 16 och 17.

Svårbestämda små gröna kulor

I taxalistan för växtplankton (Bilaga C) finns det flera släkten av svårbestämda små grönalger som taxonomer ofta kallar små gröna kulor då de oftast inte är möjliga att bestämma närmare än till grönalger. I det svenska underlagsmaterialet hittas små grönalger av denna typ i t.ex. släktena *Chlorella*, *Chlamydocapsa*, *Coenochloris*, *Coenocystis*, *Eutetramorus*, *Gloeocystis*, *Planktosphaeria* och *Sphaerocystis*. I det europeiska datasetet nämns även *Coenococcus*. Dessa släkten har individuella indexvärden baserade på det stora europeiska datasetet. Vi rekommenderar att man istället benämner dessa små gröna kulor Chlorophyceae och använder indexvärdet för denna större grupp som har ett indexvärde på 1,336 och också dominerar i underlagsmaterialet. Detta för att de är så svåra att bestämma närmare i Lugolkonserverade prover.

Klassgränser för PTI

Eftersom inte PTI använts för svenska data tidigare finns inga interkalibrerade värden att jämföra med, men indexet konstruerades med data från interkalibreringen. Sättet att bestämma klassgränser följer det sätt som Norge och Storbritannien använt, två länder som också använder PTI (Solheim et al. 2014). Som referensvärden för varje sjötyp användes därmed medianvärden och som H/G-gräns användes 90:e percentilen. G/M-gränsen och de övriga gränserna beräknades matematiskt från denna gräns jämt utspridd mellan klasserna. För att inte det skulle bli för tillåtande G/M-gränser användes typspecifika max-värden som redovisas i tabell 13, tillsammans med klassgränser, EK-värden och referensvärden. Maxvärdet var svårt att bestämma för sjöar i region 4, fjällen, då inga påverkade sjöar fanns i materialet. Här sattes gränsvärdet till 0,7, lägre än för region 3 och ett värde som gav ungefär lika breda klassvidder i de sämre statusklasserna.

Tabell 13, tabellen fortsätter på nästa sida. Gränsvärden för olika statusklasser för kvalitetsfaktorn växtplankton, parametern PTI. Biomassa- och EK-värden i kolumner märkta med Gony gäller för sjöar med dominans av Gonyostomum. Det finns bara en klar sjö i referensmaterialet för region 2, för denna sjötyp rekommenderas att använda referensvärden och statusklasser som för typ 3C.

Typ	Statusgräns	PTI	EK	Region+färg	Statusgräns	PTI	EK
1MSC	Ref	-0,34	1	1C	Ref	-0,29	1
(LN2a)	H/G	0,025	0,80		H/G	-0,13	0,90
(LN1)	G/M	0,39	0,60		G/M	0,23	0,67
	M/O	0,76	0,40		M/O	0,59	0,45
	O/D	1,1	0,20		O/D	0,06	0,78
	Max	1,5	0		Max	1,3	0
1GSH	Ref	-0,10	1	1H	Ref	-0,12	1
	H/G	0,22	0,80		H/G	0,099	0,89
	G/M	0,54	0,60		G/M	0,52	0,66
	M/O	0,86	0,40		M/O	0,95	0,44
	O/D	1,18	0,20		O/D	1,4	0,22
	Max	1,5	0		Max	1,8	0
1MSH	Ref	-0,33	1	2H	Ref	-0,055	1
(LN3a)	H/G	-0,050	0,85		H/G	0,22	0,74
(LN8a)	G/M	0,34	0,64		G/M	0,42	0,55
	M/O	0,73	0,42		M/O	0,61	0,37
	O/D	1,1	0,21		O/D	0,81	0,18
	Max	1,5	0		Max	1	0
2GSH	Ref	-0,54	1	3C	Ref	-0,49	1
	H/G	0,0097	0,64		H/G	-0,21	0,81
	G/M	0,26	0,48		G/M	0,093	0,61
	M/O	0,50	0,32		M/O	0,40	0,41
	O/D	0,8	0,16		O/D	0,70	0,20
	Max	1	0		Max	1	0
2MSH	Ref	-0,0017	1	3H	Ref	-0,41	1
(LN3a)	H/G	0,27	0,73		H/G	-0,097	0,81
(LN8a)	G/M	0,45	0,55		G/M	0,23	0,60
	M/O	0,64	0,36		M/O	0,55	0,40
	O/D	0,82	0,18		O/D	0,88	0,20
	Max	1	0		Max	1,2	0
3MSC	Ref	-0,48	1	4C	Ref	-0,9	1
(LN5)	H/G	-0,25	0,84		H/G	-0,63	0,83
	G/M	0,06	0,63		G/M	-0,30	0,62
	M/O	0,38	0,42		M/O	0,035	0,42
	O/D	0,69	0,21		O/D	0,37	0,21
	Max	1	0		Max	0,7	0

Tabell 13, forts. Gränsvärden för olika statusklasser för kvalitetsfaktorn växtplankton, parametern PTI. Biomassa- och EK-värden i kolumner märkta med Gony gäller för sjöar med dominans av *Gonyostomum*.

Typ	Statusgräns	PTI	EK	Region+färg	Statusgräns	PTI	EK
3GSH	Ref	-0,4	1				
	H/G	0,16	0,65				
	G/M	0,42	0,49				
	M/O	0,68	0,33				
	O/D	0,9	0,16				
	Max	1,2	0				
3MSH (LN6a)	Ref	-0,41	1				
	H/G	-0,12	0,79				
	G/M	0,16	0,60				
	M/O	0,44	0,40				
	O/D	0,7	0,20				
	Max	1,0	0				

Cyanobakterier

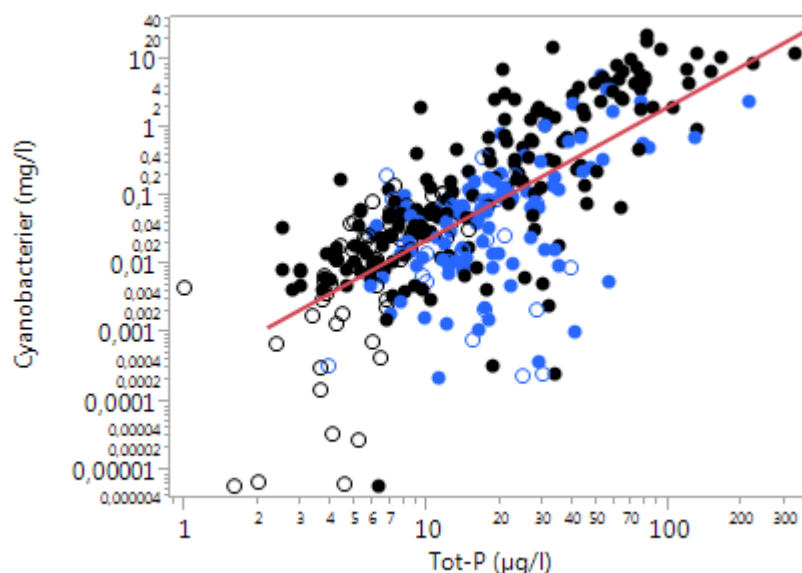
Cyanobakterier orsakar ofta så kallade algbloomingar, som är vanliga i en del sjöar på sensommaren. Eftersom cyanobakterier är mycket väderberoende kan deras biomassa vara både låg och hög vid höga näringskoncentrationer beroende på väder och vind. Lugnt och soligt väder gynnar cyanobakterier, medan svalt och blåstigt väder antingen kan lösa upp en ytansamling av cyanobakterier eller gynna helt andra växtplanktonarter som inte ger algblooming. En av parametrarna som ska inkluderas när man bedömer ekologisk status med hjälp av växtplankton enligt vattendirektivet är frekvensen och intensiteten av algbloomingar (European Commission 2000, Annex V). I sjöar är det oftast cyanobakterier som är inblandade och flera arter är kända toxinproducerare vilket påverkar möjligheten att använda sjön för bad och som vattentäkt. Detta är ett klart fall av "oönskad störning" som det definieras av vattendirektivet (European Commission 2009). Eftersom blomningsfrekvens är svår att mäta med den relativt glesa provtagning som används i den vanligaste typen av övervakningsprogram kan man istället använda cyanobakteriebiomassan i juli och augusti för att indikera blomning. Sambandet mellan cyanobakterier och total-P samt markanvändning i form av odlad och urban mark visas i figur 16 och 17. Inom en bedömningsperiod på 6 år finns det en viss chans att man lyckas provta ett vatten just under en algblooming. Parametern cyanobakterier används därför för att identifiera vatten som riskerar att ha en viss biomassa av cyanobakterier och relaterar denna risk till världshälsoorganisationens hälsonivåer kopplade till cyanobakteriebloomingar (WHO 1999 & 2003). Denna parameter inkluderas i totalbedömningen om den är lägre än medelvärdet av de andra parametrarna, dvs. parametern cyanobakterier kan bara sänka totalbedömningen inte höja den. Både Norge och Storbritannien använder detta sätt att bedöma blomningsfrekvens och intensitet enligt vattendirektivet i väntan på att metoder utvecklats mer, t.ex. att höfrekvent mäta växtplankton genom satellitövervakning eller genom att mäta kontinuerligt i vattnet vid fasta stationer. Sverige föreslås göra på samma sätt.

Eftersom referenssjöarna genomgående har låga biovolymmer av cyanobakterier (tabell 9, figur 16) och denna parameter är tänkt att reflektera oönskad störning

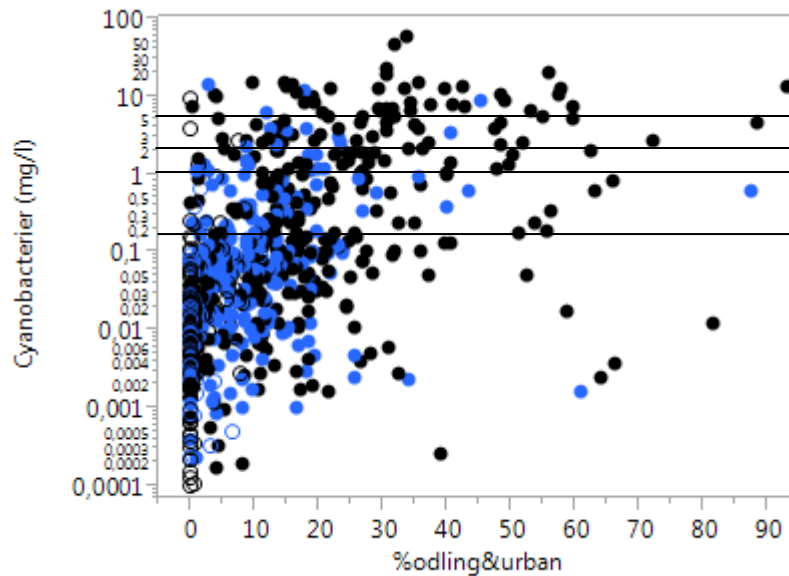
av algblooming kopplades klassgränserna för parametern till Världshälsoorganisationens risknivåer för cyanobakterier (WHO 1999). WHO definierar lägsta nivån för oönskad störning till 0,2 mm³/l (nivå 1), låga hälsorisker finns vid 1 mm³/l och lite högre hälsorisker vid 5 mm³/l (WHO 1999 och 2003). Dessa värden är ursprungligen givna som antal cyanobakterieceller per ml men räknades om till biovolym genom att multiplicera med en typisk cellvolym, baserat på en sfärisk cell hos *Microcystis* sp. på 4,5 µm (Hillebrand et al. 1999). Precis som för norska motsvarigheten till bedömningsgrunder föreslås Sverige använda en H/G-gräns på 0,16 mm³/l som är något under WHO:s lägsta nivå, en G/M-gräns på 1 mm³/l och, M/O-gränsen 2 mm³/l (dubbla G/M) och O/D-gränsen 5 mm³/l (tabell 14). Dessa gränser används lika för alla sjötyper (1 mm³/l = 1 mg/l). Som referensvärde används medianen för samtliga (svenska) referenssjöar 0,01 mg/l, N = 194. Högalkalina sjöars medianvärde för cyanobakterier skulle kunna skilja sig från övriga då cyanobakterier ofta gillar hårt vatten, men medianvärdet för dessa var 0,04 mg/l vilket inte påverkade ekologiska kvoten för cyanobakterier. Förhållandet mellan ekologiska kvalitetskvoten, EK för cyanobakterier och påverkansgradienter visas i figur 18.

Tabell 14. Gränsvärden för olika statusklasser för kvalitetsfaktorn växtplankton, parametern cyanobakterier.

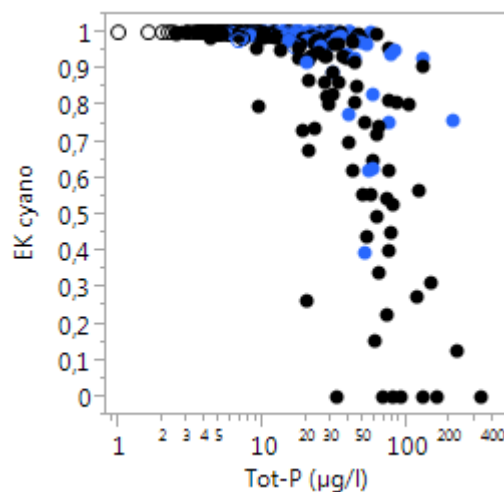
Typ	Statusgräns	Cyanobakterier	EK
alla sjötyper	Ref	0,010	1
	H/G	0,16	0,98
	G/M	1,0	0,90
	M/O	2,0	0,80
	O/D	5,0	0,50
	Max	10	0



Figur 16. Samband mellan cyanobakterier och totalhalt fosfor. N = 360 sjöar. Sambandet som linjen beskriver har formeln: $\ln \text{Cyano} = -8,22 + 1,95 \times \ln (\text{tot-P})$, $R_2 = 0,48$, $\text{RMSE} = 1,92$. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.



Figur 17. Samband mellan cyanobakterier och andel odlad samt urban mark i avrinningsområdet. $N = 759$ sjöar. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.



Figur 18. Samband mellan EK för parametern cyanobakterier och total-P. Ofyllda symboler visar referenssjöar och fyllda visar övriga sjöar. Blåmarkerade sjöar visar sjöar där mer än 5 % av biomassan är i form av nålflagellaten *Gonyostomum semen*.

Hur stämmer bakgrundsvärden för totalfosfor överens med motsvarigheten för totalbiomassa och klorofyll?

I ett parallellprojekt tas bakgrundsvärden för fosfor fram för sjöar (Fölster et al., på gång). Tre parametrar föreslås kunna användas för att beräkna referensvärden för totalfosfor:

$$\text{Log}P_{\text{ref}} = 1,425 + 0,162 * \text{logAbsF} + 0,482 * \text{logTurb} - 0,128 * \text{logAlt}$$

I underlagsmaterialet för växtplankton finns inga turbiditetsvärden. En alternativ formel utan turbiditet är (Fölster et al. på gång):

$$\text{Log}P_{\text{ref},2} = 1,76 + 0,338 * \text{logAbsF} - 0,213 * \text{logAlt}$$

Denna formel användes för att beräkna referensvärdet för totalfosfor för den del av underlagsmaterialet som hade absorptionsvärden tillgängliga, dvs. 593 sjöar. Sedan beräknades vilka referensvärden totalbiomassa och klorofyll skulle ha om dessa bakgrundsparmetrar används enligt sambanden från figur 9:

$$\ln(\text{Totalbiomassa}) = -3,26 + 1,23 \times \ln(\text{tot-P})$$

och figur 5:

$$\ln(\text{Klorofyll } \mu\text{g/l}) = -0,84 + 1,06 \times \ln(\text{Tot-P})$$

Ett referensklorofyll beräknades med hjälp av dessa samband. Som lägst beräknades klorofyllet kunna ha värdet 0,8 µg/l vilket verkar rimligt då mätområdet för denna typ av provanalys brukar börja vid 1 µg/l.

En jämförelse mellan beräknade och uppmätta total-P-värden för olika sjötyper ses i tabell 15, värdena överensstämmer i hög grad. På motsvarande sätt kan beräknade och uppmätta medianvärden för klorofyll för referenssjöarna jämföras, vilket visar att det stämmer ganska bra överens men skillnaderna är större än för total-P-värdena (tabell 15). Största skillnaden är för sjötypen 1GSH där nästan hela referensmaterialet har dominans av *Gonyostomum semen*, något som inte modellerna tar hänsyn till. Sammantaget visar jämförelserna att det inte bör vara några större problem att jämkla klassgränser i bedömningsgrunder för total-P med de för växtplankton.

Tabell 15. Medianvärden för referenssjöarnas beräknade referensvärden samt uppmätta medianvärden för total-P, totalbiomassa samt klorofyll.

Typ	N	totP _{ber}	N	totP _{uppm}	N	Totbio _{ber}	N	Totbio _{uppm}	N	Chl _{ber}	N	Chl _{uppm}
1GSH	14	15	10	24	14	1,1	14	3,1	14	7,7	11	19
1MSC	14	6,4	14	5,4	14	0,4	15	0,5	14	3,1	14	3,2
1MSH	20	11	16	10	20	0,7	20	0,8	20	5,4	17	5,0
2GSH	7	12	3	15	7	0,8	7	0,6	7	6,0	4	8,0
2MSH	14	11	5	12	12	0,7	14	1,0	12	5,5	9	11
3GSH	4	7,7	3	7,8	4	0,5	6	0,7	4	3,8	3	2,4
3MSC	18	4,4	10	3,9	18	0,2	19	0,2	18	2,1	14	1,6
3MSH	15	8,1	11	6,2	15	0,5	22	0,3	15	3,9	14	3,1
4GSC	4	2,9	3	4,5	4	0,1	4	0,1	4	1,3	3	0,8
4MSC	4	2,5	4	2,9	4	0,1	4	0,1	4	1,2	4	0,6

Frekvens felklassificeringar

Tabell 16 visar andelen referenssjöar som klassas till sämre status än god med de föreslagna referensvärdena och klassgränserna för sjötyperna. Motsvarande test kan göras för sjöar som är garanterat näringspåverkade men här är underlagsmaterialet mycket osäkrare eftersom vi fokuserat på referenser inte vilka som är bevisat påverkade. Här föreslås att ett fåtal välundersökta och påverkade sjöar skulle väljs ut till fallstudier.

Tabell 16. Andel referenssjöar som klassas till sämre status än god fördelat på sjötyp

Typ	Klorofyll	Totalbiomassa	PTI	Cyano
1MSC	1/14 (Gony 0/14)	1/15 (Gony 0/15)	1/15	0/15
1GSH	0/11	1/14	0/14	0/14
1MSH	4/17 (Gony 0/17)	7/20 (Gony 1/20)	1/20	1/20
2GSH	na	0/7	0/7	0/7
2MSH	1/9 (Gony 0/9)	5/14 (Gony 0/14)	1/12	0/14
3GSH	na	2/6	1/6	1/6
3MSC	2/14 (Gony 2/14)	4/19 (Gony 4/19)	1/19	1/19
3MSH	3/14 (Gony 2/14)	5/22 (Gony 2/22)	2/21	2/22

Behov av uppdatering för undersökningstypen

Undersökningstypen *Växtplankton i sjöar* har under en längre tid varit i behov av uppdatering gällande provtagningstekniska delar som behov av håvprov, som inte bör vara ett ska-krav, och val av konserveringsmedel, där formaldehyd bör ersättas av jodjodkaliumlösning. Men även texterna är i behov av uppdatering då de inte alls vänder sig till den vanligaste användaren av undersökningstypen, en person som jobbar i vattenförvaltning, utan mer till personer som leder projekt för detaljerade studier av t.ex. sjöars näringsvävar. Vi ser alltså att det bör tydliggöras i texten vad som är minimikraven för vattenförvaltning. Det gäller både design och upplägg på själva växtplanktonprovtagningen men även vilket behov av kringparametrar som finns om man sedan ska kunna jämföra med typspecifika referensvärden och därmed faktiskt kunna göra en bedömning. Viktiga kringparametrar är då medeldjup, alkalinitet och humushalt (absorbans vid 420 nm) vilket alltså bör inkluderas i provtagningsplaneringen. Det finns även nya standarder och ny artbestämningslitteratur som behöver uppdateras. Eftersom det verkar vara en ny mall på gång för undersökningstyper verkar det rimligt att göra en fullständig uppdatering av undersökningstypen som ett eget projekt som tar alla dessa aspekter i beaktande förslagsvis i under 2018.

Referenser

- Birk S, Bonne W, Borja A et al, 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, 18: 31–41.
- Breiman, L. (2001). Random forests. *Machine learning*, 45(1), 5–32.
- Breiman, L., Friedman, J., Stone, C. J., & Olshen, R. A. (1984). *Classification and regression trees*. CRC press.
- Davy-Bowker, J., Clarke, R. T., Johnson, R. K., Kokes, J., Murphy, J. F., and Zahrádková, S. (2005). The European Water Framework Directive physical typology and RIVPACS-type models as alternative methods of establishing reference conditions for benthic macroinvertebrates.
- Drakare, S. (2014). Översyn av typologi för sjöar och Vattendrag. Sveriges lantbruksuniversitet, Institutionen för vatten och miljö, Rapport 2014:2.
- Dyntaxa. 2015. Svensk taxonomisk databas. <https://www.dyntaxa.se/>
- EC 2000. Directive 200/60/EC of the European parliament and of the council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities* L 327/1.
- Ellis, N., Smith, S. J., and Pitcher, C. R. (2012). Gradient forests: calculating importance gradients on physical predictors. *Ecology*, 93(1), 156–168.
- Fölster J, Andrén C, Bishop K et al, 2007. A novel environmental quality criterion for acidification in Swedish lakes – an application of studies on the relationship between biota and water chemistry. *Water, Air, and Soil pollution*. 7: 331–338. doi: 10.1007/s11267-006-9075-9.
- HaV 2016. Bottenfauna i sjöars litoral och vattendrag - tidsserier. Version 1:2: 2016-11-01. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/vagledningar/ovriga-vagledningar/undersokningstyper-for-miljoovervakning/undersokningstyper/bottenfauna-i-sjoars-litoral-och-vattendrag---tidsserier.html>
- HaV. 2013. Havs- och vattenmyndighetens föreskrifter (HVMFS 2013:19) om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. <https://www.havochvatten.se/hav/vagledning--lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201319.html>
- Hawkins, C. P. (2006). Quantifying biological integrity by taxonomic completeness: its utility in regional and global assessments. *Ecological Applications*, 16(4), 1277–1294.
- Hillebrand, H., Dürselen, C.-D., Kirschtel, D., Pollingher, U. and Zohary, T. (1999), Biovolume calculation for pelagic and benthic algae. *Journal of Phycology*, 35: 403–424. doi:10.1046/j.1529-8817.1999.3520403.x
- Johnson, R.K. Angeler, D.G., Hallstan, S., Sandin, L. and B.G. McKie. 2017. Decomposing multiple stressor effects on invertebrate assemblages of boreal streams. *Ecological Indicators*: 77: 293–303.
- Johnson R.K. and Goedkoop W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Institutionen för miljöanalys. Rapport 2007-4.
- Johnson R.K. and Hallstan S. 2016. Benthic invertebrates in streams and lakes. I
- Lantmäteriet. 2015. GSD-Elevation data, grid 50+ hdb. https://www.lantmateriet.se/globalassets/kartor-och-geografisk-information/hojddata/produktbeskrivningar/eng/e_grid50_plus_hdb.pdf

- Limniska ekoregioner: <https://www.havochvatten.se/hav/samordning--fakta/kartor--gis/karttjanster-fran-hav/karttjanster/limniska-ekoregioner.html>
- Lindegarth, M., Carstensen, J., Drakare, S., Johnson, R.K., Nyström Sandman, A., Söderpalm, A., Wikström, S.A. (Editors) 2016a: Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden.
- Lindegarth, M., Carstensen, J., Drakare, S., Johnson, R.K., Nyström Sandman, A., Söderpalm, A., Wikström, S.A. (Editors) 2016b: Ecological Assessment of Swedish Water Bodies; development, harmonisation and integration of biological indicators. Final report of the research programme WATERS. Deliverable 1.1-4, WATERS report no 2016:10. Havsmiljöinstitutet, Sweden. Supplementary information - 4.2.1 Benthic invertebrates.
- Nationella Kalkdatabasen 2014. Nationell databas för kalkningsverksamheten. Nedladdat 2014-06-13. <http://kalkdatabasen.lansstyrelsen.se>
- Naturvårdsverket. 2014. Svenska Marktäckedata. http://gpt.vic-metria.nu/data/land/SMD_produktdeskription_20140627.pdf
- Naturvårdsverket 2008. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. NFS 2008:1. ISSN 1403-8234.
- Phillips G, Lyche-Solheim A, Skjelbred B et al., 2012. A phytoplankton trophic index to assess the status of lakes for the Water Framework Directive. *Hydrobiologia* 704(1): 75-95.
- Sandström, S. Modellering av volym samt max och medeldjup i svenska sjöar. - en statistisk analys med hjälp av geografiska informationssystem. Examinensarbete 30 hp. Uppsala universitet & SLU.
- Schmidt-Kloiber, A. and Hering D. (2015): www.freshwaterecology.info - an online tool that unifies, standardises and codifies more than 20,000 European freshwater organisms and their ecological preferences. *Ecological Indicators*. <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecolind.2015.02.007>
- Skogsstyrelsen 2013. Utförda avverkningar – Skogsstyrelsen. Nerladdat 2015-06-24. <http://skogsdataportalen.skogsstyrelsen.se/Skogsdataportalen/>
- SMHI 2009. Sjödjup och sjövolym. http://www.smhi.se/k-data/hydrologi/sjoar_vattendrag/sjodjup_SVAR_2009.pdf
- SMHI. 2012. Svenskt vattenarkiv 2012_2. <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/ladda-ner-data-fran-svenskt-vattenarkiv-1.20127>
- Sobek, S., Nisell, J. and Fölster, J. 2011. Predicting the depth and volume of lakes from map-derived parameters. *Inland Waters*, 1(3): 177-184.
- WHO (World Health Organisation) (1999). Toxic cyanobacteria in water: A guide to their public health consequences, monitoring and management. London, E & F N Spon. WHO (World Health Organisation) 2003. Guidelines for safe recreational water environments. World Health Organisation, Geneva.

Bilaga A. Dataunderlag och referensfilter för bottenfauna och växtplankton

Tabell A1. Marktäcke-kategorier i analyser, underliggande kategorier i Svensk marktäckedata samt analys i vilken marktäcke-kategorin använts.

Marktäcke-kategori	Ingående kategorier Corine	Analys
anlagda ytor	Enstaka hus och gårdsplaner	Referensfilter
	Byggplatser	
	Deponier	
	Flygplats	
	Grus- och sandtag	
	Hamnområden	
	Industri, handelsenheter, offentlig service, mm	
	Orter <200 invånare	
	Orter >200 invånare och med större områden av grönt	
	Orter >200 invånare och mindre omr av grönt	
	Tät stadstruktur	
	Väg och järnvägsnät med kringområden	
	Övriga mineralextraktionsplatser	
barrskog	Barrskog ej på lavmark > 15 meter	Gradient Forest
	Barrskog ej på lavmark 7-15 meter	
	Barrskog på berg-i-dagen	
	Barrskog på lavmark	
	Barrskog på myr	
	Barrskog, ej på lavmark	
berg_i_dagen	Berg i dagen	Gradient Forest
blandskog	Blandskog ej på myr eller berg i dagen	blandskog
	Blandskog på berg-i-dagen	
	Blandskog på myr	
	Ungskog	
hygge	Hygge	Referensfilter
intensivt_jordbruk	Åkermark	Referensfilter
lövskog	Lövskog ej på myr eller berg i dagen	Gradient Forest
	Lövskog på berg-i-dagen	
	Lövskog på myr	
vatten	Sjöar och dammar, igenväxande yta	Gradient Forest
	Sjöar och dammar, öppen yta	
	Vattendrag	

UTKAST

Tabell A1 forts. Marktäcke-kategorier i analyser, underliggande kategorier i Svensk marktäcke-data samt analys i vilken marktäcke-kategorin använts.

Marktäcke-kategori	Ingående kategorier Corine	Analys
vegetation	Brandfält	Gradient Forest
	Busksnår	
	Gräshed	
	Hedmark (utom gräshed)	
	Naturligt gräsmark	
	Områden med sparsam vegetation	
	Örtäng	
våtmark	Blöt myr	Gradient Forest
	Limnogen våtmarker	
	Saltpåverkade kärr, marskland	
	Torvtäkt	
	Övrig myr	

Tabell A2. Referensfilter för sjöar.

Faktor	Kriterium	datakälla	kommentar
Avverkning	<10% avrinningsområde	Skogsstyrelsen 2013 Naturvårdsverket 2014	Summa 5 år för prover 2006-2012 skogssyrelsens data, Marktäcke-data för prover 2000. (mellanår användes inte som referenser)
Tot-P	BG	Bedömningsunder och klassningar från IVM:s webb ¹ .	
Bebyggelse	<1 % ?	Naturvårdsverket 2014	
Jordbruksmark	< 10 %	Naturvårdsverket 2014	
Försurning	BG	Bedömningsunder och klassningar från IVM:s webb ¹ .	
Kalk	Ingen kalkning i avrinningsområde	Nationella Kalkdatabasen 2014	

¹www.slu.se/sv/institutioner/vatten-miljo/datavardskap/statusklassade-data/

Tabell A3. Referensfilter för vattendrag.

Faktor	Kriterium	datakälla	kommentar
Avverkning	<10% avrinningsområde	Skogsstyrelsen 2013 Naturvårdsverket 2014	Summa 5 år för prover 2006-2012 skogssyrelsens data, Corine för prover 2000 (mellanår användes inte som referenser).
Tot-P	Ekologisk status näring	VISS	
Försurning	Ekologisk status försurning	VISS	
Kalk	Ingen kalkning i avrinningsområde	Nationella Kalkdatabasen 2014	
Bebyggelse	<1 %	Naturvårdsverket 2014	
Jordbruksmark	< 10 %	Naturvårdsverket 2014	

Bilaga B. Standardiserad taxonomisk lista för bestämning av bottenfauna

UTKAST

Bilaga C. Taxalista för växtplankton med indikatorvärden för PTI

Tabell C.1. Indexvärden för ingående växtplankton på i huvudsak släktesnivå. Listans ursprung är från Phillips et al. (2012), en artikel med denna lista som supplement: https://static-content.springer.com/esm/art%3A10.1007%2Fs10750-012-1390-8/Media-Objects/10750_2012_1390_MOESM1_ESM.docx. Den är dock modifierad för att passa den taxonomiska indelning som Dyntaxa använder. Taxa märka med x innebär att taxonet saknas i det svenska underlagsmaterialet.

Dyn-taxaID	Taxonomisk lista	Kommentar	Indexvärde	Saknas
5000053	CYANOBACTERIA	ej närmare identifierad, >2µm	1,455	
	Nostocophycidae			
1010275	Anabaenopsis		3,311	x
1010276	Aphanizomenon		1,595	
1016291	Cuspidothrix		1,595	
6008082	Cylindrospermopsis		2,121	x
1016289	Dolichospermum		0,984	
1010278	Gloeotrichia		1,232	x
	Oscillatoriothycidae			
1010247	Aphanothece		0,154	
1010249	Chroococcus		0,559	
1016200	Gloeocapsa		0,559	x
1010246	Gomphosphaeria		1,363	
1010253	Microcystis		1,788	
1010254	Radiocystis		-0,331	
1009933	Spirulina		2,954	x
3000550	Oscillatoriales	ej närmare identifierad	1,600	
1016283	Geitlerinema		2,695	
1010231	Lyngbya		1,345	x
1010232	Oscillatoria		1,575	
1010234	Phormidium		1,666	
1010236	Planktothrix		1,416	
	Synechococcophycidae			
1010255	Aphanocapsa		0,562	
1010259	Coelosphaerium		0,827	
1010267	Cyanodictyon		0,318	
1010268	Cyanonephron		1,289	
1010242	Limnothrix		1,441	
1010256	Merismopedia		-1,242	
1010240	Planktolyngbya		1,513	
1010244	Pseudanabaena		1,570	
1010263	Rhabdoderma		-0,448	
1010264	Rhabdogloea		-1,908	

1010243	Romeria		3,035	
1010260	Snowella		-0,157	
1015936	Synechococcus		1,167	
1010257	Synechocystis		0,920	x
1010261	Woronichinia		0,043	
	CHLOROPHYTA			
	Chlorodendrophyceae			
1016309	Tetraselmis		1,015	x
	Ulvophyceae			
1010797	Planctonema		0,730	
	Trebouxiophyceae			
1010757	Actinastrum		2,608	
1010753	Botryococcus		-1,008	
1010799	Chlorella		1,373	
1010800	Closteriopsis		1,595	
1010745	Crucigenia		0,056	
1010754	Dictyosphaerium		0,094	
1010729	Franceia		0,504	
1010796	Gloeotila		-1,251	
1015154	Golenkiniopsis		1,752	x
6001134	Hindakia		0,094	
1015215	Keratococcus		0,579	
1010704	Koliella		-0,898	
1010732	Lagerheimia		1,306	
1010726	Micractinium		1,444	
6001133	Mucidosphaerium		0,094	
1010764	Nephrochlamys		3,322	
1010734	Nephrocytium		-0,652	
1010735	Oocystis		-0,405	
1010766	Quadricoccus		2,519	
1010767	Siderocelis		1,787	
1010798	Stichococcus		1,708	
1010769	Tetrachlorella		0,832	x
4000128	Chlorophyceae	ej närmare identifierad, rekommenderad nivå för sk. små gröna kulor	1,336	
6001045	Acutodesmus		1,340	
1010801	Ankistrodesmus		0,470	
1010719	Ankyra		-0,071	
saknas	Chlorotetraedron	vissa arter av Tetraëdron har förts hit, ej implementerat i Sverige	1,367	x
1010744	Coelastrum		1,078	
6018010	Coenochloris		0,372	

1010743	Coenocystis		0,980	
1010759	Desmodesmus		1,340	
1015208	Didymocystis		0,637	
6001117	Enallax		1,340	x
1010762	Eutetramorus		2,048	
1015206	Gloeocystis		-1,636	
1010725	Golenkinia		1,053	
1010731	Kirchneriella		1,056	
6001146	Lacunastrum		1,260	
6001143	Monactinus		1,260	
1016310	Monoraphidium		-0,744	
6001131	Mychonastes		2,870	
6001138	Parapediastrium		1,260	
1010724	Pediastrium		1,260	
1010736	Planktosphaeria		0,755	
6001140	Pseudopediastrium		1,260	
1010738	Quadrigula		-0,436	
1010739	Raphidocelis		0,008	x
1010749	Scenedesmus		1,340	
1010721	Schroederia		1,477	
1016232	Stauridium		1,260	
1015291	Tetraëdron		0,476	
1010751	Tetrastrum		1,100	
1010755	Westella		0,503	
1010752	Willea	även Crucigeniella förs hit	-0,941	
3000506	Chlamydomonadales	ej närmare identifierad, tidigare Volvocales	-0,436	
1015220	Carteria		-0,480	
1010772	Chlamydocapsa		-0,139	
1010783	Chlamydomonas		0,182	
1010778	Chlorogonium		2,624	
1016192	Diplochloris		3,853	x
1010790	Eudorina		0,694	
1010793	Gonium		0,671	
1010791	Pandorina		1,763	
1015219	Paulschulzia		0,121	
1010785	Phacotus		1,134	
1010771	Pseudosphaerocystis		0,027	
1010786	Pteromonas		2,053	
1010789	Spermatozopsis		2,214	
1010773	Sphaerocystis		-0,277	
1010741	Treubaria		1,054	
1010792	Volvox		1,032	

	Nephrophyceae			
1010811	Nephroselmis		1,363	
	Pedinophyceae			
1010810	Scourfieldia		-1,400	
	CHAROPHYTA			
	Conjugatophyceae			
1010716	Closterium		0,732	
1010708	Cosmarium		0,081	
1010710	Euastrum		-0,492	
1009461	Mougeotia		-0,112	
1010713	Spondylosium		-0,480	
1010714	Staurostrum		0,526	
1010715	Staurodesmus		-1,155	
1015144	Teilingia		-0,715	
1015138	Xanthidium		-0,055	
	Klebsormidiophyceae			
1010747	Elakatothrix		-0,995	
	CRYPTOPHYTA			
4000167	Cryptophyceae	ej närmare identifierad	1,562	
3000615	Cryptomonadales		1,055	
1010531	Chroomonas		-1,042	
1010525	Cryptomonas		0,189	
1010527	Plagioselmis		-0,618	
1010534	Rhodomonas		0,632	
	Coccolithophyceae			
1010298	Chrysochromulina		-0,472	
	Aurearenophyceae			
1010323	Stichogloea		-1,460	
	OCHROPHYTA			
4000155	Chrysophyceae	ej närmare identifierad	-1,468	
1010321	Bitrichia		-1,586	
3000561	Chromulinales	rekommenderad nivå för svårbestämda chrysomonader	-1,026	
1015255	Chromulina	svårbestämd, använd Chromulinales	-1,280	
1010312	Chrysococcus		-0,468	
1010315	Chrysolykos		-1,992	
1010324	Chrysosphaerella		-0,590	
1010313	Dinobryon		-0,727	
1010314	Epipyxis		-1,250	
1010316	Kephyrion	använd även för Pseudo-kephyrion	-1,510	
1015256	Monochrysis		-1,242	

1010309	Ochromonas	svårbestämd, använd Chromulinales	-1,350	
1010310	Uroglena		-0,772	
2003128	<i>Chrysamoebaceae</i>		-0,151	
1010318	Chrysidiastrium		-1,320	
1015257	Chrysostephanosphaera		-1,583	
4000110	Xanthophyceae	ej närmare identifierad	0,998	
1015266	Centritractus		0,992	
1010360	Goniochloris		1,984	
1015217	Isthmochloron		-2,022	
1015267	Ophiocytium		0,582	
1010362	Pseudogoniochloris		0,985	x
1010363	Tetraëdriella		-0,604	
	Synurophyceae			
1010326	Mallomonas		-0,766	
1010325	Spiniferomonas		-1,435	
1010327	Synura		-0,316	
3000566	Ochromonadales	ej närmare identifierad	-1,772	x
1010328	Syncrypta		1,195	x
	Raphidophyceae			
1010331	Gonyostomum		-0,069	
	Eustigmatophyceae			
1010337	Pseudostaurastrum		1,095	
	Dictyochophyceae			
1010347	Pseudopedinella		-1,104	
	BACILLARIOPHYTA			
	Mediophyceae			
1010377	Acanthoceras		0,561	
4000164	Coscinodiscophyceae	Centrales, oidentifierade centriskislar	1,063	
1010407	Actinocyclus		3,430	
1010397	Aulacoseira		0,847	
1010369	Cyclostephanos		2,223	
1010371	Cyclotella		-0,209	
1016154	Discostella		-1,582	
1010409	Melosira		1,711	
1010368	Skeletonema		2,853	
1010370	Stephanodiscus		1,427	
1010376	Thalassiosira		3,035	x
1010416	Urosolenia		-0,799	
4000165	Bacillariophyceae	ej närmare identifierad	0,577	
1010466	Achnanthes		-0,504	
1012309	Asterionella		-0,227	

1010489	Cymatopleura		1,577	
1010523	Diatoma		1,082	
1010494	Eunotia		-0,318	
1010522	Fragilaria		0,317	
1010513	Staurosira		1,801	x
1010487	Surirella		1,626	
1010505	Tabellaria		-0,790	
1016145	Ulnaria		0,881	
3000599	Bacillariales	ej närmare identifierad	0,886	
1010464	Cylindrotheca		2,132	x
1016152	Denticula		0,886	x
1010462	Nitzschia		1,674	
	EUGLENOPHYTA			
4000172	Euglenophyceae	ej närmare identifierad	1,689	
1010665	Colacium		0,098	x
1010670	Euglena		2,095	
1010669	Lepocinclis		1,951	
6018175	Monomorphina		2,296	
1010668	Phacus		1,912	
1010667	Strombomonas		3,715	
1010666	Trachelomonas		1,227	
	MIOZOA			
4000169	Dinophyceae	ej närmare identifierad	-1,319	
1010608	Amphidinium		-0,140	
1010604	Ceratium		0,583	
1010574	Glenodinium		0,192	
1010606	Gymnodinium		-1,000	
1010607	Katodinium		0,343	x
1010575	Peridiniopsis		-0,057	
1010576	Peridinium		-0,125	