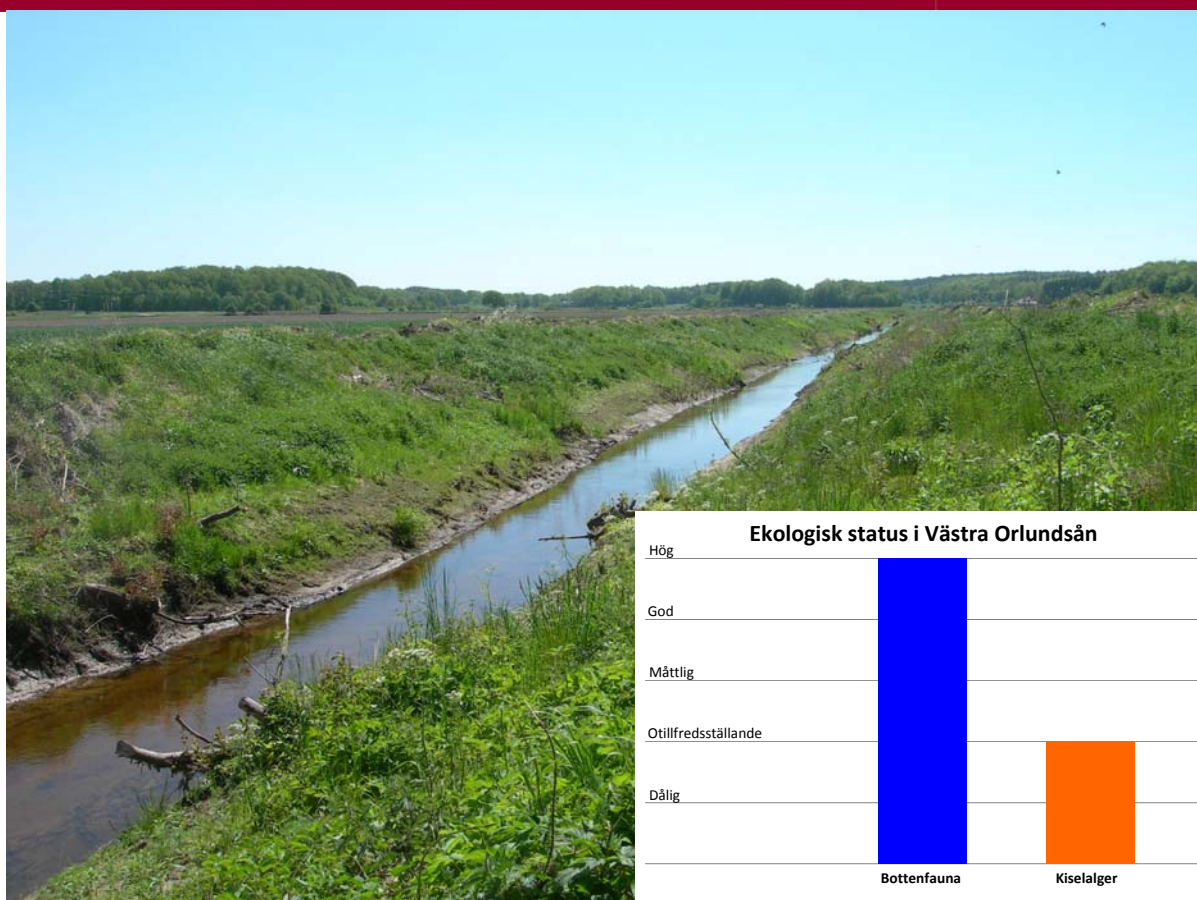




Jämförande test av kiselalgers och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för närsaltshalt och surhet inom miljömålsuppföljningen



Rapport, år och nr: 2011:7

Rapportnamn: Jämförande test av kiselalgers och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för närsaltshalt och surhet inom miljömålsuppföljningen

Utgåva: Endast publicerad på webben.

Utgivare: Länsstyrelsen Blekinge län, 371 86 Karlskrona.

Författare: Maria Kahlert, Institutionen för vatten och miljö, SLU

Kontaktperson: Mikael Gyllström

Foto/Omslag: Västra Orulundsån. Foto: Therese Asp

Layout: Maria Kahlert

Dnr: 502-1119-09

ISSN: 1651-8527

Länsstyrelsens rapporter: <http://www.lansstyrelsen.se/blekinge/Sv/publikationer>

© Länsstyrelsen Blekinge län

Förord

För miljömålsuppföljningen och i många andra sammanhang behövs bedömningar av tillståndet i miljön, till exempel en uppskattning av vilka halter av ämnen som via mänskliga aktiviteter sprids till ett visst vatten eller en viss typ av vatten. Dessa halter kan naturligtvis mätas direkt men eftersom de oftast varierar kraftigt inom och mellan år blir kostnaden för att mäta dem med tillräckligt hög frekvens på ett tillräckligt antal lokaler ofta för stor för att man ska kunna utforma övervakningsprogram med tillfredställande täckning. Biologiska indikatorer är ett vanligt och viktigt komplement eller alternativ till vattenkemiska mätningar. De återspeglar tillståndet under en längre tidsperiod, vilket gör att de inte behöver mätas med lika hög frekvens, och ger dessutom information om vilka effekter kemin har på biologin i ekosystemet och samverkande effekter av olika miljöstörningar.

Inför arbetet med vattenförvaltningsförordningens statusklassificering togs nya bedömningsgrunder för sjöar och vattendrag fram. Vattenförvaltningsförordningen har inneburit att en större tyngd lagts på bedömningar av biologin jämfört med tidigare då vattenkemiska bedömningar var vanligare. De nya bedömningsgrunderna skiljer sig även från äldre genom att lägga större vikt vid att bedöma miljöpåverkan än miljötillstånd. Vid en bedömning av påverkan ingår naturligtvis på något sätt en bedömning av tillståndet men resultaten från de nya bedömningsgrunderna kan inte alltid användas rakt av för att skaffa sig en bild av miljötillståndet i ett vatten.

Syftet med den undersökning som presenteras i föreliggande rapport var att föreslå en tids- och kostnadseffektiv biologisk indikator för uppföljning av effekterna av övergödning och försurning i vattendrag. En sådan indikator behövs inom miljömålsuppföljningen för att följa upp miljömålen ”ingen övergödning”, ”bara naturlig försurning”, levande sjöar och vattendrag och kan också vara ett stöd vid uppföljningen av miljömålen ”hav i balans” och ”levande kust och skärgård”. Utgångspunkten för studien var att jämföra två organismgrupper som redan idag används flitigt som biologiska indikatorer i vattendrag runt om i Sverige, kiselalger och bottenfauna. Målet var att avgöra hur väl existerande bedömningsgrunder för kiselalger och bottenfauna beskriver surhet, närsaltshalt och näringspåverkan i vattendrag samt få svar på om det fanns regionala eller andra miljöbetingade skillnader för när man bör använda den ena eller andra organismgruppen som indikator.

Uppdraget har utförts med stöd av Miljömålsrådet genom anslaget 34:2 (”Miljöövervakning mm”, ram Miljömålsuppföljning, rampost 8), SLU:s råd för fortlöpande miljöanalys (FOMAR) ”Sveriges kiselalger” samt Institutionen för Vatten & Miljö, SLU.

Länsstyrelsen i Blekinge, 2011

Innehåll

Sammanfattning	3
Bakgrund till de frågeställningar som studien avsåg besvara samt begränsningar och ändringar i uppdragets omfattning som skett under projektets gång	4
<i>Miljö tillstånd och ekologisk status</i>	4
<i>Syfte</i>	6
<i>Index som ingick i jämförelsen</i>	7
<i>Deltagande länsstyrelser</i>	10
<i>Data</i>	10
Resultat	12
<i>Biologiska index – samband med surhet</i>	12
Samband med årsmedel-pH	13
Samband med pH minimum	17
Samband med surhetsgrupper	19
Biologiska index – regionala skillnader i surhetsindex?	25
Tidsvariation av surhetsindex	28
Slutsatser surhet	33
<i>Biologiska index – samband med närsaltsbelastning i vattendrag</i>	33
Korrelation mellan olika kiselalgs- och bottenfaunaindex och närsaltet fosfor	33
Korrelation mellan olika kiselalgs- och bottenfaunaindex och närsaltet kväve	37
Slutsatser närsalter	39
<i>Ekologisk status klassat med biologin</i>	40
Ekologisk status klassat med biologin – samband med antropogen näringspåverkan framräknad med bedömningsgrunden för näringsämnen i vattendrag	41
Ekologisk status klassat med biologin – Jämförelse av den ekologiska statusen klassat med bottenfauna resp. kiselalger	43
Biologiska index – regionala skillnader i statusklassningen?	46
Regionala skillnader av enstaka index	49
Jämförelse av regionala skillnader mellan bottenfauna- och kiselalgsstatusklassning	52
Slutsatser ekologisk statusklassning	54
<i>Slutsatser jämförelse kiselalgsindex - bottenfaunaindex</i>	56
Utblick	57
<i>Tack</i>	58
Referenser	58
Bilaga 1. Verifiering av kiselalgsindex som en jämförelse med kalibreringen	62
Detaljerad verifiering av kiselalgsindex - surhet	65
Detaljerad verifiering av kiselalgsindex – närsalter och eutrofiering	66

Sammanfattning

Data från 321 enskilda vattendrag med information om vattenkemi, kiselalger och bottenfauna sammanställdes och analyserades för att jämföra kiselalgers och bottenfaunas lämplighet som indikatorer på närsaltshalt och surhet inom miljömålsuppföljningen. Vad gäller surhet gav kiselalgsindexet en mer precis och pålitlig överrensstämmelse med uppmätta pH-halter (både årsmedel och lägsta pH under året) än bottenfaunaindexen. Kiselalgsindexet hade även en lägre mellanårsvariation som var starkare kopplad till variationen i pH. Vi fann inga regionala skillnader i bedömningen av surhet med något av indexen. Vad gäller bedömningen av närsalter var skillnaderna mellan de jämförda indexen mindre men kiselalgerna svarade i allmänhet något bättre mot de uppmätta halterna av närsalter än bottenfaunaindexen. Vid en jämförelse av bedömning av ekologisk status för vattendrag som klassats med båda bedömningsgrunderna ger bottenfaunan i genomsnitt en högre status än kiselalgerna, särskilt i södra Sverige. Kiselalgernas bedömning av ekologisk status korrelerade bättre än bottenfaunan med statusklassning av näringsämnen (totalfosfor) i vattendrag. Vi konstaterar att skillnaderna i bedömning av ekologisk status med avseende på näring behöver undersökas vidare men att för miljömålsuppföljningens syfte att hitta en väl fungerande och kostnadseffektiv biologisk indikator på vattenkemiska variabler som surhet och närsaltshalt så verkar kiselalger bättre lämpade än bottenfauna.

Bakgrund till de frågeställningar som studien avsåg besvara samt begränsningar och ändringar i uppdragets omfattning som skett under projektets gång

Bakgrunden till detta projekt är att det till miljömålsuppföljningen ansågs viktigt att försöka att hitta en kostnadseffektiv indikator för surhet och närsaltshalt i vattendrag där man inte har vattenkemisk övervakning. En regelbunden övervakning av kemi med tillräckligt hög frekvens för att få ett användbart resultat är inte möjligt i alla vattendrag. Särskilt är det så att vattenkemiska data saknas i många mindre vattendrag, både biflöden högre upp i avrinningsområden samt i mindre kustmynnande vattendrag. En biologisk indikator som integrerar påverkan av närsalter eller surhet över ett år skulle kunna ge en grov indikation om tillståndet i vattendraget, och vad gäller närsalter, tillsammans med flödesuppgifter dessutom en grov uppfattning om belastning på kusten. En sådan översiktlig indikator kan användas för att bedöma var kompletterande vattenkemiska mätningar är motiverade. Indikatorn skulle ge uppgifter som behövs i miljömålsuppföljningen för miljömålen ”ingen övergödning”, ”bara naturlig försurning”, ”levande sjöar och vattendrag”, ”levande kust och skärgård” samt ”hav i balans”. Data kan dessutom användas till i arbetet med klassning av ekologisk status enligt vattenförvaltningsförordningen. Vi ville därför jämföra biologiska index för två organismgrupper som båda är goda kandidater till att användas som biologiska indikatorer i vattendrag inom miljömålsuppföljningen – bottenfauna och kiselalger. Studien är också intressant för arbetet med statusklassning enligt vattenförvaltningsförordningen eftersom de klassningar av näringspåverkan som uppnåddes med bottenfaunabedömningsgrunden under första kartläggningen har varit utsatta för kritiken att de visar på för hög status i förhållande till känd påverkan. Det är därför även av intresse att, i den mån det är möjligt, avgöra om och hur statusklassningar genomförda med de två biologiska bedömningsgrunderna för kiselalger och bottenfauna skiljer sig mellan likvärdiga eller samma vattendrag.

Miljö tillstånd och ekologisk status

Det råder ofta oklarhet kring vad som menas med ”påverkan”. Enligt det Europeiska ramdirektivet, som Sverige ska följa genom att klassa den ekologiska statusen av alla vattendrag, så definieras påverkan som enbart ”mänsklig påverkan”. Ett vattendrag kan ha höga fosforhalter, men måste för den skull inte vara påverkat av människan. De höga fosforhalterna kan förekomma i vattendraget helt naturligt genom vittringsprocesser från berggrund och urlakningen från mark som kan vara naturligt näringsrika. Den nya handboken om kartläggning och analys av ytvatten (Naturvårdsverket 2007) har arbetats fram just för att ta hänsyn till denna mänskliga påverkan. Både den fysikalisk-kemiska beräkningen av t.ex. eutrofieringsgrad eller försurning och den klassning av en ”ekologisk status” med hjälp av biologiska indikatorer hade som mål att skilja ur en mänsklig påverkan (t.ex. eutrofiering eller försurning) genom att klassa en avvikelse från ett referenssamhälle översatt som referensindexvärde som definierades som opåverkat av människan. På det viset skiljer sig den nya handboken från de äldre s.k. ”bedömningsgrunderna av sjöar och vattendrag” (Naturvårdsverket 1999) som primärt bestod av en tillståndsklassning, dvs. en klassning av t.ex. närsaltshalter från ”låga halter” till ”höga halter”. För de flesta parametrar fanns även en bedömning av mänsklig påverkan, men den stod inte i fokus. I övergången av användningen från de äldre bedömningsgrunderna till den nya handboken ledde denna förändring till en viss förvirring, och auktorerna till handboken fick ofta höra att de nya indexen ”inte fungerar till fullo”. Frågan är då ofta om vad man menar med att de nya index inte fungerar

tillfredställande, och då visar det sig ofta att avvärmare saknar en bedömning av just tillståndsklassning, eftersom även den behövs för vissa syften. I avsaknaden av tillståndsbedömningar används de nya index som sådana, och då fungerar de inte ”till fullo” eftersom de inte är kalibrerade för detta.

De nya biologiska indexen ska visa en avvikelse från ett referenssamhälle, och denna avvikelse är då tänkt att ha sin orsak i mänsklig påverkan. För bottenfaunan kan det t.ex. betyda att ett vattendrag har rensats och rätats, och hårdsubstratet på så vis försvunnit från ett vattendrag. Bottenfaunan förväntas att reagera på detta genom en avvikande sammansättning i sitt samhälle, vilket i sin tur ska tolkas som att vattendraget inte har den högsta ekologiska statusen. Kiselalger, som är mindre beroende av substratet, förväntas att reagera mindre på en sådan förändring men istället spegla vattenkemin ”bättre” än bottenfaunan, men detta betyder inte att ett visst index är ”sämre”. Det finns dock skillnader mellan olika index som man skulle förvänta sig även ge skillnader i respons på en näringspåverkan: T.ex. är kiselalgsindexet IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) utvecklat för att bedöma hela skala av antropogen påverkan, inklusive en påverkan av lättnedbrytbara organiska ämnen vilka kan ge syrgasbrist och höga ammoniumkoncentrationer, medan kiselalgsindikatorn TDI (Trophic Diatom Index, Kelly 1998) bara ska visa eutrofiering. Samma indelning finns för bottenfaunan, där ASPT (Average Score Per Taxon, Armitage m.fl. 1983) ska visa en generell antropogen påverkan medan det nya indexet DJ (Dahl & Johnson 2005) bara ska visa eutrofiering. Både TDI och DJ borde ha ett tätare samband med både eutrofiering och närsaltshalter än IPS och ASPT.

Ett projekt som undersökte dessa samband var STAR (standardisation of river classifications: framework method for calibrating different biological survey results against ecological quality classifications to be developed for the Water Framework Directive, www.eu-star.at), som rekommenderar t.ex. bottenfauna som biologisk indikator just pga. att bottenfaunan inte bara visar vattenkemin utan även överlag den ”ekologiska statusen” (Hering et al. 2006a, b, Johnson et al. 2006a, b). Hursomhelst bör man i alla fall akta sig för att direkt översätta även eutrofieringsindexvärden direkt till en viss närsaltshalt i ett vattendrag, eftersom alla index bara är framtagna för att bedöma en påverkan, och inte för att få fram en viss närsaltshalt.

Inget av de nya biologiska indexen som ska bedöma antropogen påverkan i de nya bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007) har tagits fram med tanke på att bara spegla vattenkemin. Surhetsindexen innebär en viss undantag. De ska dock inte användas för att bedöma antropogen påverkan och diskuteras längre ner.

Halter av ett näringsämne (fosfor) ingick bara i filtret som användes för att skilja ur referensvattendrag från icke-referensvattendrag. Referensvattendrag användes för att bedöma hur ett biologiskt referenssamhälle för kiselalger respektive bottenfauna ser ut och vilken indexvärde den har. Referensvattendrag bedömdes då att ha antingen totalfosforhalter under 10µg/l eller vara icke-eutrofierat när man använde sig av bedömningsgrunderna för eutrofiering från 1999 (Naturvårdsverket 1999). Referensindexvärdet beräknades sedan som median- eller medelvärde av denna referensflora eller -fauna. Detta helt i överensstämmelse med vattendirektivet som kräver att man ska bedöma den ekologiska statusen genom att mäta avvikelsen av ett biologiskt samhälle från ett referenssamhälle, och bara tar hänsyn till vattenkemin i tveksamma fall. För kiselalgernas del har man sedan dragit gränsen mellan god och måttligt genom att använder sig av ”crossover-metoden”, där man använder sig av snittpunkten där andelen känsliga taxa är lika med andelen toleranta taxa. Denna metod har rekommenderats som god/måttligt -gräns av den europeiska interkalibreringsgruppen ECOSTAT (Pollard & van de Bund, 2005). För Sveriges del föll gränsen mellan god och måttlig status där andelen känsliga taxa föll under 30 % och andelen näringskrävande plus

föroreningstoleranta översteg 30 %. Detta skedde vid IPS 14,5 (Kahlert et al. 2007). Även de andra gränserna sattes med hänsyn till andelen känsliga respektive toleranta taxa. Efter gränssättning av de ekologiska statusklasser analyserades medelvärden för Tot-P, Tot-N, NH₄-N och konduktivitet, och klassindelningen testades också mot en fysikalisk-kemisk eutrofieringsmodell för att undersöka vilka vattendrag som föll i de olika klasserna. När det gäller bottenfaunan har referensvärdet beräknas på samma sätt. Klassindelningen skedde dock statistiskt genom att 25-percentilen för referensobjekten satts som gränsen mellan hög och god status och de övriga fyra gränserna har satts i jämna intervall mellan hög-god statusgränsen och minimivärden. Även denna metod att dela in klasser är möjlig enligt Pollard & van de Bund (2005) men har uppenbart lägre biologisk relevans. Inga bakgrundsvärden för närsalter ges i bakgrundsrapporten till bedömningsgrunden för bottenfauna.

Det ska dock nämnas att det finns och har länge funnits biologiska indikatorer som faktiskt är utvecklade för att kunna bedöma halten av ett visst närsalt. För kiselalger är det t.ex. flera fosforhaltindikatorer som har utvecklats i Europa (t.ex. Kelly 1998, Kovacs et al. 2006, Rott et al. 2003, Soininen & Niemala 2002). Ifall detta efterfrågas kan man mycket väl både testa och utveckla sådana tillståndindikatorer även för Sverige.

Surhetsindexen ACID (Acidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2008) och MISA (Multimetric Index for Stream Acidification, Johnson & Goedkoop 2005) som också finns med i de nya bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007) är resultatet av en kompromiss: De är faktiskt utvecklade för att bara bedöma tillstånd (dvs. pH regim) i ett vattendrag eftersom detta efterfrågades starkt av avnämarna och den nya kemiska modellberäkningen av antropogen försurningspåverkan med MAGIC (Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) inte fanns tillgänglig när de biologiska indexen utvecklades. Indexen är ett första steg till en påverkansindex, men bedömer i nuläget bara tillståndet. Gränser mellan pH-regimer (kallat för ”klasser” när det gäller bottenfauna, men är inte statusklasser i egentlig mening) sattes där biologin förändras, men ska inte användas som bedömning av antropogen försurning.

Syfte

I den ursprungliga ansökan till detta projekt angavs att syftet med projektet var ”att utföra en jämförande test av kiselalgernas och bottenfaunas lämplighet som indikatorer för näringspåverkan och surhet inom miljömålsuppföljningen. En sådan indikator behövs för att följa upp miljömålen ”ingen övergödning”, ”bara naturligt försurning”, ”levande sjöar och vattendrag”, ”hav i balans” samt ”levande kust och skärgård”. Indikatorn skulle även vara till stor hjälp i vattenmyndigheternas arbete med statusklassning av vattenförekomster. Testet ska även undersöka om det förekommer någon regional skillnad i vilken bedömningsgrund (kiselalger eller bottenfauna) som lämpar sig bäst beroende på var man befinner sig i landet/vilken miljö man ska ta provet i.”

I denna ursprungliga ansökan till miljömålsrådet och i avtalet med utföraren var några definitioner ottydliga. Vad som avsågs med ”näringspåverkan” respektive ”närsaltsbelastning” var inte helt klart. Var det belastning på vattendragen eller närsaltshalten som avsågs? Avsågs mänsklig påverkan på närsaltshalter i vattendragen eller total påverkan av närsalter på de undersökta organismerna? Med anledning av oklarheterna och de skillnader mellan bedömningsgrundernas och indexens uppbyggnad som presenterats i bakgrunden ovan (och i översikten av jämförda index nedan) och som försvårar direkta jämförelser, så avgränsades och preciserades de frågeställningar som ingick i studien. Studien syftar till ”att i första hand

omfatta hur väl de undersökta indexen kan användas för att få en god bedömning av närsaltshalt och surhet i vattendrag (en bedömning av tillstånd) samt att utvärdera om de index som helt eller delvis bedömer näringspåverkan på organismgrupperna gav olika bedömningar av ekologisk status. I båda fallen undersöktes om det fanns regionala skillnader”.

Index som ingick i jämförelsen

I detta projekt undersöktes vilken eller vilka av de biologiska index som används i bedömningsgrunderna i Naturvårdsverkets handbok 2007:4 (bilaga A) som är bäst lämpat/lämpade för ovan nämnda syften. För bottenfaunan undersöktes även två äldre bedömningsgrunder/index.

För kiselalger ingår följande index i de nya bedömningsgrunderna:

- IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982), är utvecklat för att visa påverkan av näringsämnen och organisk förorening i vattendrag. Statusklassningen följer huvudsakligen detta index, men det finns två stödparametrar man ska ta hänsyn till: TDI (Trophic Diatom Index) och % PT (Pollution Tolerant valves) (Kelly 1998) – en klassificering av kiselalger utifrån deras tolerans mot eutrofiering respektive organisk förorening. Pga. uppdragets utformning testades bara TDI av de två stödindexen. IPS har samma referensvärden över hela Sverige, alltså i alla de ekoregioner som definieras i NFS 2006:1 (Figur 1b).
- Som surhetsindikator beräknades kiselalgsurhetsindexet ACID (Acidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2008). ACID visar på surhet. Det ger alltså inte en ekologisk kvot och resulterande statusklass för vattendraget eftersom det inte innehåller någon bedömning av om ett vatten är naturligt surt eller påverkat av försurning. Indexet grupperar istället vattendrag i fem surhetsklasser. Av bl.a. detta skäl går det inte att jämföra ekologisk status (med avseende på försurning) mellan detta index och MISA (se nedan)

För bottenfauna finns det tre index för statusklassning ska följa enligt de nya bedömningsgrunderna:

- ASPT (Average Score Per Taxon, Armitage m.fl. 1983) är ett index där olika familjer av bottenfaunaorganismer får poäng efter deras känslighet mot en miljöpåverkan och som integrerar påverkan från eutrofiering, förorening med syretärande ämnen och habitatförstörande påverkan som rätning/rensning (inklusive grumling). ASPT har olika referensvärden beroende på vilken av de tre i bedömningsgrunden definierade ekoregionerna vattendraget tillhör (Figur 1c).
- DJ-index (Dahl & Johnson 2005) är ett multimetriskt index för att påvisa eutrofiering med fem ingående enkla index. DJ-index har olika referensvärden beroende på vilken av de tre i bedömningsgrunden definierade ekoregionerna vattendraget tillhör (Figur 1c).
- MISA (Multimetric Index for Stream Acidification, Johnson & Goedkoop 2005) är ett multimetriskt surhetsindex för vattendrag, innehållande sex enkla index.” (Citat ur bottenfaunabakgrundsrapporten Johnson & Goedkoop 2007). MISA har samma referensvärde oavsett vilken ekoregion vattendraget tillhör.

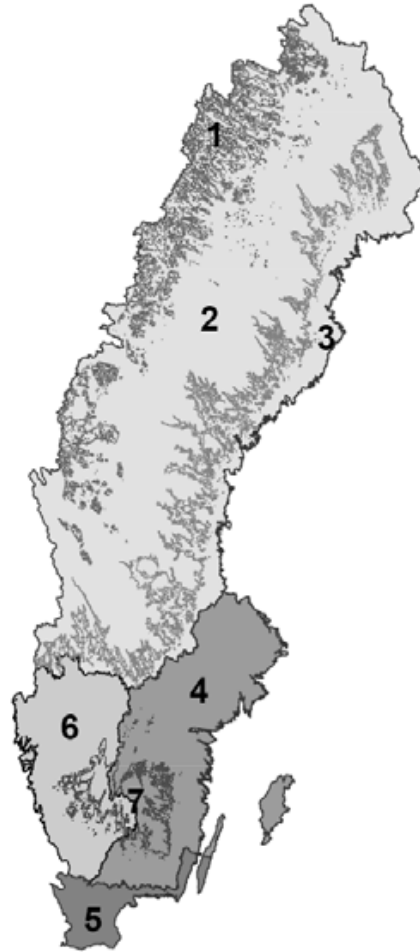
Två bottenfaunaindex som inte ingår i de nya bedömningsgrunderna lades till i jämförelsen:

- Dansk faunaindex (Danish Stream Fauna Index, Skriver et al. 2000) Denna indikator återspeglar mängden för eutrofiering och organisk förorening toleranta respektive sensitiva taxa i ett prov.
- Slutligen togs även det äldre surhetsindexet Henrikson & Medins (1986) med eftersom det har diskuterats huruvida det är bättre korrelerat med pH än det nya indexet MISA.

Både för kiselalger och för bottenfaunan borde alla tillgängliga data användas för att kunna stödja en ekologisk klassning, t.ex. taxaantal och diversitet, (för kiselalger även andelen missbildade skal) som med framgång används för att bedöma påverkan på ett vattendrag. Eftersom det inte fanns tillräcklig med data tas ingen hänsyn till detta i föreliggande rapport.

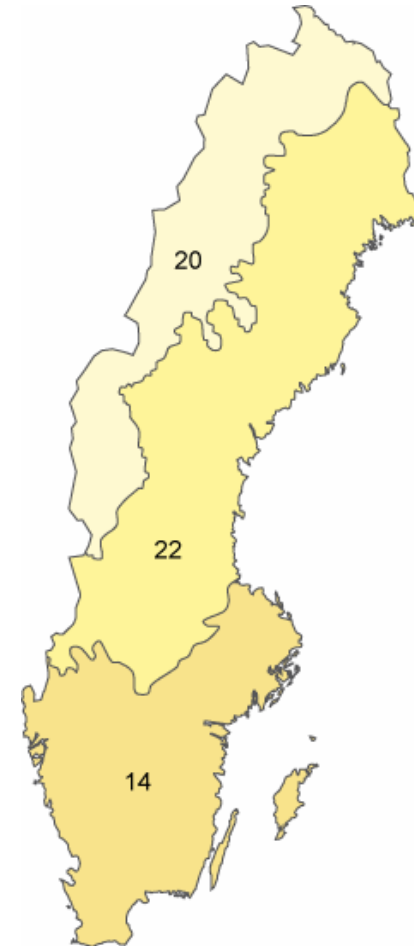


Figur 1a. Vattendrag med information om kiselalgsindex, bottenfaunaindex samt vattenkemi (n=554)



Figur 1b. Sveriges limniska ytvattenförekomster indelas i sju ekoregioner (Naturvårdsverket 2006)

1. Fjällen över trädgränsen
2. Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen
3. Norrland kust, under högsta kustlinjen
4. Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h.
5. Södra Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland.
6. Sydväst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Västerhavet, under 200 m.ö.h.
7. Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.



Figur 1c. Illies ekoregioner (används i bedömningsgrunderna för bottenfauna), Centralslätten (14), Fennoskandiska skölden (22) och det Boreala höglandet (20) (Naturvårdsverket 2008)

Deltagande länsstyrelser

Vid projektets start (februari 2009) visade dessa länsstyrelser som ingår i de fyra Vattendistriktet Västerhavet, Södra Östersjön, Norra Östersjön och Bottenviken interesse av att delta i projektet:

Länsstyrelsen i Blekinge (K)
Länsstyrelsen Västra Götaland (O)
Länsstyrelsen i Gotlands län (I)
Länsstyrelsen i Jönköping (F)
Länsstyrelsen i Östergötland (E)
Länsstyrelsen i Norrbotten (BD)
Länsstyrelsen i Hallands län (N)
Länsstyrelsen i Kalmar (H)
Länsstyrelsen i Värmlands län (S)
Länsstyrelsen i Södermanlands län (D)
Länsstyrelsen i Skåne län (M)

Länsstyrelsen i Stockholm (AB), Örebro (T) och Västerbottens län (AC) anslöt till projektet eller bidrog med data efter projektets start. Vattendistriktet Bottenhavet samt de andra länsstyrelser som inte ingick i avtalet, är representerade genom nationella prover från trendvattendragen och IKEU projekten. Länsstyrelsen i Blekinge län var projektledare (Therese Asp och Mikael Gyllström). Utförare: Maria Kahlert, SLU.

Data

Totalt 554 observationer med information om kiselalgsindex, bottenfaunaindex samt vattenkemi finns nu (110317) i databasen. Dessa observationer kommer från de nationella programmen (trendvattendrag, IKEU Integrerad KalkningsEffektUppföljning), från regionala program samt från STAR projektet. Delvis är samma station provtagen flera år, totalt finns 321 enskilda vattendrag i databasen. Antal vattendrag med flera års (3-5) kiselalgsprovtagning (Nationella trendvattendrag, IKEU, delar av Skånes regionala program) är 88. För att undvika pseudoreplikering vid analyser valdes för vattendrag med flera års provtagning året 2007 om möjligt, eftersom det fanns data för detta år för de flesta vattendrag samt eftersom detta år inte ingick i kalibreringsdatasetet för vare sig kiselalger eller bottenfauna när index kalibrerades. Visserligen ingick delvis samma vattendrag vid utvecklingen av index, men inte samma år. Det hade varit bra med en helt oberoende dataset, men sådana data fanns inte tillgängliga. För alla vattendrag finns nu markanvändningen i avrinningsområde och avrinningsområdets storlek uppströms kiselalgslokaler, vattendragstyp enligt NV Rapport 5488 samt höjd över havet för provtagningslokaler framtagen. Inte alla av dessa data är dock verifierade. Ibland finns bara uppgifter för hela avrinningsområdet tom mynningen eller för delavrinningsområdet där kiselalgslokaler ligger, och det framkom inte alltid ifall det var så. Angående typ så hittades för stickprov även att typen angavs för det överordnade vattendraget, inte för bäckar som är för små för att finnas med i VISS (VattenInformationssystem för Sverige) som använder Röda kartans vattenskikt (skala 1:250 000) som underlag. Dessa bakgrundsdata har så gott det gick verifierats och delvis korrigerats med hjälp av Jacob Nisell, SLU, samt en del länsstyrelser, men det kan fortfarande finnas fel. För nästan alla observationer finns även data från fältprotokoll (vattendragets bredd, djup, hastighet, substrat, vegetation, grumlighet, färg, närmiljö och skuggning), ibland tyvärr ofullständiga.

För 273 av de 321 vattendragen finns data om totalfosfor, för 263 finns data om totalkväve, för 234 om ammonium, för 267 om konduktivitet och för 286 finns data för pH. Vissa vattendrag saknade antingen närings- eller pH mätningar. Även annan vattenkemi (alkalinitet, absorbans, fosfat, nitrat, TOC, kisel) har samlats in, men antalet vattendrag med sådan kemi är färre. Medelvärden för en tolv månadersperiod innan kiselalgsprovtagning har beräknats för att kunna verifiera kiselalgsindexen gentemot kalibreringen 2007 där samma metod har använts (Kahlert et al. 2007). 50 % av alla vattendrag hade provtagning åtminstone sex gånger per år, därav 37 % månadsvis eller oftare. 50 % hade dock glesare kemimätningar än så, 29 % bara en mätning. Där det fanns tillräckligt med grunddata har även påverkansbedömning av eutrofiering (225 vattendrag) beräknats enligt den nya handboken från 2007 (statusklassning av näringsämnen (totalfosfor) i vattendrag, Naturvårdsverket 2007). När det fanns bakgrundsdata på kationer och kloridjoner har den utförligare ekvationen använts, annars den förenklade metoden. Ingen korrigering för jordbruksmark kunde göras eftersom bakgrundsdata för detta fattades, så bedömningen för alla vattendrag med mer än 10 % åkermark (n=66) är osäkra.

Ett problem uppstod vid jämförelse av kiselalgs- och bottenfaunadata med vattenkemin: För vattenkemin beräknades alltid ett medelvärde för 12 månader innan kiselalgsprovtagningen (eller pH minimum av denna period). Tyvärr fanns inte alltid ”passande” bottenfaunaprovtagning från samma år eller precis samma station som kiselalgsdata tillgängliga för de regionala vattendrag. Dessa vattendrag granskades dock med hjälp av äldre rapporter och kartor och det bedömdes att eventuella variationer i vattenkemi eller index sannolikt ingick i den naturliga variationen. För att undvika missvisande resultat som att en sämre korrelation mellan bottenfauna och vattenkemi beror på att dessa inte ”helt passande” vattendrag togs med i analysen har även analyser gjorts med bara vattendrag där alla tre parametrar var tagna på samma plats och år. Sådana data fanns för 202 av de 321 enskilda vattendrag. Slutligen jämfördes resultaten med resultat där bara vattendrag med ett relativt bra underlag för vattenkemi ingick, dvs. vattendrag med en vattenkemiprovtagning åtminstone varannan månad (i.e. > 5 provtagningar per år, 173 av 321 resp. 115 av 202 vattendrag). Användningen av vattendrag med frekvent kemi skulle säkerställa att rätt kemivärde användes vid sambandsanalyser, medan användningen av alla vattendrag skulle bredda dataunderlaget och säkerställa att även sällsynta typer av vattendrag skulle tas med i analysen. Inte alla data fanns för alla vattendrag (se ovan) därför är antalet vattendrag per analys sällan lika med det totala antal vattendrag som nämns ovan.

Resultat

Biologiska index – samband med surhet

För att undersöka hur kiselalgssurhetsindexet ACID och bottenfaunasurhetsindexen MISA och Henrikson & Medins index reflekterar surheten i ett vattendrag har dessa index först undersökts genom att beräkna en linjär korrelation med årsmedel-pH och minimum-pH för ett vattendrag under 12 månader innan provtagningen. För att få en rättvisare jämförelse mellan kiselalger och bottenfauna undersöktes ifall korrelationen mellan pH och bottenfaunaindexet blev bättre om man bara jämförde vattendrag där vattenkemin var från samma år som bottenfaunan och samma plats som kiselalgerna.

Eftersom MISA inte förväntas följa ett linjärt samband, och inte heller ACID är rakt av linjärt kopplat till pH, är en jämförelse av kiselalgs- och bottenfaunaindex något orättvist om man bara jämför r^2 värden. Båda index har tagits fram för att gruppera vattendrag i olika surhetsgrupper och en mer rättvis jämförelse är att bedöma hur stor avvikelsen i surhetsgrupperingen blir när man använder indexen som de är tänkta, nämligen genom att bilda surhetsgrupper.

En varning är på sin plats här: Vissa vattendrag har ganska frekventa kemiprovtagningar (varje eller varannan månad), men även med en månadsvis provtagning är det lätt att missa kortvariga surstötter med tillfälligt lågt pH i ett vattendrag. Framförallt borde åtminstone en klassning i en lägre surhetsgrupp än den som uppmätta pH värden indikerar kunna ses som en varning för att det kan förekomma tillfälliga surstötter i vattendraget som missats, inte nödvändigtvis som ett tecken att indexet har 'slagit fel'.

En jämförelse om hur indexen faller ut när man klassar vattendrag enligt den kemiska modellen för försurning (MAGIC Model of Acidification of Groundwaters in Catchments) har inte gjorts i denna rapport. ACID och MISA visar på olika grader av surhet och relaterar inte direkt till status (se också Naturvårdsverket 2008). För MISA kan dock en justering av referensvärdet göras om pH-regimen hamnar i surt eller mycket surt för att beräkna en antropogen försurning och med denna hjälp en statusklass. För detta beräknas ett ph-referensvärde med hjälp av de fysikalisk-kemiska bedömningsgrunderna för försurning. Detta har inte gjorts här pga. olika skäl. Dels går inte denna försurningsindikator att jämföra med kiselalgsindexet, eftersom dess försurningsindikator är under utveckling och inte färdigt. Dels saknas data för detta, bl.a. ph-referensvärdet och beräknade bottenfaunaförsurningsindexvärden. $MISA_{ref}$ finns inte med i bakgrundsrapporten till bottenfaunans bedömningsgrund (Johnson & Goedkoop 2007) och det är oklart hur den faller ut mot MAGIC.

Henrikson & Medins index ska enligt bedömningsgrunderna från 1999 (Naturvårdsverket 1999) både kunna användas till en tillståndsklassning (från "mycket lågt index" till "mycket högt index") och en avvikelsebedömning för att kunna avgöra en antropogen försurning. Det framgår dock inte av bedömningsgrunderna från 1999 vad som menas med "antropogen försurning". I praktiken beräknar man bara en kvot för den uppmätta surheten med en index som indikerar förekomsten av tillräckligt många surhets känsliga arter för att kunna uppnå ett värde av 6, inte med arter som faktiskt visar på en försurning. 6 är gränsvärdet mellan så

kallade ”höga” och ”mycket höga” indexvärden och så kallade ”måttligt höga, låga och mycket låga” indexvärden. I praktiken är det en bedömning om hur långt ett vattendrag är från att uppnå ett viss pH värde, och inte hur stor den antropogena påverkan är. Bedömningen har inte tagits med i denna rapport.

Samband med årsmedel-pH

Kiselalgssurhetsindexet ACID visar nästan precis samma pH-regimer som i kalibreringsstudien (Kahlert et al. 2007) (fig. 2a). ACID återspeglar alltså ett vattendrags pH-regim väl. Det något sämre sambandet med årsmedel-pH i jämförelse med kalibreringsstudien ($r^2 = 0,66$ jämfört med $0,85$) kan förklaras med att ACID från början bara är kalibrerat upp till pH 8. Det är sedan tidigare känt att indexet planar ut vid en pH av kring 7,5 (Kahlert et al. 2007). I den föreliggande studien tillkommer flera vattendrag med en pH över 7,5. Ifall det är av intresse är det möjligt att använda sig av en IPS-korrigerad ACID version (Kahlert 2005).

Det tidigare använda bottenfaunasurhetsindexet Henrikson & Medins följer visserligen också pH medelvärdet för ett vattendrag linjärt, men sambandet är sämre än för ACID (fig. 4a, $r^2 = 0,38$). Den linjära korrelationen mellan MISA och pH är ännu lägre (fig. 3a, $r^2 = 0,25$), men det nya bottenfaunasurhetsindexet MISA är inte heller framtaget för att ha ett linjärt samband med pH även om bakgrundsrapporten för bottenfaunan faktiskt beräknar ett linjärt samband (Johnson & Goedkoop 2007). MISA förväntas dela in vattendrag i sura (pH < 5,6) och ”icke sura” (pH > 5,6) vatten, och det är svårt att jämföra MISA direkt med ACID och Henrikson & Medins index. Det framgår dock tydligt att båda bottenfaunasurhetsindex har en stor spridning i jämförelse med kiselalgsindexet ACID.

Jämför man bara vattendrag där bottenfauna, kiselalger och vattenkemin har tagits på samma plats och samma år får båda bottenfaunasurhetsindikatorer ett bättre samband med årsmedel-pH (MISA $r^2 = 0,38$, fig. 3b, Henrikson & Medins $r^2 = 0,55$, fig. 4b), men sambandet är fortfarande lägre än för kiselalgerna (som får $r^2 = 0,70$, fig. 2b).

För nästan alla index, både för alla vattendrag som ingår i databasen och för de 177 som går att jämföra direkt blir sambandet mellan årsmedel-pH och indexvärdet lite bättre när man bara använder sig av de vattendrag som har frekventa kemimätningar (> 5 ggr. per år) (undantag: Henrikson & Medins för vattendrag med frekvent kemi, där sambandet blir något lägre) vilket också skulle förväntas eftersom beräknat årsmedel-pH blir närmare verkligt årsmedel-pH när fler värden är kända (fig. 2ab, 3ab, 4ab).

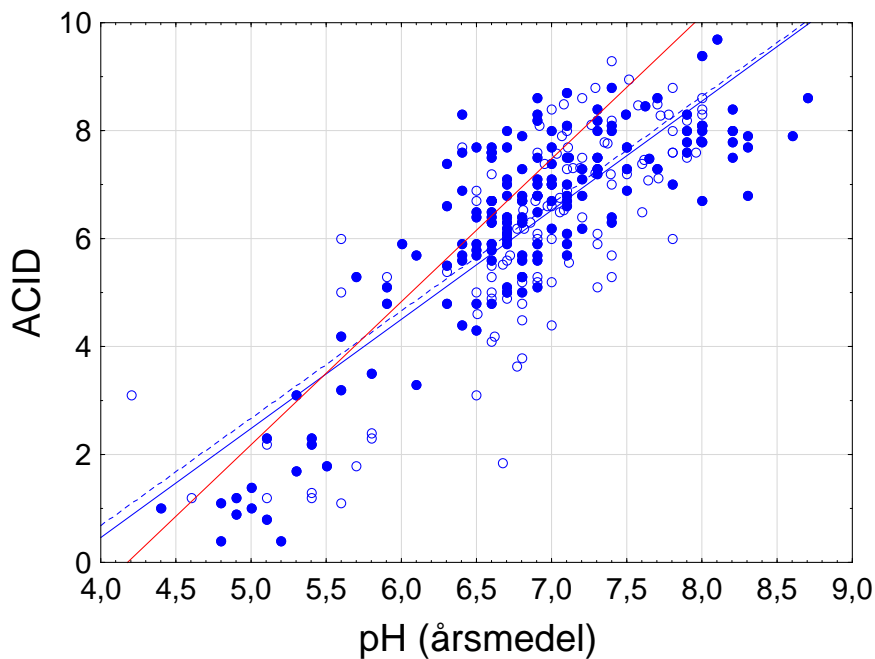


Fig. 2a. Kiselalgsurhetsindex ACID jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning).

— ekvationen för ACID (Kahlert et al. 2007).

Denna studie (alla vattendrag i databasen med ACID): ● vattendrag med frekventa vattenkemimätningar (> 5 ggr./år) och samband med pH: ---●--- ($r^2 = 0,70$, $n=164$); ○ vattendrag med 1-5 pH mätningar; samband med pH när alla vattendrag (○ plus ●) tas med i analysen: —○— (p < 0,001; $r^2 = 0,66$, $n=285$).

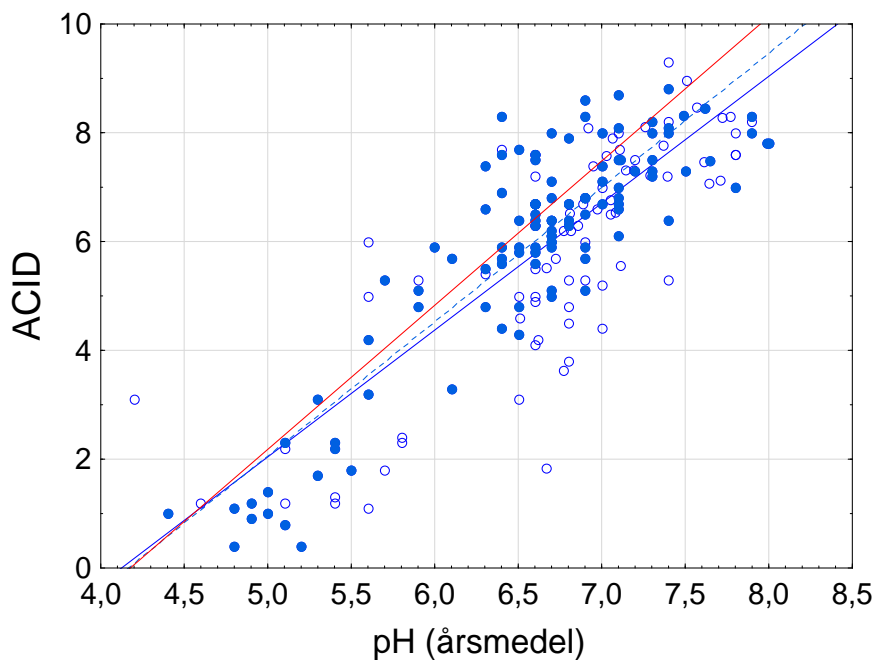


Fig. 2b. Kiselalgsurhetsindex ACID jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning).

— ekvationen för ACID (Kahlert et al. 2007).

Denna studie (bara vattendrag där bottenfauna är tagen på samma plats och samma år som kiselalger och vattenkemi): ● vattendrag med frekventa vattenkemimätningar (> 5 ggr./år) och samband med pH: ---●--- ($r^2 = 0,78$, $n=111$); ○ vattendrag med 1-5 pH mätningar; samband med pH när alla vattendrag (○ plus ●) tas med i analysen: —○— (p < 0,001; $r^2 = 0,70$, $n=188$).

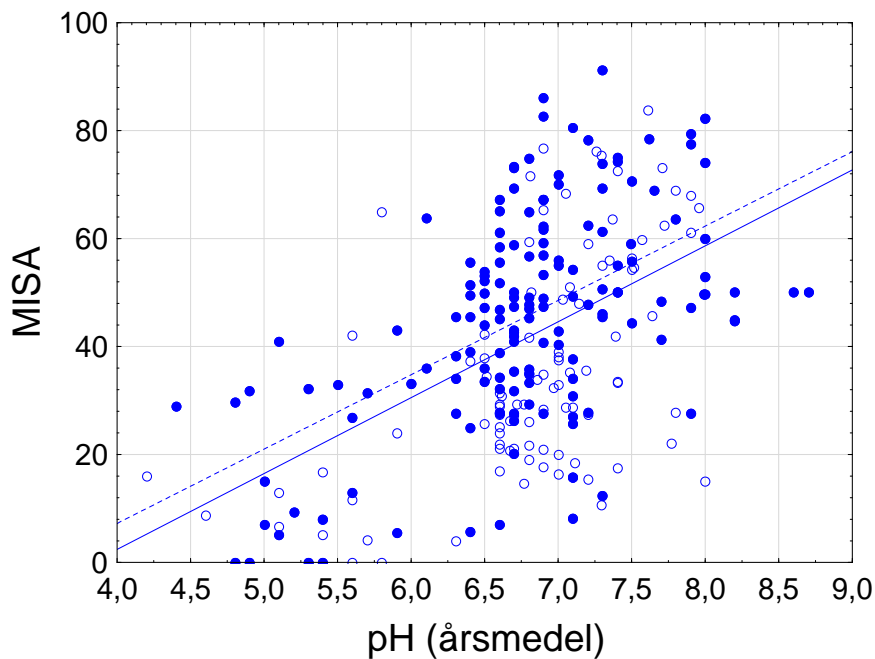


Fig. 3a. Bottenfaunasurhetsindex MISA jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning). Alla vattendrag i databasen med MISA: ● vattendrag med frekventa vattenkemimätningar (> 5 ggr./år) och samband med pH: ---●--- ($r^2 = 0,30$, $n=153$); ○ vattendrag med 1-5 pH mätningar; samband med pH när alla vattendrag (○ plus ●) tas med i analysen: —○—●— ($p < 0,001$; $r^2 = 0,25$, $n=250$).

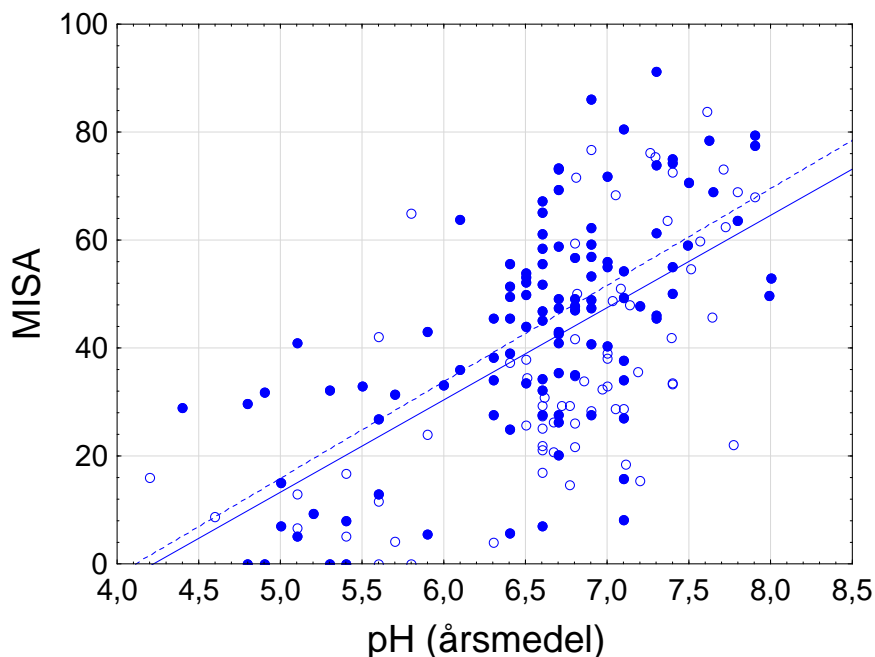


Fig. 3b. Bottenfaunasurhetsindex MISA jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning). Bara vattendrag där bottenfauna är tagen på samma plats och samma år som kiselalger och vattenkemi. ● vattendrag med frekventa vattenkemimätningar (> 5 ggr./år) och samband med pH: ---●--- ($r^2 = 0,42$, $n=110$); ○ vattendrag med 1-5 pH mätningar; samband med pH när alla vattendrag (○ plus ●) tas med i analysen: —○—●— ($p < 0,001$; $r^2 = 0,38$, $n=179$).

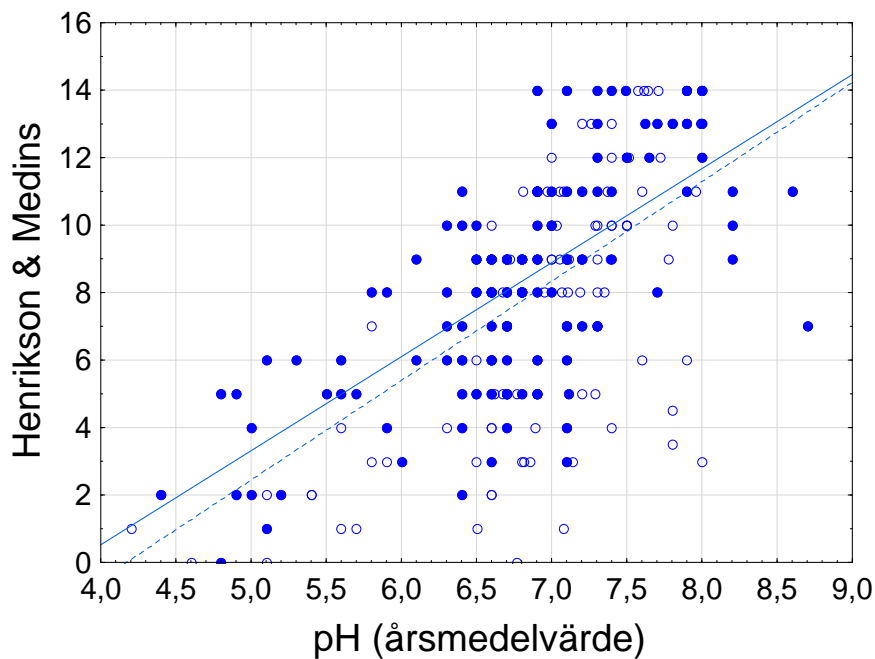


Fig. 4a. Bottenfaunasurhetsindex Henrikson & Medins jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning). Alla vattendrag i databasen med MISA: ● vattendrag med frekventa vattenkemimätningar (> 5 ggr./år) och samband med pH: ---●--- ($r^2 = 0,47$, $n=143$); ○ vattendrag med 1-5 pH mätningar; samband med pH när alla vattendrag (○ plus ●) tas med i analysen: —○—●— ($p < 0,001$; $r^2 = 0,38$, $n=230$).

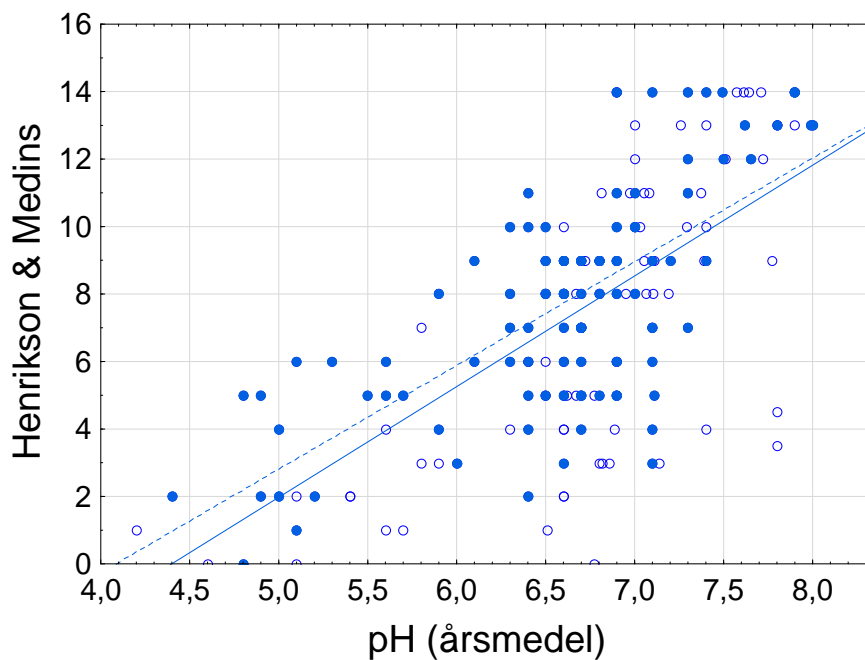


Fig. 4b. Bottenfaunasurhetsindex Henrikson & Medins jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning). Bara vattendrag där bottenfauna är tagen på samma plats och samma år som kiselalger och vattenkemi. ● vattendrag med frekventa vattenkemimätningar (> 5 ggr./år) och samband med pH: ---●--- ($r^2 = 0,49$, $n=103$); ○ vattendrag med 1-5 pH mätningar; samband med pH när alla vattendrag (○ plus ●) tas med i analysen: —○—●— ($p < 0,001$; $r^2 = 0,55$, $n=174$).

Samband med pH minimum

Det är ofta perioderna under året med lägst pH som har störst negativ inverkan på de vattenlevande organismerna. För att göra jämförelsen komplett undersöktes därför även sambandet mellan de biologiska indexen och minimum-pH för tolv månadersperioden innan provtagning. Alla tre indikatorer var signifikant korrelerade med minimum-pH, dock sämre än med årsmedel-pH. Igen var det kiselalger som hade det bästa sambandet, följt av Henrikson & Medins, sist kom igen MISA (figur 5, 6 & 7). Det ska tilläggas att årsmedel-pH och minimum-pH är korrelerade och det är därför inte förvånande att om ett index korrelerar bra med det ena så kommer det också att korrelera med den andra parametern, vilket redan har visats för ACID (Kahlert et al. 2007, Andrén & Jarlman 2008).

Även sambandet mellan index och minimum-pH blir starkare när man använder bara vattendrag med frekventa kemimätningar i analysen (ACID alla $r^2 = 0,66$ vs. samma plats/år som bottenfauna $r^2 = 0,69$, MISA alla $r^2 = 0,29$ vs. samma plats/år som bottenfauna $r^2 = 0,43$, H&M alla $r^2 = 0,48$ vs. samma plats/år som bottenfauna $r^2 = 0,49$, grafer visas ej).

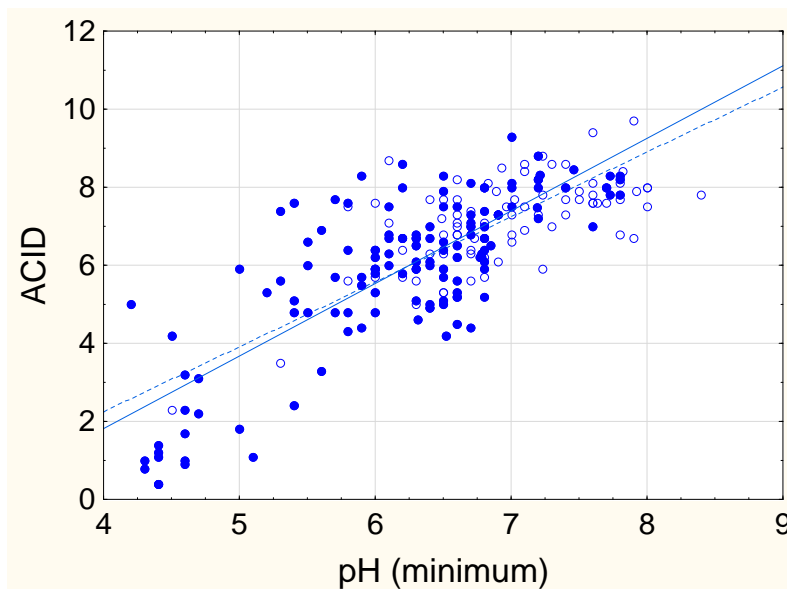


Fig. 5. Kiselalgssurhetsindex ACID jämfört med pH minimum (under perioden 12 månader före provtagning). —●— alla vattendrag, $r^2 = 0,62$, $n=222$;
---○--- bara vattendrag där bottenfauna är tagen på samma plats och samma år som kiselalger och vattenkemi, $r^2 = 0,61$, $n=133$. Öppna symboler ○: vattendrag där bottenfaunan är från ett annat år än kiselalgerna och vattenkemi. Fyllda symboler ●: alla parametrar från samma år.

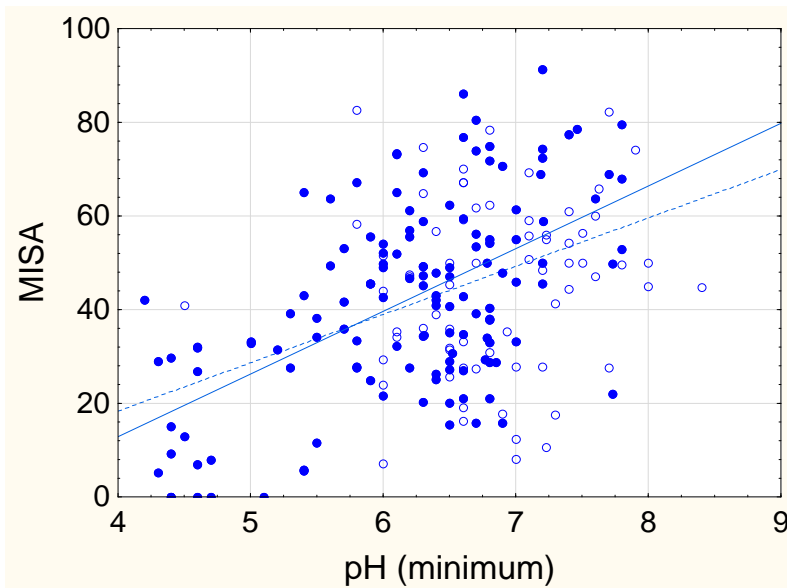


Fig. 6. Bottenfaunasurhetsindex MISA jämfört med pH minimum (under perioden 12 månader före provtagning). —○●— alla vattendrag, $r^2 = 0,20$, $n=202$; ---●--- bara vattendrag där bottenfauna är tagen på samma plats och samma år som kiselalger och vattenkemi, $r^2 = 0,31$, $n=133$. Öppna symboler ○: vattendrag där bottenfaunan är från ett annat år än kiselalgerna och vattenkemi. Fyllda symboler ●: alla parametrar från samma år.

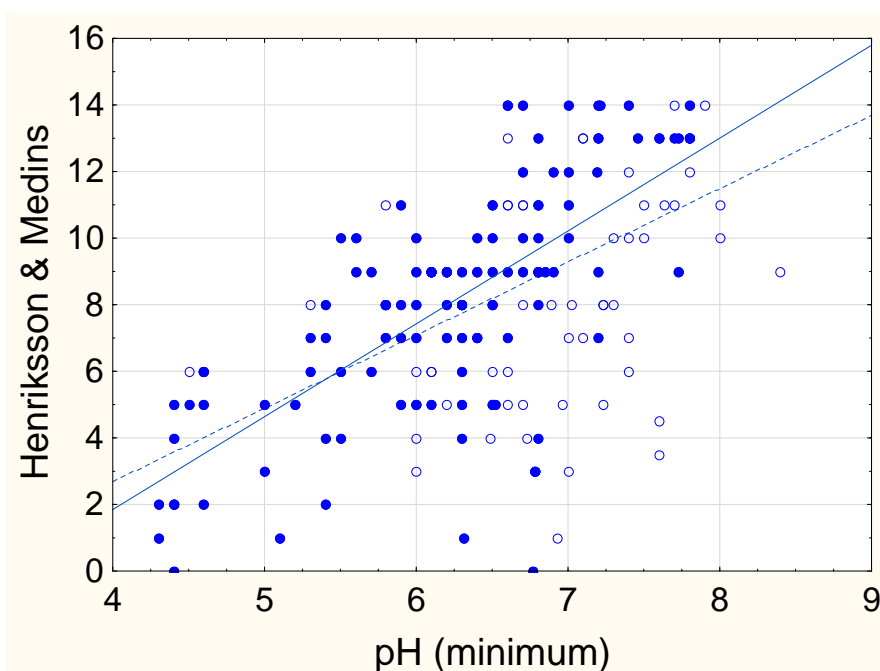


Fig. 7. Bottenfaunasurhetsindex Henriksson & Medins jämfört med pH minimum (under perioden 12 månader före provtagning). —○●— alla vattendrag, $r^2 = 0,32$, $n=174$; ---●--- bara vattendrag där bottenfauna är tagen på samma plats och samma år som kiselalger och vattenkemi, $r^2 = 0,48$, $n=110$. Öppna symboler ○: vattendrag där bottenfaunan är från ett annat år än kiselalgerna och vattenkemi. Fyllda symboler ●: alla parametrar från samma år.

Samband med surhetsgrupper

Kiselalgssurhetsindexet ACID och bottenfaunasurhetsindex MISA har beräknats och grupperats enligt den gällande handboken från 2007 (Naturvårdsverket 2007). För ACID har rådata använts eftersom det inte finns och ska finnas ett referensvärde för denna indikator. För MISA har EK värden använts eftersom denna värde, och inte råindexvärden, relaterades till pH i bakgrundsrapporten. Indelningen av grupper med hjälp av Henrikson & Medins index (1986) har beräknats enligt de äldre bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999), även här har råindexvärden använts. Sedan har det studerats först om de olika surhetsgrupperna framtagna med ACID, MISA eller Henrikson & Medins visade en tydlig tendens av fallande indexvärden med fallande pH för de olika pH-regimerna. Sedan har det testats om de olika surhetsgrupperna verkligen skiljer sig signifikant från varandra. Till sist har det beräknats om indexvärden hamnar i samma surhetsgrupp som det var tänkt från början, och hur stor risken är att indexet avviker en eller fler surhetsgrupper.

Eftersom surhetsgruppindelningen skiljer sig åt mellan de olika biologiska indexen finns en sammanfattning i tabell 1. När indexen utvecklades gjordes ett försök till en samordning av benämningen för de olika surhetsgrupperna för olika index med de äldre kemibenämningarna eftersom det blir lättare att relatera till surhetsgruppen när samma benämning motsvarar samma pH-regim för alla biologiska index. Detta var inte enkelt pga. två skäl. För det första så skiljer biologin sig åt: Kiselalger visar en förändring i sitt samhälle kring pH 5,5, 5,9 och 6,5 medan bottenfaunan har en tydlig tröskel vid pH 5,6, och det finns taxa som skiljer ut även lägre pH värden än så. För det andra så skiljer sig pH-värdena i fallet MISA när man antingen beräknar median-pH för alla vattendrag i en viss surhetsgrupp, eller när man bara tar pH-trösklarna av den linjära regressionen av MISA indexet, som egentligen inte är linjärt korrelerat med pH. I det senare fallet skulle beteckningen vara ”surare”. För jämförelsens skull har beteckningen från första kolumnen i tabellen 1 använts i graferna.

Tabell 1. Översikt över surhetsgrupperna i de nya bedömningsgrunderna i vattendrag för kiselalgsindexet ACID och bottenfaunaindexet MISA enligt bakgrundsrapporterna (Johnson & Goedkoop 2007, Kahlert et al. 2007, Naturvårdsverket 2007) och jämförelse med de äldre surhetsgrupperna (Naturvårdsverket 1999) och det äldre surhetsindexet Henrikson & Medins. Benämningar på surhetsgrupper, genomsnittliga årsmedel-pH i vattendragen samt indexvärden för grupp anges

Surhetsgrupp	namn enligt Naturvårdsverket 1999	pH enligt Naturvårdsverket 1999	ACID namn på pH-regim	ACID pH i vatten drag	ACID värde	MISA namn på surhets- "klass"	MISA pH i vatten- drag - median värdet för hela gruppen	MISA "Ekologisk kvalitet s-kvot (EK)"	MISA pH i vatten- drag enl. regressions- linjen **	Henrikson & Medins - pH i vattendrag
A	nära neutralt	> 6,8	alkaliskt	≥ 7,3	≥ 7,5					
B	svagt surt	6,5-6,8	nära neutralt	6,5-7,3	5,8-7,5	nära neutralt	6,6	≥0,55	>5,6 (D)	
C	måttligt surt	6,2-6,5	måttligt surt	5,9-6,5*	4,2-5,8	måttligt surt	6,2	0,40-0,55	~5,3-5,6 (E)	
D	surt	5,6-6,2	Surt	5,5-5,9*	2,2-4,2	surt	5,3 (< 6,2)	0,25-0,40	~4,9-5,3 (F)	>5,4
E	mycket surt	<5,6	mycket surt	< 5,5*	< 2,2	mycket surt	5,6 (< 6,2)	<0,25	< 4,9 (G)	
F										~4,8-5,4
G										~4,5-4,8
H										< 4,5

* för kiselalger finns även minimum-pH given för dessa regimer: C: pH<6,4, D: pH<5,6; E: pH< 4,8

** när median-pH för alla vattendrag i de fyra MISA surhetsgrupper beräknas erhåller man en högre median pH än när regressionslinjen användas, troligtvis eftersom sambandet inte är linjärt, dock är median-pH för gruppen "mycket surt" högre än för "surt", så båda gruppen borde slå samman. För pH-tröskelvärdessindelningen visas även inom parantes den "egentliga" surhetsgruppen som den borde tillhöra enligt pH-värdet

Kiselalgsindexet ACID delar in vattendrag in fem surhetsgrupper enligt Kahlert et al. 2007, dessa grupper är även i föreliggande studie signifikant skilda (fig. 8, ANOVA, $p < 0,05$). Alla surhetsgrupper skiljer sig från varandra med undantag av grupp "nära neutralt" som inte går att skilja från gruppen "måttligt surt" fast ACID är något lägre i måttligt sura vattendrag än i neutrala (fig. 8, Unequal N HSD-tester, $p < 0,05$). Ungefär hälften av alla vattendrag med känd pH-regim har direkt grupperats i den surhetsgrupp som pH-värdena indikerar (A/alkaliskt/pH $\geq 7,3$ 66 %, B/nära neutralt/pH 6,5-7,3 54 %, C/måttligt surt/pH 5,9-6,5 52 %, D/surt/pH 5,5-5,9 40 %, E/mycket surt/pH $< 5,5$ 57 %) och den överväldigande majoriteten av alla vattendrag har inte klassats med en avvikelse på mer än en surhetsgrupp jämfört med årsmedels-pH (A 97 %, B 97 %, C 84 %, D 90 %, E 100 %). Risken att avvikelsen mellan index och pH-regim är mer än en surhetsgrupp (typ II error) när man använder sig av ACID är försvinnande liten (12 % resp. 10 % för vattendrag med C eller D pH regim, < 3 % för de andra).

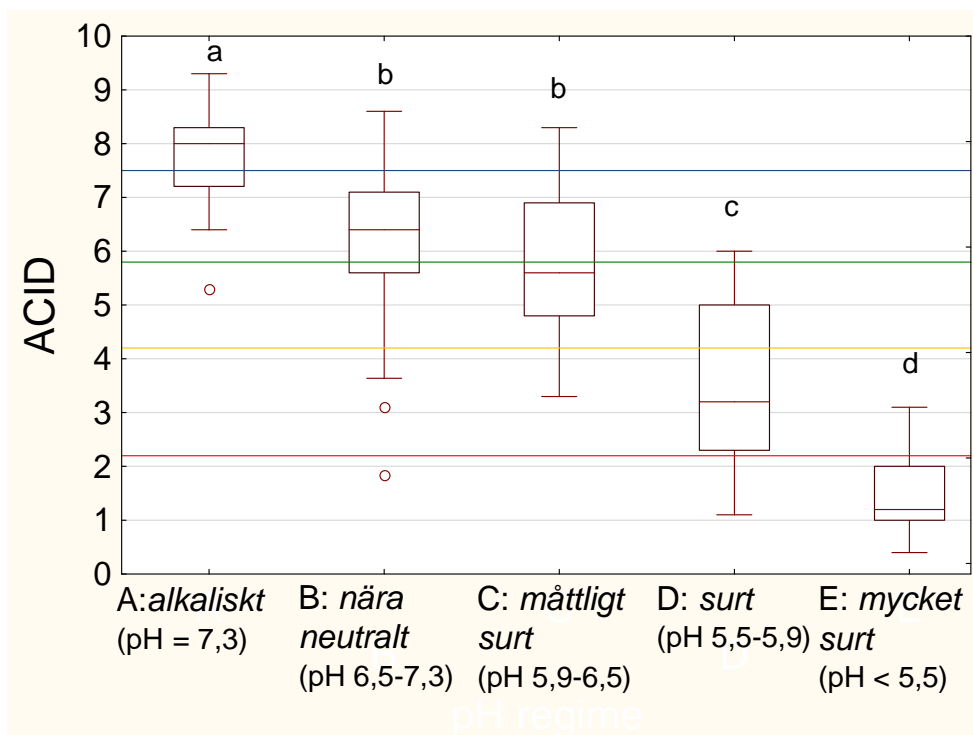


Fig. 8. Kiselalgssurhetsindex ACID jämfört med pH-regimen (Kahlert et al. 2007, Alkaliskt n=77; Nära neutralt n=156; Måttligt surt n=25; Surt n=10; Mycket surt n=21, summa alla vattendrag, n = 289). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Unequal N HSD-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda med en signifikansnivå av $p < 0,05$. Färgade linjer delar surhetsgrupperna enligt Naturvårdsverket 2008. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

Bottenfaunaindexet MISA delar in vattendrag i fyra surhetsgrupper enligt Johnson & Goedkoop 2007 (p. 67): Den ekologiska kvalitetskvoten (EK) 0,55 delar vattendrag med en bottenfauna som är surhetskänslig från vattendrag med en fauna där sådana arter tydligt är underrepresenterade, och pH gränsen för årsmedelvärdet ligger då vid ungefärliga 5,6. Sedan delas alla vattendrag under pH 5,6 i ytterligare tre grupper enligt Pollard. & van de Bund (2005): 25-percentilen för referensobjekten (över pH 5,6) sattes till gränsen mellan *nära neutrala* och *sura* vattendrag och de övriga två gränserna sattes i jämna intervall mellan 0,55 och minimivärden. Detta ger ytterligare tre grupper med en årsmedel-pH under 5,6: EK 0,4 ger en pH gräns på ungefär 5,3 och EK 0,25 ger en pH gräns på ungefär 4,9. Använder man denna indelning för bottenfaunasurhetsgrupper så motsvarar bottenfaunagruppen *nära neutralt* hela fyra kiselalgssurhetsgrupper, nämligen allting från D till A, eftersom gränsen för pH medelvärdet 5,5 går för kiselalger mellan pH regimer D och E (tabell 1). Å andra sidan skiljer kiselalgsindex inte ur vattendrag med en pH regim med ett årsmedel-pH under 5,5, där finns det bara en enda grupp. Bottenfaunaindexet förväntas dock att skilja ur hela tre grupper där (tabell 1): en grupp med årsmedel-pH 5,3-5,6, en med 4,9-5,3 och en med $< 4,9$. I Naturvårdsverket 2008 kallas dessa grupper för *måttligt surt*, *surt* och *mycket surt* men observera att dessa beteckningar ej motsvarar samma pH-regim som för samma beteckning för kiselalgerna.

Det finns även en andra möjlighet att tolka bakgrundsrapporten för bottenfaunan när det gäller indelning i surhetsgrupper: På s. 68 anges även medianvärden för pH för de olika grupper, och där är det tydligt att de två sista surhetsgrupperna inte går att skilja när det gäller pH-median, eftersom den är högre för den surare gruppen. När man använder av denna pH-median för att

karaktisera de olika surhetsgrupperna istället för pH gränserna vid EK värden enligt regressionslinjen, så finns det tre grupper att skilja med bottenfaunaindexet MISA: *nära neutralt* (EK $\geq 0,55$, pH median 6,6, surhetsregim A & B), *måttligt surt* (EK 0,4-0,55, pH median 6,2, surhetsregim C) och *surt till mycket surt* (EK $< 0,4$, pH median 5,3-5,6, surhetsregim D & E).

Räknar man på detta så finner man att bottenfaunaindexet MISA visar på signifikanta skillnader oavsett om man använder den första eller den andra surhetsgruppsindelningen efter vattenkemin (fig. 9, 10, ANOVA, $p < 0,05$). Sedan står det dock klart att de enstaka surhetsgrupperna skiljs sämre från varandra än med kiselalgerna. Grupperar man surhetsgrupper enligt bakgrundsrapporten med hjälp av EK värden så finns en signifikant skillnad bara mellan gruppen *nära neutralt* (pH $> 5,6$) och alla surare grupper (pH $< 5,6$) fig. 9, Unequal N HSD-tester, $p < 0,05$), vilka inte skiljer sig signifikant från varandra. Detta är egentligen ingen överraskning eftersom här låg den enda tröskeln MISA har utvecklats för att kunna skilja signifikant (Johnson & Goedkoop 2007). Frågan är om dessa tre surhetsgrupper under pH 5,6 behövs alls, men underlaget är för glest för att bedöma detta.

När det gäller indelningen av vattendrag efter pH-medelvärde så skiljer sig de tre grupperna bättre från varandra (fig. 10), men en signifikant skillnad finns igen bara vid tröskeln pH 5,9 för årsmedel-pH (fig. 10, Unequal N HSD-tester, $p < 0,05$).

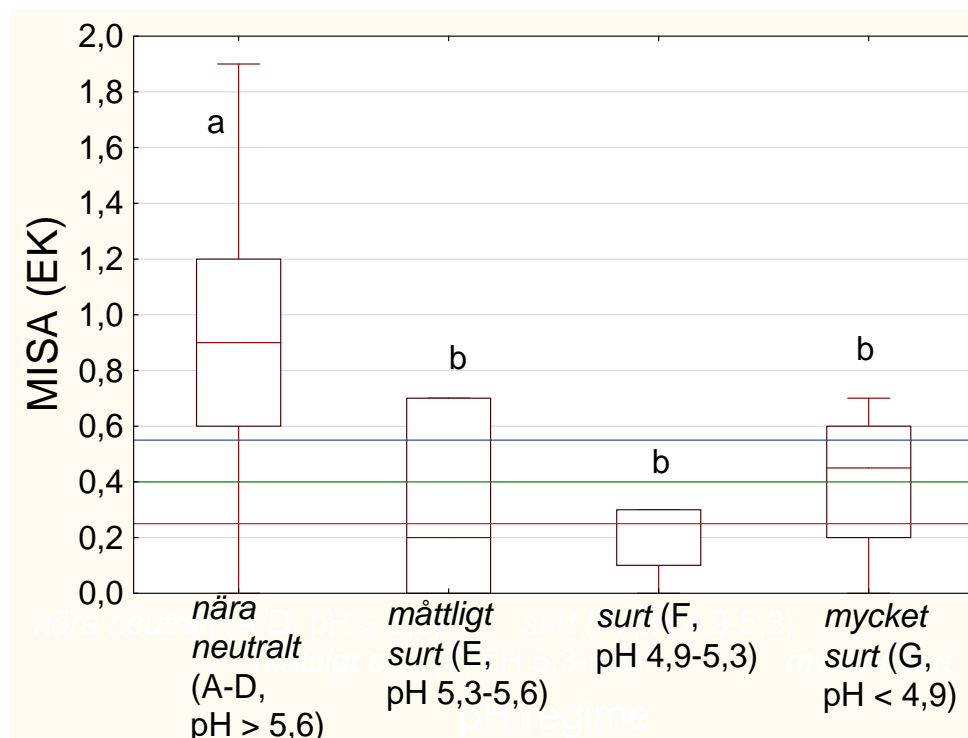


Fig. 9. Bottenfaunasurhetsindex MISA (EK = ekologisk kvalitetskvot) jämfört med pH-regimen enligt Johnson & Goedkoop 2007 (p. 67, indelning efter EK gränser, A-D n=160; E n=7; F n=7; G n=6, bara vattendrag med vattenkemi från samma år). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Unequal N HSD-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda med en signifikansnivå av $p < 0,05$. Färgade linjer delar surhetsgrupperna enligt Naturvårdsverket 2008. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

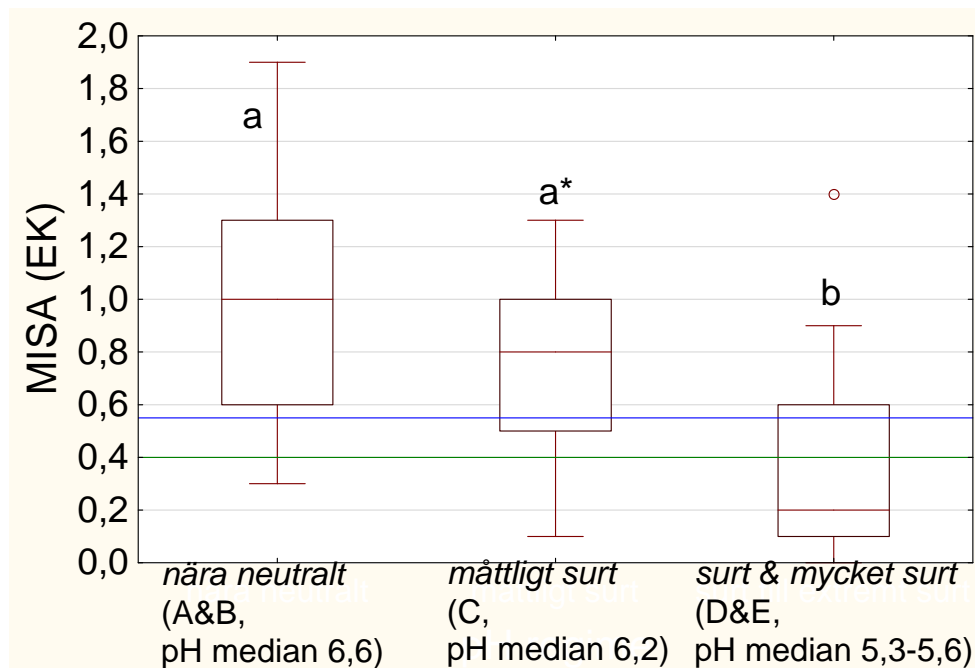


Fig. 10. Bottenfaunasurhetsindex MISA (EK = ekologiska kvalitetskvot) jämfört med pH-regimer enligt Johnson & Goedkoop 2007 (p. 67, indelning efter pH median, A & B n=128; C n=29; D & E n=23; bara vattendrag med vattenkemi från samma år). Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Unequal N HSD-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda med en signifikansnivå av $p < 0,05$ (* gruppen är nästan signifikant skild). Färgade linjer delar surhetsgrupperna enligt Naturvårdsverket 2008. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Beräknar man risken att gruppera ett vattendrag i en annan grupp än vad de uppmätta pH-värdena anger ('typ II error') har denna låga skillnad mellan bottenfaunasurhetsgrupper två följder: För det första är risken större än för kiselalger att ett vattendrag grupperas i en annan surhetsgrupp än förväntat när man använder sig av MISA. För det andra är risken ganska stor att man inte bara hamnar i en närliggande grupp, utan risken finns för att alla vattendrag felaktigt kan hamna i vilken annan grupp som helt. Den risken finns inte för kiselalgerna på samma sätt: vattendrag med $\text{pH} \geq 7,3$ (A/alkaliskt) klassas aldrig som D/surt/pH 5,5-6,5 eller E/mycket surt/pH < 5,5, och tvärtom. Observera dock att antal vattendrag i de sura grupperna är väldigt få när det gäller bottenfaunaresultat. MISA klassar faktiskt 89 % av alla vattendrag i pH-regim A-D/nära neutralt/pH > 5,6 (n=160) rätt, om man räknar på den första surhetsgruppsindelningen. Resten hamnar i någon av surhetsgrupperna måttligt till extremt surt. Men till exempel grupperas inget av de sex vattendragen i surhetsgruppen E (pH 5,3-5,6) rätt, två hamnar i A-D/nära neutralt/pH > 5,6, resten i F (pH 4,9-5,3). Liknande ser det ut för vattendragen med pH-regimerna F (pH 4,9-5,3) och G (pH < 4,9). Om man lägger samman alla tre sura vattendragsgrupper E, F och G (pH < 5,6) och jämför hur många av de vattendrag som borde grupperas med MISA i en av dessa grupper så hamnar i alla fall 74 % av alla dessa vattendrag i någon av klasserna E-G. För den andra surhetsindelningen efter pH-medianvärden ser resultaten ut på följande vis: 89 % klassas som förväntat i A & B/nära neutralt/pH-median 6,6, men bara 10 % grupperas som förväntat i C/måttligt surt/pH-median 6,2 och, lite bättre, 67 % som förväntat i D & E/surt & måttligt surt/pH-median 5,3-5,5. Det verkar som om MISA bara kan urskilja två grupper: vattendrag med ett pH medelvärde/median större än 5,5-5,9 eller sådana där pH medelvärde/median är mindre än så.

Samma resultat finns redan beskrivna i bakgrundsrapporten för bottenfauna (Johnson & Goedkoop 2007).

Slutligen testade vi även hur det äldre surhetsindexet Henrikson & Medin skiljer surhetsgrupper från varandra (fig. 11). Indexet skiljer mellan bottenfaunataxa som har pH-optima över 5,4, mellan 4,8 och 5,4, mellan 4,5 och 4,8 samt under 4,5, därför valdes fyra surhetsgrupper med pH under 5,9 (D, E/F, G, H, tabell 1, fig. 11). För att se ifall indexet även skiljer mellan vattendrag med högre pH jämfördes den med vattendrag indelat efter kiselalgsgrupperna A, B och C (tabell 1, fig. 11). Enligt Naturvårdsverket 1999 ska Henrikson & Medin kunna skilja ut fem grupper: från ”mycket högt index” till ”mycket lågt index”. Resultatet visar att även Henrikson & Medin skiljer signifikant mellan surhetsgrupper (fig. 11, ANOVA $p < 0,001$) och att medianen för Henrikson & Medin indexet är lägre ju surare en grupp är. Henrikson & Medin skiljer signifikant ur grupp A från de andra grupperna (Unequal N HSD-test, $p < 0,05$). Grupperna B till E/F skiljer sig inte signifikant mot varandra, men det finns en tendens för att grupper blir mera lika de suraste grupper G och H med fallande pH (fig. 11). Dessa två suraste grupper, G och H, skiljer sig inte från varandra. Slår man ihop grupperna A&B samt D-H som för MISA ovan (fig. 10), så visar det sig att även Henrikson & Medins surhetsindex precis som MISA skiljer ut signifikant även vattendrag med ett pH medelvärde/median större än 5,5-5,9 från sådana där pH medelvärde/median är mindre än så. Sammanfattningsvis kan Henriksson & Medin därför signifikant skilja tre typer av vattendrag (A/pH > 7,3, B&C/pH 5,9-7,3 och D – H/pH < 5,9).

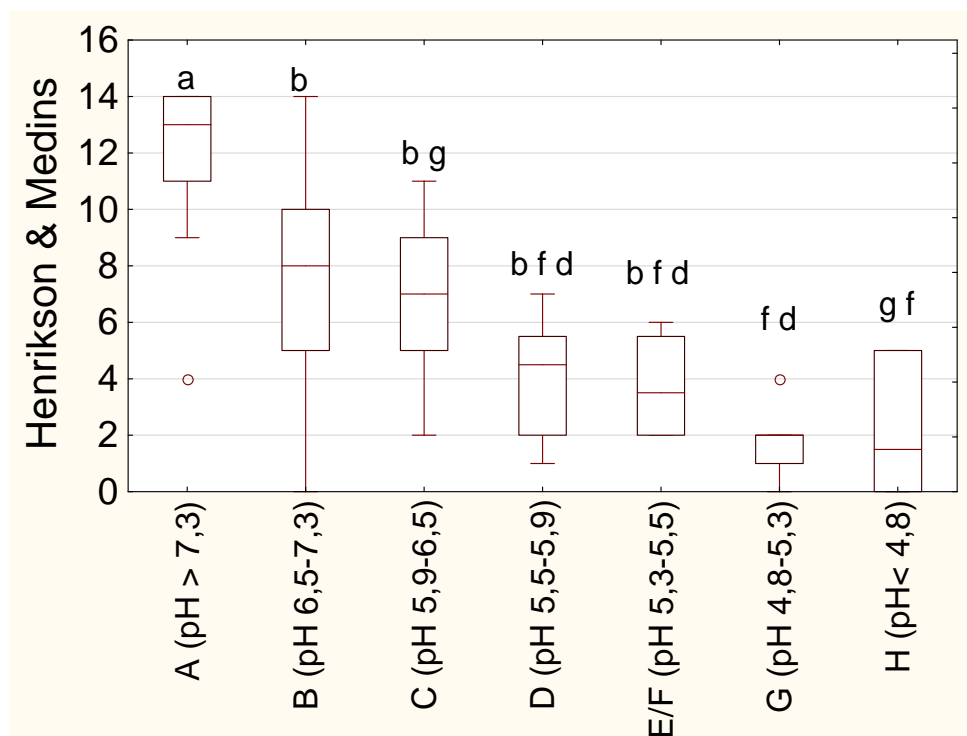


Fig. 11. Bottenfaunasurhetsindex Henrikson & Medins jämfört med pH-regimen enligt modifierat Kahlert et al. (2007) (A n= 28; B n=79; C n=23; D n=8; E/F n=4; G n=7, H n=6). Bara vattendrag med vattenkemi från samma år ingår. Bokstäver intill boxarna anger signifikanta skillnader mellan klasser enligt Unequal N HSD-tester; klasser som inte har bokstäver gemensamt är signifikant skilda med en signifikansnivå av $p < 0,05$. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

Biologiska index – regionala skillnader i surhetsindex?

För en jämförelse av indexutfallet i olika ekoregioner användes indelningen av Sveriges limniska ytvattenförekomster i sju ekoregioner enligt Naturvårdsverkets författningssamling (2006, med ändringarna från 2008, se fig. 1b):

1. Fjällen över trädgränsen
2. Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen
3. Norrland kust, under högsta kustlinjen
4. Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h.
5. Södra Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland.
6. Sydväst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Västerhavet, under 200 m.ö.h.
7. Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.

Angående skillnader mellan ekoregioner så finns det varken för kiselalgsindexet eller för bottenfaunaindexen en tydlig skillnad av surhetsindex mellan ekoregioner, utan ungefär samma medelvärde tyder på ungefär samma surhetsregim, oavsett ekoregion. Detta bekräftar den tidigare metoden att bedöma surhet i vattendrag och sjöar med hjälp av Henrikson & Medins index (Naturvårdsverket 1999), där man hade samma referensvärde för alla ekoregioner, och inga regionala skillnader i att mäta en avvikelse.

Igen visar figurerna 12-14 att variationen i index är mindre för kiselalgsindexet än för båda bottenfaunaindex. För indexet Henrikson & Medins går det i alla fall att tydligt koppla gruppen med de lägsta indexvärden till den suraste pH-regimen (fig. 14).

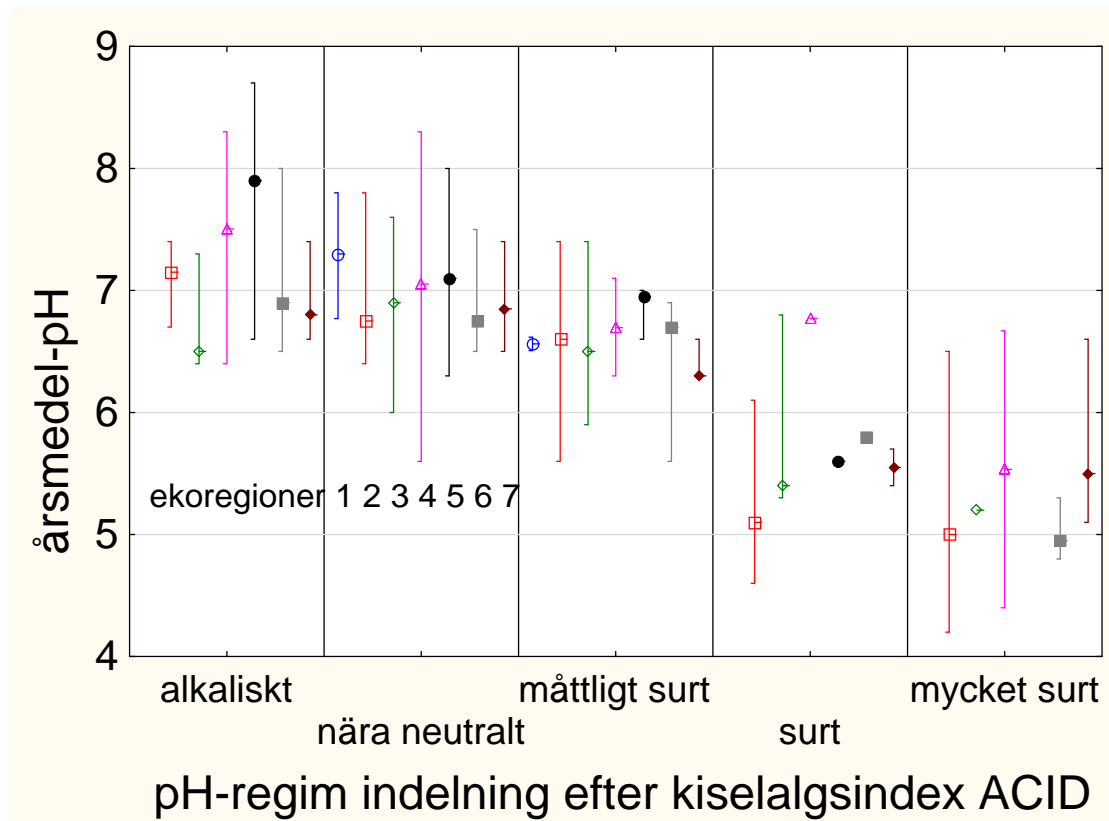


Fig. 12. Inga skillnader i årsmedel-pH mellan de sju limniska ekoregionerna finns när kiselalgsindexet ACID används för att dela in vattendrag efter surhetsregimerna alkaliskt till mycket surt (Naturvårdsverket 2008) (strecken visar min – max och symbolerna medianen). (-○- 1. Fjällen över trädgränsen, -□- 2. Norrlands inland, under trädgränsen över högsta kustlinjen, -◇- 3. Norrland kust, under högsta kustlinjen, -△- 4. Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h., -■- 5. Södra Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland, -■- 6. Sydväst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Västerhavet, under 200 m.ö.h., -◆- 7. Sydsvenska höglandet, söder om norrlandsgränsen, över 200 m.ö.h.). N för varje grupp varierar mellan 1 och 38.

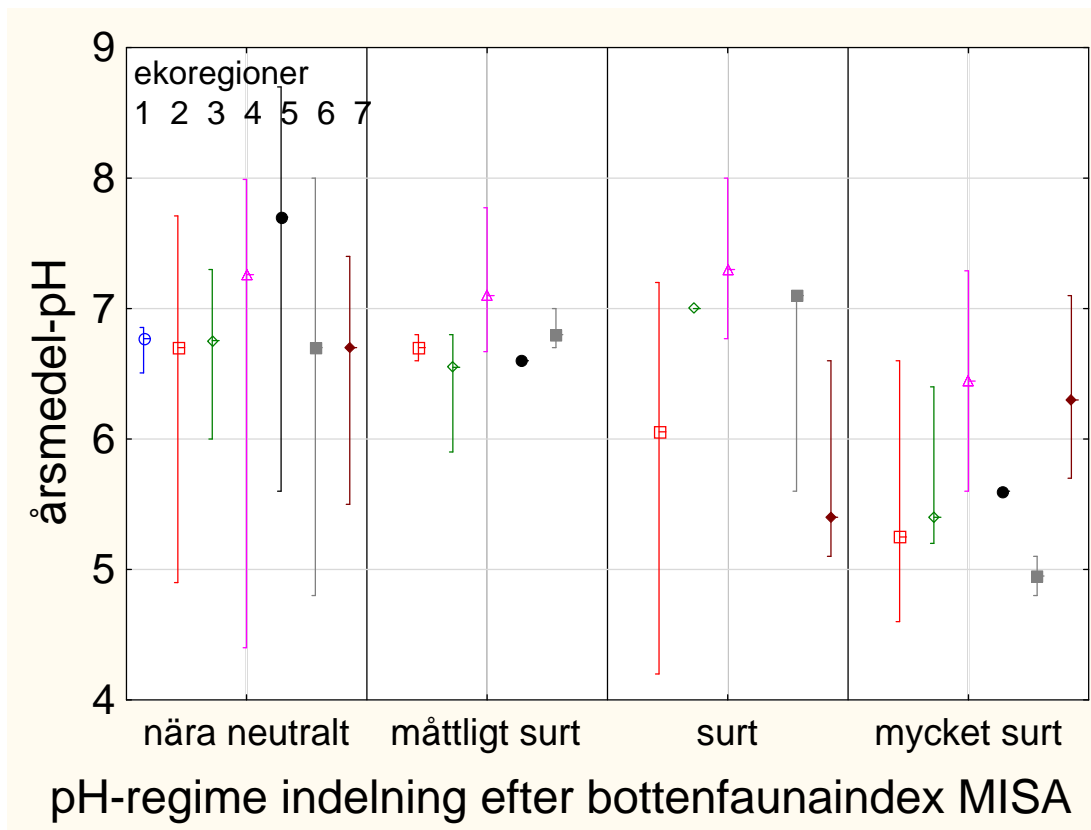


Fig. 13. Inga skillnader i årsmedel-pH mellan de sju limniska ekoregionerna finns när bottenfaunasurhetsindex MISA används för att dela in vattendrag efter surhetsregimerna alkaliskt till mycket surt (Naturvårdsverket 2008) (min – max, median). För ekoregionindelning se fig. 12. N för varje grupp varierar mellan 1 och 38.

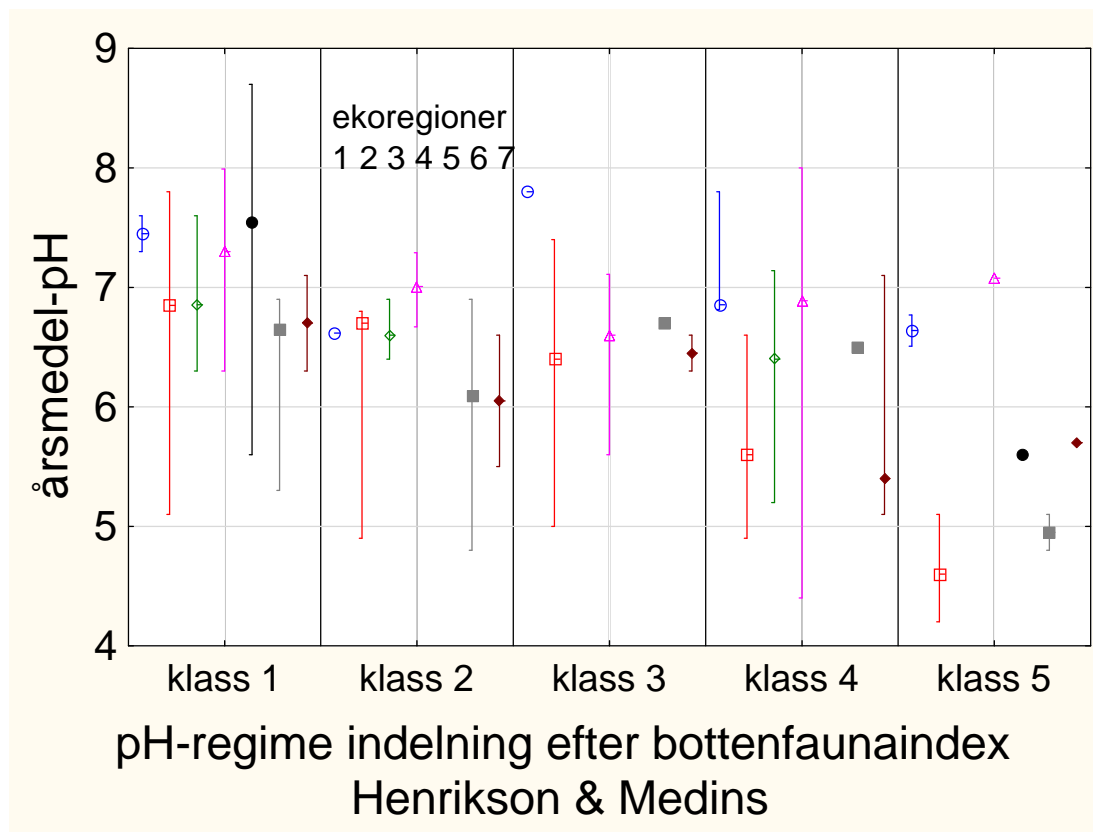


Fig. 14. Inga skillnader i årsmedel-pH mellan de sju limniska ekoregioner finns när bottenfaunasurhetsindex MISA används för att dela in vattendrag efter klass 1 till klass 5 (Naturvårdsverket 1999) (strecken visar min – max och symbolerna medianen). För ekoregionindelning se fig. 12. N för varje grupp varierar mellan 1 och 38.

Tidsvariation av surhetsindex

En faktor som troligtvis bidrar till det sämre sambandet mellan bottenfaunaindex och surhetsregim kan vara en större variation i bottenfaunaindex, och en möjlighet att undersöka denna variation är att undersöka variationen i tid, eftersom det inte finns data för replikat av kiselalgsprov för samma plats som det gör för bottenfaunan.

För 82 vattendrag (de flesta ur den nationella miljöövervakningen) finns det 2-5 år av återkommande provtagning på samma plats av både kiselalger, bottenfauna och vattenkemi samma år, och där MISA värden har kontrollerats genom att ta in beräkningar från tre olika håll för att utesluta att den komplicerade beräkningen var orsaken till eventuell variation. För att bedöma spridningen mera rättvis har variationskoefficienten (CV, standardavvikelse uttryckt som procent av medelvärdet) beräknats för ACID, MISA och Henrikson & Medins index.

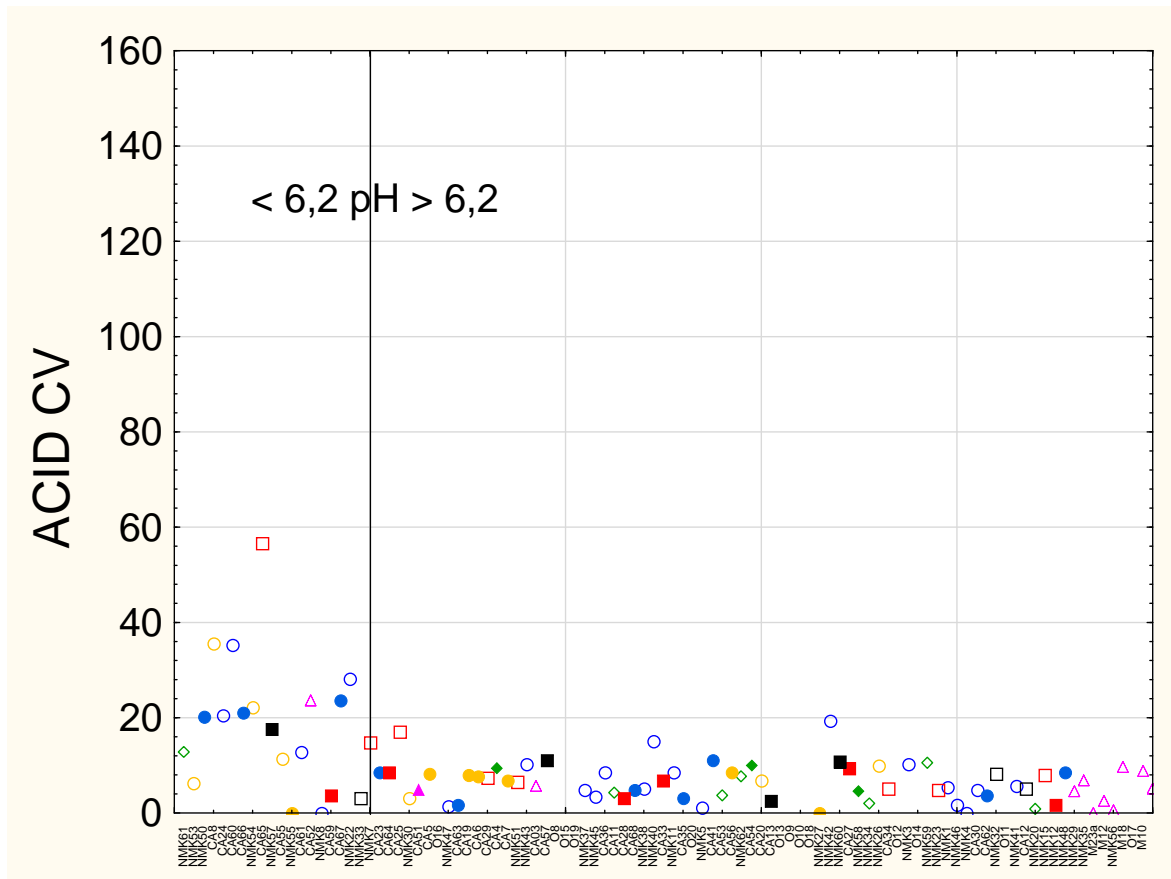


Fig. 15. Tidsvariation av kiselalgssurhetsindex ACID i vattendrag med mätningar från flera år (2-5) (variationskoefficient CV). Vattendrag sorterade från vänster till höger efter ökande årsmedel-pH. Ekoregion 2: ○ okalkat, ● kalkat, Ekoregion 3: □ okalkat, ■ kalkat, Ekoregion 4: ◇ okalkat, ◆ kalkat, Ekoregion 5: △ okalkat, ▲ kalkat, Ekoregion 6: ○ okalkat, ● kalkat, Ekoregion 7: □ okalkat, ■ kalkat.

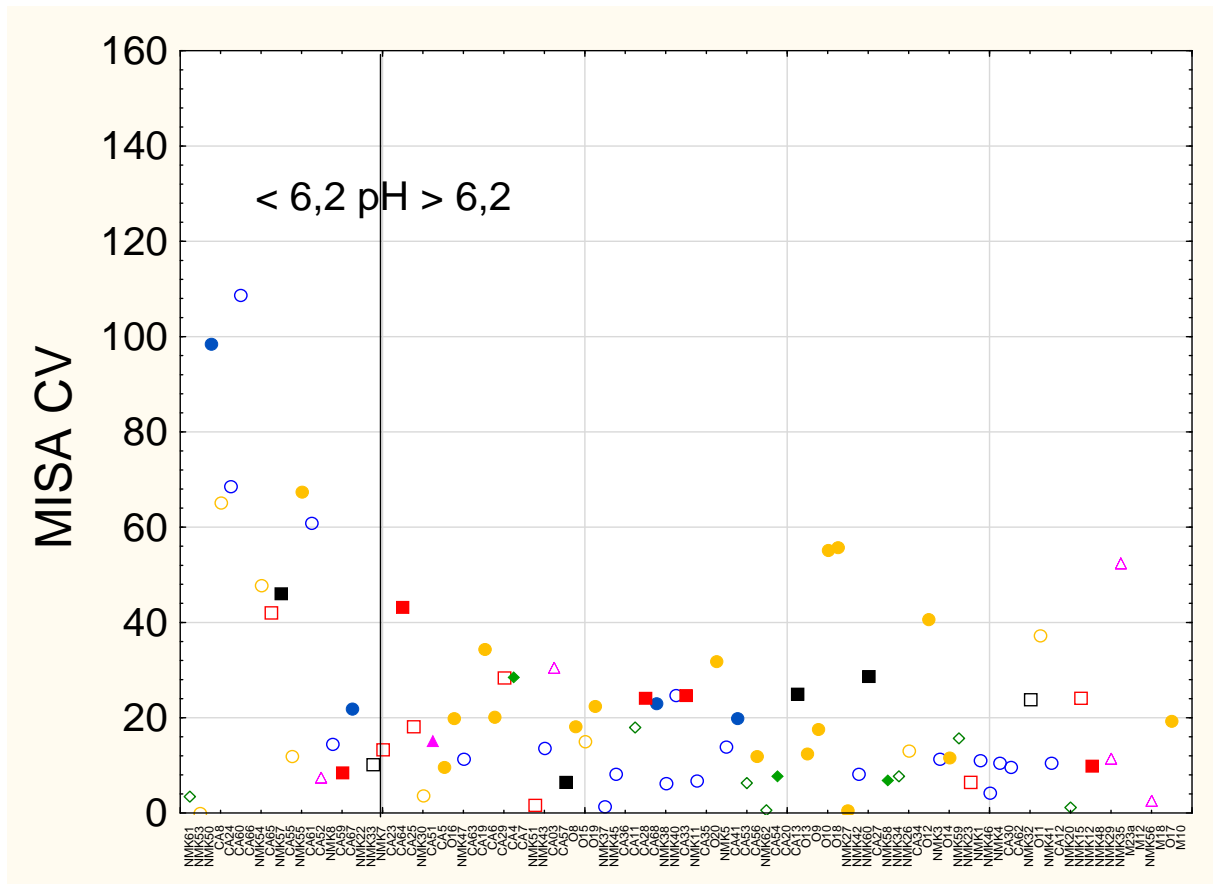


Fig. 16. Tidsvariation av bottenfaunasurhetsindex MISA i vattendrag med mätningar från flera år (2-5) (variationskoefficient CV). Vattendrag sorterade från vänster till höger efter ökande årsmedel-pH. Ekoregion 2: ○ okalkat, ● kalkat, Ekoregion 3: □ okalkat, ■ kalkat, Ekoregion 4: ◇ okalkat, ◆ kalkat, Ekoregion 5: △ okalkat, ▲ kalkat, Ekoregion 6: ○ okalkat, ● kalkat, Ekoregion 7: □ okalkat, ■ kalkat.

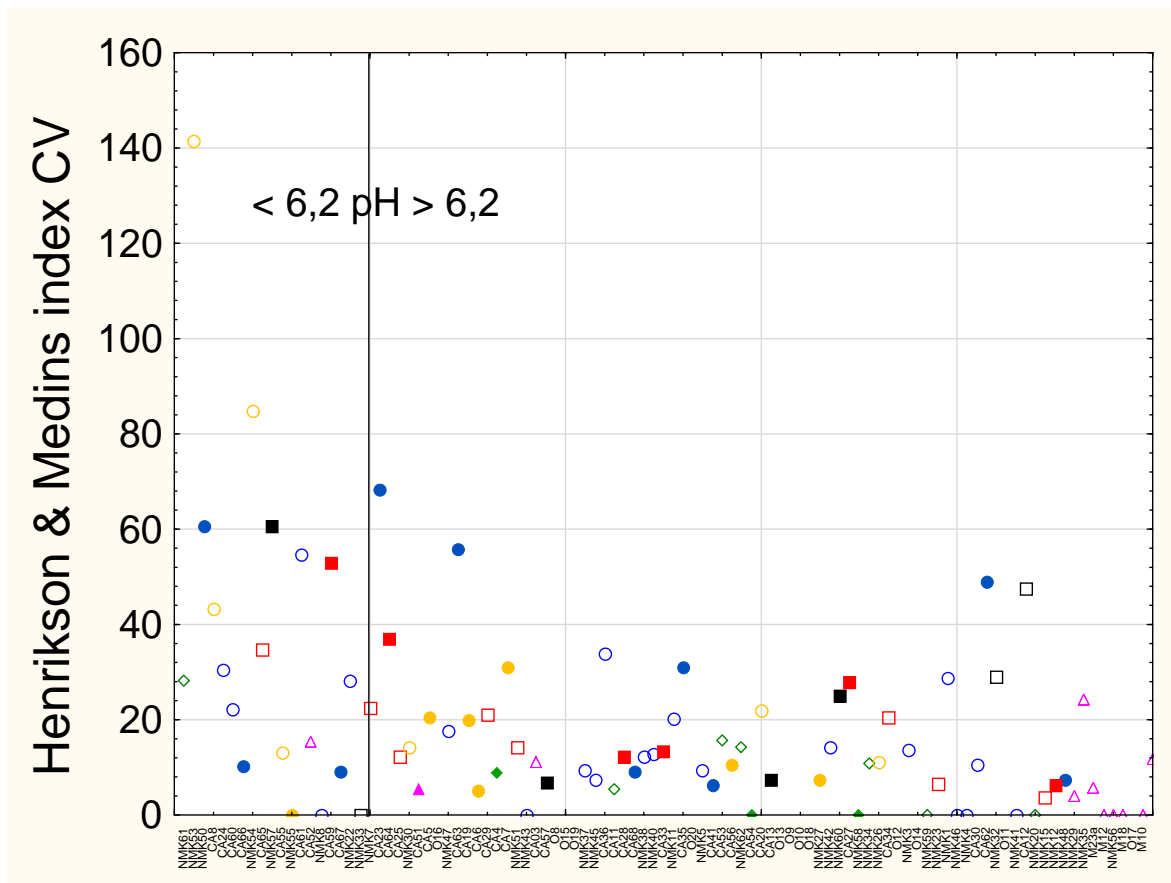


Fig. 17. Tidsvariation av bottenfaunasurhetsindexet Henrikson & Medin i vattendrag med mätningar från flera år (2-5) (variationskoefficient CV). Vattendrag sorterade från vänster till höger efter ökande årsmedel-pH. Ekoregion 2: ○ okalkat, ● kalkat, Ekoregion 3: □ okalkat, ■ kalkat, Ekoregion 4: ◇ okalkat, ◆ kalkat, Ekoregion 5: △ okalkat, ▲ kalkat, Ekoregion 6: ○ okalkat, ● kalkat, Ekoregion 7: □ okalkat, ■ kalkat.

Resultaten visar att även variationen över tid är mindre för ACID än för båda bottenfaunaindexen (fig. 15-17). Varken ekoregion eller om ett vattendrag är kalkat eller ej verkar ha betydelse för variationen i någon av dem biologiska surhetsindexen. Alla index varierar i genomsnitt mest för vattendrag med ett årsmedel-pH under ungefär 6,2, vilket kan förklaras med att det är dessa vattendrag som i genomsnitt också har sin största pH variation uttryckt som CV (fig. 18). Korrelerar man variationen av de biologiska indexen mot variationen i årsmedel-pH (fig. 19) så syns det igen att kiselalgsindex har i genomsnitt en lägre variation än bottenfaunaindex, och att denne variation är något bättre kopplade till variationen i årsmedel-pH än för bottenfaunan fast denna samband är lågt (ACID CV: $r^2 = 0,14$, $p < 0,01$; MISA CV: $r^2 = 0,05$, $p > 0,05$; Henrikson & Medins CV: $r^2 = 0,03$, $p > 0,05$, fig. 19).

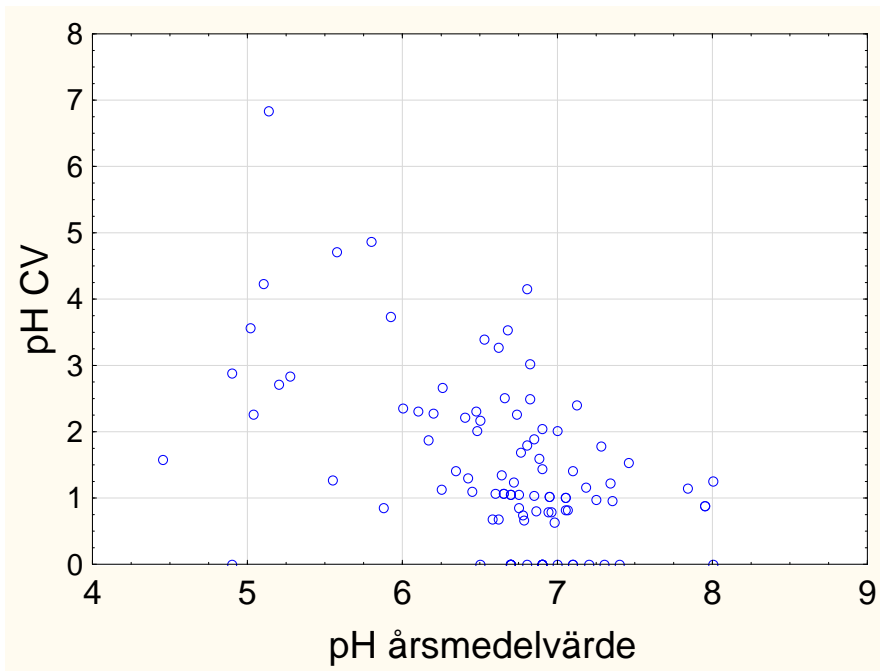


Fig. 18. Variationen i årsmedel-pH (variationskoefficient CV) mellan 2-5 år jämfört med årsmedel-pH för ett vattendrag (n=82).

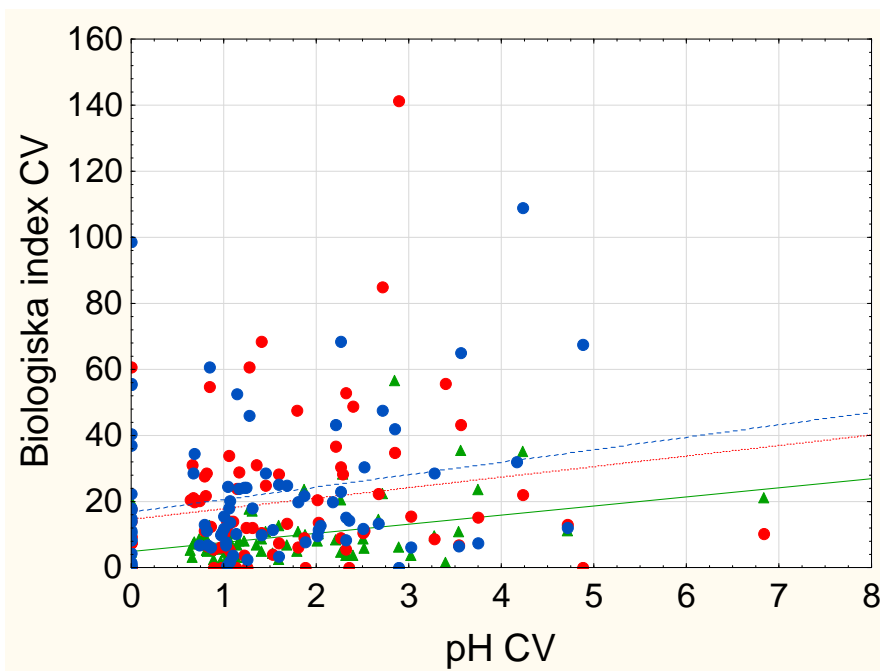


Fig. 19. Variationen (variationskoefficient CV) i biologiska index (● MISA; ● Henrikson & Medins; ▲ ACID) jämfört med variationen i årsmedel-pH (som CV) mellan 2-5 år.

Slutsatser surhet

pH-regim

Kiselalgsurhetsindexet ACID återspeglar ett vattendrags pH-regim väl och har ett relativt bra linjärt samband med årsmedel-pH (för tolv månadersperioden innan provtagningen), särskilt för vattendrag med ett pH under 7,5. Bottenfaunasurhetsindexet Henrikson & Medins har också ett linjärt samband med årsmedel-pH, fast sämre än ACID. Den linjära korrelationen mellan MISA och årsmedel-pH är ännu lägre eftersom den främst förväntas dela in vattendrag i sura ($\text{pH} < 5,6$) och ”icke sura” ($\text{pH} > 5,6$) vatten med hjälp av ett tröskelvärde. Det är svårt att jämföra MISA direkt med ACID och Henrikson & Medins index. Båda bottenfaunasurhetsindex har en större spridning i jämförelse med kiselalgsindexet ACID.

Alla tre surhetsindikatorer är signifikant korrelerade med minimum-pH, dock sämre än med årsmedel-pH. Igen är ACID bäst linjärt korrelerat med minimum-pH, följt av Henrikson & Medins och MISA.

Regionala skillnader

Varken för kiselalger eller för bottenfaunan hittas en tydlig skillnad av surhetsindexen mellan Sveriges sju limniska ekoregioner, utan vattendrag som bedöms med de olika biologiska indikatorerna att ha samma pH-regim har också ungefär samma årsmedel-pH oavsett ekoregion. När ett medianvärde för varje surhetsgrupp i varje ekoregion beräknas är återigen variationen i index mindre för kiselalgsindexet än för båda bottenfaunaindexen.

Även variationen över tid på samma plats beräknat som varianskoefficient (standardavvikelse uttryckt i % av medelvärdet) är mindre för ACID och tydligare korrelerad till variationen i pH än för båda bottenfaunaindexen. Varken ekoregion eller om ett vattendrag är kalkat eller ej verkar ha betydelse för variationen något av de biologiska surhetsindexen, dock varierade alla index mest för vattendrag med ett årsmedel-pH under ungefär 6,2 som har i genomsnitt också den största pH-variationen av alla vattendrag (uttryckt som CV).

Biologiska index – samband med närsaltsbelastning i vattendrag

Som tidigare nämnts ska det föreliggande projektet undersöka hur bra kiselalgs- och bottenfaunaindexen återspeglade verkligheten med hänsyn till näringsämnenas koncentration, eftersom uppdragsgivaren dels ville ha en jämförelse av de olika indexens precision och pålitlighet för bedömning av ekologisk status men även önskade att få en rekommendation om vilken indikator man borde välja för att kunna bedöma ”närsaltshalt i enskilda vattendrag ifrån vilka man inte har några vattenkemiska mätdata”. För den senare jämförelsen har bara råindexvärden använts.

Korrelation mellan olika kiselalgs- och bottenfaunaindex och närsaltet fosfor

Alla data som finns för föreliggande studie ($n = 273$ vattendrag) visar att alla i undersökningen jämförda biologiska index som förväntas ha en koppling till eutrofiering var signifikant

korrelerade till årsmedel av totalfosfor i vattendragen (fig. 20-24). Den starkaste kopplingen hade kiselalger. Indexet IPS är då bäst korrelerat med fosfor, bättre än TDI, som har ungefär samma förklaringsgrad som bottenfaunaindexet DJ. TDI ska egentligen vara närmare kopplat till närsalter eftersom det är konstruerat just för att bara visa på närsalter, men det är sedan tidigare känt att i Sverige fungerar IPS bättre i detta avseende. Möjligtvis beror det på att TDI har tagits fram i Storbritannien och måste anpassas till den svenska kiselalgsfloran, ett arbete som redan har gjorts för IPS, men inte för TDI. Även bottenfaunaindexen är hyfsat väl korrelerade med Tot-P. Bland bottenfaunaindikatorerna har DJ ett starkare samband med totalfosfor, följt av ASPT och sist kommer DFI. Använder man bara data från vattendrag som har en relativ frekvent kemimätning ($n > 5$ ggr. per år, $n=160$) så stärks sambandet mellan alla indikatorer och Tot-P. Använder man då kiselalgsindexet IPS kan man i genomsnitt förklara ca. 61 % av variationer i totalfosforhalten i ett vattendrag, med bottenfaunaindex DJ ca. 50 %.

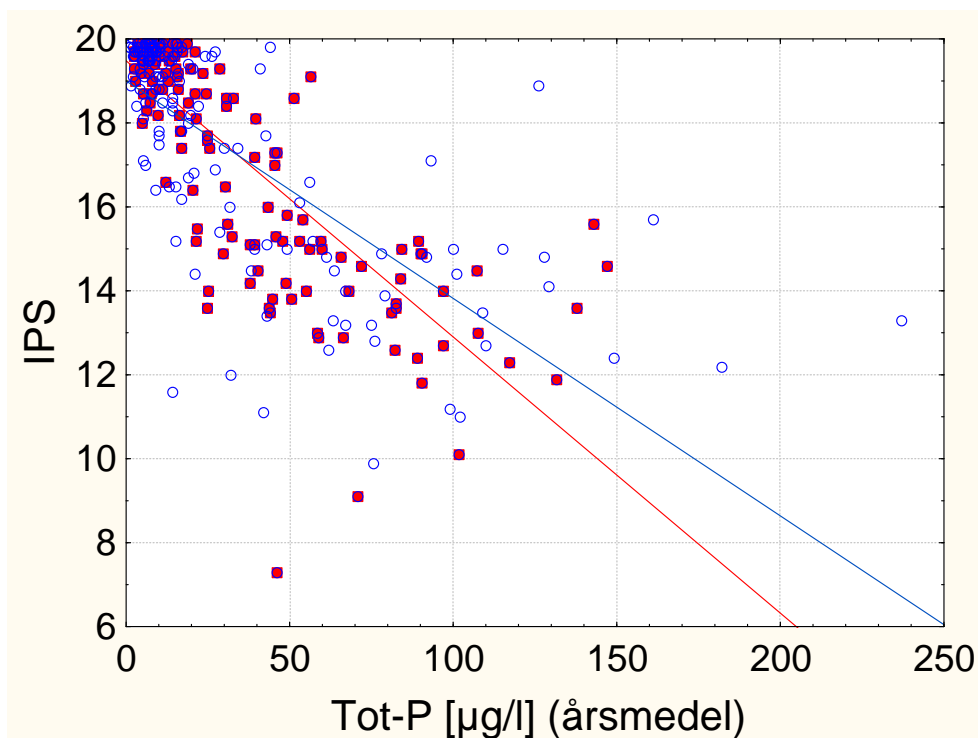


Fig. 20. Sambandet mellan kiselalgsindikator IPS och Tot-P (årsmedel) i vattendrag (-○- $r^2 = 0,52$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,61$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$). Öppna symboler ○: vattendrag med ≤ 5 vattenkemiprovtagningar per år. Fyllda symboler ■: vattendrag med >5 vattenkemiprovtagningar per år

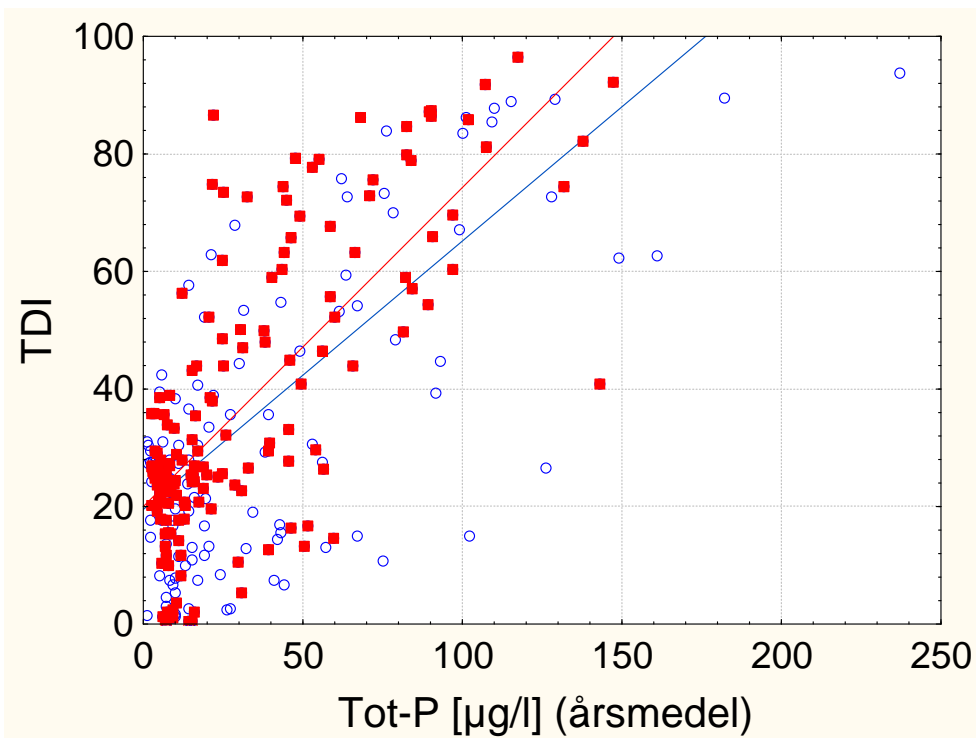


Fig. 21. Sambandet mellan kiselalgsindikator TDI och Tot-P (årsmedel) i vattendrag (-○- $r^2 = 0,48$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,53$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$). Öppna symboler ○: vattendrag med ≤ 5 vattenkemiprovtagningar per år. Fyllda symboler ■: vattendrag med >5 vattenkemiprovtagningar per år

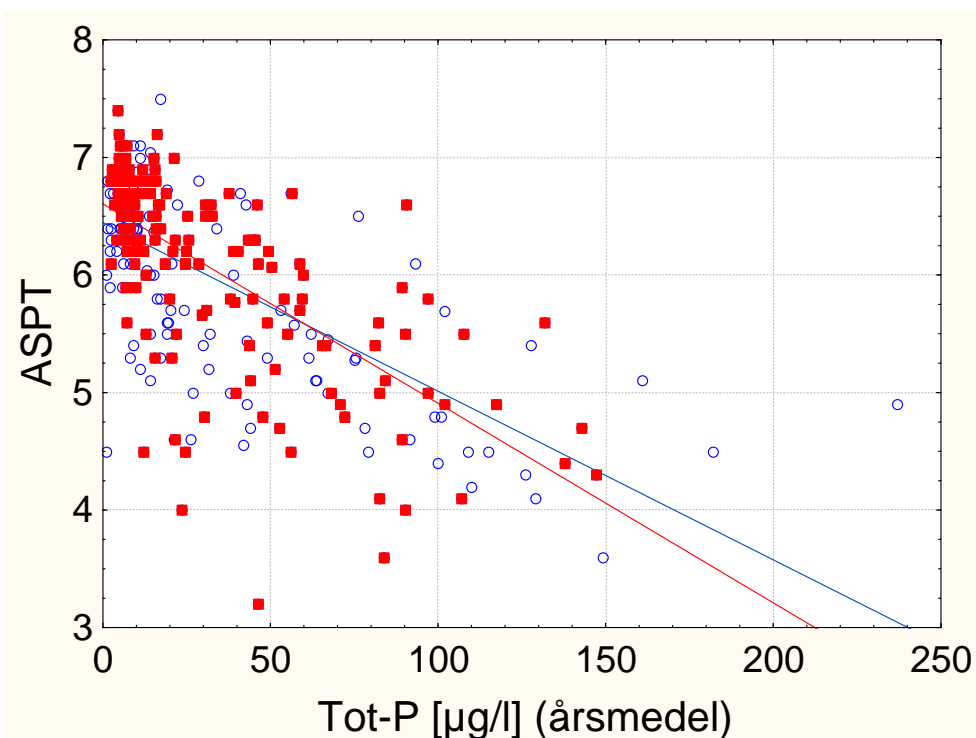


Fig. 22. Sambandet mellan bottenfaunaindikator ASPT och Tot-P (årsmedel) i vattendrag (-○- $r^2 = 0,42$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,45$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$). Öppna symboler ○: vattendrag med ≤ 5 vattenkemiprovtagningar per år. Fyllda symboler ■: vattendrag med >5 vattenkemiprovtagningar per år

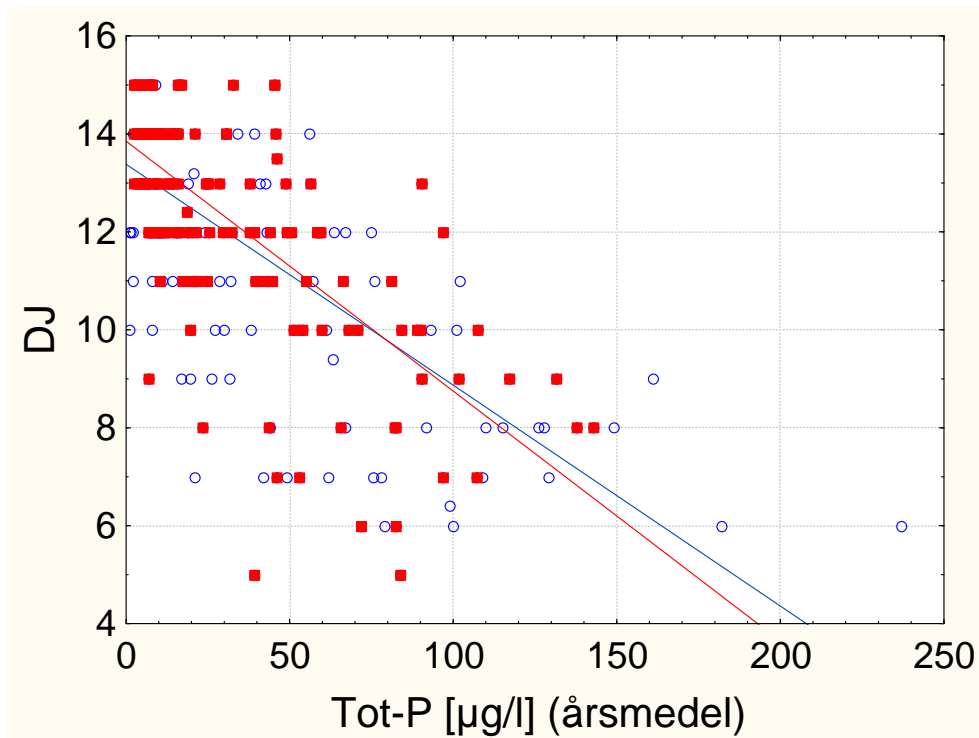


Fig. 23. Sambandet mellan bottenfaunaindikator DJ och Tot-P (årsmedel) i vattendrag (-○■- $r^2 = 0,48$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,50$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$). Öppna symboler ○: vattendrag med ≤ 5 vattenkemiprovtagningar per år. Fyllda symboler ■: vattendrag med >5 vattenkemiprovtagningar per år.

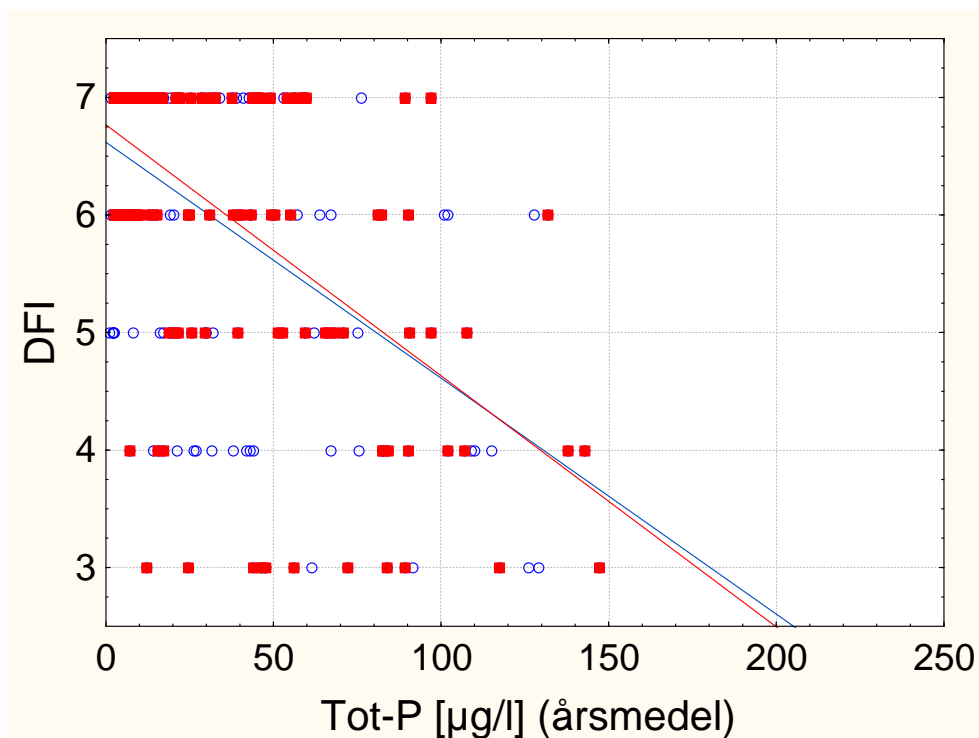


Fig. 24. Sambandet — mellan bottenfaunaindikator DFI och Tot-P (årsmedel) i vattendrag ($r^2 = 0,29$ alla vattendrag $n=273$, $r^2 = 0,32$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$)

Korrelation mellan olika kiselalgs- och bottenfaunaindex och närsaltet kväve

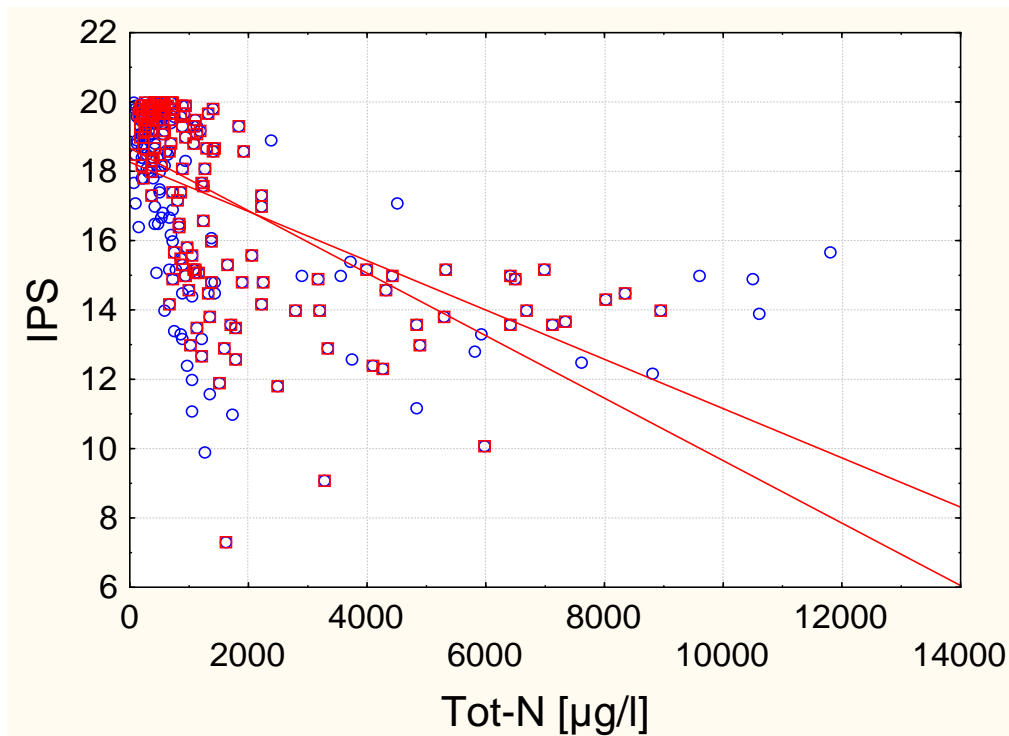


Fig. 25. Sambandet — mellan kiselalgsindikator IPS och Tot-N (årsmedel) i vattendrag (-○-■- $r^2 = 0,30$ alla vattendrag n=273, -■- $r^2 = 0,38$ >5 kemiprovtagningar/år, n=160)

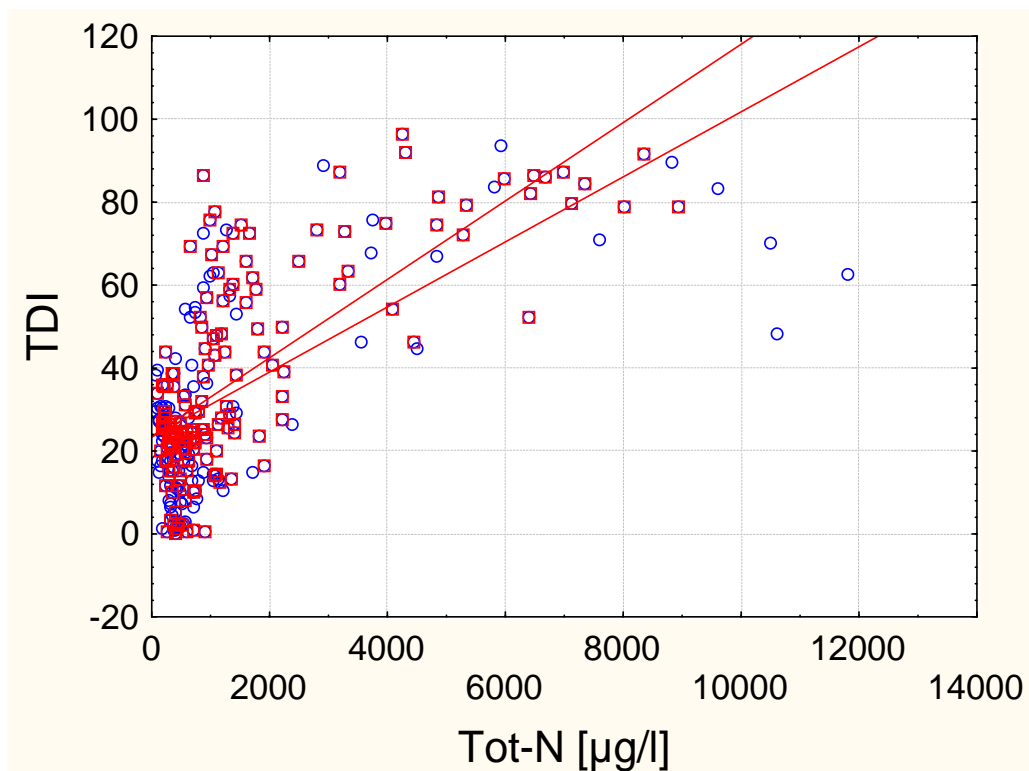


Fig. 26. Sambandet — mellan kiselalgsindikator TDI och Tot-N (årsmedel) i vattendrag (-○-■- $r^2 = 0,45$ alla vattendrag n=273, -■- $r^2 = 0,52$ >5 kemiprovtagningar/år, n=160)

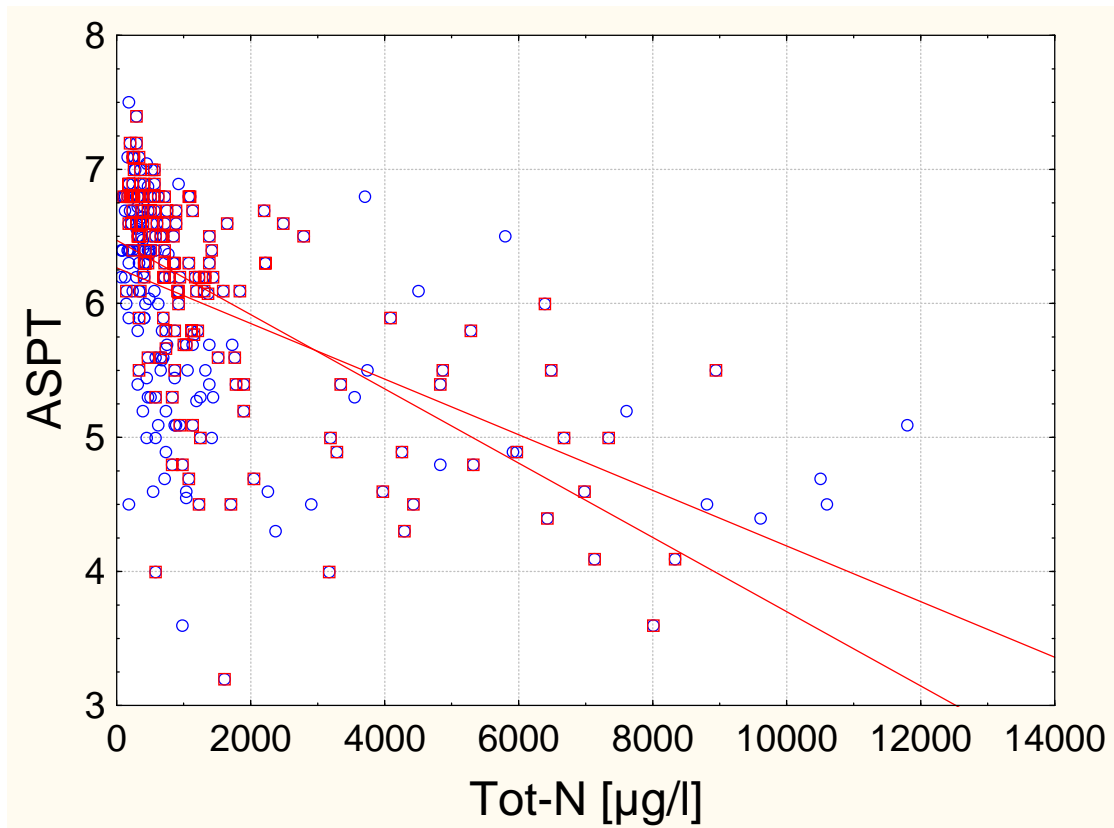


Fig. 27. Sambandet — mellan bottenfaunaindikator ASPT och Tot-N (årsmedel) i vattendrag (-
 ○- $r^2 = 0,28$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,39$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$)

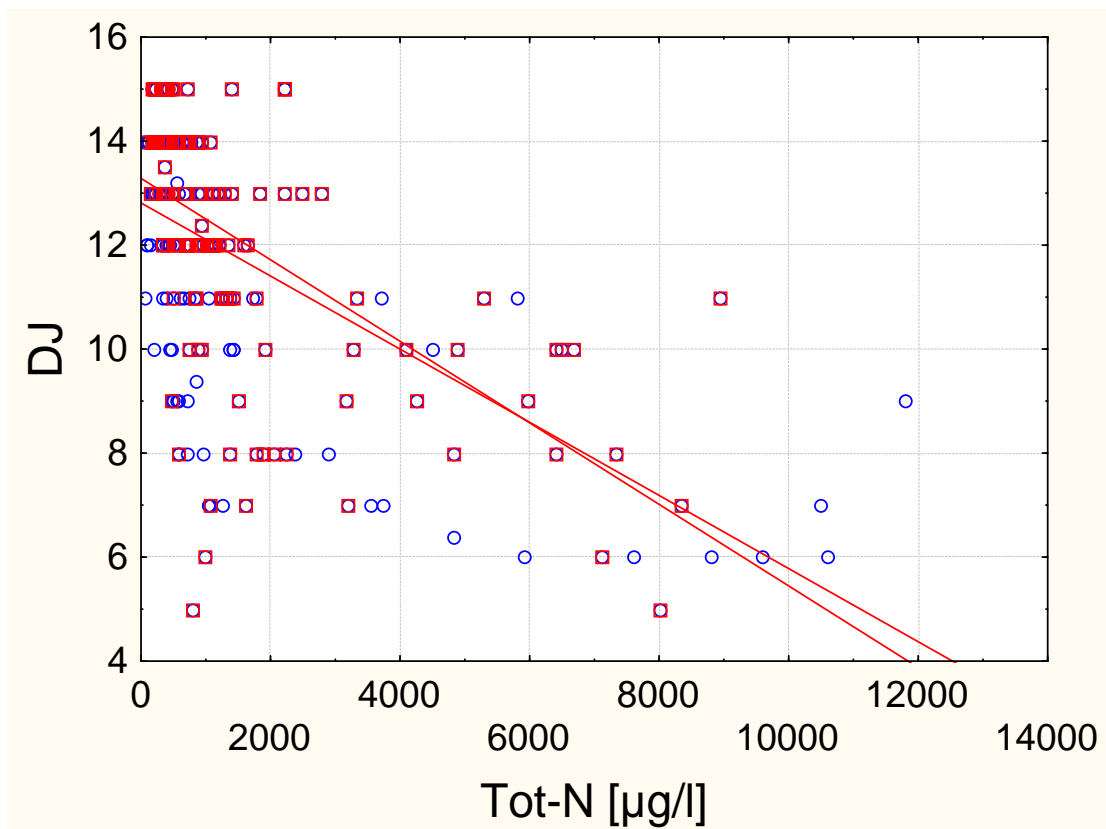


Fig. 28. Sambandet — mellan bottenfaunaindikator DJ och Tot-N (årsmedel) i vattendrag (-
 ○- $r^2 = 0,36$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,36$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$)

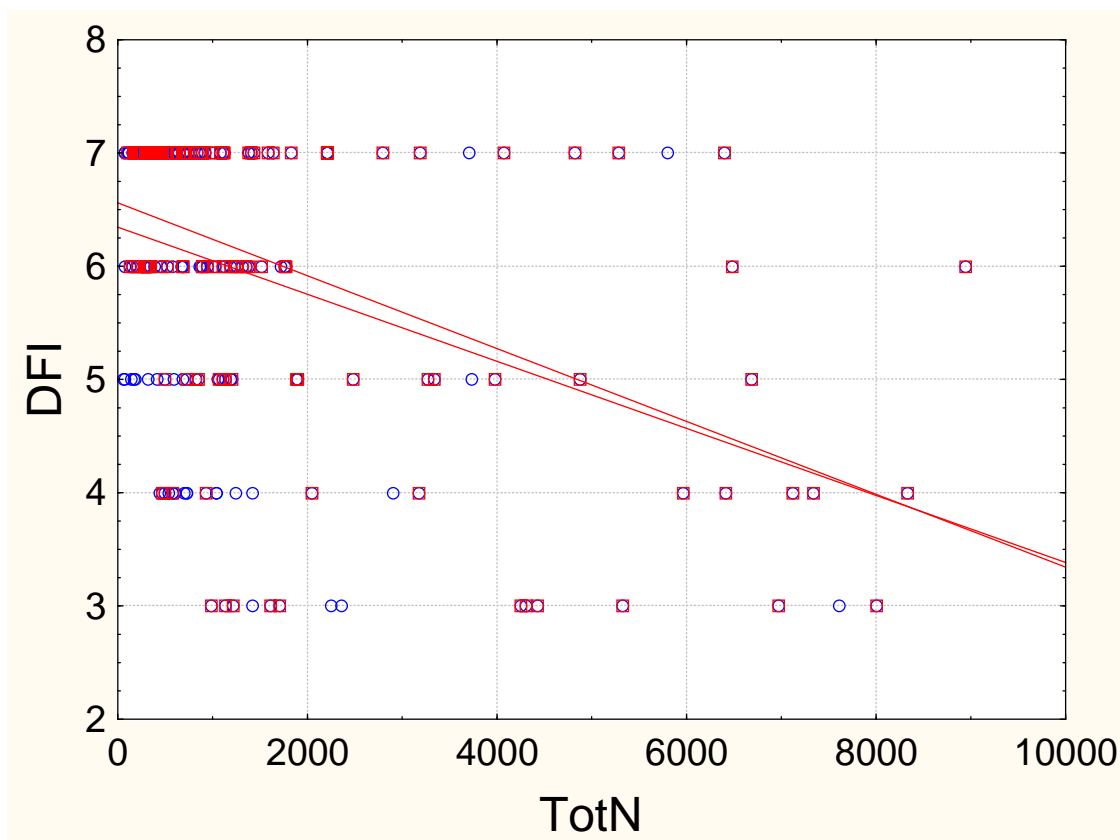


Fig. 29. Sambandet — mellan bottenfaunaindikator DJ och Tot-N (årsmedel) i vattendrag (-○- $r^2 = 0,17$ alla vattendrag $n=273$, -■- $r^2 = 0,24$ >5 kemiprovtagningar/år, $n=160$)

Angående kväve så är det åter kiselalgerna som har ett bättre samband med Tot-N än bottenfaunan, men nu är TDI bättre kopplade till Tot-N koncentrationer än IPS, som t.o.m. är sämre korrelerat med Tot-N än bottenfaunaindexen DJ och ASPT, som korrelerar bäst av bottenfaunaindexen med Tot-N (fig. 25-29). Sämsta bottenfaunaindex igen är DFI. Precis som för Tot-P är sambandet mellan Tot-N och indikatorerna bättre när man bara tar hänsyn till vattendrag som har en mera frekvent kemimätning (< 5 ggr. per år, $n=160$, undantag: DJ index). Kiselalgerna kan som mest förklara 52 % av variationen i Tot-N (med TDI), bottenfauna 38 % (med ASPT) resp. 36 % (med DJ).

Slutsatser närsalter

Alla i undersökningen jämförda biologiska index som förväntas ha en koppling till eutrofiering (IPS, TDI, ASPT, DJ, DFI) var signifikant korrelerade till årsmedel av totalfosfor i vattendragen. Den starkaste kopplingen hade kiselalgerna med indexet IPS. Förmodligen beror den något sämre sambandet mellan indexet TDI och fosfor på det faktum att detta index har tagits fram i Storbritannien och inte har anpassats till den Svenska floran, ett arbete som redan har gjorts med indexet IPS. Även bottenfaunaindexen är hyfsat korrelerade med Tot-P, och som förväntat var det eutrofi-indexet DJ som hade det starkaste sambandet följt av ASPT och sist DFI. Kiselalgsindexet IPS kan i genomsnitt förklara ca. 61 % av variationer i totalfosforhalten i ett vattendrag, bottenfaunaindex DJ ca. 50 %.

Angående kväve så kan kiselalgerna som mest förklara 52 % av variationen i Tot-N (med TDI) och bottenfauna 38 % (med ASPT) resp. 36 % (med DJ).

Som det framgår av figurerna 19-29 så ger indexen bara en ungefärlig bild av närsaltshalterna, enstaka vattendrag kan avvika mycket mera från genomsnittet än surhetsindexen från pH-regimen.

Ekologisk status klassat med biologin

De undersökta kiselalgs- respektive bottenfaunaindexen har egentligen inte tagits fram för att bedöma närsaltshalter i vattendrag, utan är till för att bedöma en antropogen påverkan.

Därför har vi lagt till dels en analys om hur den ekologiska statusklassningen med biologin skiljer sig åt i sina bedömningar av antropogen näringspåverkan och dels en direkt parvis analys om hur de skiljer sig åt i klassningen av den ekologiska statusen för samma vattendrag. För detta ändamål har inte råindexvärden använts utan beräknade ekologiska statusklasser enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 2007).

När det gäller kiselalger så klassas den ekologiska statusen genom att beräkna EK värden av IPS indexet. Stödparametrarna TDI och % PT samt taxaantal och diversitet och i nyare undersökningar även andel deformerade skal ska sedan undersökas för en rimlighetskontroll av klassningen. Visar stödparametrarna en alldeles för stor avvikelse från IPS-klassningen kan denna klass i undantagsfall ändras till det bättre eller sämre.

När det gäller bottenfaunan så har för jämförelsen med statusklassningen av näringsämnen i vattendrag klassen för de enskilda indexen använts genom att beräkna EK värden av DJ, ASPT och DFI indexen enligt Naturvårdsverket (1999, 2008). Det förväntades att DJ indexet skulle svara bättre mot statusklassningen av näringsämnen än de andra index eftersom den är uttryckligen ett eutrofi-index. Den slutgiltiga bottenfaunaklassen enligt Naturvårdsverket (2008) är dock den sämsta klassen av antingen DJ-klassning eller ASPT-klassning, och denna klass användes för jämförelsen mellan de ekologiska statusklassningarna enligt kiselalger respektive bottenfauna. Egentligen borde även MISA klasser tas med här enligt Naturvårdsverket (2008), men den utelämnades eftersom det är för det första tveksamt ifall MISA verkligen bara klassar antropogen påverkan och för det andra finns det ingen motsvarighet i kiselalgsmetoden som hänvisar till att beräkna en antropogen försurningsklassning enligt den kemiska modell metoden (MAGIC).

När det gäller statusklassningen av näringsämnen i vattendrag utfördes den enligt den utförliga fysikalisk-kemiska modellen efter nya handboken från 2007 när tillräckliga bakgrundsdata fanns, annars med den förenklade metoden. Ingen korrigering för jordbruksmark kunde göras eftersom bakgrundsdata för detta fattades, så bedömningen för alla vattendrag med mer än 10 % åkermark är osäkra. Detta innebär att för ungefär 25 % av de ingående vattendragen har statusen förmodligen underskattats i denna klassificering.

Ekologisk status klassat med biologin – samband med antropogen näringspåverkan framräknad med bedömningsgrunden för näringsämnen i vattendrag

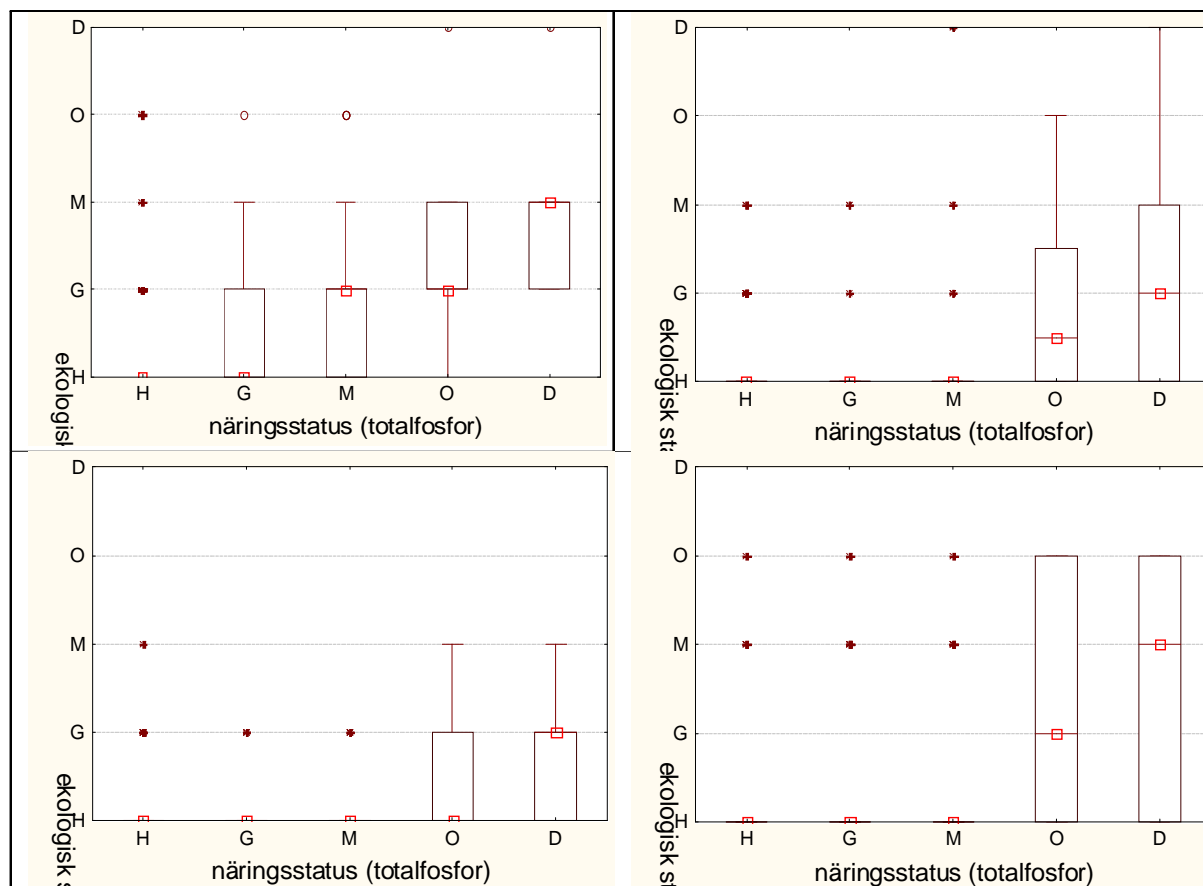


Fig. 30. Ekologisk statusklassning med kiselalger ovan t.v., med DJ-index ovan t.h., ASPT nedan t.v. och DFI nedan t.h. jämfört med statusklassningen enligt den fysikalisk-kemiska modellen för totalfosfor. H = hög, G = god, M = måttlig, O = otillfredsställande, D = dålig status. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

När en analys av ett vattendrag med biologiska index ska innefatta en bedömning om vattendraget är eutrofierat, alltså påverkat av en av människan tillfogad närsaltsbelastning, så ger kiselalger i genomsnitt en tydlig respons redan för eutrofieringsklasserna (beräknat med den fysikalisk-kemiska modellen) God och Måttlig, samt ytterligare respons för klasserna Otillfredsställande och Dålig (fig. 30). Bottenfaunaindikatorer visar ett tydligt samband med eutrofieringsklasserna först när eutrofieringen enligt fys-kem bedömningsgrunden är väldigt stark (klasserna O och D). Detta tyder på att en del av de högre klassningarna med bottenfaunan kan bero på att bottenfaunaindex är konstruerat så att eutrofiering ger utslag i index senare än för kiselalger, vilket leder till att en eutrofierat vattendrag har bättre överensstämmelse med kiselalgsklassningen. DJ indexet, som uttryckligen är ett eutrofi-index, ger som förväntat en tidigare respons i de första tre klasserna än ASPT, som ska återspegla även annan påverkan än eutrofiering. Men även DJ klassar i genomsnitt vattendrag som ”God” även i den sista eutrofieringsklassen ”Dålig”, vilket är fortfarande sämre än kiselalgsklassningen ”Måttlig” för samma eutrofieringsklass.

Förekomsten eller frånvaron av ett starkt samband här kan dock tyvärr lika väl bero på att den fysikalisk-kemiska bedömningsgrunden för näringsämnen inte är så bra, den har ju kritiserats tidigare och nya modeller är under utveckling, bland annat för vattendrag med åkermark i avrinningsområde över 20 %.

Det har vid flera tillfällen påståtts att både kiselalger och bottenfauna klassar ett vattendrag ”för bra”, när man tittar på fosforhalten och/eller den bedömningsgrundmodell som beräknar en eutrofiering av ett vattendrag. En del av anledningen till att de biologiska indexen ger en högre statusklass jämfört med den kemisk-fysikaliska bedömningsgrunden i denna studie kan vara att ingen korrigering för jordbruksmark utförts. Men vi vill en gång till varna för att ta biologiska index bara som fosforhaltindikatorer eller eutrofieringsindikatorer: Dessa index har utvecklats för att de ska visa hela spektrum av vattenkvalitet där kiselalgerna/bottenfaunan förekommer. T.ex. kiselalgsindex är uppbyggt så att klasserna ”otillfredsställande” och ”dåligt” ska vara vattendrag som är så påverkade av kiselalger som är toleranta mot förorening dominerar, dvs. fakultativa eller även obligatorisk heterotrofa arter. Skalorna av den kemiska eutrofieringen och kiselalgsklassningen stämmer inte överens och har aldrig utvecklats för att göra detta: Ett vattendrag i eutrofieringsklassen ”dåligt” motsvarar väldigt ungefärligt kiselalgsklassen ”måttlig”. Man borde så att säga klämma in alla fem eutrofieringsklasser i de första tre kiselalgsklasserna för att kunna göra en rättvis bedömning av eutrofieringen. Å andra sidan kan inte eutrofieringsmodellen skilja ut vattendrag som är starkt påverkade av annan påverkan än fosfor, men det kan kiselalgerna. Man borde alltså så att säga klistra på två klasser till efter sista eutrofieringsklassen för att kunna ta med de två sista kiselalgsklasser. För bottenfaunan finns det troligtvis ännu fler faktorer som ryms i indikatorn och som ska återspeglas av den, t.ex. syrgasbrist eller habitatförändringar. **Det går inte att jämföra direkt!** Ett undantag är DJ indexet, som har utvecklats för att just bedöma eutrofiering, men den har inte heller utvecklats genom att vara anpassat till den fysikalisk-kemiska modellen eftersom detta inte efterfrågades.

Ekologisk status klassat med biologin – Jämförelse av den ekologiska statusen klassat med bottenfauna resp. kiselalger

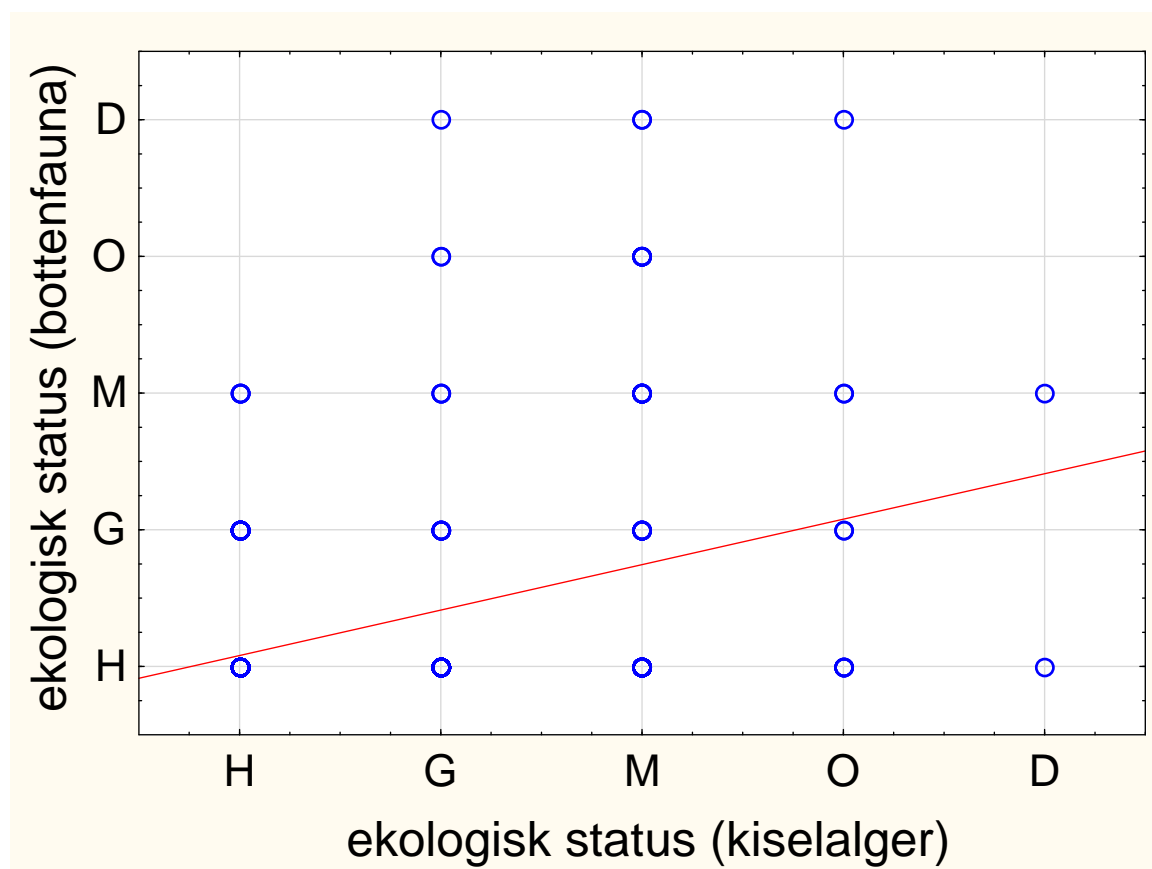


Fig. 31. Ekologisk statusklassning med hjälp av kiselalger (sammanlagd bedömning genom IPS, TDI, % PT) resp. bottenfauna (sämst av DJ eller ASPT). Parvisa jämförelser för samma vattendrag, en punkt representerar ett eller flera vattendrag. Observera dock att dataunderlaget är ojämnt, eftersom hög/hög kombinationer dominerar stort (se figur 32).

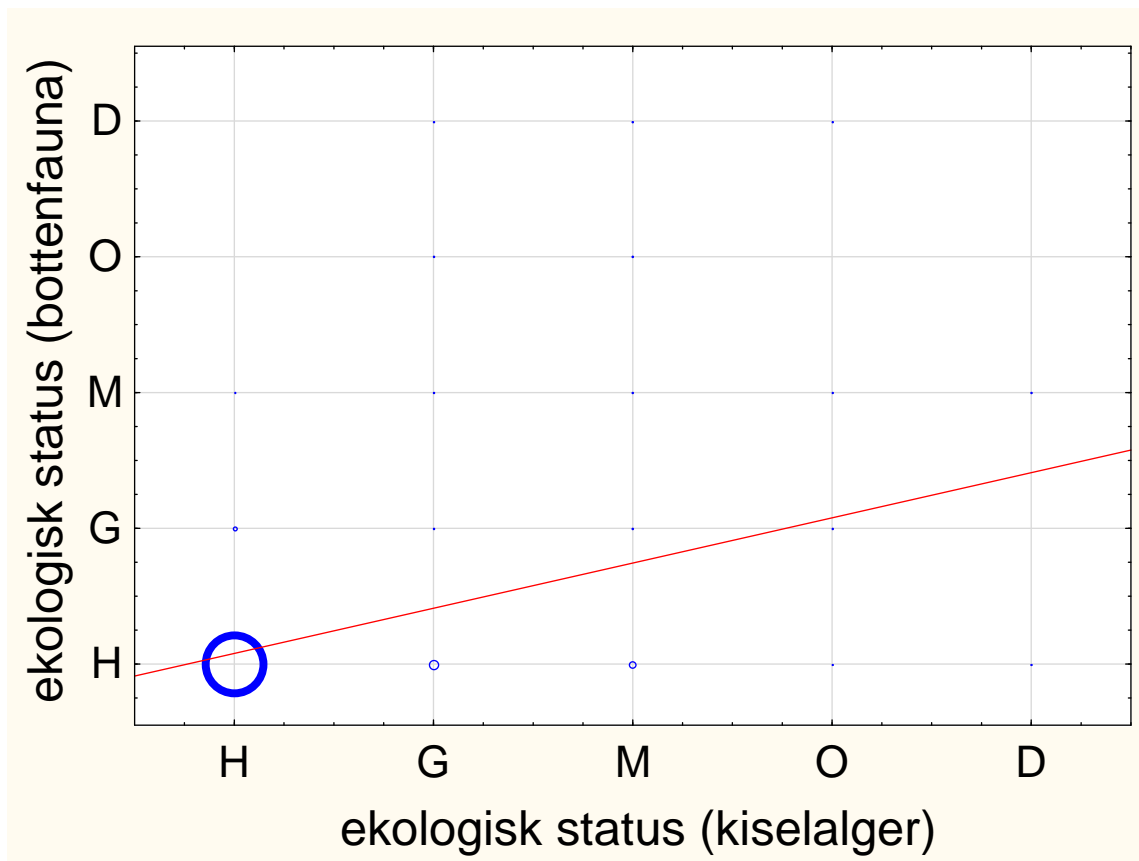


Fig. 32. Ekologisk statusklassning med hjälp av kiselalger resp. bottenfauna (parvisa jämförelser för samma vattendrag). Samma graf som figur 30, men ojämnheten i dataunderlaget förtydligas genom att låta storleken på cirklarna är relaterat till antalet vattendrag som ingår i just de punkterna, vilket leder till att punkter som representerar få vattendrag inte längre syns i grafen.

Den parvisa jämförelsen av den ekologiska statusklassningen med hjälp av kiselalger (sammanlagd bedömning genom IPS, TDI, % PT) resp. bottenfauna (sämst av DJ eller ASPT) tagna i samma vattendrag visar att kiselalgsklassen i genomsnitt är hälften så ”låg” som bottenfaunklassen (fig. 30, 31). Bottenfaunan klassar också ett vattendrag oftare som hög status än kiselalgerna.

Det är troligtvis så att de avvikande klassningarna beror på att de fem statusklasserna för kiselalger och bottenfauna inte har utvecklats för att passa till varandra, utan skulle återspegla avvikelser från ett referenssamhälle enligt vattendirektivet. Bottenfaunan verkar helt enkelt svara senare än kiselalger på förändringar i ett vattendrag, och klassar därför i genomsnitt ett vatten i en högre ekologisk statusklass än kiselalgerna. Bottenfaunan är inte direkt beroende av närsalter, utan de tillgodogör sig näringsämnen indirekt som mat, och så länge ett vattendrag är inte drabbat av syrgasbrist eller habitatförändringar kan det mycket väl vara hög status för bottenfaunan, men inte för alger, som direkt visar ett avvikande samhälle från referenssamhället så fort närsaltshalterna stiger. IPS indexet har utvecklats bland annat just för att visa en näringspåverkan, och den skiljer bra mellan vattendrag med låga fosforhalter och sådana med höga halter. Bara ett fåtal vattendrag med ett årsmedelvärde på Tot-P under ca. 20 µg/l har IPS värden under 18, och ett IPS värde av 18 förekommer bara sällan i vattendrag med ett årsmedelvärde på Tot-P över detta värde (fig. 20). Så är inte fallet med bottenfaunaindexet DJ, där denna tröskel är otydligare, och möjligtvis också går högre upp till ca. 40 µg/l (fig. 23).

Tyvär så är datamaterialet väldigt obalanserat, de allra flesta vattendrag klassas till hög status med båda biologiska indikatorer (fig. 32). Det verkar vara mera rättvist att faktiskt titta på de enskilda vattendrag som bedöms olika av de två biologiska indikatorerna för att granska möjliga orsaker till skilda klassningar.

Tittar man närmare på de vattendrag som avviker mest i klassningen så är det åtminstone förvånansvärt att Bråån uppströms Eslöv (1243 µg/l Tot-P, 1533 µg/l N-NH₄), Västra Orulundsån (71 µg/l Tot-P, 3269 µg/l N-NO₃), Önnerupsbäcken 23a (102 µg/l Tot-P, 5958 µg/l N-NH₄) och Hågaån (102 µg/l Tot-P, 1716 µg/l N-NH₄) är klassade som otillfredsställande eller dålig med kiselalgerna, men hamnade i hög status enligt bottenfaunan. Alla fyra vattendrag hade en så hög närsaltsbelastning att det är oklart varför bottenfaunan inte visar detta, Västra Orulundsån är dessutom rätat så habitatet för bottenfauna är påverkat. Möjligtvis kan tidsfaktorn i åtminstone ett fall vara en förklaring för att inte sämre klassificering nåddes med bottenfaunan: För Bråån uppströms Eslöv är det känt att de extrem höga Tot-P halter berodde på ett okontrollerat utsläpp av det lokala reningsverket. Troligtvis var tiden för kort för att bottenfaunan skulle ta skada, men räckte för att näringskrävande kiselalgsarter skulle kunna ta över.

Rent generellt sett så finns det färre kiselalgstaxa som är så toleranta mot höga närsaltshalter, föroreningar mm. så att de förekommer i vatten klassade som otillfredsställande eller dålig. När de för en gångs skull förekommer i sådana antal att vattnet då klassas som otillfredsställande eller dålig är det ganska sannolikt att vattnet faktiskt är påverkat på något sätt, och det är absolut angeläget att i så fall kontrollera om varför.

Inga vattendrag klassas som otillfredsställande eller dålig med bottenfaunan när kiselalger visar hög klass, men Maryd å Hjälmed klassas som måttlig med DJ och otillfredsställande med DFI (ASPT = H), Vrangälven Tälle klassas som måttlig med DJ, Danshytteån K1 klassas som måttlig med DJ och ASPT samt har en som otillfredsställande klassad låg diversitet. Alla tre vattendrag har låga Tot-P värden så det måste finnas andra förklaringar om varför vattendraget klassas sämre än hög med bottenfaunan. Ang. Vrangälven Tälle så är vattnet inte klassat som påverkat av eutrofiering, Tot-P är bara 19,7 µg/l och den största delen av avrinningsområdet utgörs av skog. Möjligtvis finns det inte det rätta substratet för bottenfaunan, eftersom det dominerade substratet är finsediment, där det bara växer flytbladsväxter. I Danshytteån K1 finns det ännu lägre Tot-P och Tot-N värden som knappt går att mäta och hela det pyttelilla (0,2 km²) avrinningsområdet domineras av skog. Kanske är vattendraget för litet för att hysa alla bottenfaunataxa som skulle vara viktiga för att klassa närsaltspåverkan, diversiteten och taxaantalet är nämligen låga. Möjligtvis spelar också det väldigt låga pH (4,6) värdet in. Inga förklaringar till de låga bottenfaunaindexvärdena kan dock hittas för Maryd å, Hjälmed, som har lämpligt substrat, låg konduktivitet och stor andel skog i avrinningsområdet och därför troligtvis också låga närsaltshalter, samt ett neutralt pH.

Biologiska index - regionala skillnader i statusklassningen?

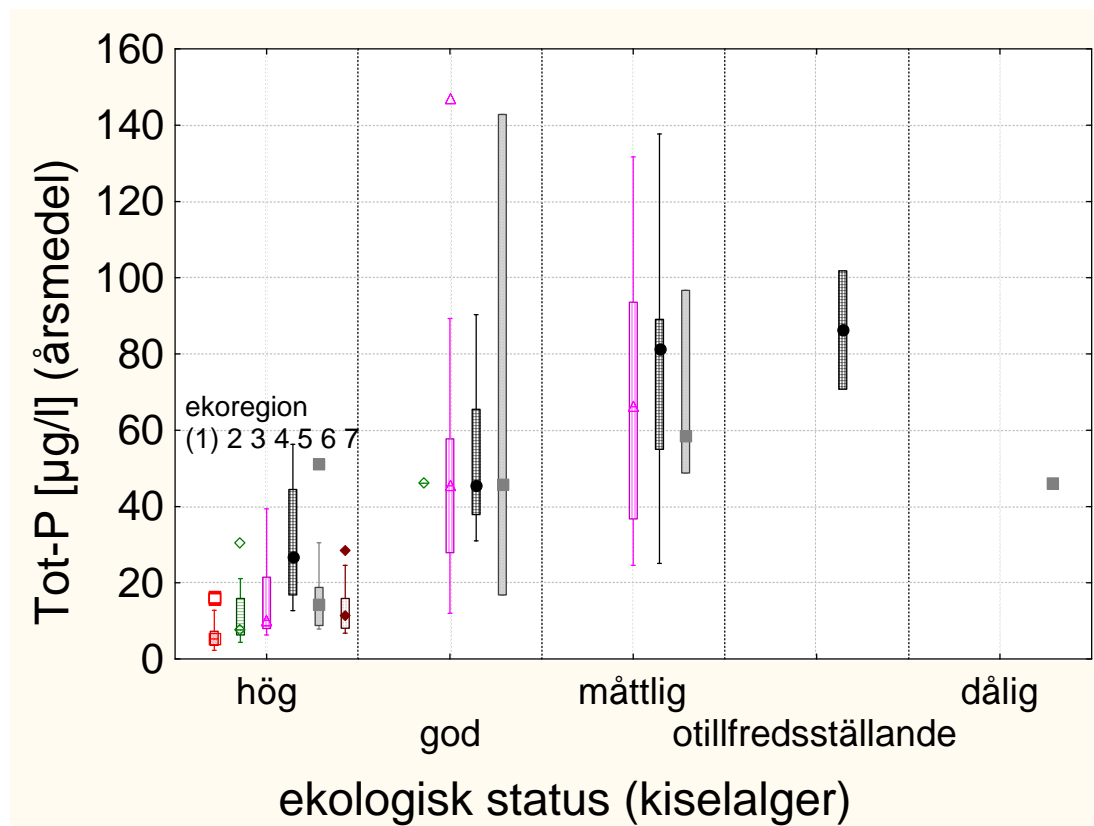


Fig. 33. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade enligt Ekologisk status med hjälp av kiselalger (klass hög-dålig, Naturvårdsverket 2008). (Bara vattendrag med frekventa kemimätningar, dvs. >5 ggr/år, n=160, boxar visar interkvartilen, symboler median, streck non-outlier range). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Kiselalger

Det verkar inte finnas skillnader mellan de sju limniska ekoregionerna (Naturvårdsverket 2006) i totalfosforhalten av de vattendrag som klassas med kiselalger som god eller måttlig (inte tillräckligt med data för klasserna otillfredsställande och dålig, fig. 33). Tyvärr finns inte tillräckligt med data att jämföra fler regioner än 4, 5 och 6, vilka alla ligger i södra Sverige. Nästan inga vattendrag i norra Sverige där kiselalger och bottenfauna kan jämföras är klassade som sämre än hög.

När det gäller klass hög status kan man jämföra norra med södra Sverige (utom fjällen), och här är fosforhalten i alla ekoregioner jämförbar lågt (årsmedelvärde under 20 µg/l) (fig. 33). Undantaget verkar vara ekoregion 5 (Södra Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland), där medianvärdet är högre än i de andra ekoregionerna. Vid en första ögonkast ser det ut som om kiselalger klassas här region 5 ”för bra”. Men, om man jämför med vilka vattendrag som ingår i denna studie så är det tydligt att vattendrag med riktigt låga Tot-P halter saknas helt bara i region 5 (fig. 34), överlag är vattendrag med låga Tot-P halter få i denna region (region 5: 4 vattendrag med frekventa vattenkemimätningar, region 2: 32, region 3: 18, region 4: 12, region 6: 18, region 7: 10), så jämförelsen är ojämn. Om man istället jämför hur IPS indexet sjunker med stigande Tot-P halter (fig. 35) så finns inga tydliga skillnader mellan

ekoregionerna. Det förblir oklart om ekoregion 5 skiljer sig från de andra regionerna genom att kiselalger verkligen klassar fler vattendrag med relativt höga fosforhalter som "hög" i denna region, det behövs fler vattendrag med Tot-P halter under 20 $\mu\text{g/l}$ som årsgenomsnittet för att kunna göra en rättvis jämförelse med de andra regionerna.

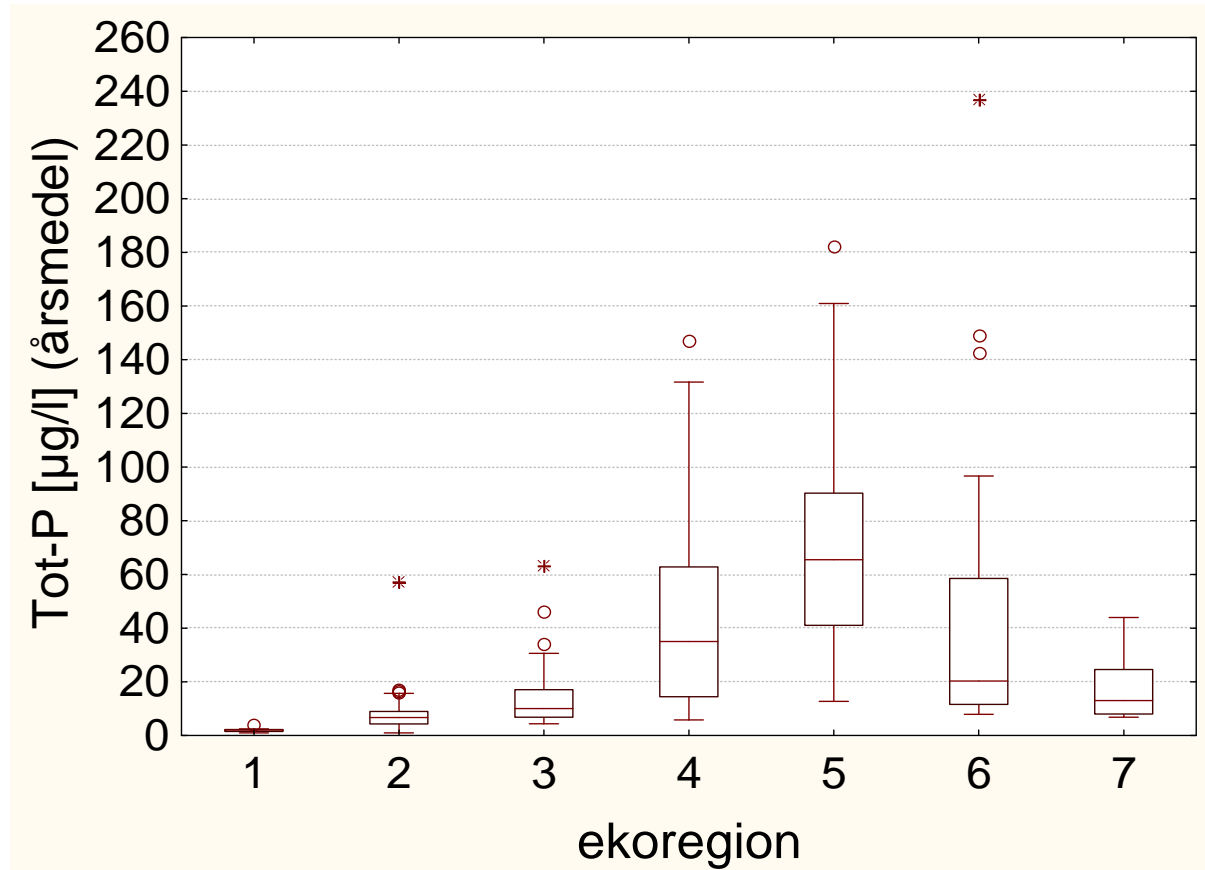


Fig. 34. Fosforhalten (årsmedelvärde ifall fler än en mätning) för alla vattendrag som ingår i denna studie uppdelat på ekoregion (boxar visar interkvartiler med median, streck non-outlier range). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

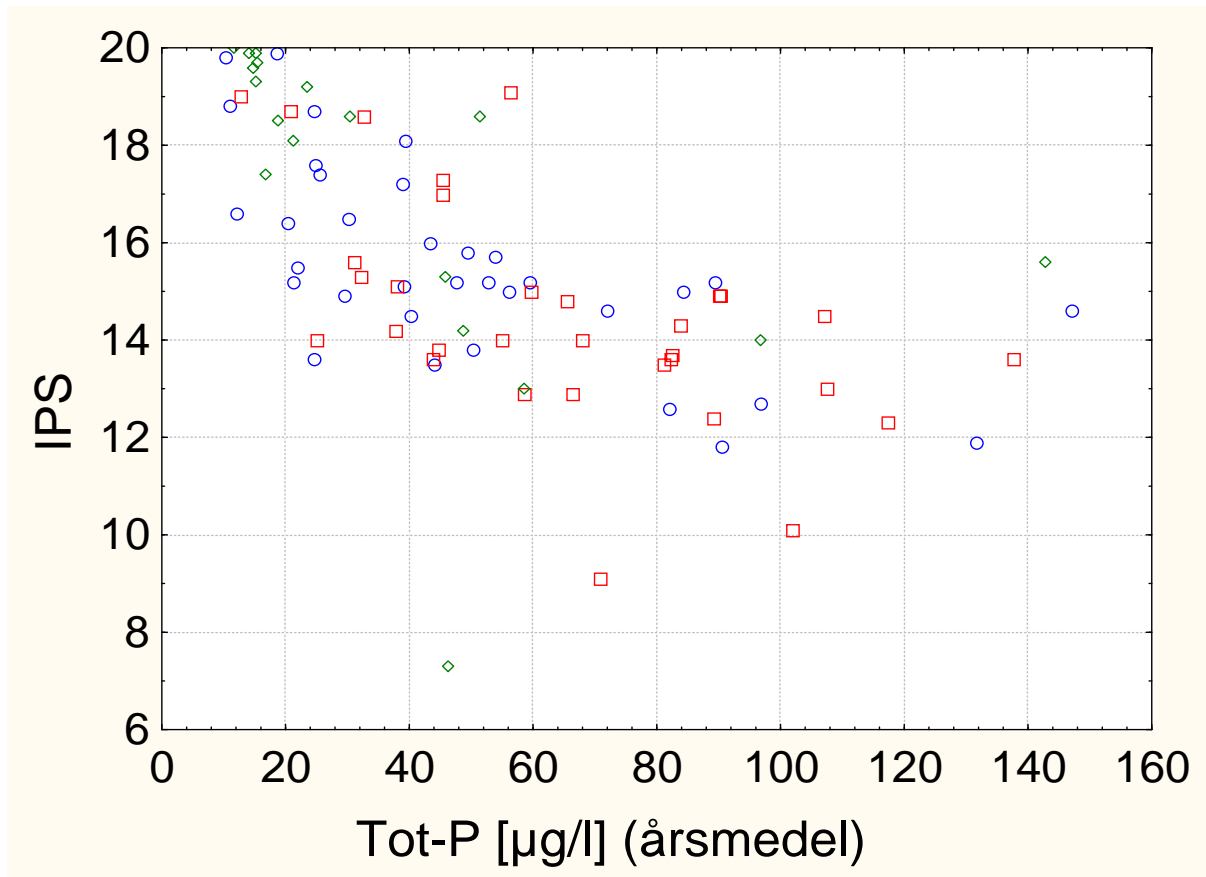


Fig. 35. Det finns ingen tydlig skillnad i hur IPS sjunker med fosforhalten i ekoregionerna \circ 4, \square 5 och \diamond 6.

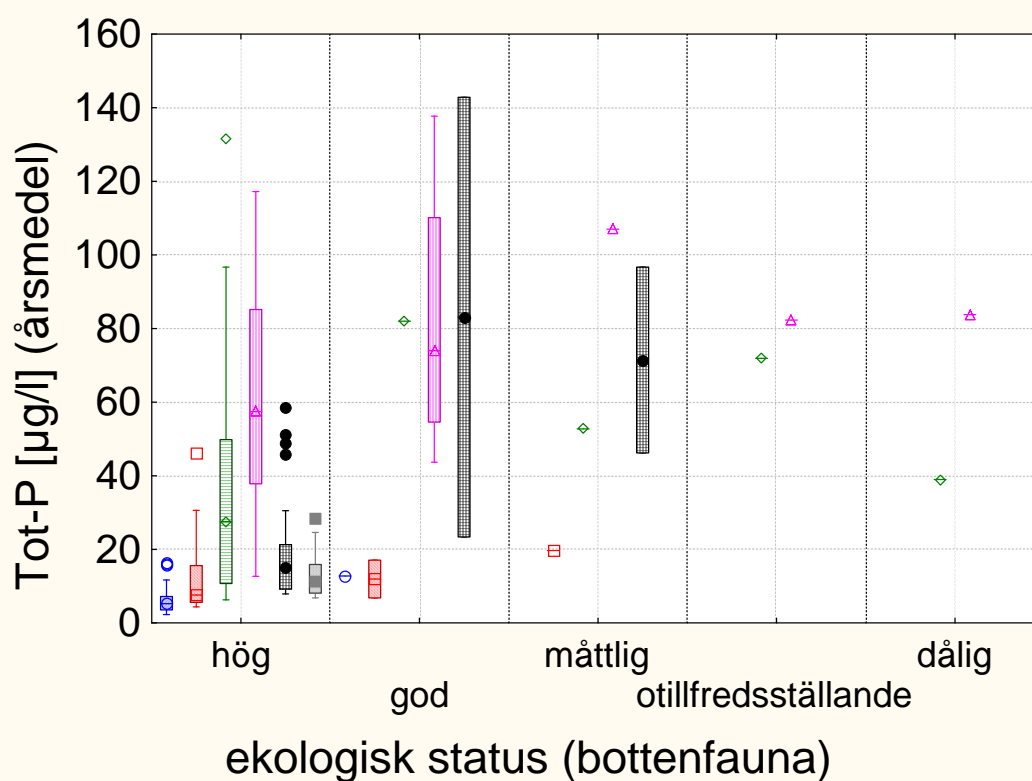


Fig. 36. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade enligt Ekologisk status med hjälp av bottenfauna (klass hög-dålig, Naturvårdsverket 2008). (bara vattendrag med frekventa kemimätningar, dvs. >5 ggr/år, n=160). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Bottenfauna

Jämför man på samma vis utfallet för fosforhalten i de vattendrag som klassades med hjälp av bottenfaunan för de olika ekoregionerna så är skillnaden mellan ekoregion 5 och de andra ännu större, dessutom finns ännu mera vattendrag med högre fosforhalter klassade som hög status med hjälp av bottenfaunan, vilket leder till att även region 4 skiljer sig från de andra regionerna, och det finns fler outliers i region 6 (fig. 36).

Regionala skillnader av enstaka index

När man jämför hur de olika enstaka biologiska indexen, inte bara den slutgiltiga statusklassningen för en biologisk parameter, faller ut i olika ekoregioner får man ungefär samma bild för både kiselalger och bottenfauna (figs. 37-41). Det är återigen tydligt att både kiselalgs- (IPS, TDI) och bottenfaunaindex (ASPT, DJ, DFI) har en tendens att klassa vattendrag i ekoregion 5 med högre fosforhalt än i de andra regionerna för "hög status", men det är återigen svårt att avgöra ifall detta beror på det snäva dataunderlaget (nästan inga vattendrag med låga fosforhalter i ekoregion 5 finns med i databasen, fig. 34) eller ifall det verkligen finns en skillnad. För att kunna jämföra kiselalger och bottenfaunan rättvist, visas här bara vattendrag där kiselalger och bottenfauna har tagits på samma plats och tid, samt där vattenkemiprovtagningarna var relativt frekventa (> 5 ggr. per år). Resultatet av att framförallt ekoregion 5 i genomsnitt har högre totalfosforhalt i klassen hög klassade med alla undersökta index (IPS, TDI, ASPT, DJ, DFI) bekräftas när man tar hänsyn till alla befintliga data (ej visat här).

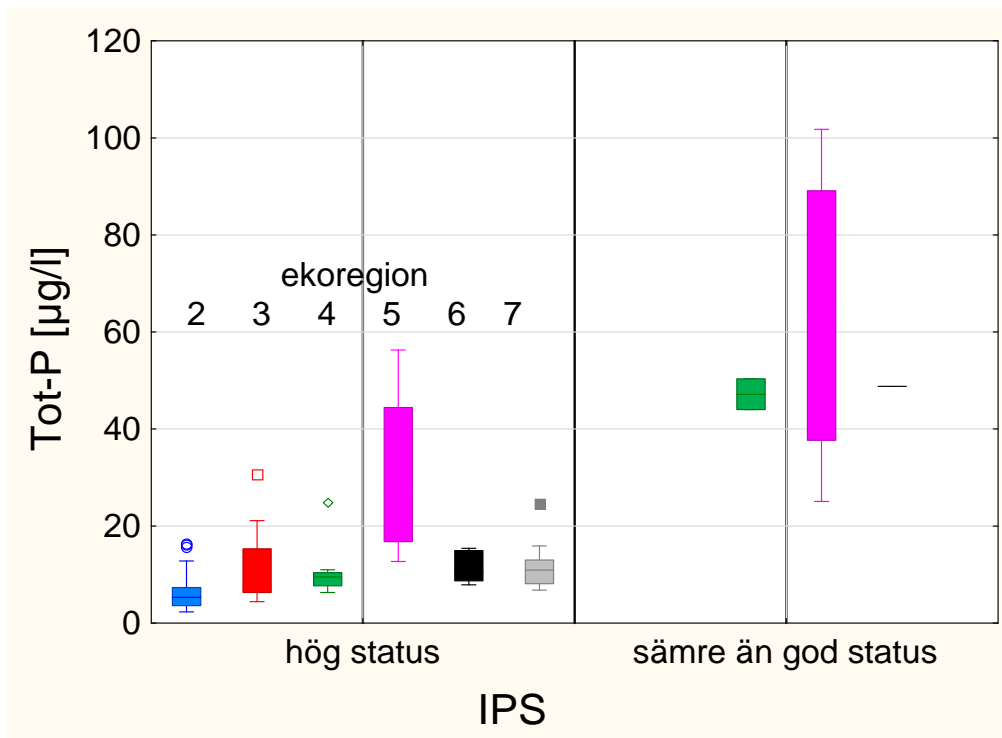


Fig. 37. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade med kiselalgsindexet IPS som hög (IPS $\geq 17,5$) eller sämre än god (IPS $< 14,5$) (Naturvårdsverket 2007). Bara vattendrag med frekventa kemimätningar (dvs. >5 ggr/år) där kiselalger och bottenfauna har tagits på samma plats (n=160). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

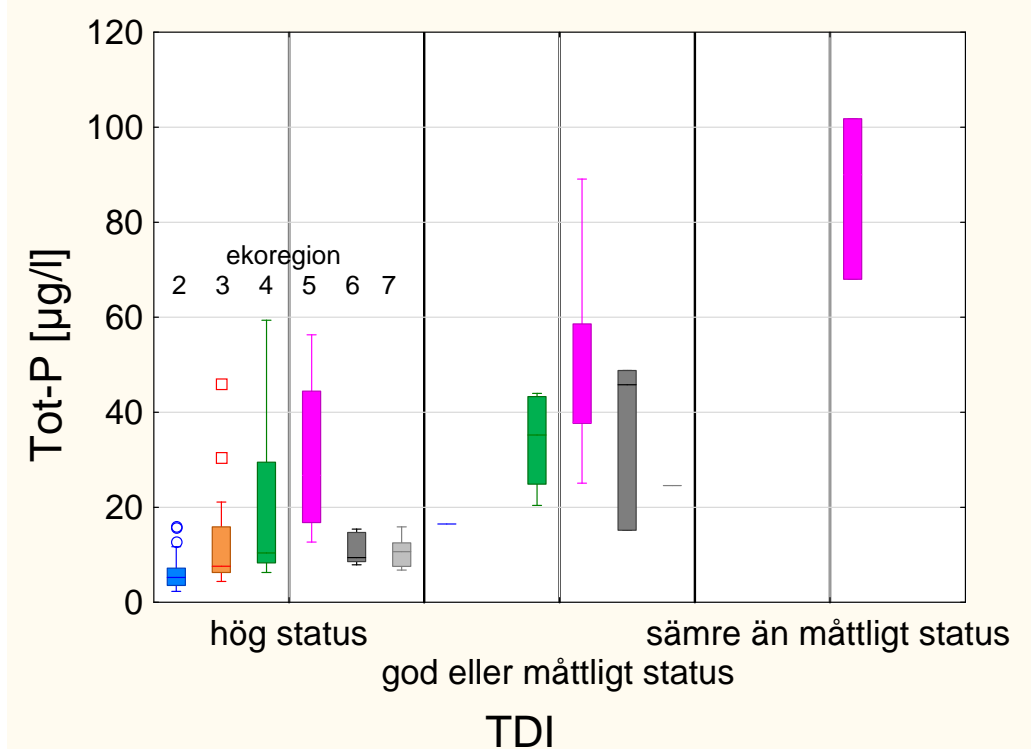


Fig. 38. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade med kiselalgsindexet TDI som hög (TDI < 40), god eller måttligt (TDI 40-80) eller sämre än måttligt (TDI > 80) (Naturvårdsverket 2007). Bara vattendrag med frekventa kemimätningar (dvs. >5 ggr/år) där kiselalger och bottenfauna har tagits på samma plats (n=160). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

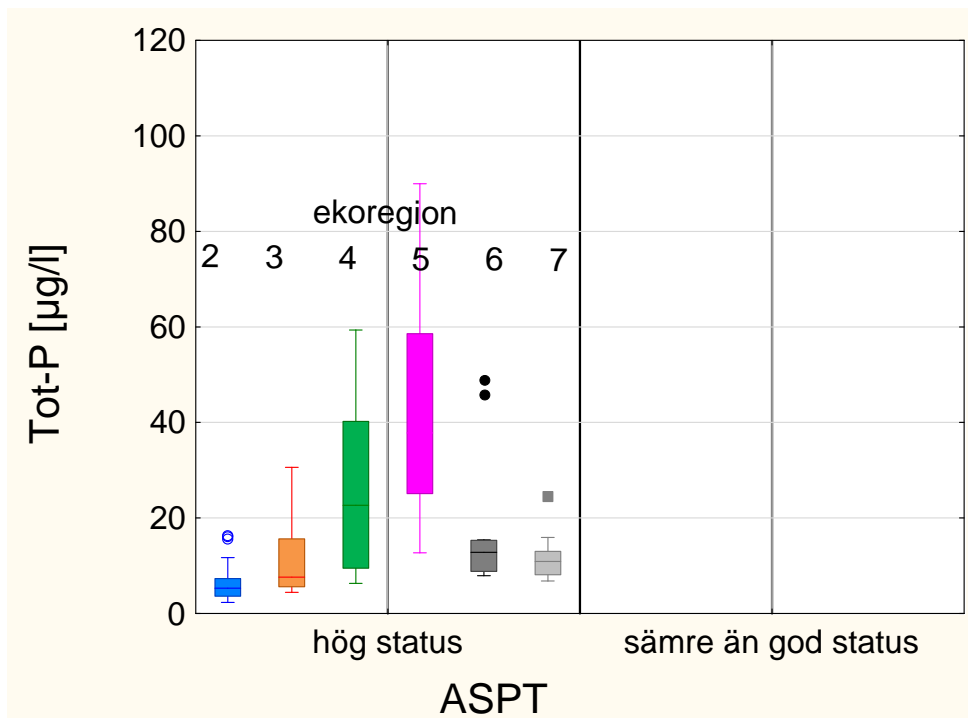


Fig. 39. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade med bottenfaunaindexet ASPT som hög (ASPT-EK $\geq 0,9$) eller sämre än god (ASPT-EK $< 0,7$) (Naturvårdsverket 2007). Bara vattendrag med frekventa kemimätningar (dvs. >5 ggr/år) där kiselalger och bottenfauna har tagits på samma plats ($n=160$). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

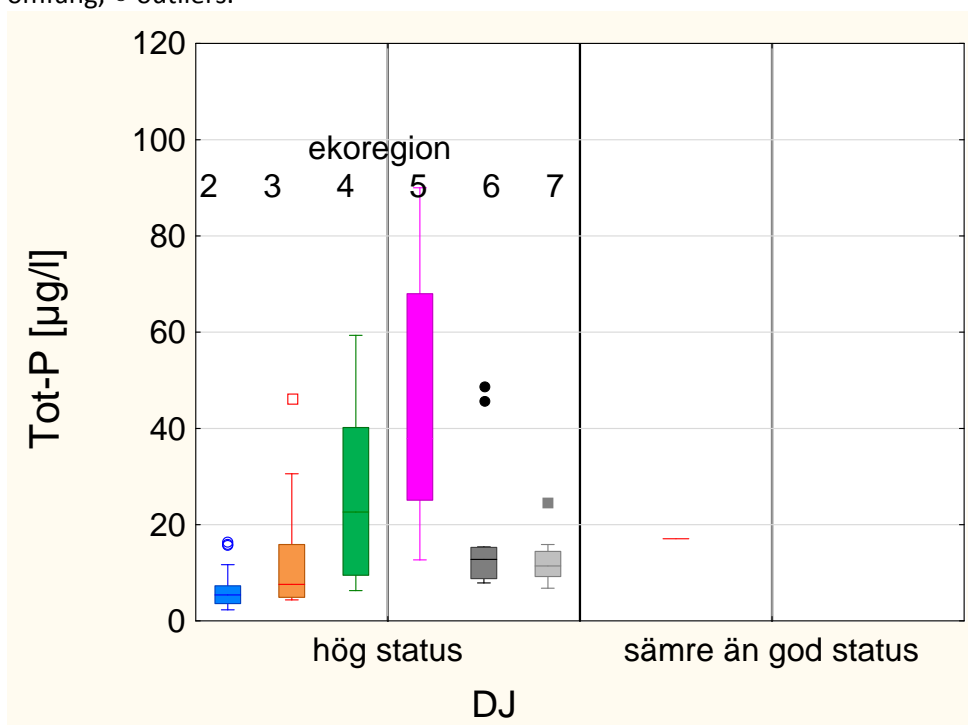


Fig. 40. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade med bottenfaunaindexet DJ som hög (DJ-EK $\geq 0,9$) eller sämre än god (DJ-EK $< 0,7$) (Naturvårdsverket 2007). Bara vattendrag med frekventa kemimätningar (dvs. >5 ggr/år) där kiselalger och bottenfauna har tagits på samma plats ($n=160$). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

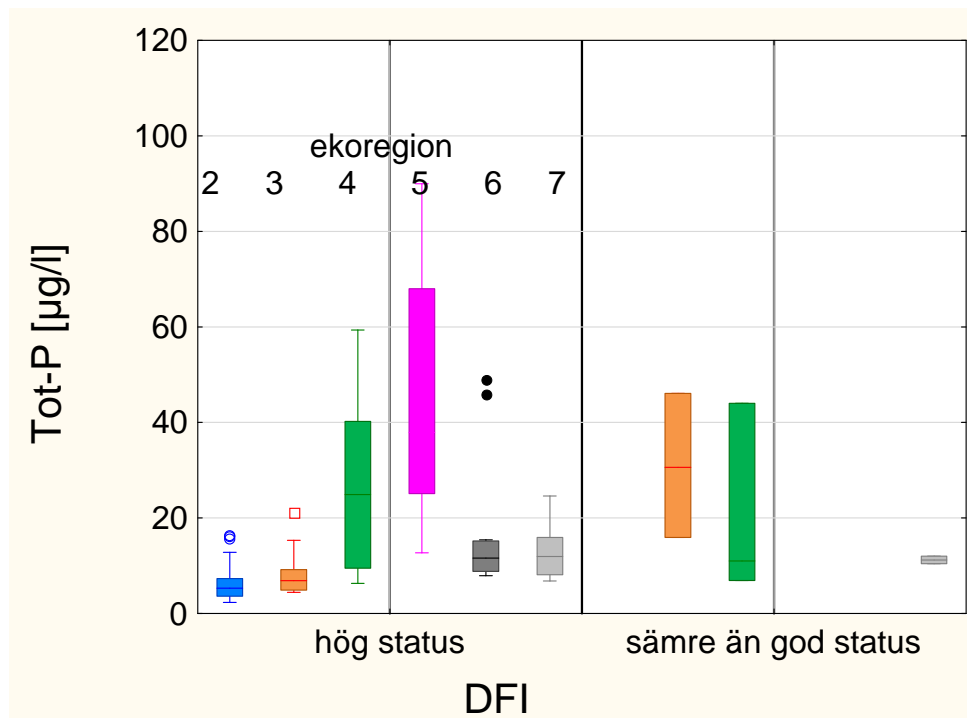


Fig. 41. Fosforhalten i de 7 Svenska limniska ekoregioner klassade med bottenfaunaindexet DFI som hög (DFI-EK $\geq 0,9$) eller sämre än god (DFI-EK $< 0,6$) (Naturvårdsverket 1999). Bara vattendrag med frekventa kemimätningar (dvs. >5 ggr/år) där kiselalger och bottenfauna har tagits på samma plats ($n=160$). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

Skillnaderna mellan ekoregionerna verkar alltså vara ungefär samma för kiselalger som för bottenfauna, och en orsak är troligtvis att det finns för få vattendrag med låga fosforhalter i södra Sverige för att kunna göra en rättvis jämförelse av ekoregioner. Möjligtvis finns det även andra bidragande grunder till varför vattendrag med relativt höga fosforhalter klassas som "hög" just i ekoregion 5 och en kan vara att de biologiska indikatorerna egentligen ska vara relativt oberoende av närsaltshalten, utan istället kunna visa hög status även vid höga halter, bara vattendraget är naturligt näringsrikt. I ekoregion 5 är nog sannolikheten stor att de vattendrag som finns där faktiskt har en naturligt hög närsaltshalt, och då borde de biologiska indikatorerna visa en god till hög status ifall vattendraget annars inte är påverkat av människan.

Jämförelse av regionala skillnader mellan bottenfauna- och kiselalgsstatusklassning

Jämför man hur den ekologiska statusklassningen för ett och samma vattendrag utförd med både kiselalger och bottenfauna överrensstämmer i olika ekoregioner så ser man vissa skillnader mellan de två bioindikatorerna (fig. 42), men observera igen att dataunderlaget inte är så stort när det gäller vattendrag där både kiselalger och bottenfauna är tagna på samma plats och samma år ($n=202$). Överlag så ger båda biologiska indikatorer samma bild, men de allra flesta av dessa överensstämmande vattendrag har en hög ekologisk statusklassning (se fig. 32). När det gäller den lägre status man får för vattendrag när man använder sig av kiselalger (fig. 31) så visar det sig att detta gäller främst vattendrag i ekoregionerna 4. Sydöst, söder om norrlandsgränsen, inom vattendelaren till Östersjön, under 200 m.ö.h. och 5. Södra

Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland (fig. 42). De andra två södra ekoregionerna 6 och 7 visar i genomsnitt inga skillnader mellan bottenfauna- och kiselalgsklassning, och de för norra ekoregionerna 2 och 3 finns inte denna skeva avvikelsefördelning. För vattendrag i fjällen finns det för få data för att säkert kunna uttala sig om avvikelser. Frågan är om denna avvikelse i statusklassningen mellan kiselalger och bottenfauna i de två södra ekoregionerna återspeglar en ekologisk bakgrund, d.v.s. ska bottenfauna verkligen bedöma den ekologiska statusen av ett vattendrag som god eller hög när kiselalger visar på måttlig till dålig status?

Denna fråga är inte så enkelt att svara på. T.ex. ingår i den sammanlagda statusklassningen i VISS ofta bottenfauna- och/eller kiselalgsindex, eftersom ett vattendrag skall bedömas utifrån sin biologi i första hand, och utifrån andra kvalitetsfaktorer i andra hand. Man behöver en oberoende klassning för en jämförelse av biologiska och icke-biologiska statusklassbedömning, och där kan man tillgripa t.ex. en eutrofieringsklassning enligt bedömningsgrunden för näringsämnen eller en klassning efter metallhalter. Få vattendrag i databasen hade metallhalter som klassas med Naturvårdsverket 1999 som högre än "låga koncentrationer", därför finns bara jämförelsen med eutrofieringsklasser med i denna undersökning. Den oberoende statusklassning med mest data och samtidigt den som kan tänkas vara mest olika för norra och södra Sverige är bedömningen av status med bedömningsgrunden för näringsämnen (se stycket "Ekologisk status klassat med biologin-samband med antropogen näringspåverkan framräknad med bedömningsgrunden för näringsämnen i vattendrag" ovan).

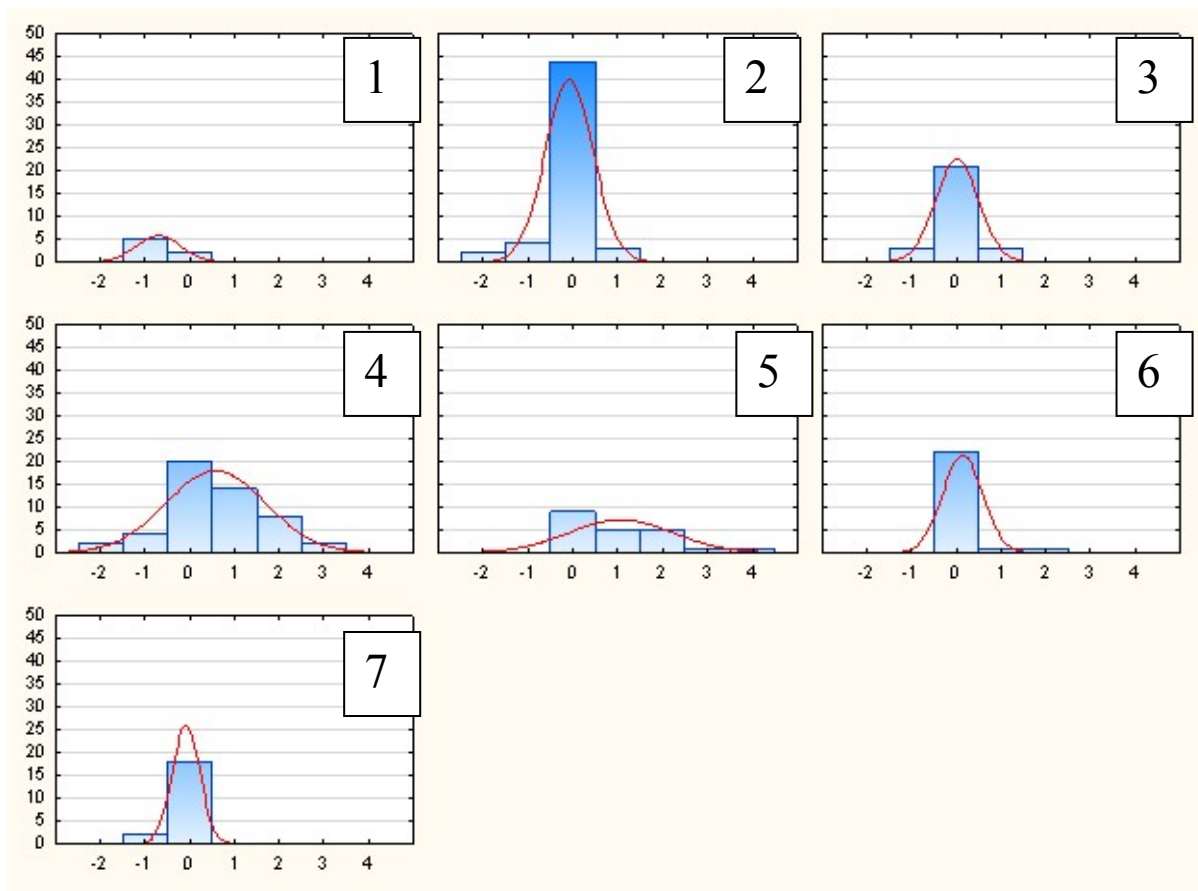


Fig. 42. Avvikelser mellan status enligt bottenfauna och enligt kiselalger (status uträknad enligt Naturvårdsverket 2008, i.e. för kiselalger sammanlagd bedömning med IPS, TDI, % PT, för bottenfauna sämst av DJ eller ASPT) när man jämför status för samma vattendrag (parvis jämförelse). Y-axeln anger antal vattendrag som avvek med det antal statusklasser som anges på x-axeln. Positiva siffror i avvikelserna (på x-axeln) betyder att den ekologiska statusklassningen är högre med bottenfauna än med kiselalger, negativa visar tvärtom. Avvikelsen visas för de sju limniska ekoregioner separat: Ekoregion 1 n = 7; ekoregion 2 n = 53; ekoregion 3 n = 27; ekoregion 4 n = 50; ekoregion 5 n = 21; ekoregion 6 n = 24; ekoregion 7 n = 20.

Slutsatser ekologisk statusklassning

När en analys av ett vattendrag med biologiska index ska innefatta en **bedömning av om vattendraget är eutrofierat (beräknat med den fysikalisk-kemiska modellen)**, alltså påverkat av en av människan tillfogad närsaltsbelastning, så ger kiselalger i genomsnitt en tydlig respons redan för eutrofieringsklasserna God och Måttlig status, samt ytterligare respons för klasserna Otillfredsställande och Dålig status. Bottenfaunaindikatorer visar ett samband med eutrofieringsklasserna först när eutrofieringen är väldigt stark enligt eutrofieringsmodellen (Otillfredsställande och Dålig status). Bottenfaunaindex är nog konstruerat så att eutrofiering ger utslag i index senare än för kiselalger, vilket leder till att den fysikalisk-kemiska modellen har bättre överensstämmelse med kiselalgersklassningen.

En osäkerhetskälla för bottenfaunaklassningen är den något osäkra vattenkemin när vattendrag sällades med referensfiltret för att ta fram de regionala referensvärden för bottenfaunan: Här har data från riksinventeringen med bara ett kemivärde använts, vilket kan ha lett till att några vattendrag klassades som referenser, men inte var sådana, samt tvärtom, vilket höjer felmarginalen för bottenfaunaklassningen. En annan osäkerhetskälla är metoden att dela in bottenfaunabedömningen i fem klasser väldigt statistiskt och med uppenbart lägre biologisk relevans än för kiselalger: Indelningen (som gjordes genom att 25-percentilen för referensobjekten användes som gränsen mellan hög och god status och de övriga fyra gränserna sattes i jämna intervall mellan hög-god statusgränsen och minimivärden) kan ha lett till att viktiga biologiska trösklar har förbisetts och att felmarginalen kan ha höjts.

När man granskar vattendrag som är klassade väldigt annorlunda med de två bioindikatorerna så visar det sig att kiselalger i tveksamma fall bättre återspeglar den närsaltsnivån man förväntar sig av klassningen, medan bottenfaunindexen möjligtvis reagerar även på andra faktorer som olämplig substrat. Möjligtvis spelar också tidsfaktorn en roll, troligtvis tar det längre tid innan en förändring slår igenom för bottenfauna än för kiselalger.

Rent generellt sett så finns det färre kiselalgstaxa som är så toleranta mot höga närsaltshalter, föroreningar mm. så att de förekommer i vatten klassade som otillfredsställande eller dålig. När de för en gångs skull förekommer i sådana antal att vattnet då klassas som otillfredsställande eller dålig är det ganska sannolik att vattnet faktiskt är påverkat på något sätt, och det är absolut angeläget att i så fall kontrollera om varför. Observera dock att förekomsten eller frånvaron av ett starkt samband här tyvärr lika väl kan bero på att bedömningsgrunden för näringsämnen inte är så bra, den har tidigare kritiserats och nya modeller är under utveckling, bland annat för vattendrag med åkermark i avrinningsområde över 20 %.

Angående regionala skillnader så är det inte klart om den genomsnittlig högre totalfosforhalten i vattendrag med hög status enligt bedömningen med kiselalger eller bottenfaunan i ekoregion 5 (Södra Sverige, Skåne, Blekinges kust och del av Öland) beror på att dataunderlaget saknar näringsfattiga vattendrag i denna region, eller om det beror på att vattnet i denna region är naturligt näringsrik och klassas därför som bättre även när de har en högre fosforhalt än i andra regioner. Det behövs data från fler vattendrag i denna region med Tot-P halter under 20 µg/l som årsgenomsnitt för att kunna göra en rättvis jämförelse med de andra regionerna.

Slutsatser jämförelse kiselalgsindex - bottenfaunaindex

Slutsatsen som kan dras efter undersökningen av kiselalgs- och bottenfaunaindex är att kiselalgsindex nog är bättre lämpat att speglar pH och närsaltshalter i ett vattendrag än bottenfaunaindex. Observera dock att detta gäller bara för vattenkemin för året innan provtagningen. Det är möjligt att bottenfaunan reagerar på en annan tidsskala, men detta har inte undersökts i analysen. Bottenfaunan har nog svårare att återhämta sig och borde i så fall visa även tidigare påverkan, samt å andra sidan vara mera motståndskraftig mot en punktvis påverkan än kiselalger. Angående kiselalgerna så är korrelationen av de olika indexen med pH och närsalter bättre, de olika surhetsgrupper och statusklasser återspeglar skillnader i pH respektive närsaltshalter bättre när man använder sig av kiselalger än när man använder sig av bottenfaunan, samt variationen i både tid och de olika klasser/grupper är mindre än för bottenfaunan.

När man granskar vattendrag där den ekologiska statusklassningen är väldigt annorlunda när de klassas med de två bioindikatorerna så visar det sig att kiselalger i tveksamma fall oftare återspeglar den närsaltsnivån man förväntar sig av klassningen än bottenfaunan. Möjliga andra faktorer än tiden kan t.ex. vara habitatförändringar i ett vattendrag, men också den mera osäkra vattenkemin av både referensvattendrag och påverkade vattendrag i de olika klasser/grupper för bottenfaunan, och den mindre biologisk lämpade indelning i statusklasser respektive surhetsgrupper. Inga regionala skillnader hittades för surhetsbedömningen av ett vattendrag med hjälp av kiselalgs- eller bottenfaunaindex. Dataunderlaget är inte tillräckligt för att bedöma ifall den något "högre" ekologiska klassning av vattendrag i ekoregion 5 verkligen stämmer.

Troligtvis går det om så önskas att utveckla även en renodlat kiselalgsnärsaltsindex för Sverige, säkert för fosfor, möjligtvis för kväve också. Sådana har tidigare utvecklats i en rad av länder, men en sådan indikator var inte målet med utvecklingen av de biologiska index som nu finns i bedömningsgrunderna. Målet var att implementera det Europeiska ramdirektivet, som kräver att man klassar den "ekologiska statusen" genom att man mäter en "avvikelse från ett referenssamhälle" orsakat av en mänsklig påverkan. I avsaknaden av en sådan index kan man alltså använda sig av IPS som återspeglar olika närsaltshalter starkare än bottenfaunaindexen och det är möjligt att ringa in åtminstone genomsnittliga fosforhalter av ett vattendrag när man använder sig av kiselalger.

Alger och bottenfaunan visar olika sidor av ett ekosystem, och där algerna är mera kopplade till vattenkemi kan bottenfaunan möjligtvis visa även andra sidor, ett resultat som också har dragits i STAR studien (Hering et al. 2006a, 2006b, Johnson et al. 2006a, 2006b). Vilken parameter man väljer beror på vilket syfte man har, men är syftet att få en första uppfattning av vattenkemin, både närsalter och pH, så borde man välja kiselalger.

Utblick

Den föreliggande studien har varit avsedd att ge en helhetsbedömning av jämförelsen mellan kiselalg- och bottenfaunaindex, men har under resans gång stött på en del begränsningar som borde definitivt bearbetas i kommande projekt, eftersom de nya bedömningsgrunderna i allra högsta grad används av många och har visat sig behöva en förbättring.

Behov som identifierats för miljöövervakningen med särskilt avseende på miljömålsuppföljningen

- Det behövs även index för en tillståndsbedömning av närsalter i vattendrag, och pengar borde avsättas för att utveckla och testa sådana index.

Behov av förbättringar av bedömningsgrunderna

- De biologiska surhetsindexen borde samordnas bättre med varandra och med kemidelen, så att alla bedömningar använder samma begrepp för samma pH gränser. En del oklarheter i MISA-indextexten borde klargöras för att undvika att MISA ses som index för antropogen försurning.
- Det behövs utveckling och test av biologiska index som klassar antropogen försurning, inte bara surhet, för både kiselalger och bottenfauna.
- Det borde utredas varför vattendrag med hög status i ekoregion 5 har högre totalfosforvärden än för de andra ekoregioner: Beror detta sannolikt på att dataunderlaget saknar vattendrag med låga fosforvärden bara i denna region eller möjligtvis på att region 5 har mera naturligt näringsrika vattendrag än de andra regioner, vilka ska bedömas som hög? Här behövs det en tillförlitlig lättillgänglig fysikalisk-kemisk modell för eutrofiering för vattendrag med åkermark > 20 % i avrinningsområdet, en modell som visserligen nämns i bedömningsgrunderna nu, men som kräver experthjälp att beräkna, och som dessutom håller på att förbättras just nu. Det behövs även provtagningar och analyser i vattendrag med låga fosforhalter i region 5.
- För alla vattendrag i databasen från Norra Sverige borde en eutrofieringsklassning göras med den fysikalisk-kemiska modellen som användes av vissa länsstyrelser i norr för att kunna bedöma om kiselalger och bottenfaunan klassar eutrofieringen rätt även när fosforhalter är relativt låg.
- Överhuvudtaget borde alla olika eutrofieringsmodeller för olika regioner som används läggs till i bedömningsgrunderna så att det är möjligt för alla att använda dessa modeller.
- Till sist borde det också utredas varför bottenfaunan överlag visar en generell bättre ekologisk status än kiselalgerna, olika faktorer borde här analyseras och belysas av både kiselalgs- och bottenfaunaexperter samtidigt, i samråd med vattenkemiexperter och avnämare som känner till de lokala förhållandena. Det är inte ett enkelt arbete och kräver ett större projekt.

Behov av datatillgång för att underlätta vidare undersökningar

- Tillgången till VISS borde förbättras även för forskare som ska analysera mer än bara ett par enstaka vattendrag åt gången fördelat över hela Sverige. Alternativt måste medel inräknas i projektbudgetar för att betala för VISS-uttag när sådana utredningar

skall göras, eftersom det är både kostsamt och komplicerat att få fram information från många vattendrag samtidigt.

Många av de ovanstående frågor borde kunna behandlas i den kommande projekt WATERS, som just ska förbättra bedömningsgrunderna. Tyvärr så har huvudsyftet från Naturvårdsverkets sida legat på att få en samordning av de marina och sötvattensexperter, inte av att bara förbättra de index som redan finns, samtidigt som de beviljade medel har blivit mycket mindre än de som söktes. Detta betyder att säkert bara en bråkdel av ovanstående brinnande frågor kommer att kunna bearbetas och att det behövs fler projekt som bara syftar till att förbättra sötvattensdelen.

Tack

Tack framförallt till länsstyrelsen i Blekinge som tog initiativet till detta projekt, och alla personer på länsstyrelserna som har medverkat och letat, delvis bearbetat och skickat data. Jag tackar även mina kollegor på SLU som har hjälpt att bearbeta dessa data. Samtidigt som detta projekt har även kiselalgsdatabasen vuxit fram, och jag tackar alla som medverkat i detta. Hoppas på ett fortsatt god samarbete!

Detta projekt finansierades av Miljömålsrådet genom anslaget 34:2 "Miljöövervakning mm", ram Miljömålsuppföljning, rampost 8, SLU:s råd för fortlöpande miljöanalys (FOMAR) "Sveriges kiselalger" Institutionen för Vatten & Miljö, SLU

Referenser

- ANDRÉN, C. & JARLMAN, A. 2008. Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. *Fundamental and Applied Limnology* 173(3): 237-253.
- ARMITAGE, P.D., MOSS, D. WRIGHT, J.F. & M.T. FURSE. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-waters. *Water Research* 17: 333–347.
- CEMAGREF. 1982. Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux., Rapport Division Qualité des Eaux Lyon-Agence Financière de Bassin Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p.
- DAHL, J. & R.K. JOHNSON. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Archiv für Hydrobiologie*, 160: 487-513.
- HENRIKSON, L. & MEDIN, M. (1986): Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986 ("Biological assessment of the impact of acidification on tributaries and shallow areas of the river Lelången, 1986"). – Aquaekologerna, Report submitted to Älvsborg County Administrative Board.
- HERING D., JOHNSON R.K., & BUFFAGNI A. (2006). Linking organism groups – major results and conclusions from the STAR project. *Hydrobiologia* 566:109–113.
- HERING D., JOHNSON R.K., KRAMM S., SCHMUTZ S., SZOSZKIEWICZ K. & VERDONSCHOT P.F.M. (2006). Freshwater Biology Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress 51: 1757-1785.
- JAN-ERS, L. (2009). Kiselalgernas missbildningar under toxiska förhållanden. Bachelor-avh. Uppsala: Sveriges lantbruksuniversitet

- JOHNSON R.K., HERING D., FURSE M.T. & CLARKE R.T. (2006). Detection of ecological change using multiple organism groups: metrics and uncertainty. *Hydrobiologia* 566:115–137.
- JOHNSON R.K., HERING D., FURSE M.T. & VERDONSCHOT P.F.M. (2006): Indicators of ecological change: comparison of the early response of four organism groups to stress gradients. *Hydrobiologia* 566:139–152
- JOHNSON, R.K. OCH GOEDKOOPT, W. 2007. Bedömningsgrunder för bottenfauna i sjöar och vattendrag – Användarmanual och bakgrundsdokument. Rapport 2007:4.
- KAHLERT, M., Andrén, C. and Jarlman, A. (2007): Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag (in Swedish), 32pp.
- KAHLERT, M. (2005). Redovisning av uppdraget 'Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för påväxt – kiselalger i vattendrag. Uppföljning av projekt nr. 502 0415, dnr 235-5018-04Me.' Delrapport verifiering samt preliminär slutrapport. Intern rapport Erkenlaboratoriet, UU.
- KAHLERT, M., ALBERT, R.-L., ANTILLA, E.-L., BENGTSSON, R., BIGLER, C., ESKOLA, T., GÄLMAN, V., GOTTSCHALK, S., HERLITZ, E., JARLMAN, A., KASPEROVICIENE, J., KOKOCINSKI, M., LUUP, L., MIETTINEN, J., PAUNSKSNYTE, I., PIIRSOO, K., QUINTANA, I., RAUNIO, J., SANDELL, B., SIMOLA, H., SUNDBERG, I., VILBASTE, S. and WECKSTRÖM, J. (2008). Harmonization is more important than experienced results of the first Nordic-Baltic diatom intercalibration exercise 2007 (stream monitoring). *Journal of Applied Phycology* 21(4): 471-482 (DOI 10.1007/s10811-008-9394-5).
- KAHLERT, M., ASP, T. & GYLLSTRÖM, M. (in press). Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten (dnr 502-1119-09). Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer. Rapport Länsstyrelsen Blekinge.
- KELLY, M.G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. *Water Research* 32: 236-242.
- KOVACS, C., M. KAHLERT & J. PADISAK, 2006. Benthic diatom communities along pH and TP gradients in Hungarian and Swedish streams. *Journal of Applied Phycology* 18: 105–117.
- NATURVÅRDSVERKET 2006, 2008. Om kartläggning och analys av ytvatten enligt förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2006:1 (med ändring från maj 2008; 2008:11).
- NATURVÅRDSVERKET 2007. Kartläggning och analys av ytvatten, Handbok 2007:3. En handbok för tillämpningen av 3 kap. 1 och 2 §§, Förordningen (2004:660) om förvaltning av kvaliteten på vattenmiljön. Naturvårdsverkets Handbok 2007:3.
- NATURVÅRDSVERKET 2008. Naturvårdsverkets föreskrifter och allmänna råd om klassificering och miljö kvalitetsnormer avseende ytvatten. Naturvårdsverkets föreskrifter NFS 2008:1.
- NATURVÅRDSVERKET 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport, biologiska parametrar. Naturvårdsverket, rapport 4921.
- POLLARD, P. & VAN DE BUND, W. 2005. Template for the development of a boundary setting protocol for the purposes of the intercalibration exercise. Common Implementation Strategy - Working Group A ECOSTAT. Technical paper, Version no. 1.2.
- ROTT, E., E. PIPP & P. PFISTER, 2003. Diatom methods developed for river quality assessment in Austria and a crosscheck against numerical trophic indication methods used in Europe. *Algological Studies* 110: 91–115.
- SKRIVER, J.; FRIBERG, N. & J. KIRKEGAARD 2000: Biological assessment of running waters in Denmark: Introduction of the Danish Stream fauna Index (DSFI). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27: 1822-1830.

SOININEN, J. & P. NIEMELA, 2002. Inferring phosphorus levels of rivers from benthic diatoms using weighted averaging. *Archiv für Hydrobiologie* 154: 1–18.

THE EUROPEAN PARLIAMENT AND THE COUNCIL OF THE EUROPEAN UNION, (2000). Directive 2000/60/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*: 1-72.

Kiselalgsrapporter som underlag i denna studie

ANDERSSON, J. & JARLMAN, A. 2008. Kiselalger som surhetsindikator inom kalkningens effektuppföljning. Länsstyrelse: Värmland. Rapport. Löpnr: 2008:25. Sidor: 40.

BENGTSSON, R. 2008. Kiselalgsundersökning i Blekinge län 2008. Länsstyrelse: Blekinge . Rapport. Löpnr: 2008:35. Sidor: 27

BENGTSSON, R. 2009. Påväxtundersökning i Jönköpings län 2008. Länsstyrelse: Jönköping. Rapport. Löpnr: 2009:47. Sidor:

EKOLOGGRUPPEN (2002). Rönne Å Vattenkontroll 2001. Ekologgruppen på uppdrag av Rönneåkommitten. Rapport. Ekologgruppen i Landskrona AB. 118 p.

GÄLMAN, V., BIGLER, C. & RENBERG, I. 2009. Kiselalger som miljöindikatorer i små vattendrag. Miljötilståndet i bäckar i Västerbotten år 2007. Rapport. Länsstyrelsen i Västerbottens län. 2009:3.

JARLMAN, A. 2008. Kiselalgsundersökning i vattendrag i Västmanlands län 2007. Länsstyrelse: Västmanland. Rapport. Löpnr: 2008:08. Sidor: 57

JARLMAN, A. & ERIKSSON, M. 2008. Kiselundersökning i vattendrag i Skåne län 2008. Länsstyrelse: Skåne. Rapport. Löpnr: 2008:48. Sidor: 24.

JARLMAN, A. & ERIKSSON, M. 2010. Kiselalgsundersökning i västra Skånes vattendrag 2009. Länsstyrelse: Skåne. Rapport. Löpnr: 2010:2. Sidor: 48

KAHLERT, M. (2007): Kiselalgsundersökning i södra delen av Norra Östersjödistriktet, 2006. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2007:8. (Länsstyrelsen i Södermanland)

KAHLERT, M. (2008a): Kiselalgsundersökning i södra delen av Norra Östersjödistriktet, 2007. Institutionen för miljöanalys, SLU, Rapport 2008:7. (Länsstyrelsen i Södermanland)

KAHLERT, M. (2008b). Kiselalgsundersökning i Motala Ströms delområde, 2007. Uppsala, Dep. of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences: 2008:8. (Länsstyrelsen i Östergötland)

KAHLERT, M. and GOTTSCHALK, S.(2008c): Kiselalger i vattendrag i Dalarnas län. Institutionen för Vatten & Miljö, SLU, Rapport 2008:24. (Länsstyrelsen i Dalarna)

KARLSSON-ELFGREN, I. 2010. Näringstillståndet i sjöar och vattendrag 2004-2008. Länsstyrelse: Jönköping. Rapport. Löpnr: 2010:06. Sidor: 97.

LINDQVIST, U., ODELSTRÖM, T. & KAHLERT, M. (2007): Recipientutredning I Storhognaområdet, Bergs kommun 2006-2007. Naturvatten i Roslagen AB, Norrtälje, Rapport 2007:11 (in Swedish).

LUNDKVIST, E. 2009. Bottenfauna i Landabäcken vid Tombäck, kiselalger i Mörrumsån vid Persa kvarn 2009. Länsstyrelse: Blekinge. Rapport Löpnr: 2009:19. Sidor: 28

MIETTINEN, J. O. 2007. Ecological state of the River Tornionjoki – phytobenthos 2006. Rapport. Lapland Regional Environment Centre.

NILSSON, F., KARLSSON, A., INGVARSSON, M., JOHANSSON, D. & BÄCKSTRAND, A. 2009. Kalkning av sjöar och vattendrag - Verksamhetsberättelse för kalkningsverksamheten inom Västra Götalands län 2008. Länsstyrelse: Västra Götaland. Rapport. Löpnr: 2009:63. Sidor: 21.

SUNDBERG, I. & JARLMAN, A. 2007. Kiselalger i Stockholms län 2007. En undersökning av kiselalger i vattendrag på 31 lokaler. Rapport. Medins Biologi AB.

SUNDBERG, I. & JARLMAN, A. 2009a. Kiselalgsundersökning i vattendrag i Västerhavets vattendistrikt 2008. Medins Biologi AB Mölnlycke. (bl.a. Halland, Kronoberg)

SUNDBERG, I. & JARLMAN, A. 2009b. Kiselalgsundersökning i vattendrag i Norra Östersjöns vattendistrikt 2008. Rapport. Medins Biologi AB.

SUNDBERG, I. & JARLMAN, A. 2009c. Kiselalger i Södermanlands län 2008 - Statusbedömning med hjälp av kiselalger i 52 vattendrag. Länsstyrelse: Södermanland. Rapport. Löpnr: 2009:18. Sidor: 159.

SUNDBERG, I., MEISSNER, Y. & JARLMAN, A. 2009: Kiselalgsundersökning i vattendrag i Gotlands län 2008. Länsstyrelsen i Gotlands län. Rapporter om natur och miljö nr 2009:3.

SUNDBERG, I. 2010. Kiselalger i Västra Götalands län 2009. Länsstyrelse: Västra Götaland Rapport. Löpnr: 2010:19. Sidor: 33.

SUNDBERG, I. & MEISSNER, Y. 2010: Kiselalgsundersökningar i vattendrag i Gotlands län 2007-2009. Länsstyrelsen i Gotlands län. Rapporter om natur och miljö nr 2010:6

RUNNELS, K. & MEDINS BIOLOGI AB 2009. Kiselalger i 29 vattendrag i Örebro län 2008. Länsstyrelse: Örebro. Rapport. Löpnr: 2009:27.

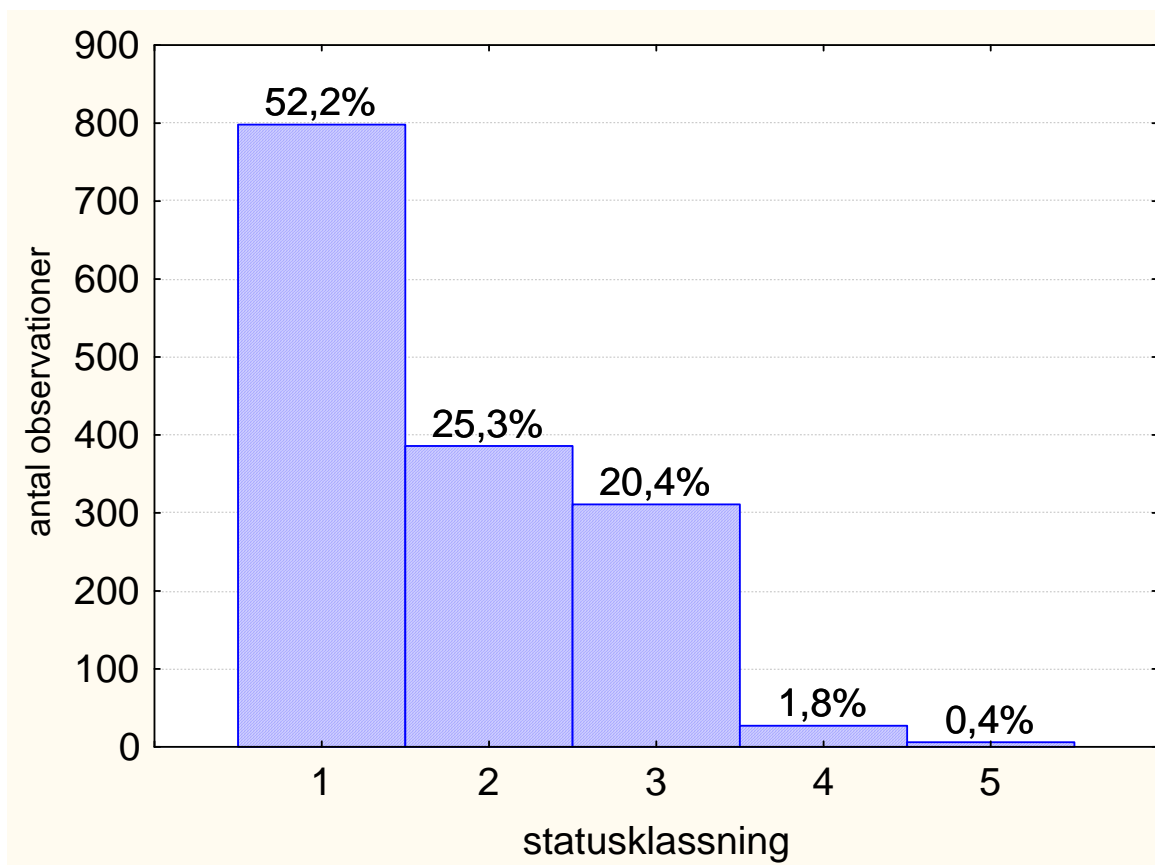
Mindre rapporter utgiven av olika vattenvårdssammanslutningar har inte tagits upp.

Bilaga 1. Verifiering av kiselalgsindex som en jämförelse med kalibreringen

I databasen för jämförelsen mellan kiselalger och bottenfauna ingår bara 321 enstaka vattendrag där både kiselalger, bottenfauna och vattenkemi är tillgängliga. Men i samband med Naturvårdsverkets projekt ”Framtagande av gemensamt delprogram Kiselalger i rinnande vatten (dnr 502-1119-09). Verifiering av kiselalgsindex och förslag till övervakningsstationer.” (Kahlert et al. in press), samlades data från många fler vattendrag med både kiselalgsanalyser och vattenkemi in. På grund av att de nya kiselalgsindex aldrig har verifierats för Sverige så kändes det angelägen att presentera en mera utförlig verifiering av kiselalgsindex än i första delen av denna rapport, där bara vattendrag med bottenfaunadata kunde användas. I bakgrundsrapporten för kiselalgsmetoden (Kahlert et al. 2007) finns en paragraf som redogör vilken vattenkemi man kan förvänta sig för de olika statusklassningar gjorda med hjälp av kiselalgerna. Motsvarande rapporten för bottenfaunan (Johnson et al. 2007) innehåller inte en sådan jämförelse, också därför görs denna verifiering bara för kiselalgsmetoden.

I databasen ingår 1180 vattendrag totalt med kiselalgsprovtagningar sedan år 2000. En nationell provtagning finns sedan 2004 i IKEU programmet i 41 vattendrag (+ 5 nedlagda) och i programmet trendvattendrag sedan ± 2006 i 49 vattendrag (+ 17 nedlagda). 1068 vattendrag togs sedan 2000 i någon form av regional provtagning (RMÖ, SRK, vattenförvaltning, kalkeffektuppföljning) eller projekt (se nedan), därav sedan 1998 16 stycken i en tidsserie i SRK Skåne. Även andra län har nu påbörjat tidsserier (~45 VD), men det är oklart hur många som är permanenta: Gotland (13), Norrbotten (2), Dalarna (3), Södermanland (11), Öster Götaland (3), Jönköping (5), Kalmar (3), Stockholm (5). Några län skall ta vattendrag i omdrev: Jämtland och Västernorrland, några både och (t.ex. Södermanland). Planerna för de regionala kiselalgsprogrammen är inte helt klara, delvis väntar länen på denna utvärdering, delvis har de börjat ett program redan.

Förutom de regionala vattendragen i länsstyrelsen regi ingår även några forsknings/utvärderingsprojekt i databasen: ”Skyddad natur. En undersökning av två sjöar och deras utloppsäckar i Padjelanta 2002”, ”Undersökning av påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk längs en naturlighetsgradient i Emåns & Mörrumsåns avrinningsområden (2002)”, ”Miljöövervakningsprogrammet ’Typområden på jordbruksmark’ (2007)”, ”Recipientutredning i Storhognaområdet (Bergs kommun 2006-2007)”, ”Broströmmens vattensystem - naturvärden och ekologisk status (Norrtälje kommun 2007)”, ”Övervakning och klassificering av skogsvattendrag i enlighet med EU:s ramdirektiv för vatten – exempel från Emån och Öreälven (2006)”.



Figur A1. Ca. hälften av alla observationer faller i den ekologiska statusklassen "hög" och en kvart i "god". Bara ca. 2 %, 33 observationer, blev klassade som "otillfredsställande" eller "dålig" (n=1595).

De flesta av dessa vattendrag (75 %) har "hög" eller "god" ekologisk status, så dataunderlaget för analyser är precis lika obalanserat som för jämförelsen mellan kiselalger och bottenfaunan (fig. A1). För en vidareutveckling av kiselalgsindex framförallt för bruk i starkt påverkade vattendrag efterlyses mera vattendrag i klasserna "otillfredsställande" och "dåligt".

Vattendragen är spridda över hela Sverige, några regioner är bättre representerade än andra (fig. A2).

Sammanfattningsvis visade jämförelsen av hur kiselalgsindex slår i vatten med olika vattenkemi mellan kalibreringsstudien 2007 (Kahlert et al. 2007) och den föreliggande studie att ett kiselalgssamhälle via index delar in vattendragen i ungefär samma grupper vad gäller pH, fosfor och annan vattenkemi som när indexen kalibrerades. En studie av vattendrag tagna i tidsserie (se delprogrammsrapporten Kahlert et al. in press) visade att indexen är robusta med en variation som är samma eller till och med lägre än förväntat enligt Kahlert et al. 2007.

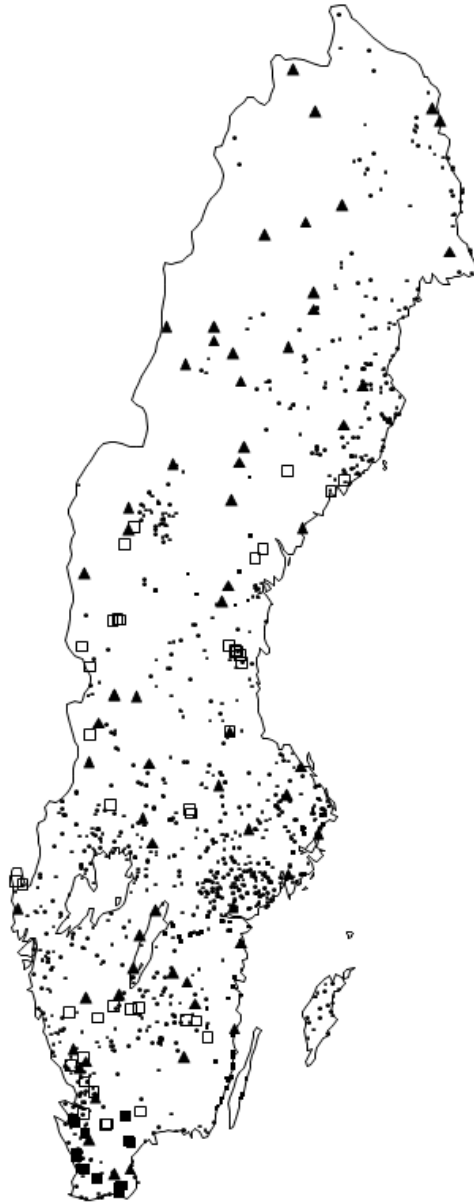


Fig. A2. Vattendrag med kiselalgsprovtagningar sedan år 2000 (n=1180). Nationell provtagning: ▲ Trendvattendrag sedan ± 2006 (n= 49 + 17 nedlagda), □ IKEU sedan ± 2004 (n= 41 + 5 nedlagda). • Regional provtagning (n = 1068), därav ■ tidsserie SRK Skåne sedan ± 1998 (n = 16)

Detaljerad verifiering av kiselalgsindex - surhet

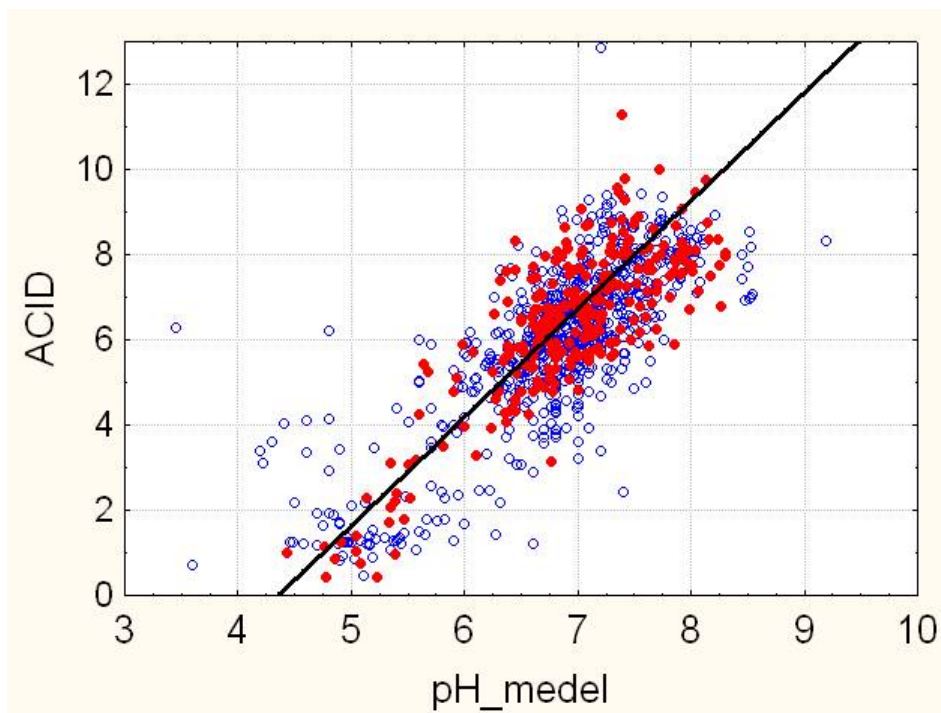


Fig. A3. Kiselalgsindex ACID (Acidity Index for Diatoms) jämfört med pH (medelvärde för 12 månader före provtagning). ○ alla vattendrag, ● bara vattendrag med frekventa kemimätningar, — ekvationen för ACID enligt bedömningsgrunderna.

Surhetsindexet ACID (Acidity Index for Diatoms, Andrén & Jarlman 2008) visar nästan precis samma pH-regimer som i kalibreringsstudien (fig. A3) och har tom en lägre variation än felmarginalen som användes preliminärt i kalibreringsrapporten i brist på bättre data (10 %). Troligtvis gör det bättre dataunderlaget att sambandet mellan ACID och årsmedel-pH är mera lika med den ursprungliga ekvationen än i första delen av denna rapport, där bara lite mindre än en tredjedel av vattendrag kunde användas.

Detaljerad verifiering av kiselalgsindex – närsalter och eutrofiering

IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Coste i Cemagref 1982) visar också skillnader i näringshalten och i viss mån allmän vattenkvalitet ganska väl, och variationen över tid är i de flesta nationala vattendrag inklusive SRK Skånes övervakning lägre än angiven i bedömningsgrunderna (se delprogrammsrapporten Kahlert et al. in press). Av IPS klassade vattendrag har nästan samma fosforhalter som i kalibreringsstudien (fig. A4).

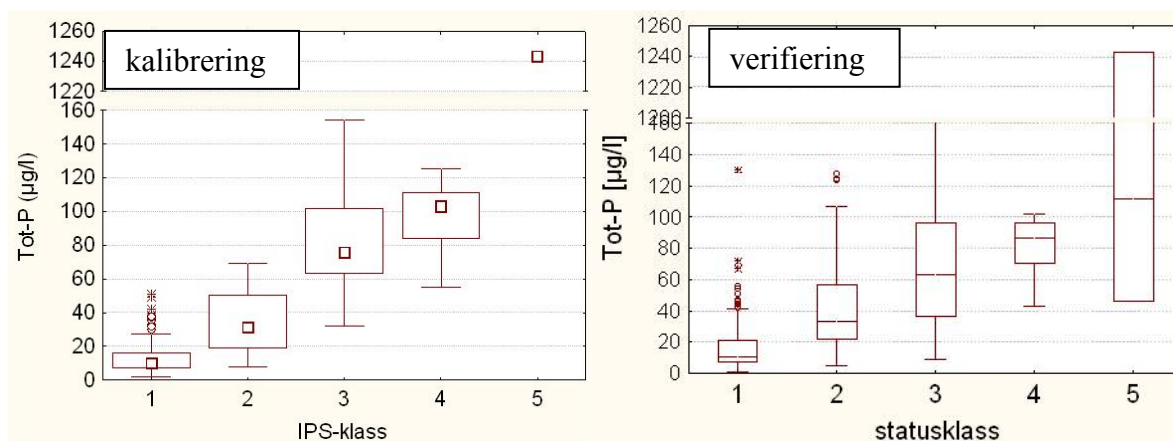


Fig. A4. Bakgrundshalter för Tot-P ($\mu\text{g/l}$) inom de fem olika statusklasser är nästan samma i föreliggande studie (höger) som för kalibreringen 2007 (vänster, Kahlert et al. 2007). Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

Fosforhalten i vattendragen i klasserna ”god” och ”måttligt” skiljer sig dock inte lika tydligt som i studien 2007, en förklaring kan vara att det har tillkommit många vattendrag där vattenkemin bara har analyserats en enda gång. Om man tar bara med vattendrag med en frekvent vattenkemimätning (> 5 ggr per år) så ser man tydligare skillnader (fig. 5).

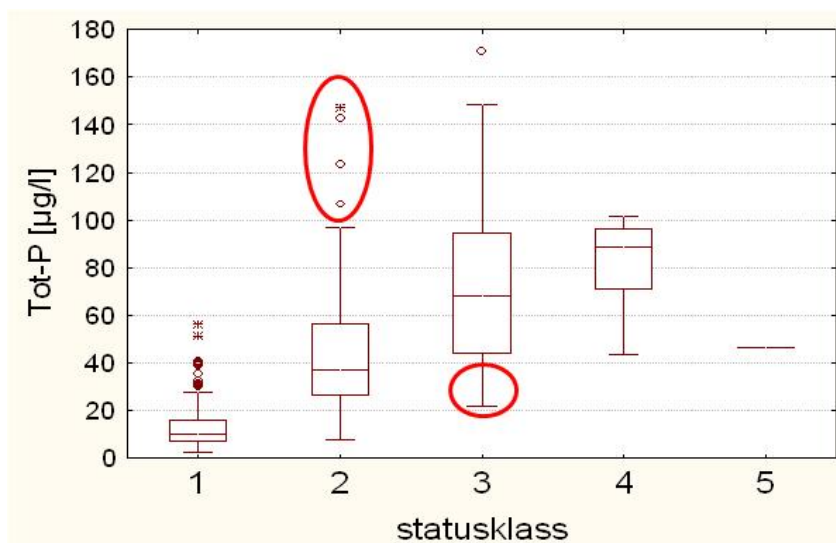


Fig. A5. Bakgrundshalter för Tot-P skiljer sig bättre inom de fem olika statusklasser när bara vattendrag med frekventa kemimätningar används ($n=324$), även antalet outliers minskar. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

Fortfarande finns det dock outliers (fig. A5, röda markeringar). Dessa outliers kan för det första bero på att vissa kemimätningar inte har tagits på samma punkt som kiselalgerna. Kiselalgsindex visar troligtvis ganska lokala vattenkemiförhållanden eftersom algerna är direkt beroende av vattenkemin, så inflytande av sjöar, små vattendrag, myrmark, punktutsläpp eller annat mellan kemimätningen och kiselalgsprovtagningen påverka säkert starkt sambandet mellan vattenkemin och kiselalgsindex. En av de nästa projekt är att hela databasen måste granskas för att hitta vattendrag där den uppmätta kemin inte är representativ för kiselalgsprovplatsen, och eliminera de från analyserna. Ett annat fel kan vara att det är för få kemimätningar för att beräkna det sanna medelvärdet. En tredje förklaring av outliers som representerar låga IPS värden (klass ”god”) i vattendrag med relativt höga totalfosforhalter är att fosfor i dessa vattendrag troligtvis är svårtillgänglig för algerna eftersom den är bunden till kalk eller humus. Förklaringen stärks av att klasserna ”god” och ”måttligt” skiljer sig lite bättre när den biotillgängliga PO₄-P halten används istället för Tot-P (fig. A6). Men PO₄-P tar snabbt upp av växterna, omsättningen går fort, låga uppmätta halter betyder inte att halterna faktiskt är låga, så denna felkälla tillkommer när man använder PO₄-P.

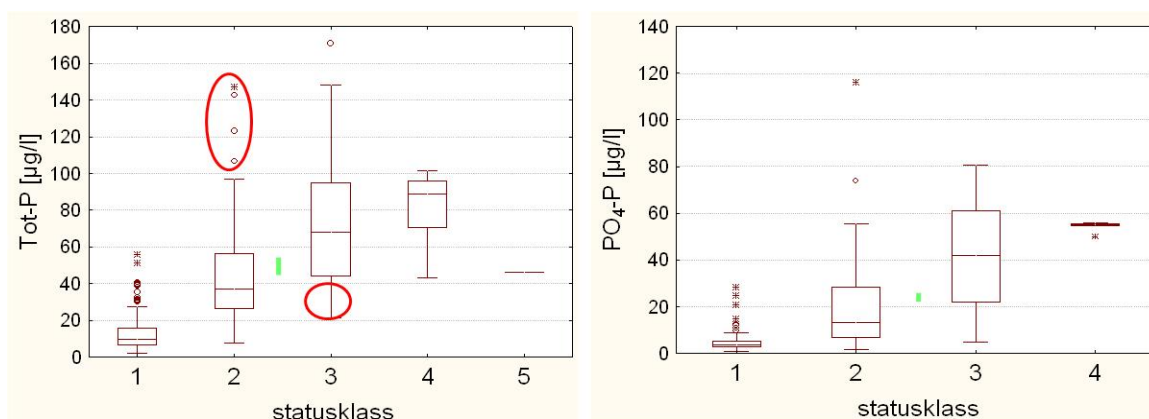


Fig. A6. Bakgrundshalter för Tot-P (µg/l) respektive PO₄-P (µg/l) inom de fem olika statusklasser (2009). Klasserna ”god” och ”måttligt” skiljer sig lite bättre när den biotillgängliga PO₄-P halten används istället för Tot-P, antalet outliers minskar. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Sist men inte minst visar kiselalgerna inte bara fosfor, vilket har även diskuterats utförligt i första delen av denna rapport. Kiselalgsparametrarna är konstruerat så att de ska visa hela spektrum av vattenkvalitet där kiselalgerna förekommer, i.e. även annan påverkan än eutrofiering, t.ex. lättnedbrytbara organiska föroreningar (många heterotrofa taxa) eller gifter (låg diversitet/taxaantal). Så en annan påverkan kan sänka IPS till att ett vattendrag hamnar i klass ”måttligt” fast fosforhalten är relativt låga. Här är det viktigt att även granska stödparametrarna TDI och % PT (Kelly 1998): För några av vattendragen i klass ”måttligt” med låga P halter pekar stödparametrarna tydligt på klass 1 eller 2. Klassindelningen med IPS borde i så fall anses som något osäkert. För andra vattendrag däremot stöder stödparametrarna klassningen med IPS, och bekräftar därför denna. Även andra parametrar kan och borde användas alltid när man bedömer ett vattendrag med hjälp av kiselalger: Taxaantal, diversitet, andelen och medelskalbredden av kiselalgsgruppen *Achnanthes minutissimum*, samt andelen missbildade skal är viktiga indikatorer på en påverkan på ett vattendrag och bör alltid noteras i rapporter och analyseras. Sista parametern ”missbildade skal” har inte funnits med i bedömningsgrunderna, men skall nu utredas för att inkluderas, eftersom den under projektets gång har visat sig att den ibland varit det viktigaste tecknet på att ett vattendrag faktiskt var påverkat (t.ex. Jan-Ers 2009).

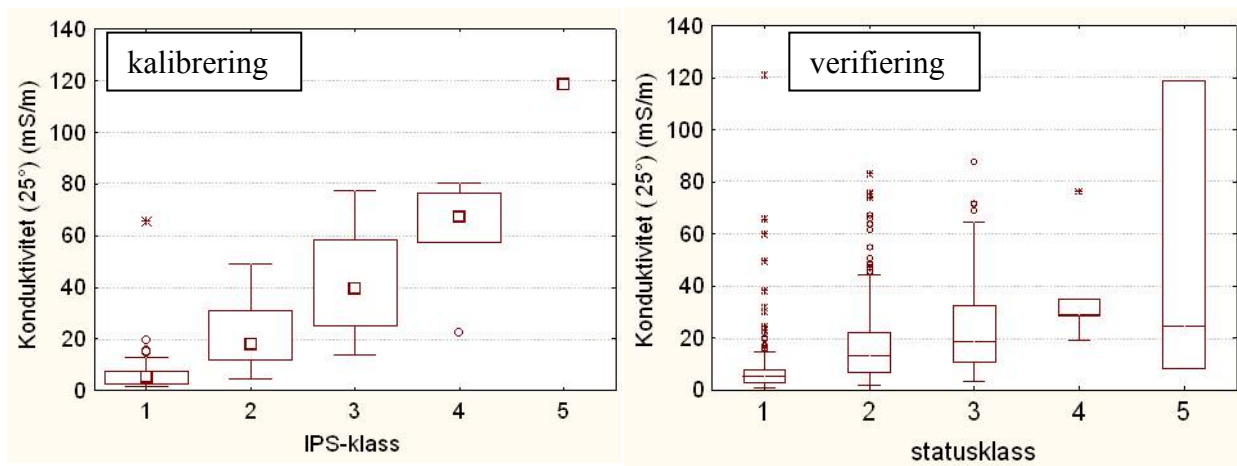


Fig. A7. Bakgrundshalter för konduktivitet inom de fem olika statusklasser är något lägre än i föreliggande studie (höger) än i kalibreringen 2007 (vänster, Kahlert et a. 2007). Fortfarande syns dock skillnaderna mellan klasserna 1 till 4. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

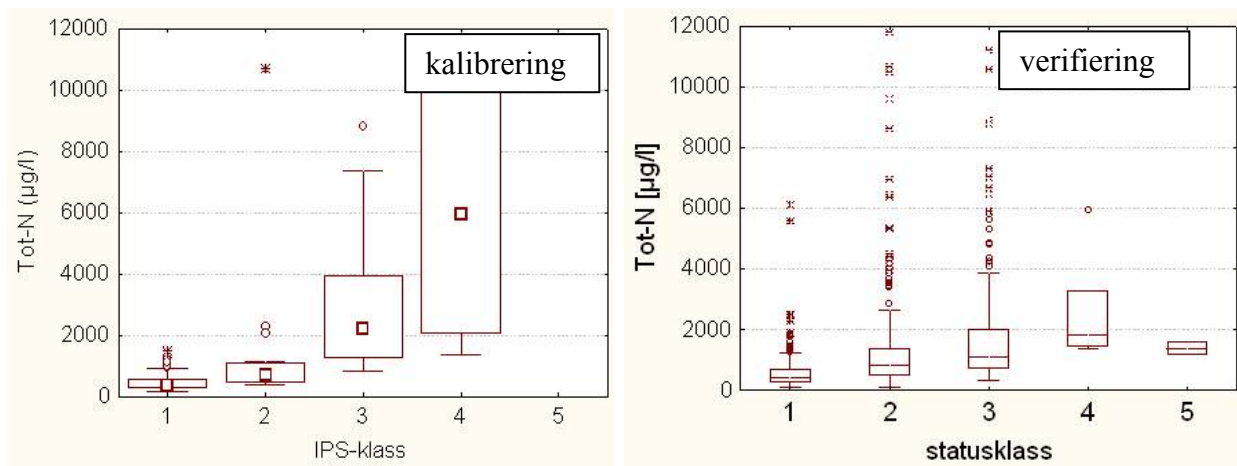


Fig. A8. Bakgrundshalter för Tot-N ($\mu\text{g/l}$) inom klasserna "hög" och "god" är ganska lika som i studien 2007. Men medianvärdena för de andra klasserna är lägre och många fler outliers förekommer. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, \circ outliers.

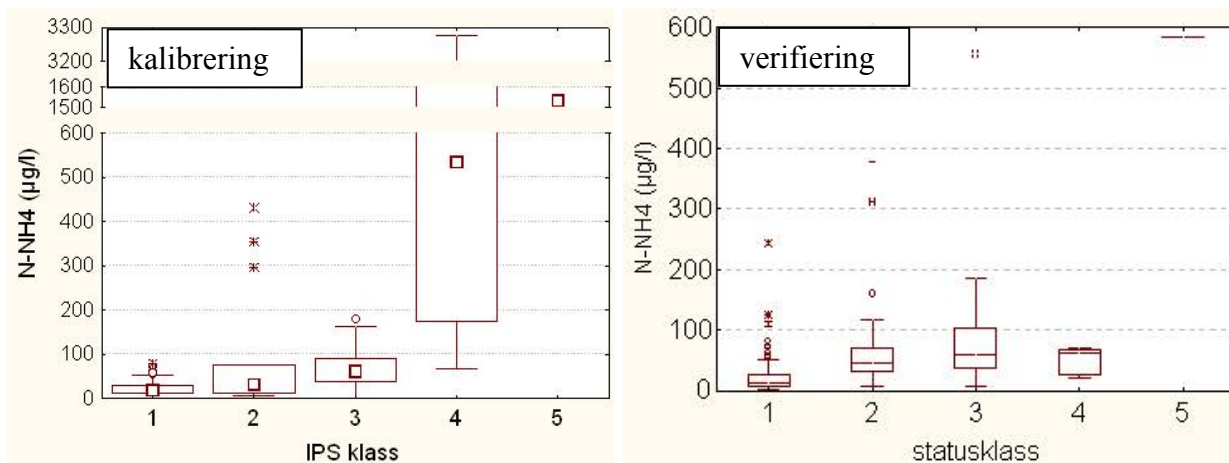


Fig. A9. Bakgrundshalter för NH₄-N (µg/l) inom klasserna ”hög”, ”god” och ”måttligt” är ganska lika som i studien 2007. Men medianvärden för de andra klasserna är mycket lägre. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Konduktiviteten och framförallt kvävehalter är jämförbara med 2007 för klasserna ”hög” till ”måttligt” (fig. A7, A8, A9). För klasserna ”otillfredsställande” och ”dåligt” stämmer inte den nu uppmätta kemin överens med den som fanns som bakgrund för indexkalibreringen. En del av förklaringen är nog samma som för fosfor, att vattenkemin i en del av fallen inte har tagits på samma ställe som kiselalgerna, och att vissa vattendrag har för få mätningar.

Om man bara analyserar vattendrag med relativt frekventa kemimätningar ($n > 5$) så blir kvävehalterna från de två studier mera lika (fig. A10). Men fortfarande visar dem lägre medelvärden i klasserna ”måttligt” till ”dåligt” att det troligtvis har tillkommit vatten med annan kemi sedan kalibreringsstudien som är påverkade på annat sätt än de i kalibreringsstudien (t.ex. genom miljögifter), vilket sänkte IPS värdet utan att vattendragen för den skull innehåller mycket närsalter eller har en hög konduktivitet. Det måste dock varnas för att studien fortfarande är väldigt obalanserad: Bara 2 % av alla vattendrag hamnar i klasserna ”otillfredsställande” och ”dåligt”, mera data behövs här för att kunna göra säkra uttalanden om IPS och kemi i dessa klasser.

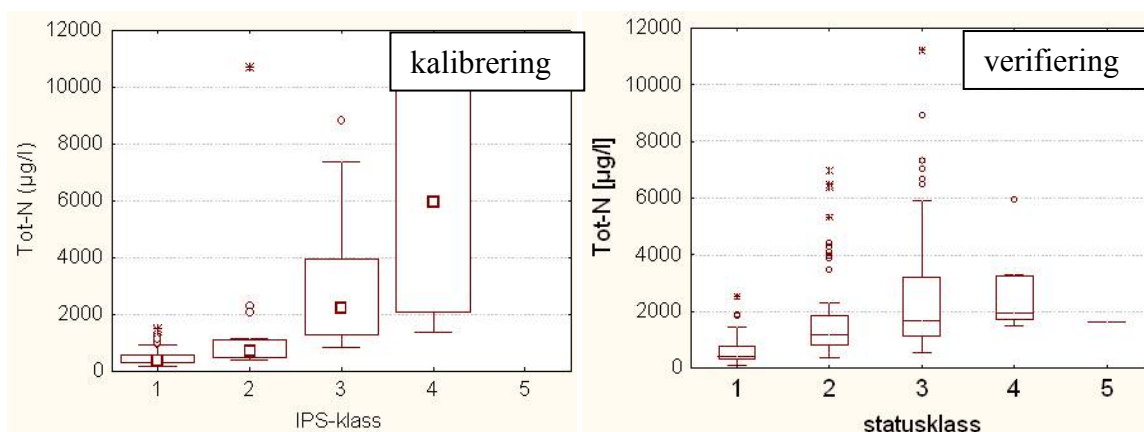


Fig. A10. Bakgrundshalter för Tot-N (µg/l) i studien 2007 och 2009, bara med vattendrag med frekventa kemimätningar ($n \geq 6$). Många outliers försvinner och medianvärden höjs något. Men i klasserna ”måttligt” och ”otillfredsställande” inte till de värden som i studien 2007.

Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Eutrofiering. Jag har inte kunnat testa ifall den ekologiska klassningen med hjälp av kiselalgerna stämmer överens med den slutgiltiga kemiska och/eller ekologiska klassningen av ett vattendrag, av flera skäl. För det första ingår kiselalgsbedömningen i den slutgiltiga klassen och därför är dem inte oberoende av varandra. För det andra hade jag inte heller dessa data om den slutgiltiga klassningen till min förfogande. Och för det tredje ska man vara försiktigt att direkt jämföra den klassningen som görs med kiselalgerna och t.ex. en eutrofieringsklassning enligt bedömningsgrunderna: Kiselalgsindex har utvecklats så att de ska visa hela skalan av vattendrag där de förekommer (nästan överallt), de visar inte bara fosforhalten i vattnet eller eutrofiering. Därför måste kiselalgsklassningen ha en tendens att klassas i genomsnitt ”bättre” än den modellen som klassar eutrofiering med hjälp av fysikalisk-kemiska parametrar: Kiselalgsklassningsskalan förväntas ha ett utrymme att kunna klassa värre statusklass än bara hypertrofiskt, vilket också bekräftas när kiselalgsklassningen visas mot eutrofieringsklassningen (fig. A11). Observera igen att dataunderlaget är väldigt obalanserat dock (fig. 11b).

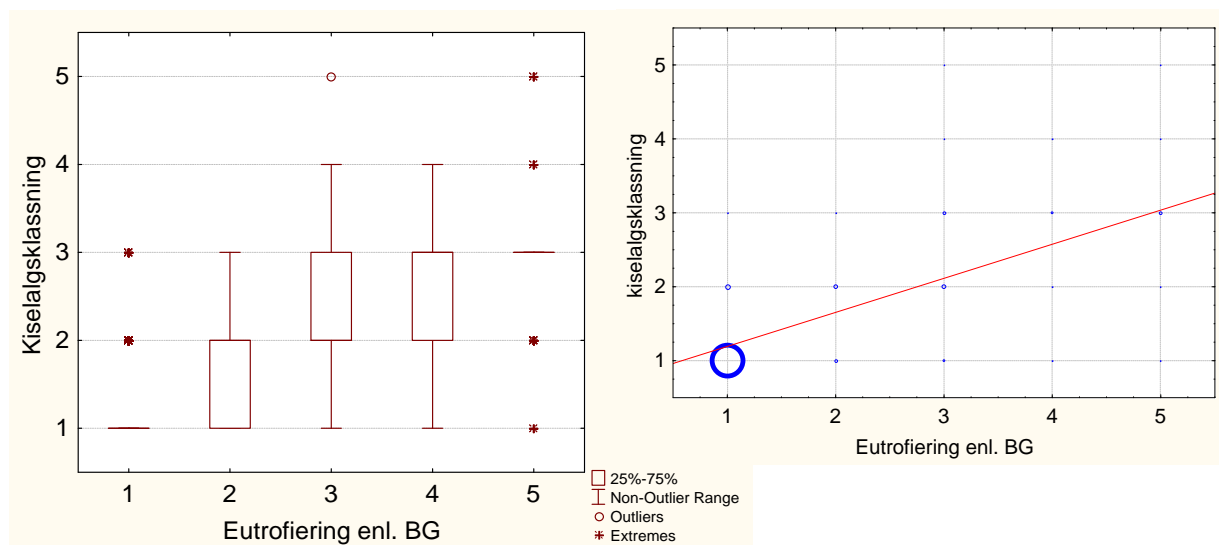


Fig. A11. Kiselalgsklassning av ett vattendrag mot klassning med hjälp av eutrofieringsmodellen enligt bedömningsgrunderna. Vänster: Box-plots (median, interquartiles & outliers), höger: frekvens av vattendrag i de olika klasserna. Box visar interkvartilens omfång (25-75%) med medianvärdet, streck visar non-outlier omfång, ○ outliers.

Sist men inte minst en notis till möjliga fel i kiselalgsindex på grund av möjliga **fel/osäkerheten/saknade harmonisering i identifieringen av kiselalgsarter**. I pilotstudien 2007 ingick bara vattendrag analyserat av Amelie Jarlman, Jarlman AB, Lund (nu även medarbetare hos Medins AB), Sveriges främsta kiselalgsexpert. Detta betyder att denna kiselalgsdataunderlaget var väldigt homogent och av högsta kvalitet. Med ökande antal kiselalgsprover har flera utförare tillkommit, vilket betyder att inte alla kiselalgsanalyser som togs med i den nuvarande rapporten har samma kvalitet eftersom kiselalgsidentifieringen är

ganska avancerad, även själva räkningen av skal behöver harmoniseras. Det kan också ha tillkommit små skillnader mellan utförare eftersom inte alla var harmoniserade när de analyserade dessa data. Det är av yttersta vikt att kiselalgslistorna är jämförbara och att därför alla utförare arbetar enligt samma riktlinjer och överenskommelser när det gäller svåra taxakomplex och sättet att utföra analysen. För att säkerställa kvaliteten av den ganska genomförs nu regelbundet en Nordisk-Baltisk kiselalgsinterkalibrering (2006, 2007, 2009, nästa planerat för 2011), och bara utförare som deltar och godkänns i dessa borde anlitas för att utföra kiselalgsanalyser i Sverige.

I nuvarande databas ingår data från utförare som inte hade godkänts inom interkalibreringen när de räknade. Det är ganska troligt att vissa artidentifieringar och mera sällan även index (eftersom indexen har visat sig vara ganska robusta) är därför inte jämförbara med oss andra som är harmoniserade (Kahlert et al. 2008). Dessutom är det tyvärr så att IPS felmarginaler stiger med fallande index, dvs. felet blir större just vid lägre klassning än ”hög” eller ”god”. När kiselalgsexpertens resultat har i interkalibreringen en tillräcklig hög likhet med auditorernas (Amelie Jarlman 2007 och 2009 och Bernt Sandell 2009) är felmarginallerna mellan experter så låga att de kan jämföras med variationen en enda expertens har i sina egna räkningar (Kahlert et al. 2008). Jag kommer och har redan gjort det delvis i tveksamma fall kontakta utförare som inte var harmoniserat när de räknade för att diskutera tveksamma kiselalgsarter för att undvika att denna felkälla ger utslag i vidareutvecklingen av kiselalgsindex. I framtiden är det väldigt viktigt att alla utförare har en tillräcklig hög likhet med auditorerna i kommande interkalibreringar, för att säkerställa att denna felkälla minimeras. Kontakta gärna Maria Kahlert för digitala versioner av interkalibreringsrapporterna 2007 och 2009, för att kontrollera vilka utförare som deltagit (eller se <http://www.norbaf.net/courses/intercalibrations.html>). Kontakta utförarna för att fråga vilka resultat de fick.



**LÄNSSTYRELSEN
BLEKINGE LÄN**

SE-371 86 Karlskrona
Telefon 0455-870 00
E-post: blekinge@lansstyrelsen.se
www.lansstyrelsen.se/blekinge