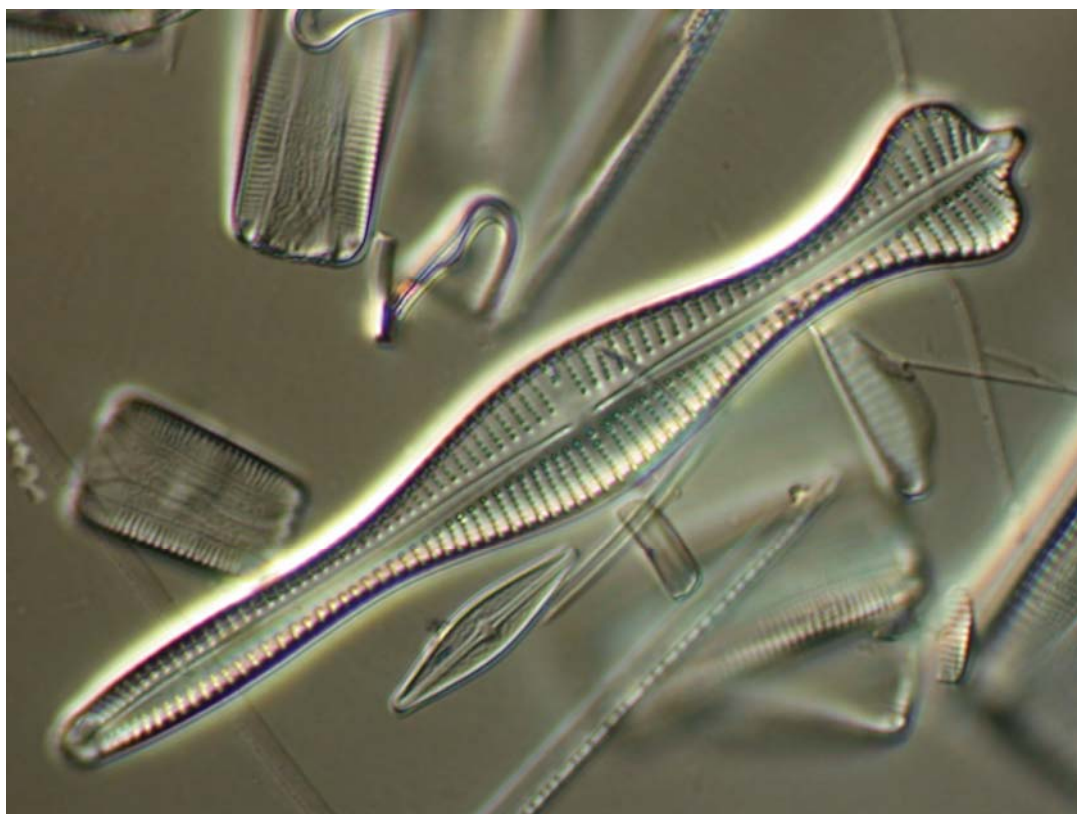


Bakgrundsrapport för revideringen 2007 av bedömningsgrunder för Påväxt – kiselalger i vattendrag

Maria Kahlert¹, Cecilia Andrén², Amelie Jarlman³



1) Institutionen för miljöanalys
Sveriges Lantbruksuniversitet
Box 7050 SE 750 07 Uppsala
maria.kahlert@ma.slu.se

2) ITM, Stockholms universitet, cecilia.andren@itm.su.se

3) Jarlman HB, Lund, jarlman@mac.com

Bakgrundsrapport för revideringen 2007
av bedömningsgrunder för
Påväxt – kiselalger i vattendrag

<i>Inledning</i>	5
Bakgrund	5
Val av parametrar	6
Kiselalgsmetodik	7
Provtagning	7
Analys	7
<i>Kiselalgsindex - beskrivning</i>	8
IPS	8
Surhetsindex	8
Preliminärt försurningsindex	9
<i>Kiselalgsindex – resultat</i>	10
IPS	10
Dataunderlag	10
Referensvärden.....	10
Klassindelningen	12
Hur bra indelar IPS vattendragen i olika vattenkvalitetsklasser?	18
Surhetsindexet ACID	19
Dataunderlag	19
Indexkonstruktion.....	19
Utfall	21
Hur bra visar surhetsindexet en viss pH-regim?.....	23
Preliminärt försurningsindex	24
Dataunderlag	24
Metod	24
<i>Felkällor</i>	25
<i>Sammanfattning</i>	27
<i>Referenser</i>	28

Bild på framsidan: Gomphonema coronatum, Morån (Foto: Maria Kahlert)

Inledning

Bakgrund

Denna rapport redovisar den revidering och vidareutveckling av bedömningssystemet för fastsittande kiselalger som har skett under 2003-2005 (Kahlert 2004; 2005a; 2005b; 2005c).

Rapporten behandlar kiselalger, vilka ingår i algfraktionen av påväxtsamhället. Påväxtalger spelar en viktig roll som primärproducenter, särskilt i rinnande vatten, och kiselalger är ofta den dominerade gruppen inom påväxtalgerna.

Påväxtsamhället definieras som:

alla organismer inom grupperna alger, bakterier, svampar och mikroskopiska djur, som sitter fast på eller lever i direkt anslutning till olika typer av substrat (stenar, makrofyter etc.) i vattnet (jfr. Wetzel 1983).

Påväxtsamhället har många egenskaper som gör det lämpligt att använda i vattenkvalitetsundersökningar (Stevenson et al. 1996):

- Påväxtorganismerna är huvudsakligen primärproducenter och upptar en nyckelposition i det akvatiska ekosystemet mellan kemisk-fysikaliska respektive biologiska komponenter i näringsväven. De är en viktig länk i ekosystemet, med direkt inverkan på övriga organismer i näringskedjan.
- Organismerna är fastsittande och kan inte fly undan ogynnsamma förändringar i miljön. De måste antingen anpassa sig till de nya förhållandena eller försvinna.
- Påväxtalgssamhället är vanligtvis artrikt i förhållande till andra organismsamhällen. Några få kvadratcentimeter substrat kan innehålla över 100 arter. Varje art har sitt toleransoptimum och preferensspektrum och tillsammans ger de därför mycket information om den miljö de lever i.
- Representativa påväxtalgsprov kan insamlas från små ytor och insamlingen stör därigenom inte ekosystemet.
- Proven är enkla att handskas med och kräver liten plats för förvaring, vilket förenklar arkivering. Kiselalger kan förvaras som permanenta preparat, vilka direkt kan analyseras.

I rinnande vatten kan vissa miljöfaktorer uppvisa stora fluktuationer, vilket inverkar på bl.a. de kemiska förhållandena. Låg respektive hög vattenföring kan ge en koncentrerings- eller utspädningseffekt och tillfälliga utsläpp från t.ex. industrier, reningsverk eller jordbruk kan förekomma. Dyliga växlingar i miljöförhållandena kan göra det svårt att få en korrekt bild av tillståndet i det rinnande vattnet med enbart fysikaliska och kemiska undersökningar, eftersom dessa endast ger en ögonblicksbild av tillståndet vid tidpunkten för provtagningen. En analys av påväxtsamhället återspeglar däremot förhållandena i vattendraget under en längre period (Iserentant and Blancke 1996; Rimet et al. 2005; L. Ector personligt meddelande), upp till ett år (Kahlert & Andrén 2005), före provtagningen. Samtidigt reagerar organismerna så pass snabbt på förändringar att t.ex. punktutsläpp kan spåras redan efter någon dag (Lowe & Pan 1996, Eloranta 1999; Hirst et al. 2004; L. Ector personligt meddelande).

Kiselalger finns i nästan alla rinnande vatten och deras taxonomi och autekologi är väl dokumenterad. Användningen i övervakningssituationer kan ses inte bara som ett komplement eller alternativ till andra metoder, utan ibland som den enda genomförbara biologiska undersökningen, när andra lämpliga organismer saknas (Dell'Uomo 1996). Prygiel och Coste (1996) fann att föroreningsindex baserade på kiselalgsammansättningen var bättre lämpade att spegla påverkan av näringsämnen än andra biologiska index.

Kiselalger används allmänt för att bedöma vattenkvalitet i Europa, liksom i många andra länder såsom USA, Australien, Japan och Brasilien. I Hering et al. (2006a) rekommenderas kiselalger som bioindikator i de flesta typer av europeiska vattendrag. Metoden baseras på det faktum att alla kiselalger har optima med avseende på tolerans eller preferens för olika miljöförhållanden (näringsrikedom, organisk förorening, surhet mm.). Vid regelbundna europeiska möten ("Use of Algae for Monitoring Rivers" Düsseldorf 1991, Innsbruck 1995, Douai 1997, Durham 2000, Krakow 2003, Balatonfüred 2006 och kommande möte i Luxemburg 2009) diskuteras och harmoniseras provtagnings-, analys- och utvärderingsmetoder (jfr Kelly et al. 1998; SIS 2003; SIS 2005).

Undersökningar av fysikaliska och kemiska variabler kan stödja vattenkvalitetsbedömningen gjord utifrån kiselalger. En kompletterande översiktlig analys av samtliga organismgrupper i påväxtsamhället kan underlätta att skilja ut vissa typer av påverkan, eftersom indikatorarter/grupper även finns i andra delar av påväxtsamhället (Naturvårdsverket 2005).

Val av parametrar

Indexen som har valts ut för bedömningsgrunderna, IPS (Indice de Pollution-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) och ACID (Acidity Index for Diatoms, André & Jarlman 2007) baseras på den relativa abundansen av kiselalgsarterna i ett prov, dvs. på kiselalgernas procentuella artsammansättning.

IPS-indexet, som även finns med i de tidigare bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999), visar påverkan av näringsämnen och organisk förorening bra (Prygiel & Coste 1996; Kahlert 2004) och används som standardmetod i många länder i Europa. Indexet har ingått i europeiska interkalibreringsövningar och felkällor är därför relativt väl kända. Inom EU-projektet STAR har det visat sig att kiselalger, bl. a. IPS-indexet, ofta svarar bättre (hög sensitivitet) och med en lägre felkvot (hög precision) på näringsämnen/organisk förorening än bottenfauna, fisk och makrofyter (Hering et al. 2006b, Johnson et al. 2006).

Surhetsindexet ACID har tagits fram, eftersom existerande index inte fungerat speciellt bra i svenska vattendrag (Kahlert & André 2005; Kahlert 2005b).

Index som inkluderar andra grupper av påväxtalger och även mängden av dessa finns (t.ex. Rott et al. 1997; Lindstrøm et al. 2004), men eftersom olika index används i olika länder och ingen harmonisering gjorts, har vi avvaktat med detta för svenska vatten. Av samma skäl har kiselalgsundersökningar i sjöar ännu inte inkluderats, men resultat från Centraleuropa tyder på att kiselalgsindex fungerar bra även här (King et al. 2000, Blanco et al. 2004, Poulicová et al. 2004, Ács et al. 2005, King et al. 2005).

För att möta vattendirektivets krav att inkludera även påväxtalgernas mängdförekomst, som kan vara en viktig parameter, görs en översiktlig fältanalys av påväxtalgernas täckningsgrad (jfr "Handboken för miljöövervakning", Naturvårdsverket 2005). Det finns ett utkast till

européisk standardisering (prTC 230 WI:2001, 2004), som kommer att beaktas i bedömningsgrunderna när den är klar.

Kiselalgsmetodik

Här ges en kort sammanfattning av kiselalgsmetoden; detaljer kan hämtas från "Handboken för miljöövervakning" (Naturvårdsverket 2005).

Provtagning

Provtagningslokaler skall helst läggas i strömmande vatten för att undvika sedimentationsproblem och helst även i icke-skuggade partier. Detta säkerställer att kiselalgerna avspeglar vattenkvaliteten och inte lokala förhållanden. Ett fältprotokoll ifylls, där täckningsgraden av makroskopisk påväxt uppskattas när den är tydligt synligt. Prov tas från en c:a 10 m lång representativ provtagningssträcka, som helst täcker hela vattendragets bredd, dock inte närmast stranden. Påväxten insamlas från den övre ytan på minst fem stenar (ca 60-250 mm i diameter) som ska ha befunnit sig under vatten i minst fyra veckor före provtagningen. Stenarna borstas med ren tandborste och algmaterialet blandas med åvatten till ett prov som konserveras.

Provtagningsfrekvensen och tidpunkten för provtagning är beroende av syftet med undersökningen. För tidsserieövervakning av vattenkvalitet räcker i allmänhet ett provtagningsfall per år, under den period då påväxtsamhället är maximalt utvecklat, dvs. på sensommaren/hösten innan nedbrytningen av makrovegetationen börjar. För andra ändamål kan prov tas i princip året om, eftersom kiselalgerna finns tillgängliga hela året.

Kiselalger tagna under sensommaren/hösten representerar och integrerar vattenkvaliteten under en längre tidsperiod. De är t.ex. väl korrelerade med både pH-minima under våren och medel-pH för hela året (Kahlert & Andrén 2005; Andrén & Jarlman 2006). Kiselalgsamhället i ett vattendrag verkar vara anpassat till vattendragets ekologi, med dess naturliga variation, och därför representerar ett prov inte bara perioden direkt före provtagningen, utan hela året. En förändring av vattenkvaliteten utanför den naturliga variationen kommer också att synas (Lowe & Pan 1996).

Analys

Kiselalgsskalen prepareras och minst 400 skal artbestäms och räknas (en kiselalg = en cell = två skal; endast ej trasiga skal tas med).

Laboratorieanalys och utvärdering av resultat ska om möjligt utföras vid laboratorium som är ackrediterat för påväxtanalyser och som deltar i förekommande interkalibreringar. Det är viktigt att utförare korrekt följer SIS-standarder och senaste versionen av metodbeskrivningen i Handboken för miljöövervakning (Naturvårdsverket 2005), samt håller sig uppdaterad gällande taxonomisk litteratur och genom deltagande i kurser.

Kiselalgsindex - beskrivning

IPS

IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique, Cemagref 1982) är utvecklat för att visa påverkan av näringsämnen och organisk förorening i ett vattendrag. Indexet bygger på alla noterade kiselalgsarter.

IPS beräknas med hjälp av formeln enligt Zelinka & Marvan (1961):

$$\frac{\sum A_j I_j V_j}{\sum A_j V_j}$$

där A_j är den relativa abundansen i procent av taxon j , V_j är indikatorvärdet hos taxon j (1-3, där ett högt värde betyder att ett taxon endast tål begränsade ekologiska variationer, dvs. är en stark indikator) och I_j är föroreningskänsligheten hos taxon j (1-5, där ett högt värde visar en hög föroreningskänslighet). Resultat erhållna enligt formeln ovan räknas om till skalan 1-20 (enligt $4,75 * \text{ursprungligt indexvärde} - 3,75$), där 20 är värdet för bästa vattenkvalitet.

Som komplement till IPS-indexet föreslås beräkning av TDI, Trophic Diatom Index, och %PT, Pollution Tolerant valves (Kelly 1998) – en klassificering av kiselalger utifrån deras tolerans mot eutrofiering respektive organisk förorening.

TDI enligt Kelly (1998) beräknas på samma sätt som IPS. Skillnaden är att känslighetsvärdet anger känsligheten mot eutrofiering, och att låga värden visar en hög känslighet mot eutrofiering. %PT är summan av andelen kiselalger som är klassificerade som toleranta mot organisk förorening enligt Kelly (1998). Observera att Sverige använder TDI-versionen från 1998 och inte den reviderade versionen, vilken inte passar lika bra för svenska förhållanden.

TDI och %PT har visat sig vara användbara för att skilja mellan mera påverkade svenska vatten. Vattendragen delas in i vattenkvalitetsklasser med hjälp av IPS, men vid gränsfall kan TDI och %PT användas för att förtydliga resultaten. För beräkningen av IPS, TDI, %PT och andra kiselalgsindex/-klassificeringar rekommenderas mjukvaran OMNIDIA (Lecointe et al. 1993, http://perso.club-internet.fr/clci/tour_guide.htm).

Surhetsindex

Intresset för att utveckla ett surhetsindex baserat på kiselalger är litet i de flesta länder i Europa, eftersom problemet med sura vattendrag inte är så utbrett och existerande index används i begränsad omfattning (Kahlert 2005a). Norge använder en bedömning med hjälp av andra grupper av påväxtalger (Lindstrøm et al. 2004). Inom palaeolimnologin har man tagit fram verktyg för att beräkna pH med hjälp av recenta och fossila kiselalger (Smol et al. 1986), men dessa uträkningar fungerar inte i svenska vattendrag (Kahlert & Andrén 2005; Kahlert 2005b), antagligen för att de har tagits fram regionalt och för att de till stor del baseras på planktiska arter i sjöar. De metoder som testades var Renberg & Hellberg (1982), Håkansson (1993) och ERNIE (<http://craticula.ncl.ac.uk/Eddi/jsp/recon.jsp>).

En tysk klassificeringen enligt Coring (1996) fungerar relativt bra i Sverige (Kahlert & Andrén 2005; Andrén & Jarlman 2006). Problemet är att man ibland måste göra en expertbedömning när artsammansättningen inte stämmer med någon av de beskrivna. I Holland har van Dam et al. (1994) vidareutvecklat Hustedts (1938; 1939) gruppering av kiselalgsarter efter deras förekomst i olika pH-klasser enligt:

acidobiont	huvudsakligen förekommande vid pH < 5,5
acidofil	huvudsakligen förekommande vid pH < 7
circumneutral	huvudsakligen förekommande vid pH-värden omkring 7
alkalifil	huvudsakligen förekommande vid pH > 7
alkalibiont	endast förekommande vid pH > 7

Metoden ger emellertid endast den procentuella andelen av de olika kiselalgsgrupperna samt talar om vilken grupp som dominerar.

I ter Braak & van Dam (1989) har olika surhetsklassificeringsmetoder jämförts, varvid "weighted averaging" gav en god uppskattning av vattendragets pH och rekommenderades som ett praktiskt och robust alternativ. Preliminära försök att prediktera pH baserat på algsammansättningen med "weighted averaging" (program: C2, Juggins 2003) har gjorts för svenska vattendrag (Kahlert 2004; Andrén & Jarlman 2006), men metoden måste testas ytterligare innan den kan användas.

Ett nytt index, ACID – ACidity Index for Diatoms (Andrén & Jarlman 2007) – baserat på resultaten från Andrén & Jarlman (2006) och van Dam et al. (1994) har istället utvecklats. Detta index föreslås som surhetsindex i de nya bedömningsgrunderna. För beräkningen av andelen av kiselalgsgrupperna enligt van Dam et al. (1994) rekommenderas mjukvaran OMNIDIA (Lecointe et al. 1993, http://perso.club-internet.fr/clci/tour_guide.htm).

Preliminärt försurningsindex

Den enda kända försurningsindexet för bedömning av luftburen antropogen försurning, är utvecklat i Tyskland av Alles (1999). Tyvärr fungerar detta inte tillfredsställande i Sverige (Kahlert 2004), antagligen för att vattenkemin i tyska försurade bäckar är annorlunda än i svenska, samtidigt som det finns vissa skillnader i kiselalgssamhället. Därför har ett preliminärt index tagits fram för svenska förhållanden. Indexet kommer att vidareutvecklas när bättre kemisk-hydrologiska modeller för att klassa vattendrag som försurade eller icke försurade finns tillgängliga.

Kiselalgsindex – resultat

IPS

Dataunderlag

För bestämning av IPS-klassgränserna har en databas bestående av 200 vattendrag använts. Vattendragen är fördelade över hela Sverige och värden för IPS, vattenkemi samt markanvändning finns. Resultat från följande projekt finansierade av Naturvårdsverket, Miljöanalys- resp. Naturresursavdelningen, ingår: AQEM-vattendrag 2000 (n=14; Jarlman 2001), NMÖ 2001 (n=12; Jarlman 2002), Delsbo-bäckar 2001 (n=6; Kahlert & Andrén 2005), Emån 2002 (n=10; Sandin et al. 2003), Padjelanta 2002 (n=2; Wilander 2003), sura/näringsrika vattendrag 2003 (n=12; Jarlman 2004), surhetsindikatorer 2004 (n=50; Andrén & Jarlman 2006), IKEU 2005 (n=37; Andrén & Jarlman 2006), rena/påverkade vattendrag 2005 (n=21; Jarlman 2005). Dessutom användes resultat från STAR 2002 (n=26; www.eu-star.at) och från skånska recipienter (n=10, Humlebäcken 1977, Örjadiket 1989, Nybroån 2001, Rönneå 2002, A. Jarlman personligt meddelande). I de flesta vattendrag togs prov för kemiska vattenanalyser minst sex gånger under året innan provtagningen. Alla vattenkemianalyser har gjorts enligt svenska standardmetoder. Eftersom samtliga kiselalgsanalyser har utförts av Amelie Jarlman och bara några provtagare har samlat in materialet är det homogent och väl lämpat som databas.

Referensvärden

För att testa om det finns regionsspecifika referensvärden delades vattendragen in enligt Fölster et al. (2004) i följande svenska ekoregioner:

Region 1: Boreala högländerna

Region 2: Fennoskandiska skölden över 200m

Region 3: Fennoskandiska skölden under 200m

Region 4: Centralslätten

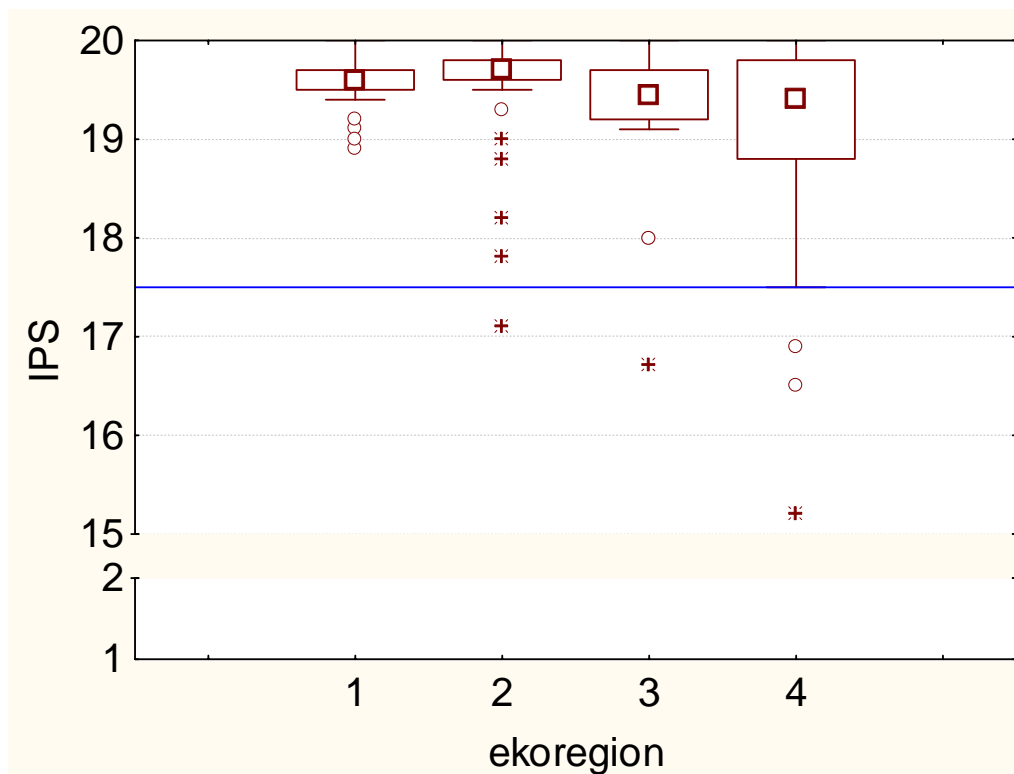
Denna indelning skiljde enligt Fölster et al. (2004) bäst mellan olika regioner. Sedan sållades opåverkade vattendrag ut med hjälp av ett referensfilter, där totalfosforhalten, avvikelser från ett flödesvägt medelvärde av totalfosfor, metalltillståndsklass, försurningavvikelsen och andel jordbruksmark, kalhyggen och tätorter ingår (Johnson et al. 2003, tabell 1; Kahlert 2004). Påverkan beräknades med hjälp av bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999). När det inte var möjligt att beräkna avvikelser från ett flödesvägt medelvärde av totalfosfor användes en alternativ modell för fosforpåverkan: vattendrag med absorptionshögre än 0,2 och samtidigt ett totalfosforvärde mindre än 20 µg/l betraktades som opåverkade. Det visade sig att varken kalhyggen eller surheten hade någon effekt på IPS-indexet och därför beaktades inte dessa faktorer vid bedömningen av påverkan.

Tabell 1. Referensskriterier för sjöar och vattendrag med avseende på markanvändning (jord- och skogsbruk), försurning, punktkällor (tätort) och metaller. BG = bedömningsgrunder 1999 (Naturvårdsverket 1999).

Påverkanstyp	Referensskriterier för vattendrag	
	Halt	Markanv.
N och P från jordbruk	Tot-P < 10 µg/l För stationer med TP > 10 µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (flödesvägt årsmedelv.). *	< 20% jordbruksmark i ARO.
N och P från skogsbruk	Tot-P < 10 µg/l För stationer med Tot-P > 10 µg/l används samband mellan TP och AbsF från nuvarande BG (flödesvägt årsmedelv.).	< 10% hygge i ARO (OBS! gäller enbart N-påverkan). Effekten kvarstår ca 5 år efter kalhuggning i S Sverige och ca 10 år i N Sverige.
Försurning	årsmedel pH ≥ 6,0 För stationer med årsmedel pH < 6,0 används F-faktorn enligt nuvarande BG.	
Punktkällor		< 0,1% tätorter (röda kartan).
Metaller	Tillståndsklass 1 eller 2 enligt nuvarande BG.	

* avvikelser från ett beräknat jämförvärde för arealspecifik förlust av totalfosfor faller i klass 1 enligt bedömningsgrunder 1999. Jämförvärdet beräknas med hjälp av ekvation 5, där specifik avrinning och flödesvägt medelabsorbans ingår.

Filteret sållade fram 126 referensvattendrag (av 200 i vår databas). De hade nästan alla ett IPS-värde som motsvarade klass 1 (undre gräns: 17,5, figur 1) enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999). Klass 1 motsvarar "hög vattenkvalitet". I Finland, med en liknande ekologisk situation som i Sverige, definieras klass 1 som IPS > 17 (Eloranta & Soininen 2002). I samband med den europeiska interkalibreringen "Central/Baltic GIG Phytobenthos Intercalibration Exercise" bestämdes att den svenska gränsen mellan hög och god vattenkvalitet även i fortsättningen ska vara 17,5.



Figur 1. IPS-värden (1-20) i referensvattendragen (enligt Johnson et al. 2003) mot ekoregioner (enligt Fölster et al. 2004). □ Median, interquartil (25-75 %), ○ outliers och * extremvärden. _____ undre svenska IPS-gräns för klass 1 enligt bedömningsgrunder (Naturvårdsverket 1999) och förslag till nya bedömningsgrunder. Region 1: n=21, region 2: n=34, region 3: n=22, region 4: n=49.

Skillnaderna mellan IPS-medianvärdena för referensvattendragen i olika regioner är väldigt små (region 1: 19,6; region 2: 19,7; region 3: 19,5; region 4: 19,4) och inte signifikanta ($p > 0,0001$, Tukey HSD test). Därför förslås att IPS-värdet 19,6, vilket är medianen av alla referensvatten i Sverige, betraktas som referensförhållandet i samtliga regioner, dvs. ingen indelning i olika ekoregioner eller typer av ytvattenförekomster görs för kiselalger. IPS-indexet integrerar eventuella skillnader i artsammansättningen för olika ekoregioner och typer, eftersom varje art får ett indikatorvärde och en viktning, som sedan används. Därför kan det finnas skillnader i artsammansättningen i olika regioner, men IPS-värdet kan fortfarande vara detsamma, vilket gör att IPS-indexet fungerar i hela Europa.

Klassindelningen

För att fastställa IPS-gränsvärdena för vattenkvalitetsklasserna 2 till 5 kontrollerades IPS-gränserna från originalreferensen (Prygiel & Coste 1996), de svenska bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999) samt den finska indelningen (Eloranta & Soininen 2002) och deras koppling till mänsklig påverkan i svenska vattendrag (Kahlert 2004). Eftersom klassindelningen ska göras ”med hänsyn till ekologiska funktionen av ett ekosystem, och ej med kemiska parametrar i första hand” (REFCOND, 2003), undersökte vi förändringar i kiselalgsamhället och fastställde klassgränserna utifrån dem. Man kan se en linjär minskning i känsliga arter med ökande påverkan, samtidigt som näringskrävande + föroreningstoleranta arter ökar. De föroreningstoleranta arterna fanns inte i opåverkade vatten och de känsliga arterna försvann helt när påverkan var stor. Gränsen mellan god (G) och måttlig (M) status

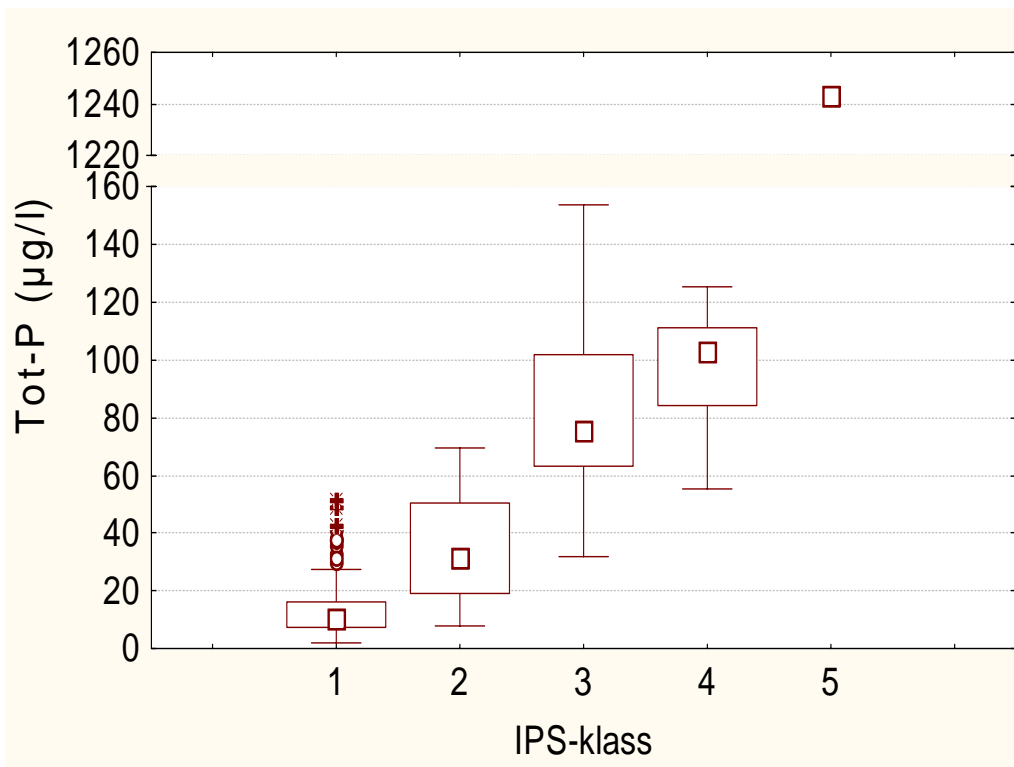
sattes där andelen känsliga arter föll under 30 % och andelen näringskrävande + förorenings-toleranta översteg 30 %. Detta skedde vid IPS 14,5. Denna ”crossover” mellan känsliga och toleranta arter har rekommenderats som G/M-gräns av den europeiska interkalibrerings-gruppen ECOSTAT (Pollard & van de BUND, 2005) och används bl.a. i UK (Kelly et al., 2007). Gränsen mellan måttlig och otillfredsställande (O) status sattes vid IPS 11, där andelen förorenings-toleranta arter var över 20 % medan andelen känsliga arter var mindre än 5 %. Gränsen mellan otillfredsställande och dålig (D) status lades vid IPS 8, där förorenings-toleranta arter utgjorde mer än 50 %. Gränserna M/O och O/D är mer osäkra än G/M och H/G, eftersom antalet vattendrag med stor eller mycket stor påverkan ännu så länge är lågt i databasen. Framtida undersökningar behövs för att ytterligare kontrollera dessa gränsvärden.

Klassgränserna, som redovisas i tabell 2, föreslås gälla för alla svenska vattendrag. För att räkna ut EK-värden (ekologiska kvalitetskvoter) dividerades IPS-gränserna med 19,6, dvs. referensvärdet.

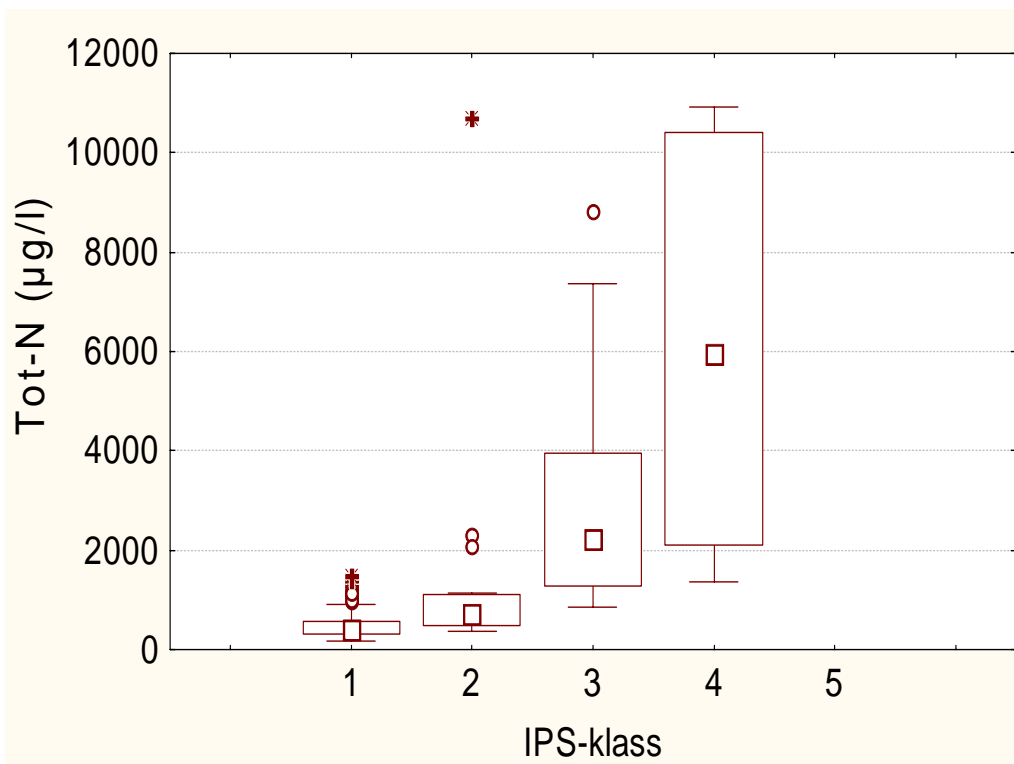
Tabell 2. Klassindelning för IPS-index och EK-värden (ekologiska kvalitetskvoter).

klass	status	Beskrivning i bedömningsgrunderna 1999	IPS-värde	EK-värde
1	hög	Mycket näringsfattigt till näringsfattigt tillstånd och ingen eller obetydlig förorening.	$\geq 17,5$	$\geq 0,89$
2	god	Näringsfattigt till näringsrikt tillstånd och/eller svag förorening	14,5-17,5	0,74-0,89
3	måttlig	Näringsrikt till mycket näringsrikt tillstånd och/eller tydlig förorening	11-14,5	0,56-0,74
4	otillfredsställande	Stark förorening	8-11	0,41-0,56
5	dålig	Mycket stark förorening	< 8	$< 0,41$

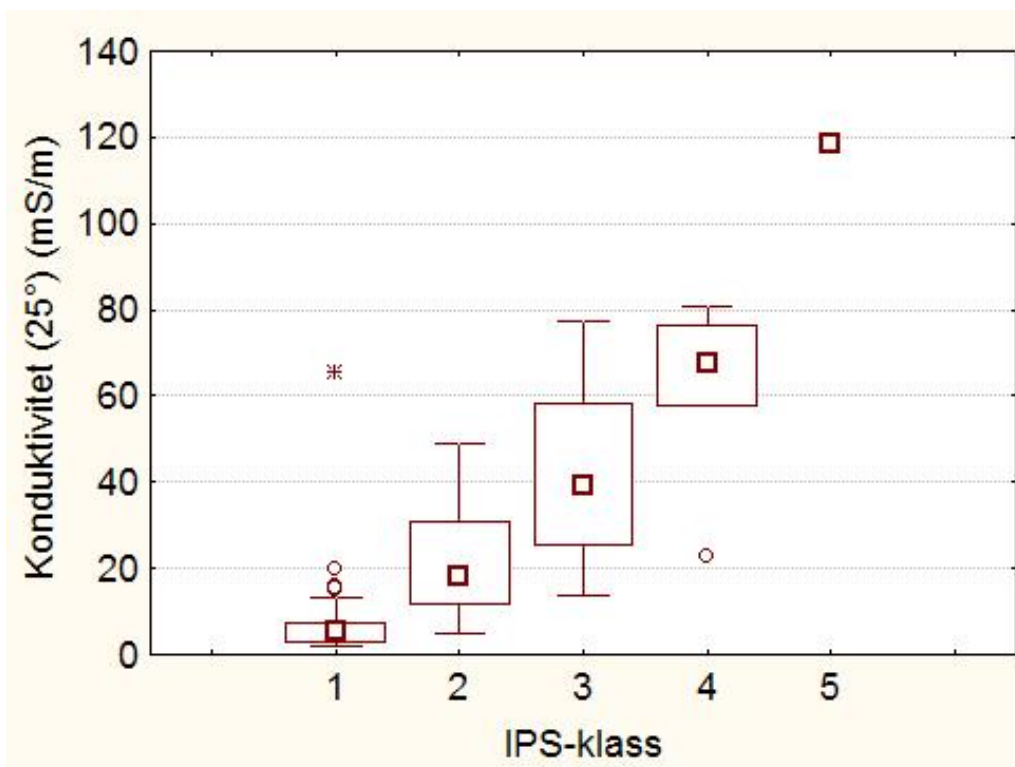
IPS-indexet skiljer bra mellan opåverkade och eutrofierade vattendrag (Kahlert 2004). En närmare undersökning av de eutrofierade vattendragen visade att utöver totalfosforhalten (figur 2a), eller avvikelse från arealspecifik TP_{jfv} -förlust, var även totalkvävehalten (figur 2b), andelen jordbruksmark, konduktiviteten (figur 2c) och koncentrationen av metaller förhöjda. IPS visar även påverkan av organisk förorening (Prygiel & Coste 1996), vilket i svenska vattendrag sammanföll med förhöjda ammoniumhalter (figur 2d).



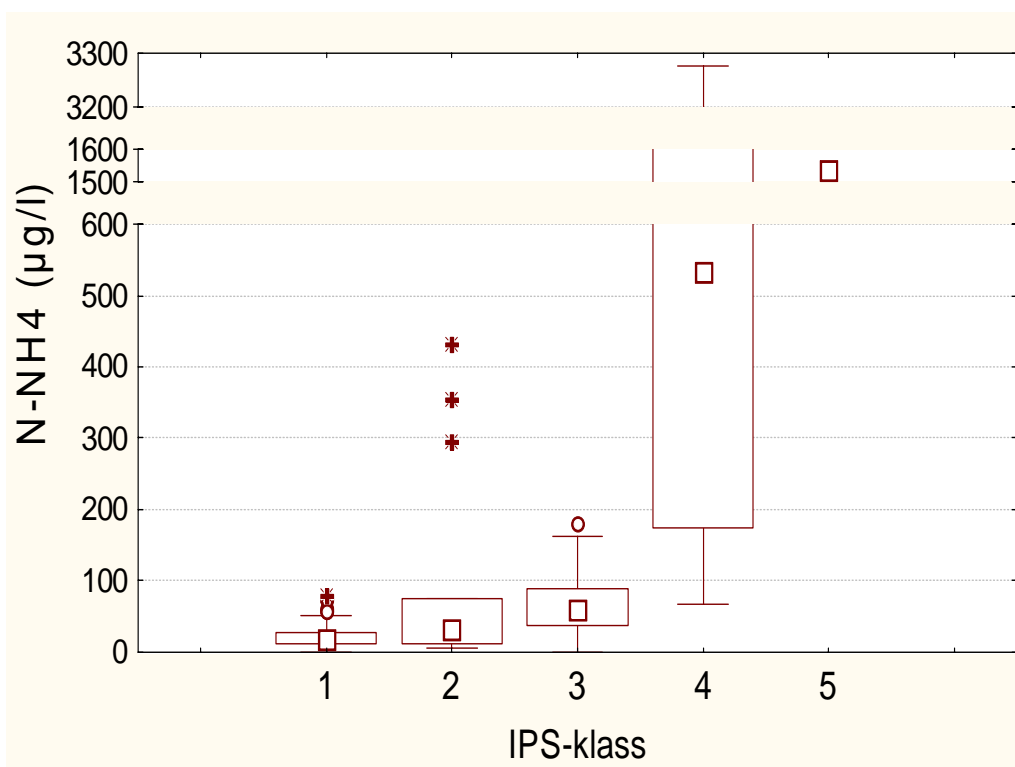
Figur 2a. Totalfosfor ($\mu\text{g/l}$) mot IPS-klass (kiselalgsindex, föreslagna gränsvärden). \square Median, interquartil (25-75 %), \circ outliers och * extremvärden. Klass1: $n=140$, klass 2: $n=20$, klass 3: $n=26$, klass 4: $n=6$, klass 5: $n=1$.



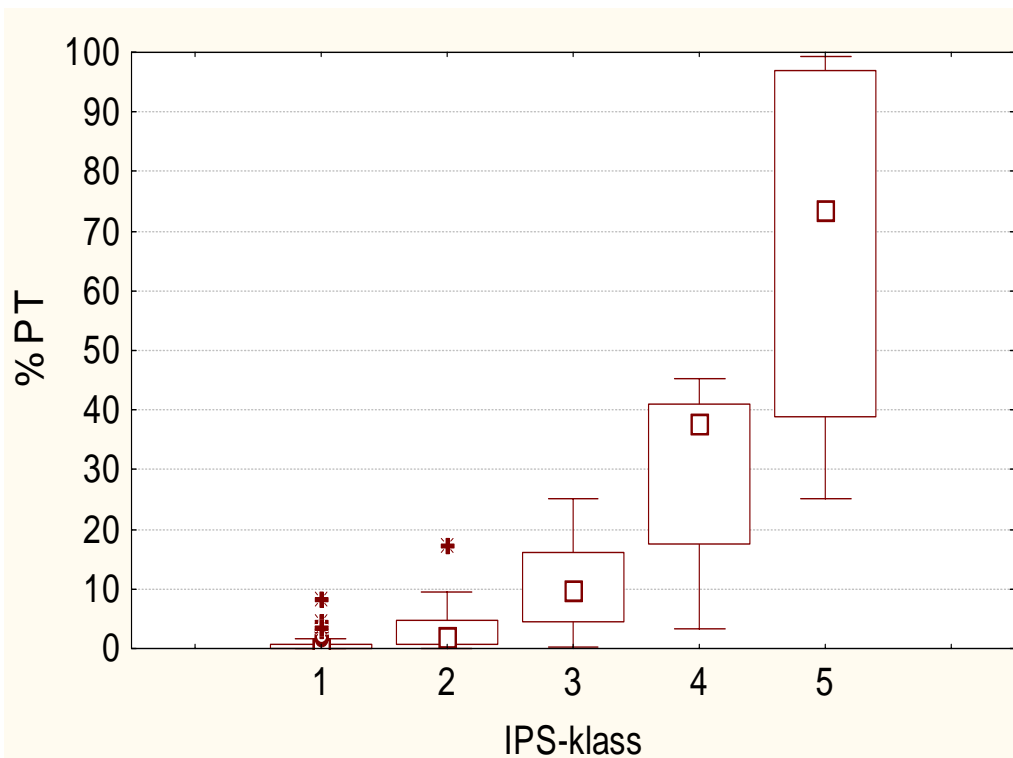
Figur 2b. Totalkväve ($\mu\text{g/l}$) mot IPS-klass (kiselalgsindex, föreslagna gränsvärden). \square Median, interquartil (25-75 %), \circ outliers och * extremvärden. Klass1: $n=133$, klass 2: $n=16$, klass 3: $n=24$, klass 4: $n=6$.



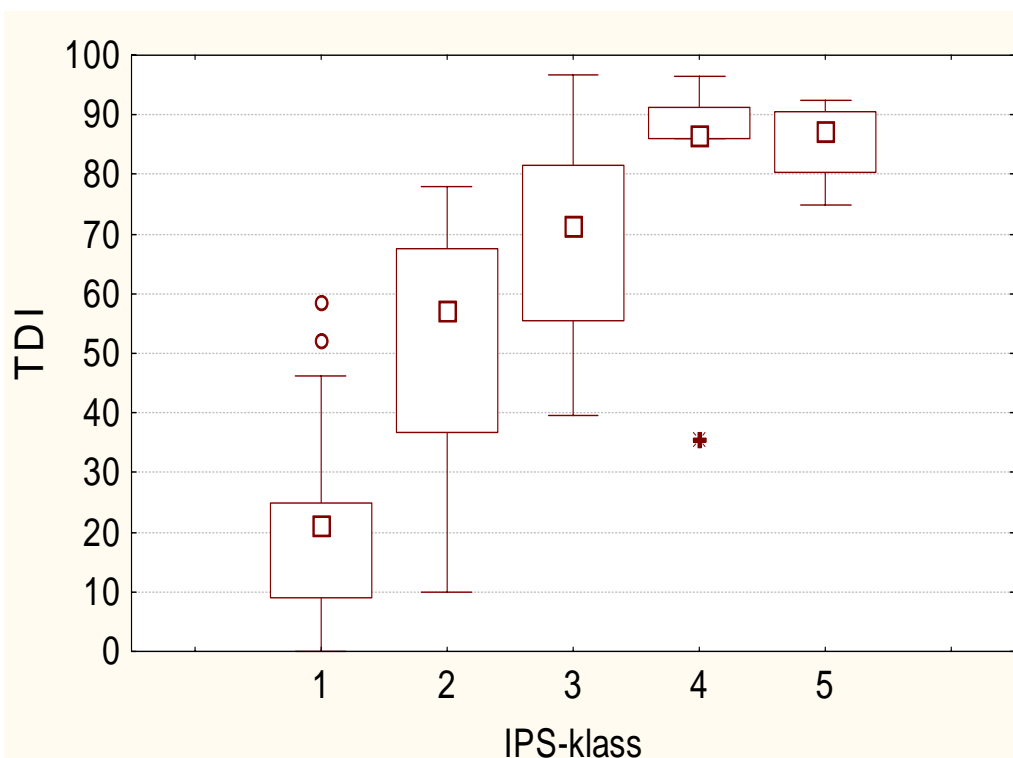
Figur 2c. Konduktivitet (25° mS/m) mot IPS-klass (kiselalgsindex, föreslagna gränsvärden). □ Median, interquartil (25-75 %), ○ outliers och * extremvärden. Klass1: n=62, klass 2: n=17, klass 3: n=24, klass 4: n=6, klass 5: n=1.



Figur 2d. Ammoniumkväve (µg/l) mot IPS-klass (kiselalgsindex, föreslagna gränsvärden). □ Median, interquartil (25-75 %), ○ outliers och * extremvärden. Klass1: n=133, klass 2: n=20, klass 3: n=22, klass 4: n=5, klass 5: n=1.



Figur 3a. %PT (klassificering av kiselalger utifrån deras tolerans mot organisk förorening) mot IPS-klass (kiselalgsindex, föreslagna gränsvärden). □ Median, interquartil (25-75 %), ○ outliers och * extremvärden. Klass1: n=144, klass 2: n=20, klass 3: n=26, klass 4: n=6, klass 5: n=4.



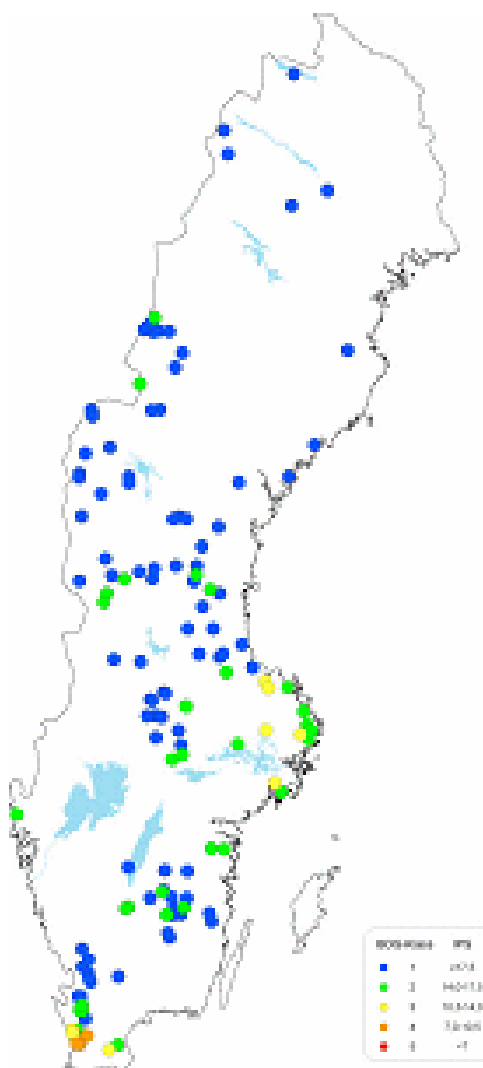
Figur 3b. TDI (klassificering av kiselalger utifrån deras tolerans mot eutrofiering) mot IPS-klass (kiselalgsindex, föreslagna gränsvärden). □ Median, interquartil (25-75 %), ○ outliers och * extremvärden. Klass1: n=144, klass 2: n=20, klass 3: n=26, klass 4: n=6, klass 5: n=4.

För att stödja påverkansklassificeringen med IPS kan parametrarna %PT (andelen föroreningstoleranta kiselalgsskal, figur 3a) och TDI (Trophic Diatom Index, figur 3b) användas enligt tabell 3.

Tabell 3. Klassindelning enligt kiselalgsindexet IPS samt stödparameterna %PT (indikerar organisk förorening) och TDI (indikerar eutrofiering).

IPS klass	IPS	%PT	TDI	n
1	≥ 17,5	< 10	< 40	144
2	14,5-17,5	< 10	40-80	20
3	11-14,5	< 20	40-80	26
4	8-11	20-40	> 80	6
5	< 8	> 40	> 80	4

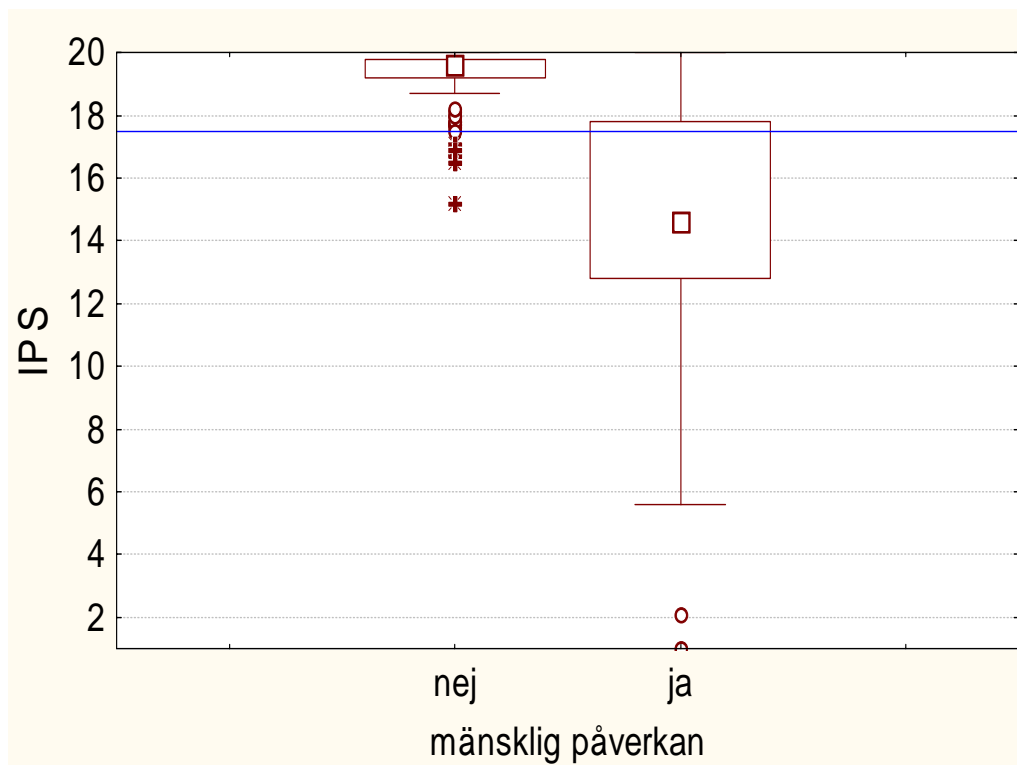
Ett urval av svenska vattendrag, som klassats med hjälp av IPS-indexet, visas i figur 4.



Figur 4. IPS-värden i Sverige.

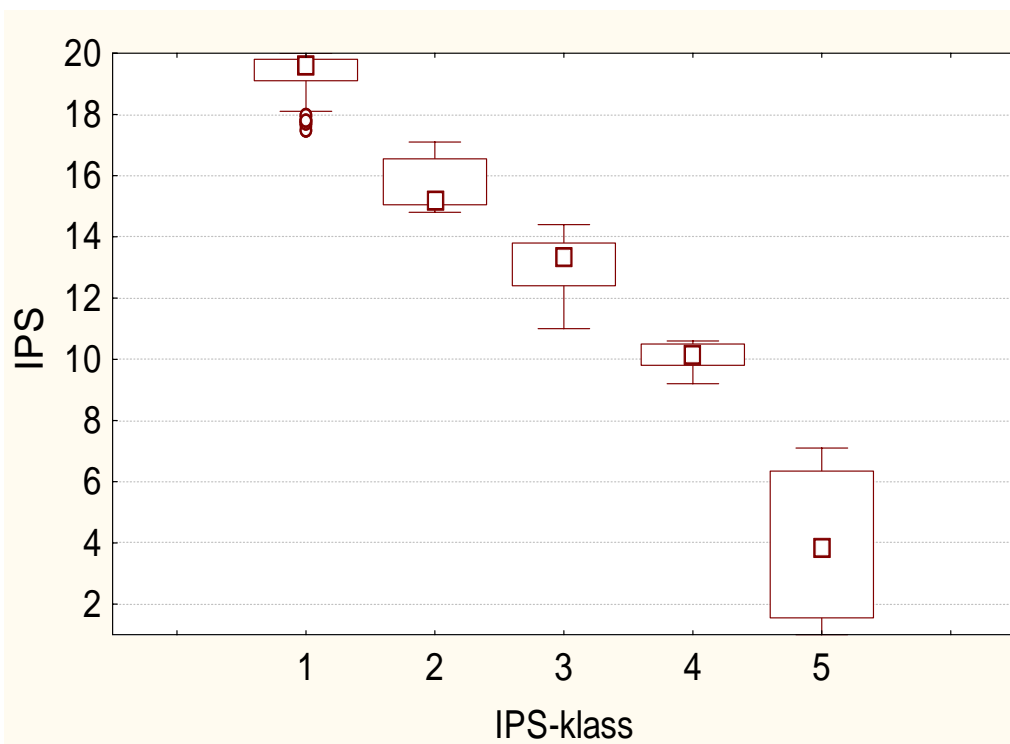
Hur bra indelar IPS vattendragen i olika vattenkvalitetsklasser?

IPS-värdena för referensvattendragen skiljde sig signifikant (ANOVA, $p < 0,0001$) från IPS-värdena för påverkade vattendrag (enligt tabell 1; figur 5a). Det är osannolikt att man klassar ett referensvattendrag som påverkat ('t-test of means against reference constant (17,5)', $p < 0,0001$) eller tvärtom ('t-test of means against reference constant (17,5)', $p < 0,0001$).



Figur 5a. IPS-värden i referensvattendrag ($n=126$) respektive påverkade vattendrag ($n=72$) (enligt Johnson et al. 2003). □ Median, interquartil (25-75 %), ○ outliers och * extremvärdet. _____ undre svenska IPS-gräns för klass 1.

Även en sammanställning av IPS-värden för alla fem vattenkvalitetsklasserna visade att medianvärdena och kvartilerna (25-75%) var väl separerade, vilket tyder på att alla fem klasserna kan skiljas ut signifikant (figur 5b). En beräkning av hur väl IPS skiljer vattenkvalitetsklasserna åt kan först göras när nationella kriterier för vattenkvalitetsklasserna 2-5 har fastställts..



Figur 5b. IPS mot IPS-klass. Medianerna och kvartilerna är väl separerade mellan klasserna. □ Median, interkvartil (25-75 %), ○ outliers. Klass1: $n=144$, klass 2: $n=20$, klass 3: $n=26$, klass 4: $n=6$, klass 5: $n=4$.

Surhetsindexet ACID

Dataunderlag

Vid utvecklingen av surhetsindexet användes de 142 vattendrag i databasen, där det hade tagits minst sex vattenprov under året innan algprovtagningen.

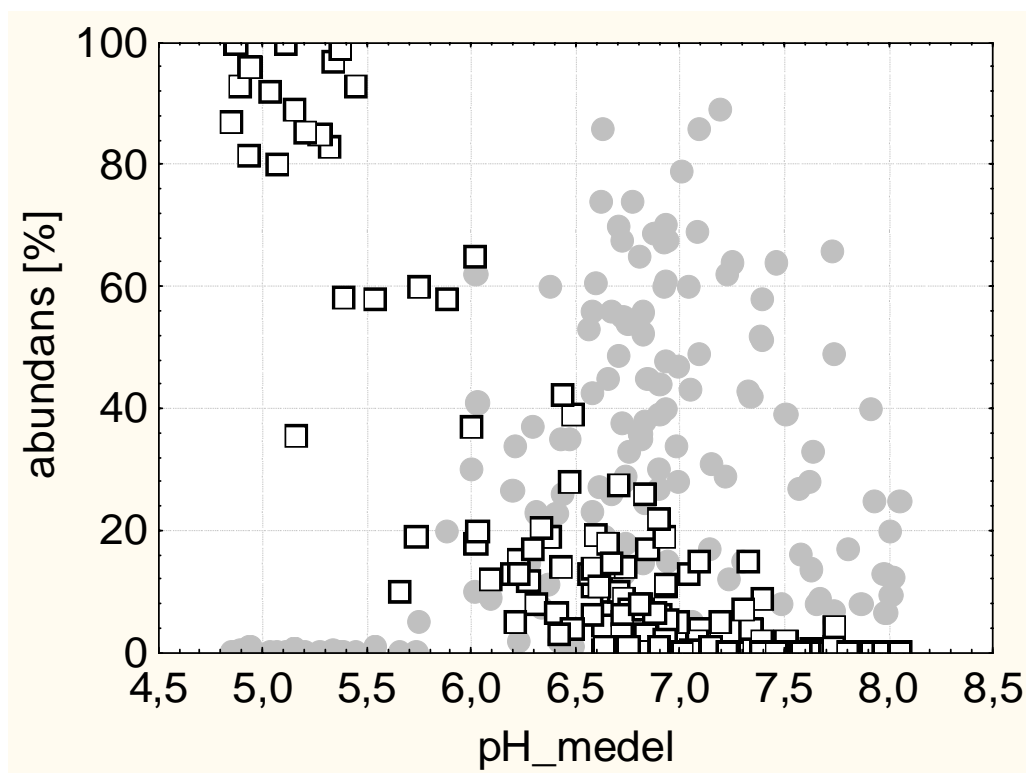
Indexkonstruktion

Kiselalgsresultaten granskades och bearbetades statistiskt för att hitta samband mellan vattendragets pH-regim och kiselalgnas artsammansättning. Statistica ver 6 användes för att visa hur olika framtagna surhetsindex korrelerar med årsmedelvärdet för pH och för att hitta tröskelvärden för en indelning i olika pH-regimer. Medelvärdet för alla pH-värden 12 månader innan provtagning användes. Vi anser att detta är bättre än att använda sig av medelvärdet för ett kalenderår, eftersom i det ingår pH-mätningar tagna efter kiselalgsprovtagningen och dessa kan ej ha ett samband med alger.

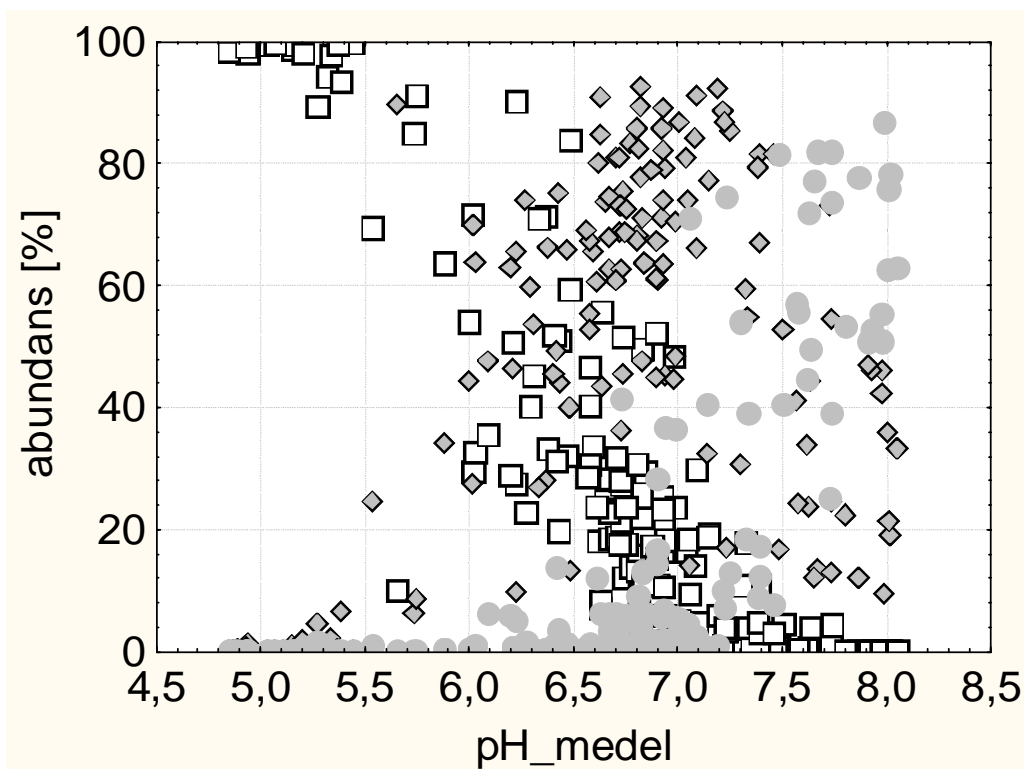
Tröskelvärden för pH, där kiselalgnas artsammansättning förändras tydligt, hittades genom att rita upp arternas eller surhetsgruppernas fördelning mot pH. *Achnantheidium minutissimum* (ADMI – huvudarten inkl. varieteter, enligt Tafel 32-34 i Süßwasserflora von Mitteleuropa Band 2/4, Krammer & Lange-Bertalot, 1991), en mycket vanlig kiselalgsart, även i övriga Europa, förekommer i större mängder bara i vattendrag med ett årsmedelvärde för pH större än 5,9 (figur 6). *Eunotia*-arter däremot dominerar huvudsakligen i vattendrag

med pH mindre än 5,5 (figur 6). Summan av *Eunotia* (EUNO) och *Tabellaria flocculosa* blir alltid högre än 60 % i vattendrag med pH mindre än 5,9. Samtidigt är denna summa alltid lägre än 5 % i vattendrag med pH högre än 7,3. Även släktet *Eunotia* och arten *Tabellaria flocculosa* är mycket vanliga i svenska vatten och förekommer även i resten av Europa. Circumneutrala taxa dominerade i vattendrag med pH-medelvärde större än 5,9, och summan av alkalifila och alkalibionta taxa är bara hög i vattendrag med pH större än 7,3 (figur 7). I vattendrag med ett medel-pH mindre än 6,5 blir summan av alkalifila och alkalibionta taxa alltid lägre än 5 %. Summan av den relativa abundansen av EUNO var alltid högre än 50 % i vattendrag med medel-pH under 5,5 (Kahlert 2005b).

Tre pilotindex med flera variationer testades. Dessa var baserade på kvoter mellan EUNO och ADMI och kvoter/summor av av de olika kiselalgsgrupperna enligt van Dam et al. (1994). Observera att *Eunotia bilunaris*, som bedöms som indifferent i nämnda publikation, i ACID klassas som acidofil. Arten förekommer vid olika pH-värden, men i det svenska materialet har den utgjort > 5 % av kiselalgsamhället endast på lokaler med pH-min < 5,5.



Figur 6. Abundansen av kiselalgsläktet *Eunotia* (□) och artkomplexet *Achnanthes minutissimum* (●) i vattendrag med olika pH (medelvärde för 12 månader före provtagning).



Figur 7. Abundansen av kiselalger grupperade efter pH-preferenser enligt van Dam et al. (1994) i vattendrag med olika pH (medelvärde för 12 månader före provtagning). Acidobionta + acidofila: □, circumneutrala: ◇, alkalibionta + alkalifila: ●.

Utfall

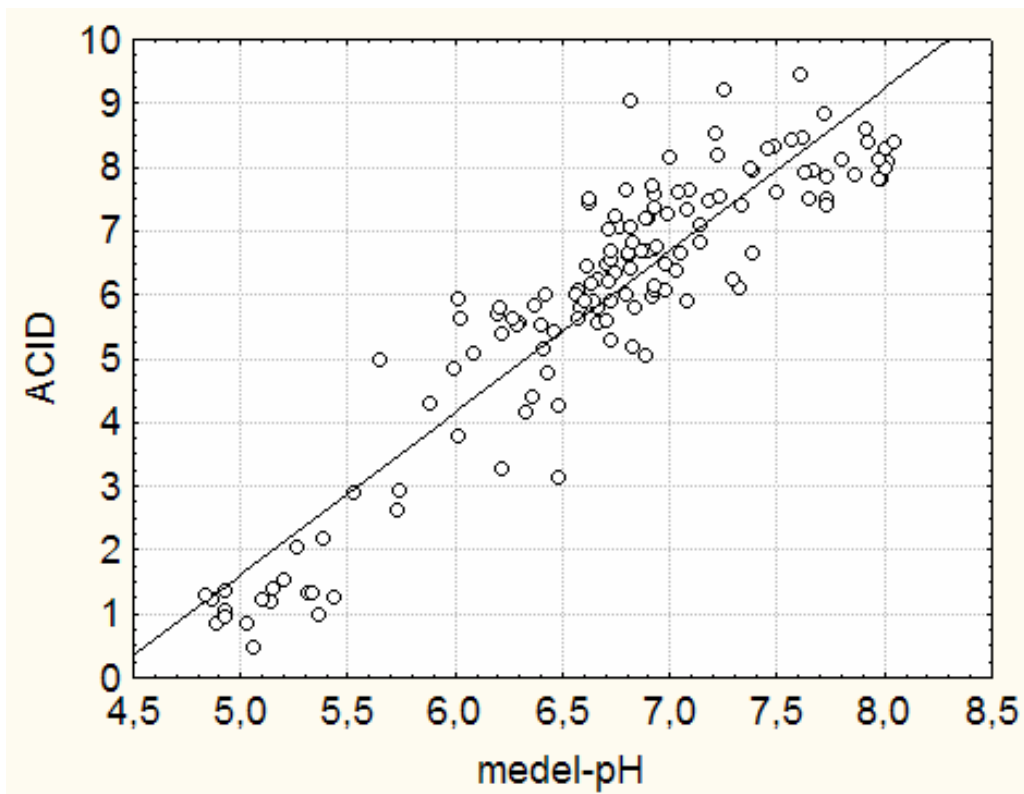
Resultaten visade att flera varianter av de tre pilotindexen hade en god korrelation med medel-pH och r-värdena skiljde sig inte mycket (Kahlert 2005c, sida 6-9). De olika varianterna skiljde också signifikant mellan olika pH-regimer (Kahlert 2005c, sida 10-14).

De två bäst fungerade indexen kombinerades till ett multimetriskt index (surhetsindex ACID, Andrén & Jarlman 2007) för att få en så stabil bedömning av vattendragets pH-regim som möjligt:

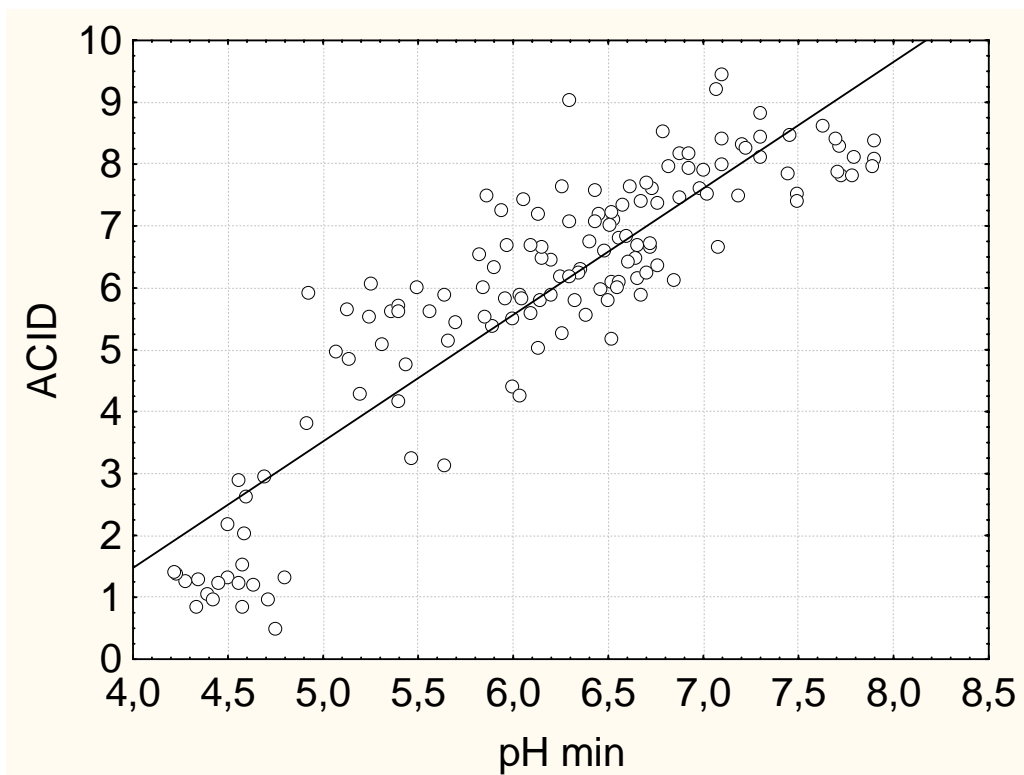
$$\text{Surhetsindex ACID} = [\log((\text{ADMI}/\text{EUNO})+0,003)+2,5] + [\log((\text{circumneutrala}+\text{alkalifila}+\text{alkalibionta})/(\text{acidobionta}+\text{acidofila})+0,003)+2,5]$$

*En täljare eller nämnare = 0 ersätts med 1, när relativa abundansen uttrycks som procent. I Omnidia anges den relativa abundansen av van Dams grupper i promille, varvid 0 ersätts med 10.

Den första delen av indexet baseras på kvoten av den relativa abundansen av ADMI och EUNO. Den andra delen av indexet tar hänsyn till alla kiselalger i provet och baseras på indelningen enligt van Dam et al. (1994). För att få linjäritet logaritmeras båda delarna av indexet och för att undvika log0 så läggs faktorn 0.003 till (vilket motsvarar det lägsta värdet skiljt från 0). En addition av faktorn 2.5 medför att indexet varierar mellan 0 och 10 och ej ger negativa resultat. I figur 8 visas korrelationen för surhetsindexet och medel-pH.



Figur 8a. Surhetsindex ACID mot pH (medelvärde för 12 månader före provtagning) $y = -11,07 + 2,54*x$; $r^2 = 0,8480$; $p < 0,0001$, $n=142$.



Figur 8b. Surhetsindex ACID mot pH-minimum (12 månader före provtagning). $y = -6,7 + 2,04*x$; $r^2 = 0,7884$; $p < 0,0001$, $n=142$.

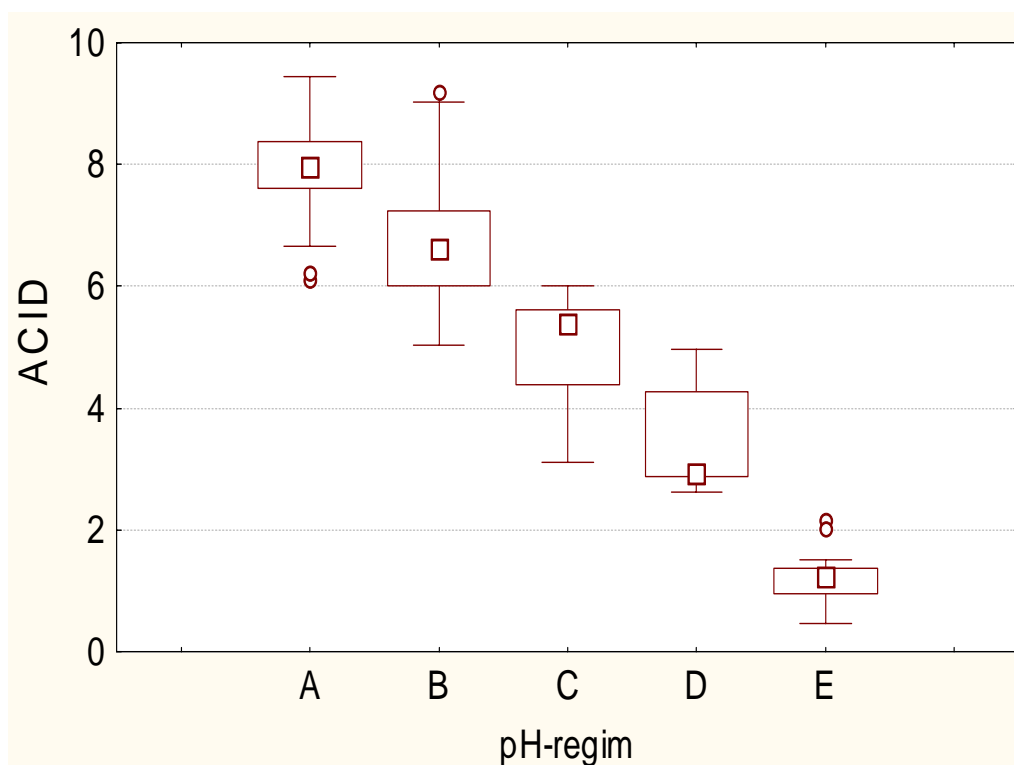
Förändringarna i kiselalgssamhället ledde till en pH-regimindelning enligt tabell 4 med tröskelvärden pH 7,3 (över 7,3: hög andel alkalifila + alkalibionta arter, EUNO + *Tabellaria flocculosa* < 5 %), 6,5 (under 6,5: alkalifila + alkalibionta < 5%), 5,9 (över 5,9: hög andel ADMI och circumneutrala arter) och 5,5 (under 5,5: hög andel EUNO).

Tabell 4. pH-regimindelning med surhetsindex ACID.

pH-regim	pH (medelvärde av 12 månader före provtagning)	pH-minimum (under 12 månader före provtagning)	surhetsindex ACID	n
Alkaliskt	≥ 7,3		≥ 7,5	31
Nära neutralt	6,5-7,3		5,8-7,5	66
Måttligt surt	5,9-6,5	< 6,4	4,2-5,8	22
Surt	5,5-5,9	< 5,6	2,2-4,2	5
Mycket surt	< 5,5	< 4,8	< 2,2	18

Hur bra visar surhetsindexet en viss pH-regim?

Sannolikheten att surhetsindexet placerar ett vattendrag i en annan pH-regim än den uppmätta är liten (figur 9, tabell 5). T-tester av surhetsindexvärdena inom varje pH-regim mot de föreslagna gränsvärdena enligt tabell 4 visar att det är bara inom regim ”surt” som vissa vattendrag riskerar att bli felklassade (c:a 22 % riskerar att bli klassade som för alkaliska och c:a 4 % som för sura; tabell 5). Om antalet vattendrag i regim ”surt” ökar i databasen kommer troligtvis även säkerheten i denna grupp att öka.



Figur 9. Surhetsindex ACID mot pH-regim (enligt tabell 4). Surhetsindexet skiljer sig signifikant mellan alla pH-regimerna (ANOVA, $p > 0,0001$; Tukey HSD test, $p < 0,002$ i samtliga fall, $n = 142$). pH-regim A (alkaliskt): $n=31$, B (nära neutralt): $n=66$, C (måttligt surt): $n=22$, D (surt): $n=5$, E (mycket surt): $n=18$.

Tabell 5: Sannolikheten p att surhetsindexet delar in ett vattendrag i en annan pH-regim än den uppmätta (för indelningen: se tabell 4).

pH-regim	Vattendragen klassificeras för alkaliskt	Vattendragen klassificeras för surt	Antal
Alkaliskt	-	< 0,002	31
Nära neutralt	< 0,001	< 0,001	66
Måttligt surt	< 0,001	< 0,001	22
Surt	0,22	0,044	5
Mycket surt	< 0,001	-	18

Dessutom testades indexets utfall mot de föreslagna pH-gränserna till de nya bedömningsgrunderna (Jens Fölster, pers. meddelande):

klass 1: pH > 6,8

klass 2: pH 6,2-6,8

klass 3: pH 5,6-6,2

klass 4: pH 5-5,6

klass 5: pH < 5

Resultatet blev då något sämre eftersom surhetsindexet ACID här inte var signifikant skiljt mellan klasserna 4 och 5 (Tukey HSD test, $p = 0,959$).

Preliminärt försurningsindex

Dataunderlag

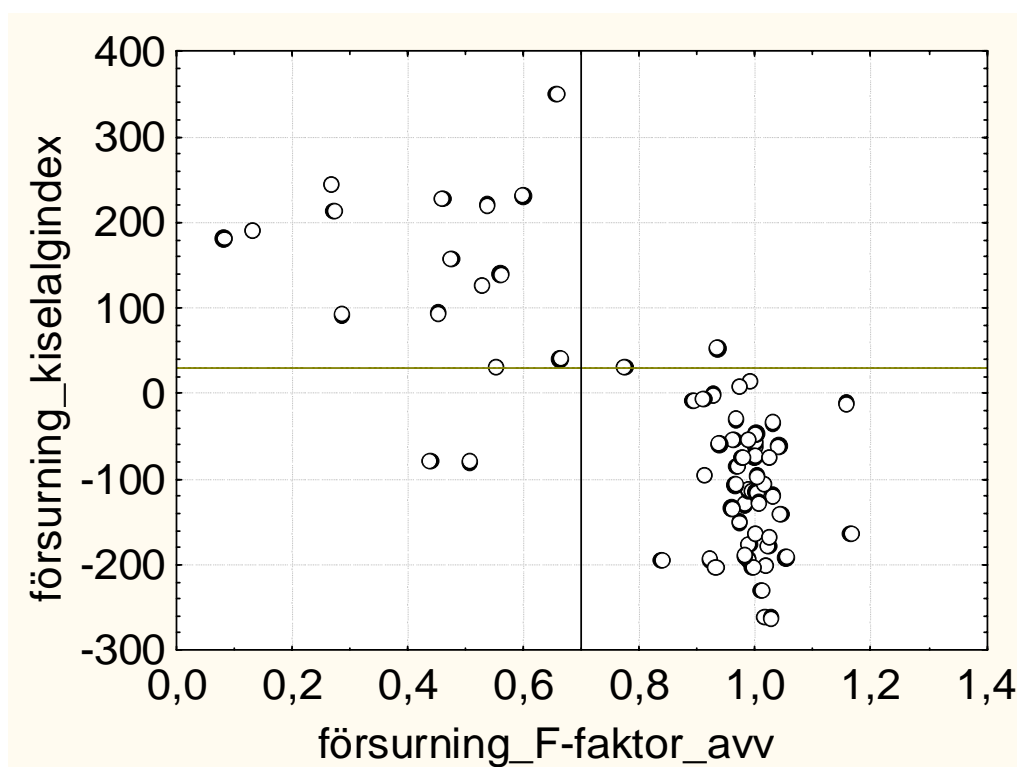
För en delmängd ($n = 59$) ur databasen beräknades försurningen med hjälp av f-faktorn.

Metod

Den antropogent luftburna försurningen bedömdes enligt bedömningsgrunderna (Naturvårdsverket 1999), med hjälp av F-faktorn, eftersom rekommenderade metoder (BDM = "boreal dilution model" & MAGIC = "Modelling Acidified Groundwater In Catchments") inte fanns att tillgå när studien gjordes. 17 av total 59 vattendrag klassificerades som antropogent försurat med F-faktorn.

Tanken med det preliminära försurningsindexet är att dela in kiselalger i tre grupper: indikatorer för antropogen försurning (2 kategorier: för måttlig resp. stark försurning), indikatorer som flyr antropogen försurning samt arter som är indifferent. Därefter summeras abundanserna av försurningsindikatorerna (viktade utifrån känslighet och samband med naturligt höga humushalter) och sedan subtraheras abundanserna av försurningsflyende arter (Kahlert 2005c).

I figur 10 kan man se att nästan alla vattendrag kunde klassificeras med detta preliminära index som antingen försurade eller inte försurade och arbetet med indexet kommer att fortsätta när bättre modeller för att klassa vattendrag som naturligt/antropogent försurade eller ej finns tillgängliga.



Figur 10. Preliminärt försurningsindex mot luftburen antropogen försurning beräknad med F-faktorn. Värdet $<0,75$ på x-axeln indikerar försurning (linje); dessa data stämmer bra överens med kiselalgsindexet, där värdet >30 pekar ut samma vattendrag ($n = 59$, varav 17 försurade).

Felkällor

Generellt kan sägas att skillnaden mellan lokaler med olika vattenkvalitet är större än skillnaden mellan olika bedömare, samt att kiselalgindeindex är robusta (Ector personligt meddelande; Ector et al. 2002; Prygiel 2002). Både IPS och surhetsindexet ACID fungerar bra i svenska vattendrag, oavsett ekoregion och höjd. I de få fall där artantalet är mycket lågt bör för säkerhets skull en expertbedömning göras, men för de allra flesta vattendragen i databasen gäller att även ett lågt artantal leder till rätt kiselalgsindex.

Summan av alla felkällor ledde i en fransk interkalibreringsövning till en osäkerhet i IPS-indexet (25% - 75% -kvartilen) som motsvarade en IPS-enhet (av 20, dvs. ca 5%) för ej till mätligt förorenade vattendrag (IPS 13-20; Ector personligt meddelande; Ector et al. 2002). Det flesta svenska vattendrag ligger i detta intervall. IPS-indexet hade större spridning när vattnet var mera förorenat (IPS <13), men inte mer än 2 IPS-enheter (Ector personligt meddelande; Ector et al. 2002). Variationen berodde på att SIS-normerna inte följdes samt på felidentifikationer av kiselalgsarter. En annan studie som undersöker felkällor är en rapport från en interkalibreringsövning i Frankrike, där 30 bedömare tog prov och analyserade kiselalgsindex i ett vattendrag med hög vattenkvalitet (Prygiel et al. 2002). Det undersökta

kiselalgindeks var IBD (Biological Diatom Index), vilket fungerar enligt samma princip som IPS, fast med en lägre upplösning på identifieringen av taxa. Även här visade sig variationen ligga kring en enhet (av 20). 80 % av variationen berodde på bedömarens analys, 10 % på provtagningen, 5 % på framställningen av kiselalgspreparat och 5 % på skillnader mellan replikatprov. En närmare undersökning av den stora variationen mellan bedömarna visade att det var felidentifiering av ett fåtal kiselalgstaxa som var orsaken.

Detta betyder att den största felkällan när det gäller kiselalgsindex är själva **artbestämningen**. Det gäller inte bara IBD, utan även IPS-indexet (Ector et al. 2002) och surhetsindexet ACID. Indexen är beroende av att kiselalgerna artbestäms rätt. En felbestämning av en dominerade art kan ge ett felaktigt index eller klassificering (Ector et al. 2002; Prygiel 2002; Prygiel et al. 2002; Ector et al. 2003). Därför är det mycket viktigt att bearbetaren deltar i interkalibreringsövningar, håller sig uppdaterad angående ny taxonomi via kurser samt har tillgång till adekvat bestämningslitteratur.

En annan felkälla är själva **provtagningen**. Det är viktigt att provtagningen utförs enligt standardmetoden (SIS 2003), eftersom t.ex. kiselalgssamhället kan skilja sig mellan olika substrat, framförallt mellan stenar som är standardsubstrat och sediment. Bästa substitutet för stenar är makrofyter (SIS 2003). Kiselalger på sediment återspeglar inte så mycket vattnets kvalitet som nedbrytningen av sedimentets organiska ämnen (Hodgkiss & Tai 1976; Cox 1990; Vadeboncoeur et al. 2001). Substratet trä kan hysa väldigt olika algsamhällen (Hodgkiss & Tai 1976; Vadeboncoeur et al. 2001, Jarlman personligt meddelande) och är för lite undersökt för att kunna användas. Det är även viktigt att kiselalgerna inte skrapas från stenar nära strandkanten eller för nära vattenytan, eftersom man då får med många aerofila arter, som inte heller säger så mycket om vattnets kvalitet (Naturvårdsverket 1999; Ector et al. 2002).

Andra felkällor är kiselalger som ej hör till det bentiska samhället på platsen, såsom driftande, t.ex. från sjöar uppströms. Dessa arter säger ingenting om vattenkvaliteten på själva lokalen. Även här är det viktigt att provtagningen sköts rätt. Döda celler säger inte heller något om den aktuella vattenkvaliteten. Därför är det viktigt att bara hela skal räknas och helst ska provet inspekteras före prepareringen för att notera en eventuell stor förekomst av döda celler. Vid räkningen är det viktigt att skilja enstaka skal från hela celler.

Resultaten med det nya **surhetsindexet ACID** tyder på att felmarginalerna är ungefär desamma som för IPS, kanske något lägre (M. Kahlert personligt meddelande). För att vara på den säkra sidan bör marginalerna sättas till $\pm 10\%$.

Sammanfattning

- Kiselalger är goda bioindikatorer för vattenkvalitet i rinnande vatten och användningen av kiselalgsindex rekommenderas inom EU
- Kiselalgsprov tagna på sensommaren/hösten kan integrera hela årets vattenkemi i ett vattendrag, om inte någon extraordinär störning uppträtt ; om så skett förändras kiselalgsindexet snabbt (redan inom några dagar).
- Största felkällan är felidentifieringar av kiselalgsarter och fel provtagningsmetodik. Det första kan avhjälpas genom interkalibreringar och krav på att utföraren håller sig up to date med taxonomisk litteratur. Det andra kan enkelt avhjälpas genom att korrekt följa anvisningar i ”Handboken för miljöövervakning” (Naturvårdsverket 2005) samt SIS (2003).
- Kiselalgsindexet IPS (Indice de Polluo-sensibilité Spécifique) föreslås för att visa påverkan av näringsämnen och organisk förorening i ett vattendrag.
- Ett nytt surhetsindex, ACID, föreslås för bedömning av vattendragets surhet.
- Både IPS- och ACID-indexet ger stabila verifierbara resultat med små felmarginaler.
- Även luftburen antropogen försurning kan förmodligen upptäckas med hjälp av kiselalger.

Referenser

- Ács, É., Reskóné, N. M., Szabó, K., Taba, Gy. & Kiss, K. T. (2005). Application of benthic diatoms in water quality monitoring of lake Velence – recommendations and assignments. *Acta Bot. Hung.* 47 (3-4):211-223.
- Alles, E. (1999). Fließgewässerversauerung im Schwarzwald. Ökologische Bewertung auf der Basis benthischer Diatomeen. Karlsruhe, Landesanstalt für Umweltschutz Baden-Württemberg.
- Andrén, C. & Jarlman, A. (2006). Benthiska kiselalger som surhetsindikatorer i rinnande vatten. ITM-rapport 149. 47 sidor. (Delrapport I tidigare som projektrapport till naturvårdsverket maj 2005).
- Andrén, C. & Jarlman, A. (2007). Benthic diatoms as indicators of acidity in streams. (submitted)
- Blanco, S., Ector, L. & Bécares, E. (2004). Epiphytic diatoms as water quality indicators in spanish shallow lakes. *Vie Milieu*, 54 (2-3):71-79.
- Cemagref (1982). Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux., Rapport Q.E. Lyon-A.F. Bassion Rhône-Méditerranée-Corse: 218 p.
- Coring, E. (1996). Use of diatoms for monitoring acidification in small mountain rivers in Germany with special emphasis on 'diatom assemblage type analysis' (DATA). Use of algae for monitoring rivers II. B. A. Whitton and E. Rott. Innsbruck, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck: 7-16.
- Cox, E. J. (1990). Studies on the algae of a small softwater stream III. Interaction between discharge, sediment composition and diatom flora. *Arch. Hydrobiol. (Suppl.)* 83: 567-584.
- Dell'Uomo, A. (1996). Assessment of water quality of an Apennine river as a pilot study for diatom-based monitoring of Italian watercourses. Use of algae for monitoring rivers II. B. A. Whitton and E. Rott. Innsbruck, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck: 65-72.
- Ector, L., Rimet, F., Tudesque, L., et al. (2002). Exercice d'intercalibration de l'Indice Biologique Diatomées en Région Bourgogne (France).
- Ector, L., Rimet, F., Tudesque, L., et al. (2003). Exercice d'intercalibration pour l'évaluation de la qualité des rivières en région Basse-Normandie (France).
- Eloranta, P. (1999). Applications of diatom indices in Finnish rivers. Use of Algae in Monitoring Rivers. P. J., W. B.A. and B. J. Douai, Agence de l'Eau Artois-Picardie. III: 138-144.
- Eloranta, P. & Soininen, J. (2002). Ecological status of some Finnish rivers evaluated using benthic diatom communities. *J. Appl. Phycol.* 14(1-7).
- Fölster, J., Sandin, L. & Wallin, M. (2004). A suggestion to a typology for Swedish inland surface waters according to the EU Water Framework Directive. Uppsala, Dep. of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences: 34.
- Hering, D., Johnson, R. K. & Buffagni, A. (2006a). 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. (2006b). Assessment of European streams with diatoms, macrophytes, macroinvertebrates and fish: a comparative metric-based analysis of organism response to stress. *Freshw. Biol.* 51, 1757–1785.
- Hirst, H., Chaud, F., Delabrie, C., Juttner, I. & Ormerod, S. J. (2004). Assessing the short-term response of stream diatoms to acidity using inter-basin transplantations and chemical diffusing substrates. *Freshw. Biol.* 49: 1072-1088.
- Hodgkiss, I. J. & Tai, Y. C. (1976). Studies on Plover Cove Reservoir, Hong Kong. 3. A comparison of the species composition of diatom flora on different substrates, and the effects of environmental factors on their growth. *Freshw. Biol.* 6(3): 287-298.
- Hustedt, F. (1938). Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora

- von Java, Bali und Sumatra. Arch. Hydrobiol. Suppl. 15: 131-177, 187-295, 393-506, 638-790.
- Hustedt, F. (1939). Systematische und ökologische Untersuchungen über die Diatomeenflora von Java, Bali und Sumatra. Arch. Hydrobiol. Suppl. 16: 1-155, 274-394.
- Håkansson, S. (1993). Numerical methods for the inference of pH variations in mesotrophic and eutrophic lakes in Southern Sweden. A progress report. Diatom Res. 8(2): 349-370.
- Iserentant, R. & Blancke, D. (1996). A transplantation experiment in running water to measure the response rate of diatoms to changes in water quality. In: Ricard, M. (ed), Proceedings of the 8th Diatom symposium, Koeltz Scientific Books, Königstein, pp. 347-354.
- Jarlman, A. (2001). Redovisning av uppdraget "Analys av kiselalger vid AQEM-stationer". Naturvårdsverket avtalsnr 216 0015 och 216 0026; dnr 721-3390-00Mm och 721-4929-00Mm.
- Jarlman, A. (2002). Redovisning av uppdraget "Kiselalgsinventering i referensvattendrag". Naturvårdsverket avtalsnr 216 0121; dnr 721-2300-01Mm.
- Jarlman, A. (2004). Redovisning av uppdraget "Utveckling av kiselalgsindex och bedömningsgrunder, anpassning till ramdirektivet". Naturvårdsverket avtalsnr 216 0315; dnr. 721-3075-03Mm.
- Jarlman, A. (2005). Redovisning av uppdraget "Revision – Påväxtalger". Naturvårdsverket avtalsnr 216 0532; dnr 230-1814-05-05Mm.
- Johnson, R. K., Goedkoop, W., Willén, E., et al. (2003). Typanpassning av referenssjöar och vattendrag: Kritisk granskning av biologiska kvalitetsfaktorer med bedömningsgrunder. Uppsala, Dep. of Environmental Assessment, Swedish University of Agricultural Sciences: 47.
- 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.
- Juggins, S. (2003). C2 Software for Ecological and Palaeoecological Data Analysis and Visualisation. User Guide Version 1.3. Newcastle, University of Newcastle.
- Kahlert, M. (2004). Redovisning av uppdraget "Framtagande av typologi/regionspecifik påverkansbedömning och klassgränser". Projekt nr. 502 0415, dnr. 235-5018-04Me. Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet: 21 p.
- Kahlert, M. (2005a). Redovisning av uppdraget "Kompletterade utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för påväxt - kiselalger i vattendrag. Uppföljning av projekt nr. 502 0415, dnr 235-5018-04Me." Delprojekt 1: Kunskapssammanställning angående metoder., Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet: 7 p.
- Kahlert, M. (2005b). Redovisning av uppdraget "Kompletterade utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för påväxt - kiselalger i vattendrag. Uppföljning av projekt nr. 502 0415, dnr 235-5018-04Me." Delprojekt 2: Surhetsindikatorer., Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet: 16 p.
- Kahlert, M. (2005c). 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., Erkenlaboratoriet, Uppsala universitet: 14 p.
- Kahlert, M. & Andrén, C. M. (2005). Benthic diatoms as valuable indicators of acidity. Verh. Internat. Verein. Limnol. 29: 635-639.
- Kelly, M.G., Cazaubon, A., Coring, E., et al. (1998). Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. J. Appl. Phycol. 10: 215-224.
- Kelly, M.G. (1998). Use of the trophic diatom index to monitor eutrophication in rivers. Water Research 32: 236-242.
- King, L. Barker, P. & Jones, R. I. (2000): Epilithic algal communities and their relationship to environmental variables in lakes of the English Lake District. Freshwater Biology Applied Issues (2000) 45, 425–442.

- King, L., Clarke, G., Bennion, H., Kelly, M. & Yallop, M. (2005): Sampling littoral diatoms in lakes for ecological status assessments: a literature review. Environment Agency. Science Report SC030103/SR1.
- Lecointe, C., Coste, M. & Prygiel, J. (1993). "Omnia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia* 269/270: 509-513.
- Krammer, K. & Lange-Bertalot, H. 1991. Bacillariophyceae. 4. Teil: Achnanthaceae. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band 2/4. Gustav Fischer Verlag, Stuttgart New York. 437 pp.
- Lindstrøm, E.-A., Brettum, P., Johansen, S., W., et al. (2004). Vannvegetasjon i norske vassdrag. Kritiske grenseverdier for forurening. Effekter av kalking. Oslo, Norsk institutt for vannforskning (NIVA): 133.
- Lowe, R. L. & Pan, Y. (1996). Benthic algal communities as biological monitors. *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems*. R. J. Stevenson, M. L. Bothwell and R. L. Lowe. San Diego, Academic Press: 705-740.
- Naturvårdsverket (1999). Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. 101 p.
- Naturvårdsverket (2005). Handboken för miljöövervakning: <http://www.naturvardsverket.se/dokument/mo/hbmo/del3/sotvatten/pavaxt.pdf>.
- Políčková, A., Duchoslav, M. & Dokulil, M. (2004). Littoral diatom assemblages as bioindicators of lake trophic status: A case study from perialpine lakes in Austria. *Eur. J. Phycol.* 39:1-10.
- prTC 230 WI:2001 (2004). Draft European standard. Water quality - Guidance standard for the surveying, sampling and laboratory analysis of phytobenthos in shallow running water. Brussels, European committee for standardization.
- Prygiel, J. (2002). Management of the diatom monitoring networks in France. *J. Appl. Phycol.* 14: 19-26.
- Prygiel, J., Carpentier, P., Almeida, S., et al. (2002). Determination of the biological diatom index (IBD NF T 90-354): results of an intercomparison exercise. *J. Appl. Phycol.* 14: 27-39.
- Prygiel, J. & Coste, M. (1996). Recent trends in monitoring French rivers using algae, especially diatoms. Use of algae for monitoring rivers II. B. A. Whitton and E. Rott. Innsbruck, Institut für Botanik, Univ. Innsbruck: 87-96.
- REFCOND (2003). Vägledning för att fastställa referensförhållanden och gränser för ekologiska statusklasser för inlandsvattnen. CIS Working group 2.3.
- Renberg, I. & Hellberg, T. (1982). The pH history of lakes in southwestern Sweden as calculated from the subfossil diatom flora of the sediments. *Ambio* 11: 30-33.
- Rimet, F., Cauchie, H. M., Hoffmann, L., et al. (2005). Response of diatom indices to simulated water quality improvements in a river. *J. Appl. Phycol.* 17: 119-128.
- Rott, E., Hofmann, G., Pall, K., et al. (1997). Indikationslisten für Aufwuchsalgen in österreichischen Fließgewässern. Teil 1: Saprobielle Indikation. (Indicator species lists for periphyton in Austrian rivers. Part 1: Saprobic indication.). Wien, Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium f. Land- und Forstwirtschaft.
- Sandin, L., Andersson, B., Bergengren, J. et al. (2003). Undersökning av påväxt, bottenfauna, makrofyter och fisk längs en naturlighetsgradient i Emåns & Mörrumsåns avrinningsområden. Inst. f. Miljöanalys, SLU, Uppsala. Rapport 2003:4 66 p.
- SIS (2003). SS-EN 13946. Water quality - Guidance standard for the routine sampling and pretreatment of benthic diatoms from rivers (= Vattenundersökningar - Vägledning för provtagning och förbehandling av bentiska kiselalger i vattendrag).
- SIS (2005). SS-EN 14407. Water quality - Guidance standard for the identification, enumeration and interpretation of benthic diatom samples from running waters (= Vattenundersökningar - Vägledning för identifiering och utvärdering av prover av bentiska kiselalger från vattendrag).

- Smol, J. P., Battarbee, R. W., Davis, R. B., et al., eds. (1986). *Diatoms and Lake Acidity. Developments in Hydrobiology*. Dordrecht, Dr W Junk Publishers.
- Stevenson, R. J., Bothwell, M. L. & Lowe, R. L., eds. (1996). *Algal Ecology: Freshwater Benthic Ecosystems. Aquatic Ecology*. San Diego, Academic Press.
- ter Braak, C. J. F. & van Dam, H. (1989). Inferring pH from diatoms: a comparison of old and new calibration methods. *Hydrobiologia* 178: 209-223.
- Vadeboncoeur, Y., Lodge, D., M. & Carpenter, S., R. (2001). Whole-lake fertilization effects on distribution of primary production between benthic and pelagic habitats. *Ecology* 82(4): 1065-1077.
- van Dam, H., Mertens, A. & Sinkeldam, J. (1994). A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from The Netherlands. 28(1): 117-133.
- Wetzel, R. (ed.) (1983). *Periphyton of Freshwater Ecosystems. Proceedings of the First International Workshop, held in Växjö, Sweden 14-17 September 1982*. Dr W. Junk Publishers, Haag. 346 p.
- Wilander, A. (red.) (2003). *Skyddad natur. En undersökning av två sjöar och deras utlopps-bäckar i Padjelanta 2002*. Inst. f. Miljöanalys, SLU, Uppsala. Rapport 2003:11. 70 p.
- Zelinka, M. & Marwan, P. (1961). Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fliessender Gewässer. *Arch. Hydrobiol.* 57: 159-174.