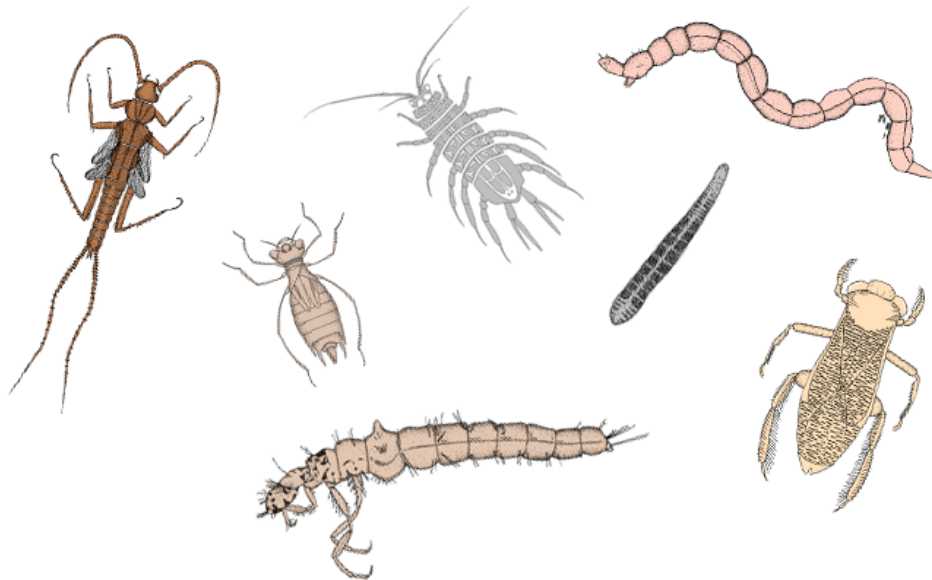


Bottendjuren i våra sjöar och vattendrag hjälper oss vaka över miljön

En litteratursammanställning av
Joakim Dahl



Bottendjuret i våra sjöar och vattendrag
hjälper oss vaka över miljön

ISSN 1403-977X

Innehåll

1. Inledning, 5
2. Bottendjur i miljöövervakningen, 5
3. Enkla index, 7
4. Multimetriska index, 10
5. Multivariata metoder, 11
6. Diskussion, 13
7. Sammanfattning, 15
8. Referenser, 16

Illustrationer (framsidan): Margitta Ernst

1. Inledning

Sötvattenmiljöer tillhör de mest hotade habitaten i världen. Dessa kan vara allt ifrån en enkel pöl, som bildats av en regnskur, till stora sjöar, sammankopplade av små rinnande vattendrag och enorma älvar. Dessa miljöer innehåller naturligt en outsinlig ström av energier. Dock kan en ständig påverkan av människan i form av punktutsläpp (såsom utsläpp från ett enskilt hushåll eller en fabrik) eller av icke-punktkällor (såsom näringsläckage från jordbruksmark eller skogsmark) göra att dessa miljöer sakta försämras i kvalitet. Idag räknas eutrofiering och organisk förorening av Europas sötvattenskosystem till våra viktigaste och tyngsta miljöproblem (Stanner & Bordeau 1995). Båda dessa kan genom ökade näringshalter och igenslamning orsaka försämring av habitat, följt av en förlust i biodiversitet. Mänskliga aktiviteter är den största boven i denna miljöförstöring. Ett annat miljöproblem, ett av de största vi har i Sverige idag, är antropogen försurning av sjöar och vattendrag (Miljödepartementet 1996). Problemen med försurning i Sverige upptäcktes först i början på 1990-talet, då det rapporterades om storskaliga biologiska skador på, i huvudsak, vattendrag som var orsakade av surt nedfall (Ahlström & Isaksson 1990).

För att eventuell kvalitetsförsämring inte skall förvandla våra sjöar och vattendrag till förorenade, artfattiga miljöer som är svåra att reparera bör man övervaka dessa miljöer. EU:s ramdirektiv för vatten kräver att alla länder i Europa skall säkerställa en god status i vattenresurserna senast i december 2015. För att detta skall vara möjligt ska övervakningsprogram vara i funktion senast i december 2006 och förvaltningsplaner för avrinningsområden vara publicerade i december 2009. För att i de initiala stegen klara av övervakningen måste man också ha verktyg för detta. Frågan är då vilka verktyg som är lämpliga för detta ändamål? Först bör man veta vad man ska mäta och sedan bör man ha en metod för att mäta detta. Denna litteratursammanställning fokuserar på olika metoder för att indikera mänsklig påverkan i vattendrag och sjöar med hjälp av bottendjursamhällen (bentiska makrovertebrater). De olika metoderna som kommer att diskuteras är bl a enkla index, multimetriska index och multivariata metoder.

2. Bottendjur i miljöövervakningen

Studien av rinnande vatten har sina rötter i Europa och från början låg fokus på utbredningen, mängden och taxonomisk sammansättning av olika organismer förekommande i vattendrag (Cummins et al. 1995). Idag har fokus flyttats mot övervakning av vattenkvalitet med hjälp av

bottendjur, vilket påbörjades i Tyskland redan i slutet av 1800-talet med det saprobiska systemet (Kolkwitz & Marsson 1909). Det saprobiska systemet fokuserar på organiska föroreningar och dess koppling till minskning av koncentrationen löst syrgas i vattnet. Sedan Kolkwitz och Marssons dagar har utvecklingen gått framåt och bottendjurs respons på organiska föroreningar har blivit väl dokumenterad (Hellowell 1978; Hellowell 1986; Mason 1991).

Vid bedömning av vattenkvalitet är alger och bottendjur de två organismgrupper som rekommenderats mest (Hellowell 1986), och idag är studier av bottendjurssamhällen den mest vidspridda biologiska metoden för denna bedömning i sötvattenkopplade ekosystem (Whitton 1979; Wiederholm 1980; Sladeczek et al. 1982; Metcalfe 1989). Bottendjur, eller korrektare benämnt bentiska makrovertebrater, refererar till de organismer som bor i eller på bottensubstratet i sötvattenhabitat, under åtminstone delar av sin livscykel (Rosenberg & Resh 1993) och kan infångas i nät eller håv med en maskstorlek på 200 till 500 μm (Slack et al. 1973; Weber 1973; Wiederholm 1980; Suess 1982). Metcalfe (1989) sammanfattade i fem punkter fördelarna med att använda bottendjur som indikator: (1) Bottendjur är olika känsliga för föroreningar av olika slag, och reagerar på dessa snabbt; bottendjurssamhällen kan ha en graderad respons gentemot ett brett spektrum av typer och grader av påverkan. (2) Bottendjur är allmänt förekommande, ofta i riklig mängd och relativt enkla att fånga in. Dessutom är identifiering och räkning av djuren inte lika tidskrävande och svår som för t ex mikroorganismer eller plankton. (3) Bottendjur är relativt stillasittande, vilket innebär att de är representativa för den lokala miljön. (4) Dessa organismer har tillräckligt långa livscykler för att tillhandahålla en god registrering av miljös kvalitet. (5) Slutligen, bottendjurssamhällen är mycket heterogena, bestående av representanter från flera phylum. Sannolikheten för att åtminstone några av dessa organismer kommer att reagera för en enskild förändring av miljötillståndet är därför hög.

Det finns dock även svårigheter med att använda bottendjur i miljöövervakning. Rosenberg & Resh (1993) listade några av dessa problem: (1) Bottendjur reagerar inte på all påverkan. (2) Fördelningen och mängden av bottendjur kan påverkas av annat än vattenkvalitet. (3) Säsongsvariationer i mängd och fördelning kan skapa problem under vissa perioder eller i vissa habitat. (4) Driftbeteenden i strömmande vatten kan föra bottendjuren till områden där djuren normalt inte hör hemma. (5) Analys av vissa artgrupper är taxonomiskt komplicerat.

För att på ett smidigt sätt kunna använda bottendjuret i miljöövervakningen brukar man studera olika relationer mellan djurens beteende, förekomst eller preferenser och den i sammanhanget intressanta föroreningsgradienten. Bottendjurens information kan sedan räknas om till ett index, t ex en påverkanspoäng på en skala mellan ett och fem, där ett är indikation på god status och fem på dålig status. Dessa index kan dock konstrueras på olika sätt och även välanvända index modifieras ständigt i hoppet om att bedömningen blir bättre. En ideal metod bör vara känslig över hela vattenkvalitetsgradienten (Cook 1976). Johnson (1998) påpekar att valet av indikatorer för bedömning av påverkan bör göras noggrant och större fokus bör placeras på utvärderandet av stabiliteten hos dessa metoder genom att analysera deras varians, förväntad effektstorlek och statistisk styrka. Fore et al. (1996) påpekar också att en metod där ekologisk information ingår är mer passande i miljöövervakning än en metod som enbart lutar sig mot statistiska algoritmer. Dessa påståenden är dock inte motsatta eftersom även de metoder som lutar sig mot statistiska beräkningar ofta är uppbyggda av ekologisk information. Det är trots allt så att mer kunskap behövs gällande hur organismer reagerar på förändringar i miljön, både de förändringar genererade av människan och de som är naturliga, för att bättre förstå hur vi kan skydda och bevara strukturen och funktionen i våra vatten.

De vanligast använda bedömningsverktygen sträcker sig från relativt enkla algoritmer eller biotiska index till kombinationer av multipla index (så kallade multimetriska index) eller relativt komplexa, multivariata metoder för mönsterigenkänning eller prediktion. Alla dessa tre tillvägagångssätt är vanliga inom övervaknings- och bedömningsstudier för att upptäcka ekologiska förändringar (Johnson et al. 1993), men bara några få studier har gjorts för att jämföra dessa metoders styrka och pålitlighet (t ex Reynoldson et al. 1997; Hawkins submitted manuscript).

3. Enkla index

Enkla index är, som det låter, relativt enkla metoder för bedömning av ekologisk status. Dessa metoder kan vara t ex kvantifiering av några enstaka samhällsparametrar, såsom artrikedom eller individantal (Norris & Georges 1993), eller beräkning av ett indexvärde. Enligt Washington (1984) finns det tre huvudkategorier av enkla index: (1) Diversitetsindex, som är numeriska uttryck baserade på artrikedom, sällsynthet och antal arter eller individer. (2) Biotiska index, som är 'poäng'-metoder där organismer får poäng beroende på hur

toleranta eller känsliga de är för en specifik förorening eller förändring. (3) Likhetsindex, vilka ger ett mått på likheten i struktur mellan två organismsamhällen.

Utvecklingen av indexen inom ovan nämnda kategorier har lett till att det idag finns ett stort antal index för många olika typer av påverkan. Även om nya index ständigt utvecklas betyder det inte att de alltid blir bättre. Detta innebär att många 'gamla' index fortfarande används i stor utsträckning. Enligt Resh & Mc Elravy (1993) är t ex de två vanligaste diversitetsindex som används inom övervakning av vattendrag med hjälp av bottendjur relativt gamla index, nämligen Shannon-Wiener-indexet (Shannon & Weaver 1949), vilket är det vanligaste, och Simpson-indexet (Simpson 1949). Det vanligaste använda likhetsindexet är enligt Washington (1984) också relativt gammalt, dvs Jaccard-indexet (Jaccard 1908), som i procent uttrycker de gemensamma arter som finns hos två lokaler. Andra likhetsindex är också relativt gamla. De index som har använts inom akvatisk ekologi är t ex 'percentage similarity' (PCS) (Whittaker 1952), Bray-Curtis index eller Bray-Curtis olikhetsindex (Bray & Curtis 1957), Sørensens index (Sørensen 1948), Pinkham och Pearsons index (Pinkham & Pearson 1976) och 'Euklidiskt eller ekologiskt avstånd' (Williams 1971).

Som tidigare nämnts har Europa en lång historia för användandet av bottendjur i miljöövervakningsprogram. Medan diversitetsindex har varit vanliga i Nord-Amerika, så har de saprobiska och biotiska systemen varit vanligare i Europa. Det saprobiska systemet (Kolkwitz & Marsson 1902) bygger på att vattenkvalitet klassas i tio statuskategorier baserade på föroreningsrelaterade parametrar. Ingen indikatorart är i detta fall representant bara för en av dessa kategorier, utan representerar mer eller mindre flera av dessa kategorier längs med en normalfördelad kurva över flera toleranskategorier. Beroende på formen och ytan av fördelningskurvan, så definieras saprobiska värden för olika arter (Sladeczek 1979). Ett flertal listor med saprobiska värden har under årens lopp publicerats (t ex Sladeczek 1973; Moog 1995). Dock finns det svårigheter med att använda det saprobiska systemet. Enligt Persoone & De Pauw (1979) är fem nackdelar med detta system följande: (1) Den taxonomiska kunskapen är inte tillräckligt avancerad. (2) Systemet kräver mer kunskap än vad som faktiskt finns. (3) Intensiva provtagningar krävs. (4) Artlistor och saprobiska värden är regions-specifika och kan inte appliceras på andra geografiska regioner. (5) Systemet kan inte med pålitlighet användas för flera typer av föroreningar, utan är framför allt tänkt för organiska föroreningar. Förutom dessa fem punkter kan också nämnas att det kan uppstå matematiska problem med metoden, eftersom det saprobiska systemet bygger på en formel där alla arter

finns med i beräkningen. Det skulle vara bättre med ett system där enbart indikatorarter räknades med i formeln, vilket skulle ge en större styrka till de lokaler längs gradienten som ligger utanför gradientens medelpunkt.

Sedan det saprobiska systemets introduktion, har denna metod genomgått ett flertal, ofta förenklande, modifieringar och används idag flitigt i bl a flera öst-europeiska länder, i Tyskland (t ex Friedrich 1990) och i Österrike (t ex Zelinka & Marvan 1961; Moog 1995). Med argument som att det saprobiska indexet var taxonomiskt för krävande, utvecklade brittiska forskare förenklade biotiska index, såsom Trent Biotic Index (TBI) (Woodiwiss 1964), vilket bygger på en taxonomisk upplösning till familje- och/eller genusnivå. Metcalfe (1989) visade att många av de vanligen använda biotiska indexen som används i europeiska övervakningsprogram härstammar från dessa två index (dvs. det saprobiska indexet och TBI). Efter att det till exempel framgick att en av nackdelarna med TBI är att bottendjurens abundans ignoreras, så har flera modifierade index utvecklats ifrån detta (t ex Chandler Biotic Index, utvecklat för skotska förhållanden (Chandler 1970), Belgian Biotic Index (BBI) (De Pauw & Vanhooren 1983), och Extended Biotic Index (EBI eller IBE), utvecklat italienska förhållanden (Ghetti 1997) innehåller alla den relativa abundansen av indikatorarter). I Danmark har man modifierat TBI och inkluderat ett mått på diversiteten och konstruerat Dansk Faunaindex (DSFI) (Skriver et al. 2000) I Storbritannien modifierades också TBI till Biological Monitoring Working Party (BMWP) och Average Score Per Taxon (ASPT) (Armitage et al. 1983) för att användas i den nationella övervakningen av vattendrag (t ex ISO 1979). Armitage et al. (1983) jämförde BMWP med ASPT och rekommenderade ASPT framför BMWP, eftersom dess värde är mindre känsligt för variationer i provtagning och årstidsförändringar. Dessutom används modifieringar av dessa två biotiska index i ett antal europeiska länder. Ett spanskt BMWP har t ex utvecklats för spanska förhållanden (Alba-Tercedor & Sanchez-Ortega 1988). Vid en jämförelse av BMWP med några multivariata metoder (TWINSPAN och CCA) i avrinningsområdet till ett vattendrag påverkat av organiska föroreningar i södra Spanien kom Zamora-Munoz & Alba-Tercedor (1996) till slutsatsen att BMWP är ett enkelt och praktiskt verktyg för bedömningen av vattenkvalitet i vattendrag.

4. Multimetriska index

På senare tid har det funnits en tendens mot mer komplexa bedömningsmetoder i Europa genom sammansmältning av informationen från flera enkla index till en multimetriskt 'poäng' (t ex Hering et al. 2004) och prediktion (Wright et al. 1995). Det multimetriska konceptet utvecklades först av Karr (1981) som ett index för biotisk integritet (IBI) för att med hjälp av fiskpopulationer användas till bedömningar av vattenkvaliteten i vattendrag. Sedan dess har multimetriska index utvecklats för en mängd olika ändamål och för ett antal organismgrupper (t ex fisk, påväxtalger, och bottendjur), och de senaste decennierna har utvecklandet och användandet av multimetriska index ökad markant (Resh et al. 2000). I USA används multimetriska index i flertalet biologiska övervakningsprogram, men i Europa är fortfarande enkla index vanligare (Metcalf 1989; De Pauw et al. 1992; Knoben et al. 1995). Detta håller dock troligen på att vända. Allt eftersom efterfrågan på säkra metoder för att upptäcka effekter av föroreningar ökar (t ex när problemen blir mer och mer vidsträckta och komplexa) kommer troligen mer komplexa tekniker vara efterlysta. Barbour et al. (1999) påpekar att en kombination av multipla mått borde minimera svagheter hos enkla index, vilket skulle resultera i ett mer robust index. Nyligen föreslog det EU-finansierade projektet AQEM användandet av ett antal multimetriska index för Europeiska förhållande (AQEM-consortium 2002). Mer om detta kan man läsa om på projektets hemsida (www.aqem.de).

Enkla index, såsom artrikedom, antal EPT taxa (Dagsländor, Bäcksländor och Nattsländor), ASPT och DSFI kan ha hög effektstorlek och hög statistisk styrka (t ex Sandin & Johnson 2000), men utvecklandet av ett multimetriskt index har i vissa fall setts som det slutliga steget mot operationell miljö kvalitetsbedömning (t ex USEPA 1998). När man konstruerar enkla biotiska index för störningsbedömningar i vattendrag baserade på bottendjur kräver det ofta att varje art ges ett nummer som indikerar dess känslighetsnivå. Ett problem är dock att varje art kan variera ganska kraftigt i känslighet beroende på naturen hos den specifika störningen. En tänkbar lösning på detta skulle kunna vara att använda en multimetrisk metod och koppla ihop flera enkla index, vilka var och en kan ha känslighet för en specifik störning. Multimetriska index har framgångsrikt använts i bedömningen av bottendjur i vattendrag (t ex Ohio EPA 1987; USEPA 1989; Barbour et al. 1995; Yoder & Rankin 1995) och har även visat sig vara statistiskt robusta (t ex Fore et al. 1994). Fore et al. (1996) kom till slutsatsen att eftersom komponenterna hos ett bra multimetriskt index baseras

på testade hypoteser kan det därför användas för att ge en god vetenskaplig bedömning av en vattendragslokal.

Inom EU-projektet AQEM (AQEM-consortium 2002) konstruerades multimetriska index för ett flertal Europeiska ekoregioner och påverkansgradienter. På grund av bl a taxonomiska, geografiska och geologiska skillnader mellan olika regioner var det nödvändigt att konstruera specifika index för varje ekoregion. Denna nödvändighet i regionsuppdelning ger även andra studier stöd för (t ex Robinson & Minshall 1998).

5. Multivariata metoder

Förutom enkla index och multimetriska metoder, så har också mer komplexa multivariata metoder ökat i användning när man ska bedöma kvalitetsstatusen i sjöar och vattendrag. Klassifikation, ordination och diskriminantanalys är några av de vanligaste multivariata tekniker man använder i bedömningen av vattenkvalitet när den är baserad på bottendjur (Norris & Georges 1993). Multivariata metoder är idag mycket välanvända inom miljöövervakningen av vattendrag (Norris & Georges 1993; Norris & Norris 1995). Klassifikation sammanfattar de metoder där undersökta objekt är arrangerade i små homogena grupper eller kluster (Everitt & Dunn 1991). Exempel på välanvända klassifikationsmetoder är 'Two Way Indicator SPecies ANalysis' (TWINSPAN) (Hill 1979) eller 'Unweighted Pair Groups Using ArithMetic Average' (UPGMA) (Sneath & Sokal 1973).

Ordination är en procedur för att anpassa en flerdimensionell svärm av datapunkter på så sätt att eventuella mönster tydligt kan framträda när den projiceras på en två-dimensionell yta. Ordination kan delas upp i två typer: indirekt och direkt gradientanalys. Indirekt gradientanalys konstrueras utifrån variationen hos de bottendjurssamhällen man har tagit prov ifrån och sedan kan man tolka ut olika gradienter i dessa data. Exempel på indirekta gradientanalyser är principalkomponentanalys (PCA) eller korrespondensanalys (CA) (Hill 1974). Direkt gradientanalys är en metodgrupp där arternas abundans eller sannolika förekomst beskrivs som en direkt funktion av den mätta miljövariabeln. Exempel på direkta gradientanalyser är redundansanalys (RDA) (Rao 1964; van den Wollenberg 1977) eller canonisk korrespondensanalys (CCA) (ter Braak 1986, 1987). Reynoldson et al. (1995) föreslog att man enkelt kunde använda ordination av organismsamhällets sammansättning i bedömningen genom att de lokaler som ligger utanför en förutbestämd spännvidd av

referenslokaler (t ex utanför 95% konfidensintervallet) kan helt enkelt räknas som avvikande (och kanske därigenom eventuellt vara påverkade av en förorening).

Multivariata metoder kan användas för att tydligt visa likheter och skillnader mellan olika lokaler. I en studie (Cao et al. 1996) jämfördes multivariata analyser med enkla index (t ex artrikedom, BMWP, ASPT, Chandler-indexet) och man fann att multivariata metoder tydligt visualiserade förändringen i samhällsstruktur längs med en föroreningsgradient, medan enkla index kunde detektera effekter av i huvudsak kraftiga föroreningar. Fore et al. (1996) drog dock slutsatsen att multivariata analyser mest var lämpade för förklarande analyser, t ex när en undersökning har begränsad vetskap om de ekologiska systemen och man vill kunna få fram testbara hypoteser. Reynoldson et al. (1997) jämförde procedurer för att skapa referensförhållanden och bedömde därför styrkan hos multimetriska index och multivariata metoder (AusRivAS och BEAST). Deras slutliga rekommendation blev att man borde använda multivariata metoder komplementerat med multimetriska metoder för att få ut så stark och tydlig information som möjligt.

Användandet av prediktiva modeller ökar också inom miljöövervakningen av vatten. Arter uppträder ofta inom karakteristiska och relativt begränsat antal habitat inom sitt geografiska område och tenderar till att vara mest frekvent förekommande i närheten av sitt eget optimum för en specifik miljöparameter. Därför används prediktiva modeller av förväntad artförekomst för att säkerställa referensförhållanden i hypotetisk frånvaro av mänsklig påverkan. Det finns redan ett antal olika metoder för att prediktera taxaförekomst: generaliserade linjära modeller (t ex Nicholls 1989), logistisk regression (Agresti 1990), Gaussisk logistisk regression eller den förenklade 'weighted averaging regression' (t ex ter Braak & Looman 1986), Bayesiska modeller (t ex Brzeziecki et al. 1995), 'partial least squares' regression (Wold 1982), β -funktioner (Austin et al. 1994), och taxa-specifika modeller (Bio et al. 1998). Dessa modeller predikterar oftast taxaförekomst direkt längs med en enkel miljögradient. Eftersom arter brukar påverkas av flera gradienter samtidigt, så är dock dessa modeller inte alltid ultimata.

En typ av prediktiv modell som löst detta problem är RIVPACS (eller River InVertebrate Prediction And Classification System) (Wright et al. 1984) och denna modell använder sig av diskriminantanalys, vilken innebär att den kan inkorporera flera miljöfaktorer (Johnson 2000). RIVPACS utvecklades först i Storbritannien, men tekniken har spritt sig

utanför de brittiska öarna (t ex Wright 1995; Hawkins et al. 2000; Simpson & Norris 2000). Nu finns även svenska varianter av RIVPACS, nämligen SWEPACS (Johnson & Sandin 2001; Johnson 2003). SWEPACS har kanske inte kommit fullt till användning ännu, men visar ändå att utveckling inom detta område sker också i Sverige. Andra välanvända prediktiva modeller är t ex AUStralian RIVER Assessment Scheme (AusRivAS) (Simpson & Norris 2000) och den kanadensiska modellen Benthic Assessment of Sediment (BEAST) (Reynoldson et al. 1995; Reynoldson et al. 1997). Över huvud taget är modeller mycket användbara i bedömningsarbete eftersom de ofta inte kräver lika mycket expertkunskap för att användas som många andra metoder (Johnson et al. 1993).

6. Diskussion

Det finns ju en mängd index och metoder man kan använda när man vill bedöma vattenkvaliteten i ett vattendrag eller en sjö. Frågan man ställer sig då är: Vilken metod ska jag använda? Frågan är inte helt enkel att besvara. I Sverige har riktlinjer tagits fram och presenterats som bedömningsgrunder för miljökvalitet i sjöar och vattendrag (SEPA 1999). I dessa riktlinjer rekommenderas Shannons diversitetsindex (Shannon & Weaver 1949), ASPT (Armitage et al. 1983), Danskt faunaindex (Skriver et al. 2000) och ett surhetsindex (Henrikson & Medin 1986) för bedömning av vattnets ekologiska status i sjöar och vattendrag. För dessa index har en klassindelning i fem statusklasser (klass ett innebär god status och klass fem innebär dålig status) gjorts grundad på förarbete till EU:s ramdirektiv för vatten (Nixon et al. 1996). Alla dessa index kan sägas tillhöra kategorin enkla index. Dessa index är relativt enkla att hantera, men har kanske inte den statistiska precision som man kan önska sig. Dock håller för närvarande nya riktlinjer på att författas för svenskt miljöbedömningsarbete och kanske kommer dessa att även innehålla rekommendationer som sträcker sig in i den multimetrisk eller multivariata sfären.

I EU:s ramdirektiv för vatten står att alla vattenresurser skall kunna klassas som god status år 2015. Det är därför mycket viktigt att verktygen för att bedöma vilken status ett vatten har är precisa och har små felmarginaler. En viktig frågeställning är i detta fall var gränsen mellan god och måttlig status går? Klassgränsen mellan klass två och tre får då en betydande vikt i bedömningen. Denna måste vara så precis som möjligt för att inte hela bedömningen skall bli felaktig. För detta arbete krävs troligen att mer komplexa metoder används. Reynoldson et al. (1997) och Dahl (2004) föreslår att multimetrisk och multivariata

metoder bör användas parallellt. Detta är troligen nödvändigt om man skall ha en hög precision i bedömningen. De multivariata metoderna (t ex CA) kan användas för att visuellt ge en bild av förhållanden mellan olika lokaler och multimetriska index (t ex DJ index (Dahl & Johnson 2004)) kan användas för att ge en enkel statuspoäng, som sedan kan ligga till grund för den slutliga statusklassningen. Detta låter förhållandevis enkelt på pappret, men tyvärr saknas det ofta datormjukvara för att enkelt beräkna dessa index. Att räkna ut multimetriska index för hand kan nämligen vara mycket tidskrävande och komplicerat.

Ett annat problem kan också vara vad som skall räknas som referensförhållande (dvs. klass ett)? Många länder i Europa har så pass påverkade vattensystem att naturligt ostörda förhållanden inte existerar, vilket innebär att man inte har ett referensförhållande att relatera till när man gör sin statusbedömning. I dessa fall kan prediktiva modeller vara till stor hjälp, eftersom dessa modeller kan ta fram ett hypotetiskt referensförhållande. I Sverige kalkas idag ett stort antal sjöar och vattendrag som en följd av den försurning som skett i och med den sura nederbörd som fallit över Sverige under många år. Även naturligt sura vatten har ibland blivit 'offer' för kalkningen på grund av okunskapen om hur man skiljer naturligt sura ifrån antropogent försurade vatten. Med hjälp av prediktiva modeller är det möjligt att modellera fram hur bottendjurssamhällets sammansättning skulle kunna se ut under förhållanden där människan inte varit med och påverkat vattenkvaliteten. Därigenom kan man också bestämma vilken effekt kalkningen har haft på bottendjurssammansättningen (Johnson 1995). Prediktiva modeller har även använts för andra ändamål. Hawkins et al. (2000) använde t ex dessa för att undersöka skogsavverkningens påverkan på bottendjurssamhällen i vattendrag i Kalifornien och i Hawkins & Carlisle (2001) användes dessa för att prediktera fiskars påverkan på bottendjursamhällen. Modeller av olika slag kan alltså användas inom miljöövervakningen av sjöar och vatten både för att upptäcka avvikelser från förväntade värden och för att diagnostisera tänkbara orsaks- och verkansförhållanden.

Svaret på frågan om vilka metoder som bör rekommenderas för miljöövervakning av våra sjöar och vattendrag är alltså inte entydig. Dock bör det finnas tydliga riktlinjer som gör att man kan jämföra bedömningar från olika lokaler. Man bör ha standardmetoder för hela hanteringskedjan, dvs. ända från att provet tas i sjön eller vattendraget till och med att en kvalitetsbedömning skall göras utifrån dessa grunder. När man vill ha pålitliga svar, så bör man använda pålitliga metoder. Multimetriska och multivariata metoder har visat sig vara mer pålitliga än enkla index, vilket innebär att en kombination av multimetriska och multivariata

metoder borde vara det bästa som finns att tillgå just nu. Multivariata metoder är ofta oberoende av geografiska skillnader, medan multimetriska index ofta måste anpassas till regionen där de skall användas. Man ska alltså inte vara rädd för att konstruera ett nytt multimetriskt index för en region eller ett avrinningsområde om man tycker att man saknar ett pålitligt verktyg. Om man anser att bottendjur inte är en bra indikator för en specifik påverkan, så går det att tillverka multimetriska index också för andra organismgrupper (t ex fisk, påväxtalger, makrofyter). Fördelen med bottendjur är dock att det redan finns en ansevärd mängd kunskap om deras reaktion på påverkan av olika slag. Det kan därför vara enklare att verifiera de slutsatser man kommer fram till i en bedömning av vattnets ekologiska status om man använder sig av denna organismgrupp.

7. Sammanfattning

De sötvattenresurser vi har i världen är ständigt hotade och det krävs att man övervakar dessa så att man snabbt kan rycka in och hjälpa till om deras ekologiska status försämras. Verktygen för detta är inte alltid självklara. Bottendjur kan i många fall vara en lämplig organismgrupp att arbeta med eftersom de har en lång historia inom miljöövervakningen av sjöar och vattendrag. Denna litteratursammanställning drar slutsatsen att man bör använda sig av pålitliga metoder om man vill ha pålitliga svar, vilket i detta fall innebär att en kombination av multimetriska och multivariata metoder är att föredra. Om ett multimetriskt index saknas för den region eller det avrinningsområde man undersöker bör man fundera på att konstruera ett nytt index för detta ändamål. Enkla index bör man enbart använda då kraven på precision i bedömningen är lågt ställda. När man jobbar med bedömningar av ekologisk status i sjöar och vattendrag är det många gånger viktigt att ha tillgång till ett opåverkat referensförhållande som jämförelse. När man saknar opåverkade lokaler i en region kan man använda sig av prediktiva modeller. Med dessa modeller kan man ta fram referensförhållanden, som hypotetiskt skall motsvara de förhållanden då människan inte har varit närvarande. Sammanfattningsvis kan nämnas att den slutliga bedömningen blir mest robust med pålitliga modeller och en god ekologisk kunskapsbas.

8. Referenser

- Agresti, A. 1990. Categorical data analysis. John Wiley & Sons, New York, USA.
- Ahlström, J. & Isaksson, K.-E. 1990. Försurningsläget i Norrlands inland och fjälltrakterkalkning. Swedish Environmental Protection Agency, Stockholm, Sweden, Rapport 3781.
- Alba-Tercedor, J. & Sanchez-Ortega, A. 1988. Un metodo rapido y simple para evaluar la calidad biologica de las aguas corrientes basado en el de Hellawell (1978). *Limnetica* 4, 51-56.
- AQEM-consortium. 2002. Manual for the application of the AQEM system. A comprehensive method to assess European streams using macroinvertebrates, developed for the purpose of the Water Framework Directive, Version 1.0.
- Armitage, P. D., Moss, D., Wright, J. F., & Furse, M. T. 1983. The performance of a new biological water quality score system based on macroinvertebrates over a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research* 17 (3), 333-347.
- Austin, M. P., Nicholls, A. O., Doherty, M. D., & Meyers, J. A. 1994. Determining species response functions to an environmental gradient by means of a β -function. *Journal of Vegetation Science* 5, 215-228.
- Barbour, M. T., Gerritsen, J., Snyder, B. D., & Stribling, J. B. 1999. Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish. Second Edition. Office of Water, Washington, D.C., EPA 841-B-99-002.
- Barbour, M. T., Stribling, J. B., & Karr, J. R. 1995. Multimetric approach for establishing biocriteria and measuring biological condition. Pages 63-77 in W. S. Davis & T. P. Simon, editors. *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton.
- Bio, A. M. F., Alkemade, R., & Barendregt, A. 1998. Determining alternative models for vegetation response analysis: a non-parametric approach. *Journal of Vegetation Science* 9, 5-16.
- Bray, J. R. & Curtis, J. T. 1957. An ordination of the upland forest communities of Southern Wisconsin. *Ecol Monogr* 27, 325-349.
- Brzeziecki, B., Kienast, F., & Wildi, O. 1995. Modeling potential impacts of climats change on the spatial distribution of zonal forest communities in Switzerland. *Journal of Vegetation Science* 6, 257-258.

- Cao, Y., Bark, A. W., & Williams, W. P. 1996. Measuring the responses of macroinvertebrate communities to water pollution: A comparison of multivariate approaches, biotic and diversity indices. *Hydrobiologia* 341 (1), 1-19.
- Chandler, J. R. 1970. A biological approach to water quality management. *Water Pollution Control* (69), 415-421.
- Cook, S. E. K. 1976. Quest for an index of community structure sensitive to water pollution. *Environ-Pollut.*
- Cummins, K. W., Cushing, C. E., & Minshall, G. W. 1995. Introduction: an overview of stream ecosystems. *Ecosyst world* (22), 1-8.
- Dahl, J. 2004. Detection of human-induced stress in streams. Comparison of bioassessment approaches using macroinvertebrates. Doctoral dissertation, *Silvestria* 332. SLU, Uppsala.
- Dahl, J. & Johnson, R. K. 2004. A multimetric macroinvertebrate index for detecting organic pollution of streams in southern Sweden. *Arch Hydrobiol* 160 (4), 487-513.
- De Pauw, N., Ghetti, P. F., Manzini, D. P., & Spaggiari, D. R. 1992. Biological assessment methods for running water. Pages 217-248 in P. J. Newman, M. A. Piavaux, & R. A. Sweeting, editors. *River Water Quality. Ecological Assessment and Control*. Commission of the European Communities.
- De Pauw, N. & Vanhooren, G. 1983. Method for biological quality assessment of watercourses in Belgium. *Hydrobiologia* 100, 153-168.
- Everitt, B. S. & Dunn, J. M. 1991. *Applied Multivariate Data Analysis*. Arnold, London
- Fore, L. S., Karr, J. R., & Conquest, L. L. 1994. Statistical properties of an index of biotic integrity used to evaluate water resources. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 51, 1077-1087.
- Fore, L. S., Karr, J. R., & Wisseman, R. W. 1996. Assessing invertebrate responses to human activities: Evaluating alternative approaches. *Journal of the North American Benthological Society* 15 (2), 212-231.
- Friedrich, G. 1990. Eine revision des Saprobiesystems. *Zeitschrift für Wasser und Abwasser Forschung* 23, 141-152.
- Ghetti, P. F. 1997. *Indicie Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- Hawkins, C. P. Quantifying biological integrity with predictive models: comparisons with three other assessment methods. Submitted manuscript.

- Hawkins, C. P. & Carlisle, D. M. 2001. Use of predictive models for assessing the biological integrity of wetlands and other aquatic habitats. Pages 59-83 in R. B. Rader, D. P. Batzer, & S. Wissinger, editors. *Biomonitoring and Management of North American Freshwater Wetlands*. John Wiley and Sons Inc., New York.
- Hawkins, C. P., Norris, R. H., Hogue, J. N., & Feminella, J. W. 2000. Development and evaluation of predictive models for measuring the biological integrity of streams. *Ecological Applications* 10 (5), 1456-1477.
- Hellawell, J. 1978. *Biological surveillance of rivers, a biological monitoring handbook*. Water Research Centre, Medmenham and Stevenage, UK.
- Hellawell, J. M. 1986. *Biological indicators of Freshwater Pollution and Environmental Management*. Elsevier.
- Henrikson, L. & Medin, M. 1986. Biologisk bedömning av försurningspåverkan på Lelångens tillflöden och grundområden 1986. *Aquaekologerna, Älvsborgs län*.
- Hering, D., Moog, O., Sandin, L., & Verdonschot, P. F. M. 2004. Overview and application of the AQEM assessment system. *Hydrobiologia* 516, 1-20.
- Hill, M. O. 1974. Correspondence analysis: a neglected multivariate method. *Applied Statistics* 23, 340-354.
- Hill, M. O. 1979. TWINSPAN - A FORTRAN program for arranging multivariate data in an ordered two-way table by classification of the individuals and attributes. in. Cornell University, Ithaca.
- ISO. 1979. Assessment of the biological quality of rivers by a macroinvertebrate "score". Draft proposal. ISO (International Organization for Standardization), ISO/TC 147/SC 5/WG 6 N 5.
- Jaccard, P. 1908. Nouvelles recherches sur la distribution florale. *Bull. Soc. Vaud. Sci. Nat.* (XLIV), 223-269.
- Johnson, R. K. 1995. The indicator concept in freshwater biomonitoring. Thienemann lecture. Pages 11-27 in P. S. Cranston, editor. *Chiromids - from Genes to Ecosystems*, Proceedings of the 12th International Symposium in Chiromidae, Canberra, Australia. CSIRO, Melbourne.
- Johnson, R. K. 1998. Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. *Ecological Applications* 8 (1), 61-70.
- Johnson, R. K. 2000. RIVPACS and alternative statistical modeling techniques - accuracy and soundness of principles. Pages pp. 323-332 in J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, & M. T.

- Furse, editors. Assessing the biological quality of freshwaters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Johnson, R. K. 2003. Development of a prediction system for lake stony-bottom littoral macroinvertebrate communities. *Arch Hydrobiol* 158 (4), 517-540.
- Johnson, R. K. & Sandin, L. 2001. Development of a prediction and classification system for lake (littoral, SWEPACLLI) and stream (riffle SWEPACSRI) macroinvertebrate communities. Department of Environmental Assessment, SLU, Uppsala, Sweden, 2001:23.
- Johnson, R. K., Wiederholm, T., & Rosenberg, D. M. 1993. Freshwater biomonitoring using individual organisms, populations and species assemblages of benthic macroinvertebrates. Pages 40-158 in D. M. Rosenberg & V. H. Resh, editors. *Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates*. Chapman and Hall, New York.
- Karr, J. R. 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries* 6, 21-27.
- Knoben, R. A. E., Roos, C., & van Oirschot, M. C. M. 1995. *Biological Assessment Methods for Watercourses*. UN/ECE Task Force on Monitoring and Assessment,
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1902. Grundsätze für die biologische Beurteilung des Wassers nach seiner Flora und Fauna. *Mitt. Prüfungsanst. Wasserversorg. Abwasserreinig.* 1, 33-72.
- Kolkwitz, R. & Marsson, M. 1909. Ökologie der tierischen Saprobien. *International Review of Hydrobiology* (2), 126-152.
- Mason, C. F. 1991. Biology of freshwater pollution. Pages 233-239 in. *Longman Scientific & Technical*, London.
- Metcalf, J. L. 1989. Biological Water-Quality Assessment of Running Waters Based on Macroinvertebrate Communities - History and Present Status in Europe. *Environmental Pollution* 60 (1-2), 101-139.
- Miljödepartementet. 1996. Kalkning av sjöar och vattendrag. Betänkande från kalkningsutredningsgruppen. (SOU 1996:53), 144 p.
- Moog, O. E. 1995. *Fauna Aquatica Austriaca, Version 1995*. Wasserwirtschaftskataster, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, ISBN: 3-85 174-004-1.
- Nicholls, A. O. 1989. How to make biological models go further with Generalized Linear Models. *Biological Conservation* 50, 51-75.
- Nixon, S. C., Mainstone, C. P., Milne, I., Iversen, T. M., Kristensen, P., Jeppesen, E., Friberg, N., Jensen, A., & Pedersen, F. 1996. The harmonised monitoring and classification

- of ecological quality of surface waters in the European Union. - Draft Final Report. CO., 4096.
- Norris, K. R. & Georges, A. 1993. Analysis and interpretation of benthic macro-invertebrate survey. Pages 234-286 in D. M. Rosenberg & V. H. Resh, editors. Freshwater biomonitoring and benthic macroinvertebrates. Chapman & Hall, New York.
- Norris, R. H. & Norris, K. R. 1995. The Need for Biological Assessment of Water-Quality - Australian Perspective. *Australian Journal of Ecology* 20 (1), 1-6.
- Ohio EPA. 1987. Biological criteria for the protection of aquatic life. Ohio Environmental Protection Agency, Monitoring and Assessment Program, Surface Water Section, Division of Water Quality, Columbus,
- Persoone, G. & De Pauw, N. 1979. Systems of biological indicators for water quality assessment. Pages 39-75 in O. Ravera, editor. Biological aspects of freshwater pollution. Pergamon Press, Oxford.
- Pinkham, C. F. & Pearson, J. G. 1976. Application of new coefficient of similarity to pollution surveys. *Journal of the Water Pollution Control Federation* 48, 717-723.
- Rao, C. R. 1964. The use and interpretation of principal component analysis in applied research. *Sankhya A*, 329-358.
- Resh, V. H. & McElravy, E. P. 1993. Contemporary Quantitative Approaches to Biomonitoring Using Benthic Macroinvertebrates. in D. M. Rosenberg & V. H. Resh, editors. Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. Chapman and Hall, New York.
- Resh, V. H., Rosenberg, D. M., & Reynoldson, T. B. 2000. Selection of benthic macroinvertebrate metrics for monitoring water quality of the Frazer River, British Columbia: implications for both multimetric approaches and multivariate models. Pages 373 in J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, & M. T. Furse, editors. Assessing the biological quality of fresh waters: RIVPACS and other techniques. Freshwater Biological Association, Ambleside, UK.
- Reynoldson, T. B., Bailey, R. C., Day, K. E., & Norris, R. H. 1995. Biological Guidelines for Fresh-Water Sediment Based on Benthic Assessment of Sediment (the Beast) Using a Multivariate Approach for Predicting Biological State. *Australian Journal of Ecology* 20 (1), 198-219.
- Reynoldson, T. B., Norris, R. H., Resh, V. H., Day, K. E., & Rosenberg, D. M. 1997. The reference condition: a comparison of multimetric and multivariate approaches to

- assess water-quality impairment using benthic macroinvertebrates. *Journal of the North American Benthological Society* 16 (4), 833-852.
- Robinson, C. T. & Minshall, G. W. 1998. Regional assessment of wadable streams in Idaho, USA. *Great Basin Naturalist* 58 (1), 54-65.
- Rosenberg, D. M. & Resh, V. H. 1993. Introduction to Freshwater Biomonitoring and Benthic Macroinvertebrates. 1-9.
- Sandin, L. & Johnson, R. K. 2000. The statistical power of selected indicator metrics using macroinvertebrates for assessing acidification and eutrophication of running waters. *Hydrobiologia* 422, 233-243.
- SEPA. 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913. Naturvårdsverket, Stockholm, 4913.
- Shannon, C. E. & Weaver, W. 1949. *The Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, IL
- Simpson, E. H. 1949. Measurement of diversity. *Nature* (163), 688.
- Simpson, J. C. & Norris, R. H. 2000. Biological assessment of river quality: development of AUSRIVAS models and outputs. Pages 125-142 in J. F. Wright, D. W. Sutcliffe, & M. T. Furse, editors. *Assessing the biological quality of freshwaters. RIVPACS and other techniques*. Freshwater Biological Association, Ambleside, England.
- Skriver, J., Friberg, N., & Kirkegaard, J. 2000. Biological assessment of running waters in Denmark: Introduction of the Danish Stream Fauna Index (DSFI). *Verh. Internat. Verein. Limnol.* 27, 1822-1830.
- Slack, K. V., Averett, R. C., Greeson, P. E., & Lipscomb, R. G. 1973. Methods for collection and analysis of aquatic biological and microbiological samples. Pages 1-165 in *Techniques of Water-Resources Investigations of the United States Geological Survey*. Department of the Interior, Geological Survey, Washington, DC.
- Sladeczek, V. 1973. System of water quality from the biological point of view. *Arch Hydrobiol* 7, 1-218.
- Sladeczek, V. 1979. Continental systems for the assessment of river water quality. Pages 3:1-32 in A. James & L. Evison, editors. *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley and Sons, Ltd., Chichester.
- Sladeczek, V., Hawkes, H. A., Alabaster, J. S., Daubner, I., Nötlich, I., Solbé, J. F. d., & Uhlman, D. 1982. Biological examination. in M. J. Süss, editor. *Examination of Water for Pollution Control. A reference handbook*. Vol. 3. Biological, Bacteriological and Virological Examination. Pergamon Press, Oxford.

- Sneath, P. H. A. & Sokal, R. R. 1973. Numerical taxonomy: the principles and practice of numerical classification. Freeman, San Fransisco.
- Stanner, D. & Bordeau, P. 1995. Europe's Environment: The Dobbris Assessment. European Environment Agency, Luxembourg. 712 pp.
- Suess, M. J., editor. 1982. Examination of Water for Pollution Control. A Reference Handbook. Pergamon Press, Oxford.
- Sørensen, T. 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*. 5, 1-34.
- ter Braak, C. J. F. 1986. Canonical correspondence analysis: a new eigenvector technique for multivariate direct gradient analysis. *Ecology* 67, 1167-1179.
- ter Braak, C. J. F. 1987. The analysis of vegetation-environment relationships by canonical correspondence analysis. *Vegetatio* 69, 69-77.
- ter Braak, C. J. F. & Looman, C. W. N. 1986. Weighted averaging, logistic regression and the Gaussian response model. *Vegetatio* 65, 3-11.
- USEPA. 1989. Rapid bioassessment protocol for use in streams and rivers: Benthic macroinvertebrates and fish. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA/440/4-89-001.
- USEPA. 1998. Lake and reservoir bioassessment and biocriteria - Technical guidance document. Office of Water, U.S. Environmental Protection Agency, Washington, D.C., EPA 841-B-98-007.
- van den Wollenberg, A. L. 1977. Redundancy analysis. An alternative for canonical correlation analysis. *Psychometrika* 42, 207-219.
- Washington, H. G. 1984. Diversity, biotic and similarity indice. A review with special relevance to aquatic ecosystems. *Water Research* (18), 653-694.
- Weber, C. I. 1973. Biological Fiels and Laboratory Methods for Measuring the Quality of Surface Waters and Effluents. U.S. Environmental Protection Agency, Cincinnati, EPA-670/4-73-001.
- Whittaker, R. H. 1952. A study of summer foliage insect communities in the Great Smoky Mountains. *Ecol Monogr* 22, 1-44.
- Whitton, B. A. 1979. Algae and higher plants as indicators of river pollution. in A. James & L. Evison, editors. *Biological Indicators of Water Quality*. John Wiley, Chichester.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Pollution Control Federation* (52), 537-547.

- Williams, W. T. 1971. Principles of clustering. *Annual Review of Ecology and Systematics* 2, 303-326.
- Wold, H. 1982. Soft modeling: the basic design and some extensions. Pages pp. 1-54 in K. G. Joreskog & H. Wold, editors. *Systems under indirect observations II*, Amsterdam, North-Holland.
- Woodiwiss, F. 1964. The biological system of stream classification used by the Trent River Board. *Chemistry and Industry* (14), 443-447.
- Wright, I. A., Chessman, B. C., Fairweather, P. G., & Benson, L. J. 1995. Measuring the Impact of Sewage Effluent on the Macroinvertebrate Community of an Upland Stream - the Effect of Different Levels of Taxonomic Resolution and Quantification. *Australian Journal of Ecology* 20 (1), 142-149.
- Wright, J. F. 1995. Development and Use of a System for Predicting the Macroinvertebrate Fauna in Flowing Waters. *Australian Journal of Ecology* 20 (1), 181-197.
- Wright, J. F., Hiley, P. D., Cooling, D. A., Cameron, A. C., & Wigham, M. E. 1984. The invertebrate fauna of a small chalk stream in Berkshire, England, and the effect of intermittent flow. *Arch Hydrobiol* 99 (2), 176-199.
- Yoder, C. O. & Rankin, E. T. 1995. Biological criteria program development and implementation in Ohio. Pages 109-144 in W. S. Davis & T. P. Simon, editors. *Biological assessment and criteria: Tools for water resource planning and decision making*. Lewis Publishers, Boca Raton, FL.
- Zamora-Munoz, C. & Alba-Tercedor, J. 1996. Bioassessment of organically polluted Spanish rivers, using a biotic index and multivariate methods. *Journal of the North American Benthological Society* 15 (3), 332-352.
- Zelinka, M. & Marvan, P. 1961. Zur präzisierung der biologischen klassifikation der reinheit fließender gewässer. *Arch Hydrobiol* 57, 389-407.