



Utvärdering av bottenfaunadata (1986–2003) i nationella och regionala sjöar och vattendrag i Östergötlands län



Willem Goedkoop

Institutionen för miljöanalys
Sveriges Lantbruksuniversitet, SLU
Box 7050, 750 07 Uppsala

Utvärdering av bottenfaunadata (1986–2003)
i nationella och regionala sjöar och vattendrag
i Östergötlands län

Inledning

Undersökning av bottenfauna syftar till att beskriva kvalitativ och kvantitativ status samt förändringar i bottenfaunasamhällets sammansättning. Artsammansättningen förändras vid miljöpåverkan, och resultaten kan därför användas för att bedöma sjöekosystemets samlade påverkan av luftföroreningar, utsläpp, markanvändning och andra ingrepp eller åtgärder inom avrinningsområdet. Information från flertalet arter sammanfattas i s.k. indexvärden (se Naturvårdsverket 1999). Profundal- och sublitoralsamhällen är speciellt lämpliga för att bedöma tillstånd och förändringar i sjöars näringstillstånd. Den ansamling av organiskt material på djupbottenarna som sker under ett eutrofieringsförlopp ökar syrgastärningen i bottenarna, vilket leder till att känsliga taxa gradvis slås ut. Litoralfaunan i de grunda bottenarna kan användas för att bedöma allmän ekologisk kvalitet och surhetstillstånd, samt ger dessutom ett mått på den biologisk mångfalden.

Vattenkemiska och biologiska variabler varierar från år till år beroende på naturliga fluktuationer i naturmiljön (nederbörd, solinstrålning, vindverkan, isläggning, vattenföring) som i sin tur påverkar viktiga processer som avrinning, erosionsprocesser, och uppvärmning. Att skilja ut en mänsklig påverkan mot bakgrund av dessa naturliga fluktuationer i miljön är en av miljöanalysens stora utmaningar. Mellanårsvariationen gör att också en bedömning av miljötillståndet kan variera från år till år. När man sedan vill bedöma skillnaden mellan olika sjöar eller vattendrag måste man beakta att en vis skillnad i en variabel kan vara en effekt av den naturliga mellanårsvariationen. För att i viss mån ta hänsyn till mellanårsvariationen vid bedömning av miljötillståndet rekommenderar man att bedömningar med kemiska variabler görs på medelvärden för en treårs period (Naturvårdsverket 1999). Fördelen med bottenfaunan, med sina långa generationstider, är att den integrerar miljöeffekter över tiden. Arbetet med index, där ett flertal indikatorer ingår, är ytterligare ett sätt att göra bedömningen mindre avhängig från variationer i naturmiljön.

Flera faktorer påverkar ett indexvärde. Så påverkas t.ex. surhetsindexet negativt även i naturligt sura vatten och skiljer därmed inte på surhet och försurning. Även i mjuka vatten resulterar bristen på kalk i en avsaknad av snäckor och musslor i lägre surhetsindex utan att vattnet är surt eller försurat. Även en olämplig provtagningsplats, t.ex. en med mjukbotten i stället för steniga bottenar, eller höga flöden påverkar utfallet negativt. Det är viktigt att inse att ett indexvärde ger den samlade bilden av alla dessa faktorer. Detta är främst av betydelse för resultaten från inventeringar där prov tas vid ett enda tillfälle i många vatten. Eftersom försurningen är ett mindre miljöproblem i länet ska värden för surhetsindex tolkas som den samlade effekten av andra miljöfaktorer som påverkar resultatet.

Vid bedömning av miljöns status är det av intresse att veta i vilken mån ett vattens ekologiska status avviker från ett referensförhållande som speglar i det närmaste opåverkade objekt. Bedömningsgrunder för miljöstatus ger förutom en tillståndsklassning på basis av ett uppmätt värde även möjlighet till påverkansklassning genom beräkning av en avvikelse från ett jämförvärde. Detta angreppssätt ligger i linje med det som i EU:s ramdirektiv för vatten betecknas som "ekologisk status". Dock för ordvalet "status" i den svenska översättningen av direktivet tankarna till det som i nuvarande Bedömningsgrunder för miljöstatus (Naturvårdsverket 1999) betecknas som "tillstånd". Detta är felaktigt då tillståndsklassningen i bedömningsgrunderna endast anger var på skalan ett indexvärde ligger, men inte säger något om graden av påverkan. Ett jämförvärde (eller referensvärde) kan tas fram med hjälp av historiska data, data från närbelägna, relativt opåverkade objekt eller genom modellering. I bedömningsgrunderna anges regionspecifika jämförvärden för olika bottenfaunaindex som är baserade på statistiska fördelningar av relativt opåverkade vatten. Dessa värden är dock grovt satta och kan ge en felaktig bild.

Dataunderlag

Denna utvärdering av bottenfaunadata omfattar prover tagna med både Ekman hämtare (profundal, SS 028190) och håv (sparkprov, SS-EN 27828) i nationella och regionala tidsseriesjöar, samt 3 regionala vattendrag. I arbetet har ingått en kvalitetssäkring och lagring av externa data från 3 regionala tidsseriesjöar (Öjsjön, Bleklången, Glimmingen) i databasen vid Institutionen för miljöanalys, SLU. Lars Eriksson har varit ansvarig för detta kvalitetssäkringsarbete. Data för de övriga objekten har hämtats från den nationella databasen vid Institutionen för miljöanalys (www.ma.slu.se). I de fall då data för både vår- och höstprover från litoralen fanns tillgängliga har endast de senare använts för att optimera jämförbarheten med andra data. I de fall då endast data för vårprover fanns har dessa använts med en tydlig markering att så har gjorts. Under åren 1988–1990 togs 10 i stället för 5 prover i profundalen. Detta påverkar jämförbarheten av proverna över tiden negativt genom att sannolikheten för att hitta fler taxa normalt ökar med ökande provtagningsinsats. Ett sätt att komma ifrån det är att slumpa ut 5 av 10 ekmanprover. Jag har här valt att inkludera 10 prover i datamaterialet när 10 prover fanns. Jag har dock påpekat att trender kan påverkas av den större provtagningsinsats under dessa år tidigt i tidsserien. Åren 1989–1990 har också markerats med avvikande färg i dataredovisningen.

Uppdraget

I uppdraget ingick att kvalitetssäkra och lagra externa data, beräkna antalet taxa, djurtäthet och indexvärden (diversitet, surhetsindex och föroreningsindex för litoralprover, samt BQI och $O/C_{(z)}$ -indexen för profundalprover. Detta har gjort på det samlade informationsvärdet av 5 spark- eller ekmanprover. Vidare omfattade uppdraget en analys av trender för ovanstående variabler och en jämförelse med sjöar och vattendrag som provtogs inom ramen för Riksinventeringen 2000. Vid indexberäkning har vi följt anvisningarna i bilaga 2 till de nuvarande Bedömningsgrunderna för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999). I rapporten redovisas främst tillståndsklassningen. Klassning av påverkan genom beräkning av avvikelse från ett jämförvärde är svårt utan god kännedom om objektet, vilket försvårar val av jämförvärdet och därmed påverkansklassningen. Där påverkansklassning redovisas har jag använt mig av de schablonmässiga jämförvärden som anges i Bedömningsgrunderna (Tabell 43).

I EU:s ramdirektiv för vatten krävs dessutom att objekt- eller typs specifika referensförhållanden anges. De svenska bedömningsgrunderna undergår för närvarande en anpassning till dessa krav. I framtiden kommer vi förhoppningsvis ha referensvärden (eller jämförvärden) för olika vattendrags- och sjötyper som tar hänsyn till de lokala förutsättningarna (t.ex geologi).

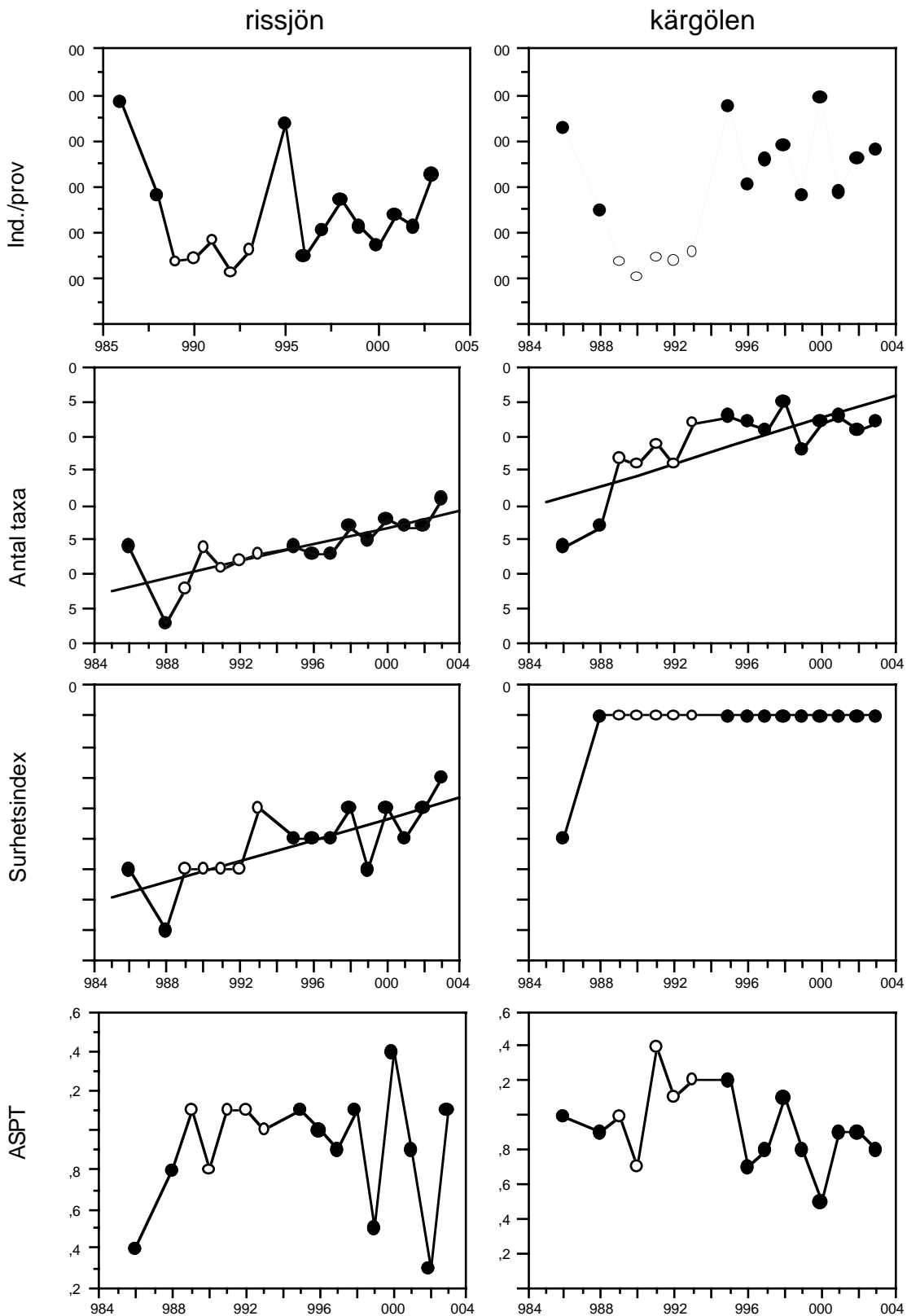
Sjöar – litoral

Tidsseriesjöar

I de 2 sjöarna, Skärgölen och Grissjön, där de längsta mätserierna finns (sedan 1986), har det skett en iögonfallande och signifikant ökning av antalet taxa, från under 30 till över 40 taxa i Skärgölen och från kring 20 till 31 taxa i Grissjön (Figur 1). I Grissjön bidrar ökningen av antalet taxa också till en signifikant ökning av Medins surhetsindex, vilket kan tolkas som en biologisk återhämtning under ett minskande försurningstryck. Taxa som regelbundet förekommer i prover från mitten av 1990-talet och framåt i Grissjöns strandzon är nattsländan *Limnephilus* sp., den

tvåögda igeln *Helobdella stagnalis*, den rovlevande fjädermyggan *Procladius*, trollsländan *Aeshna grandis* och den tvåvingar tillhörande familjen Empididae. Det är sannolikt att den observerade ökningen i antalet taxa är en följd av bytet från vår- till höstprovtagning som skedde 1994. Figur 1 visar att år med låga individtätheter ofta inträffar då proverna har samlats in under våren. Likaså tenderar antalet taxa att vara något lägre för vår- än för höstprover.

Även om antalet taxa ökar i dessa två sjöar så ökar inte ASPT. Detta tyder på att de taxa som kommer till inte tillhör nya familjer som indikerar bättre miljöförhållanden (har höga indikatorvärden). ASPT i båda sjöarna fluktuerar kring ASPT 6 eller strax därunder. För Gryten finns bottenfaunadata sedan 1996. Tidsserieanalys visar inte på några statistiskt säkerställda förändringar över tiden för de 4 index som ingår i Bedömningsgrunderna, samt för antalet taxa och antalet individer per prov. Medelvärden samt maximum- och minimumvärden för antalet taxa och index som ingår i Bedömningsgrunderna redovisas i tabell 1.



Figur 1. Tidsserier för individtätheten (Ind./prov), antalet taxa, surhetsindex och ASPT (Average Score Per Taxon) för Grissjön (vänster) och Skårgölen (höger). Observera att vita prickar indikerar år då provtagning har skett under våren, medan svarta indikerar år med höstprovtagning.

Tidsserieanalys för de regionala referenssjöarna visade en signifikant minskning av surhetsindex i Glimmingen, från 10 till 7 under 1999–2003. Sötvattenmärlan *Gammarus lacustris* påträffades endast vid provtagningen 1999, vilket bidrog till det höga indexvärdet detta år. Sedan dess har *Gammarus* saknats i proverna och det har skett en förskjutning av arter mot sådana som har lägre indikatorvärde, vilket resulterar i ett lägre indexvärde. Värdet på surhetsvärdet är dock fortfarande hög för Glimmingen även om försvinnandet av *Gammarus* är iögonfallande. En förklaring skulle kunna vara att arten förekommer i låga tätheter och inte alltid kommer med i proverna. Det kan å andra sidan också vara så att arten har missgynnats av de vattenkemiska förändringarna som har orsakats av de blöta åren kring sekelskiftet. En mer ytlig avrinning under dessa blöta år har i flera nationella referenssjöar resulterat i en signifikant ökning av vattenfärgen och en minskning av konduktiviteten.

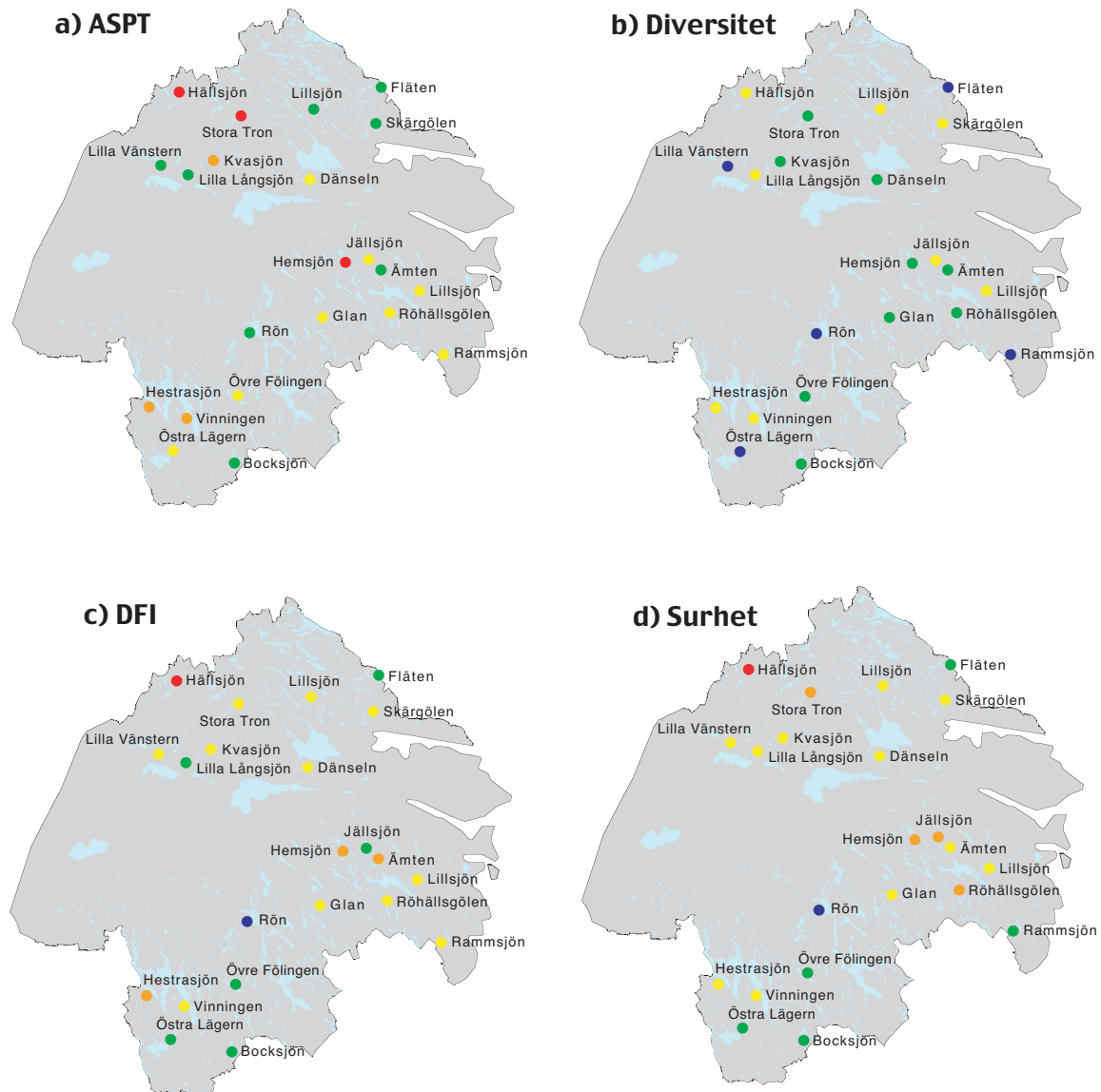
I Öjsjön noterades en signifikant ökning av antalet taxa, från 23 år 1995 till 35 år 2003. Antalet taxa är dock starkt beroende av den taxonomiska kunskapen hos den som gör analysen. Detta är också en av anledningarna att antalet taxa inte är ett bedömningsinstrument i bedömningsgrunderna. För att standardisera den taxonomiska analysen arbetar man numera med en standardiserat lista med 517 arter/taxa. Om så har skett under mitten av 1990-talet är osäkert och det är därför något osäkert om den observerade ökningen är en sann ökning eller en artefakt av en ökad taxonomisk upplösning.

I övrigt observerades inga signifikanta förändringar i indexvärden eller antalet taxa för litoralproverna från de regionala sjöarna. Detta är inte heller så förvånande med tanke på den naturliga mellanårsvariation i bottenfaunadata och det faktum att det maximalt finns 6 års data för dessa sjöar.

Två rödlistade arter har under åren påträffats i litoralproverna. Dessa är snäckorna *Valvata macrostoma* (Skärgölen 1988) och kräftdjuret *Relictacanthus lacustris* (Skärgölen 1988) som båda klassas som missgynnad.

Tabell 1. Indexvärden och tillståndsklassning (medelvärden, samt minimum- och maximumvärden i parentes) enligt bedömningsgrunder med ASPT (Average Score Per Taxon), DSFI (Dansk Stream Fauna Index), diversitet och surhetsindex för litoralprover från nationella och regionala referenssjöar i Östergötlands län.

Sjö	Period (antal år)	Antal taxa	ASPT	Klass ASPT	DFI	Klass DSFI	Diversitet	Klass Div.	Surhet	Klass surhet
Gryten	1996–2003 (8)	38,1 (33–42)	6,1 (5,8–6,4)	2 (2–2)	5,3 (5–6)	1 (1–2)	3,37 (2,77–3,68)	1 (1–2)	10,5 (8–12)	1 (1–2)
Grissjön	1986–2003 (16)	23,8 (13–31)	5,9 (5,3–6,4)	2 (2–3)	4,1 (4–5)	2 (2–3)	2,45 (1,77–2,73)	2 (2–3)	4,8 (2–7)	3 (2–4)
Skärgölen	1986–2003 (16 år)	38,6 (24–45)	5,9 (5,5–6,4)	2 (2–3)	4,6 (4–6)	2 (1–2)	3,31 (2,80–3,83)	1 (1–2)	8,8 (5–9)	1 (1–3)
Bleklången	1996–2003 (5)	37,2 (22–47)	5,9 (5,8–6,0)	2 (2–2)	4,8 (4–6)	2 (1–3)	3,31 (2,75–3,64)	1 (1–2)	8,2 (5–9)	1 (1–3)
Glimmingen	1999–2003 (4)	32,8 (30–38)	5,8 (5,6–6,0)	2 (2–3)	4,3 (4–5)	2 (2–3)	3,25 (2,71–3,61)	1 (1–2)	8,5 (7–10)	1 (1–2)
Öjsjön	1995–2003 (6)	31,5 (23–38)	5,8 (5,5–6,3)	2 (2–3)	4,2 (4–5)	2 (2–3)	3,32 (3,01–3,70)	1 (1–1)	8,7 (6–12)	1 (1–3)



Figur 2. Tillståndsklass för bedömning med litoralbottenfauna i sjöar provtagna i östergötlands län under Riksinventeringen 2000 med avseende på ASPT (a), Shannon diversitet (b), Dansk faunaindex, DFI (c) och Medins suthetsindex (d). Färgerna korresponderar till de färger som används för tillståndsklassningen enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999), där blått = klass 1 (mycket högt index), grönt = klass 2 (högt index), gult = klass 3 (måttligt högt index), orange = klass 4 (lågt index) och rött = klass 5 (lågt index).

Jämförelse med Riksinventeringen 2000

Inom ramen för Riksinventeringen 2000 togs prover på litoralbottenfauna i 22 sjöar i länet. Riksinventeringar ger den storskaliga tillståndsbedömningen för dessa sjöar, men är en engångsstudie och saknar således information om den variation i tiden som tidsseriersjöarna visar. Figur 2 visar tillståndsklassningen för de fyra index som ingår i Bedömningsgrunderna för miljö kvalitet. Tillståndsklassningen visar den miljöpåverkan som finns ett vatten, men resultatet vid dylika engångsundersökningar är även beroende av de rådande förhållandena vid provtagning och av

lokalens lämplighet för provtagning. Så har provtagningen under Riksinventeringen 2000 påverkats negativt av de höga vattenstånd/flöden under hösten 2000. På vissa lokaler har dessutom inga hårbottnar provtagits, vilket också har påverkat resultatet negativt, eftersom sand och finsediment utgör mindre komplexa habitat och hyser färre taxa än steniga bottenar. I Riksinventeringen ingår också påverkade objekt då ett slumpad delprov av sjöpopulationen provtogs.

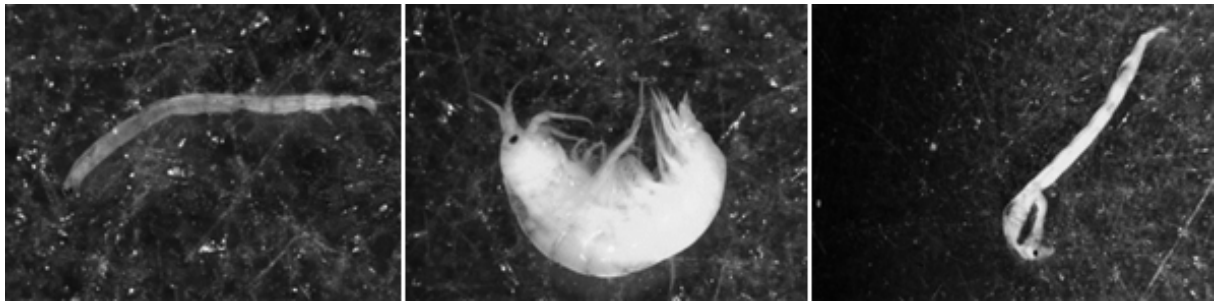
Samtliga sjöar klassas i tillståndsklass 1–3 (mycket höga till måttligt höga index) med avseende på diversiteten. Det är svårt att urskilja ett geografiskt mönster av kartorna i figur 2. Rön sticker ut som den sjö med bäst miljötillstånd då den klassas i klass 1 med tre av fyra index. Endast med ASPT hamnar Rön i tillståndsklass 2. I övrigt finns många sjöar i klass 3 (måttligt högt index) eller 4 (lågt index) med de fyra olika indexen. Det betyder att många av riksinventeringsobjekten visar ett sämre tillstånd än de tidsseriesjöarna där medelvärdet för olika index ofta hamnar i tillståndsklass 1 eller 2 (se tabell 1). Även där föreligger dock en del mellanårsvariation i bedömningen som visas av maximum- och minimumvärden. Samtliga indexvärden och tillståndsklassning enligt bedömningsgrunderna finns i bilaga 1.

Sjöar – profundal

Bottenfaunan i profundalen styrs i hög grad av syrgastillgången, som i sin tur beror på skiktningförhållanden och sjöns näringsstatus (Figur 3). Denna kunskap ligger till grund för de båda indexen BQI och $O/C_{(z)}$ i bedömningsgrunderna. Skiktningförhållanden styrs av sjöns morfometri (t.ex. bassängform, djup, storlek) och vindexponeringen. Så kan små och djupa sjöar förväntas ha längre skiktningar än större sjöar i slättlandskapet. Skiktningförhållanden och isläggningen skiljer sig från år till år, vilket bidrar till den mellanårsvariation som finns i bottenfaunasammansättning och indexvärden.

En översikt över antalet taxa, individtäteten och de två index för bedömning av sjöar med profundalfaunan ges i tabell 2. Tabellen visar att det för vissa sjöar förekommer en del variation i tillståndsbedömningen med BQI och $O/C_{(z)}$ -indexen. Till exempel varierar Skärgölen och Grissjön mellan BQI 2 (högt index) och 5 (mycket lågt index). Denna variation är en följd av att indikator taxa bland fjädermyggor saknas vissa år, vilket resulterar i ett BQI-värde på 0 (klass 5). För Skärgölen finns det under tidsserien hela 9 år då indikator taxa saknas (BQI 0). I Skärgölen domineras profundalens bottenfauna vissa år av glattmaskar (*Oligochaeta*) och saknas indikator taxa av fjädermyggor (främst *Sergentia coracina* som förekommer under många andra år). Detta gör att BQI-värden för denna sjö pendlar mellan 0 och 3 (Figur 4). Grissjön uppvisar BQI-värden som ligger mer stabilt på 3, men åren 1993, 1999 och 2001 saknades indikator taxa och var BQI 0. Ett sådant mönster kan dels förklaras av en viss variation i provtagningsdjup, dels av att ovanligt låga syrgasförhållanden (t.ex. genom långa stabila skiktningar eller lång isläggning) missgynnar syrgaskrävande indikator taxa bland fjädermygorna. En alternativ förklaring kan vara att väderleksförhållanden under reproduktionstiden har varit ovanligt dåliga, vilket leder till mycket låga tätheter eller avsaknad av indikator taxa. Grytens relativt grunda profundalbotten saknar indikator taxa bland fjädermyggor under 1996 och 1997, men hyser en stabil population av *Chironomus plumosus*-typ sedan 1998, vilket ger låga BQI-värden.

Bottenfaunan i Bleklången domineras starkt av tofsmygglarver *Chaoborus flavicans* som med individtätheter mellan 1484 och 3705 ind/m² utgör 89–97% av den totala faunan. *Chironomus plumosus*-typ och *Chironomus anthracinus*-typ dominerar bland fjädermygglarverna, men deras individtätheter är låga. Denna faunasammansättning tyder på återkommande, långa perioder av syrgasbrist i bottenvattnet. Bleklången hamnar i tillståndsklass 4 (lågt indexvärde) eller 5 (mycket låga indexvärden). Samtliga 3-års data från Glimmingen visar på fynd av *Heterotrissocladius grimshawi* och *Tanytarsus* spp., vilket tyder på ett relativt bra syrgasklimat i bottenarna.



Figur 3. Exempel på typiska profundalarter är fjädermyggan *Heterotrissocladius grimshawi* (vänster) och reliktmärlan *Monoporeia affinis* (mitten) som båda indikerar goda syrgasförhållanden i bottenvattnet, samt tofsmyggan *Chaoborus flavicans* (höger) som indikerar återkommande perioder av syrgasbrist i bottenvattnet.

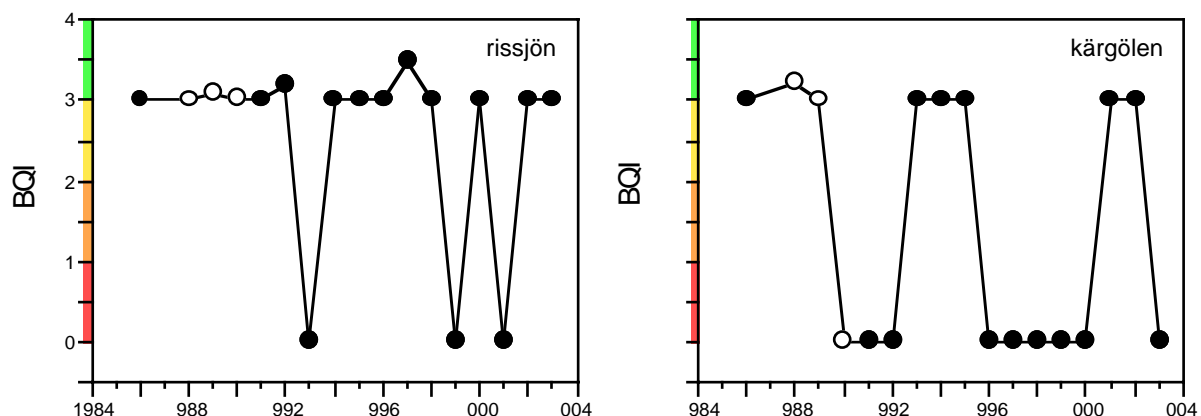
Som följd av detta ligger BQI-värdet för Glimmingen strax över 3. I Öjsjön hittades vid provtagningen 1995 enstaka djur av 2 indikatortaxa av fjädermyggor, *Sergentia coracina* och *Tanytarsus* spp. År 2002 påträffades endast *Sergentia coracina* och i proverna från 2001 och 2003 hittades inga indikatortaxa. BQI-värdet för Glimmingen pendlar som följd av detta mellan 0 och 3.

Tillståndsbedömning med $O/C_{(z)}$ -indexet följer i stort den som gjordes med BQI. Bedömning med $O/C_{(z)}$ -indexet är något mer komplicerat än den med BQI då indexet är en kvot som styrs av både täljare och nämnare och dessutom normeras för provtagningsdjupet. Dessutom kan $O/C_{(z)}$ -indexet bli 0 om glattmaskar (*Oligochaeta*) saknas helt i proverna, t.ex. när bottenförhållanden är så dåliga att inte ens glattmaskarna förekommer. Ett $O/C_{(z)}$ -indexvärde på 0 hamnar enligt bedömningsgrunderna i tillståndsklass 1 (den positiva ändan av skalan). Av denna anledning väljer jag att inte närmare kommentera de $O/C_{(z)}$ -indexvärden och klassningen som framgår av tabell 2.

Tabell 2. Antal taxa av bottenfauna, medel individtätethet, samt BQI och $O/C_{(z)}$ med tillståndsklassning för profundalprover från nationella och regionala referenssjöar i Östergötlands län..

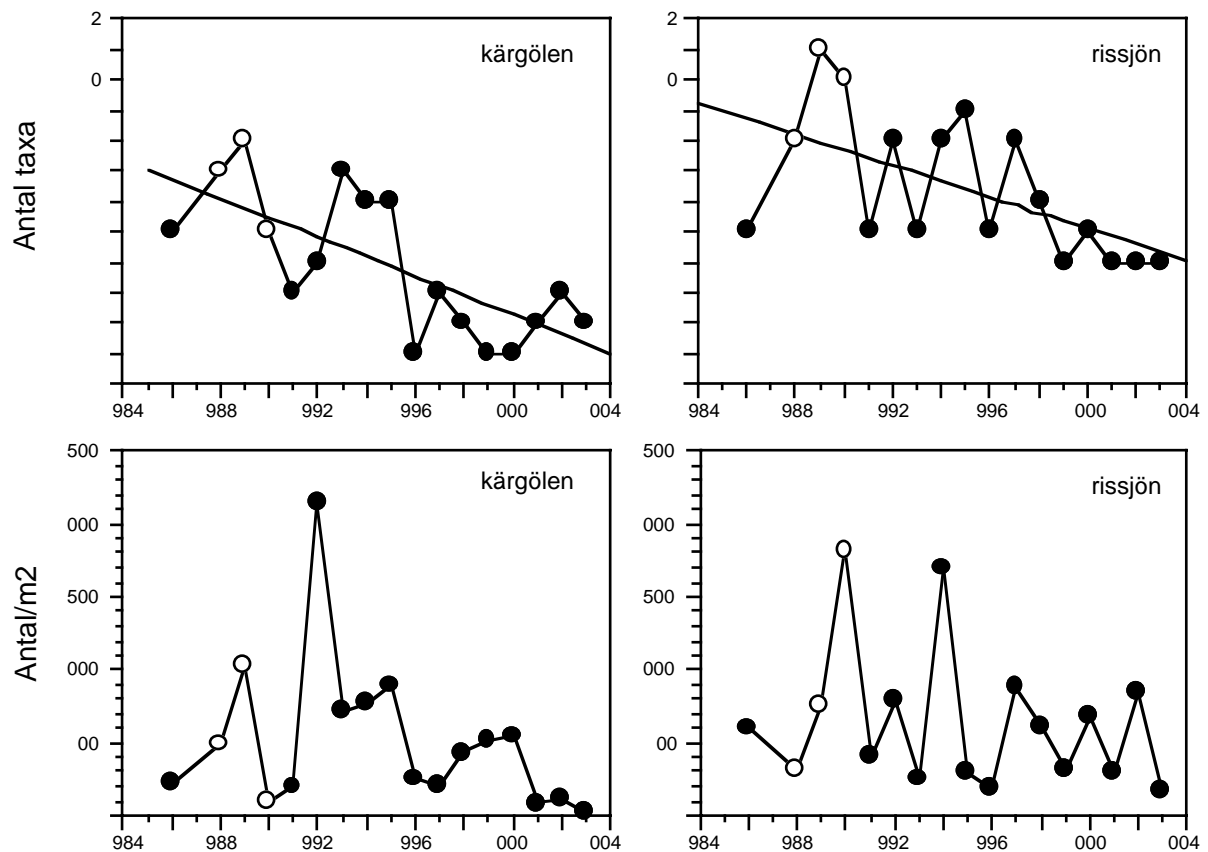
Sjö	Djup (m)	Period (antal år)	Antal taxa	Individtäthet (ind/m ²)	BQI*	Klass BQI	$O/C_{(z)}$ *	Klass $O/C_{(z)}$
Grissjön	6–16	1986–2003 (17)	6,4 (4–11)	639 (160–1812)	2,5 (0–3,5)	3 (2–5)	3,2 (0–8,3)	2 (1–3)
Skärgölen	8–12	1986–2003 (17)	3,9 (1–8)	512 (32–2133)	1,4 (0–3,2)	4 (2–5)	7,3 (0–10)	3 (1–4)
Gryten	5–7	1996–2003 (8)	6,5 (5–9)	1589 (906–2623)	0,8 (0–1)	5 (5–5)	15,3 (10,9–17,8)	5 (4–5)
Bleklången	8	1996–2003 (4)	5,8 (4–8)	2603 (1523–4002)	0,97 (0–1,7)	5 (4–5)	5,5 (1,7–9,4)	3 (2–4)
Glimmingen	12	2001–2003 (3)	9,7 (7–12)	713 (504–880)	3,1 (3,1–3,2)	2 (2–2)	1,4 (0,6–2,4)	2 (2–2)
Öjsjön	15	1995–2003 (4)	3,0 (2–6)	34 (16–64)	1,5 (0–3,0)	4 (3–5)	4,2 (0–6,7)	5 (1–3)

* enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999)



Figur 4. BQI-indexvärden för Grissjön (vänster) och Skärgölen (höger) över perioden 1986–2003. Observera att de vita prickarna anger år då indexvärdena är beräknade på 10 i stället för 5 ekmanprov. Färgerna längs y-axeln korresponderar till de färger som används för tillståndsklassningen enligt *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet* (Naturvårdsverket 1999), där blått = klass 1 (mycket högt index), grönt = klass 2 (högt index), gult = klass 3 (måttligt högt index), orange = klass 4 (lågt index) och rött = klass 5 (mycket lågt index)

Tidsserieanalys visar att antalet taxa i profundalen av Skärgölen minskar signifikant, från mellan 5 och 8 i början av mätperioden till mindre än 3 taxa sedan 1996 (Figur 5). Bland annat har reliktmärslan *Monoporeia affinis* inte påträffats sedan slutet av 1980-talet och har fynd av pungträkan *Mysis relicta* och fjädermyggor av släktet *Tanytarsus* blivit betydligt mera sällsynta. Sedan 1997 har profundalfaunan i Skärgölen utarmats markant. De senaste tre åren (2001–2003) har individtätheten av bottendjur minskat dramatiskt, för glattmaskarna från flera hundra individer per m² till mindre än 100 ind/m². Även i Grissjön sker en successiv minskning av antalet taxa i profundalen. Sannolikt beror dessa minskningar delvis på det faktum att provtagningsinsatsen var större perioden 1989 (11 taxa) och 1990 (10 taxa) då 10 Ekmanhugg togs i båda sjöarna. En mer omfattande provtagning leder sannolikt till att några fler taxa hittas, även i de annars artfattiga profundalbottnarna. De två högsta värdena för antalet taxa noterades just åren 1988 och 1989 och i dessa hittar man ett antal taxa som inte är utpräglade profundalarter (t.ex. sötvattenmärslan *Asellus aquaticus* och sävsländan *Sialis* sp.). Även ärt/klotmusslor, *Pisidium* sp. förekommer endast i proverna tagna 1988–1990. De senaste 3 åren påträffades endast glattmaskar (*Oligochaeta*), fjädermygglarver (*Chironomidae*) och tofmygglarver (*Chaoborus flavicans*) i Grissjön. Minskningen i både antalet taxa och individtätheten är dock iögonfallande, i synnerhet i Skärgölen, och orsakerna till den bör undersökas närmare.



Figur 5. Antal taxa och individtätthet för profundalfauna i profundalen av Skärgölen och Grissjön. Inritade linjer visar de signifikant minskningar (linjär regression, $p < 0,016$) i antalet taxa för båda sjöarna. Observera att de vita prickarna anger år då indexvärdena är beräknade på 10 i stället för 5 ekmanprov.

Vattendrag

För de tre vattendragen som utgör del av det regionala övervakningsprogrammet, Pinnarpsbäcken, Börrumsbäcken och Djupån, finns data sedan 1997. Medelantalet taxa är 48,0 (variationsvidd 43–53) i Pinnarpsbäcken, 28,8 (25–36) i Börrumsbäcken och 24,3 (19–29) i Djupån. Vanliga taxa i Pinnarpsbäcken var dagsländan *Baetis rhodani* och fjädermyggor av underfamiljen Tanytarsini. Även i Börrumsbäcken var *Baetis rhodani* vanligt förekommande, tillsammans med fjädermyggor av underfamiljen Orthocladinae. I Djupån dominerades bottenfaunan av knottlarver (Simuliidae) och dagsländan *Leptophlebia marginata*. En rödlistad art, flodkräftan *Astacus astacus* som klassas som sårbar, påträffades vid provtagningen i Pinnarpsbäcken 1997.

Samtliga indexvärden som ingår in Bedömningsgrunderna var högst för Pinnarpsbäcken (Figur 6, Tabell 3). ASPT, som ger ett generellt mått på ekologisk kvalitet, varierade mellan 6,4 och 6,9 och hamnade i tillståndsklass 1 eller 2. Börrumsbäcken hade betydligt lägre ASPT-värden, 5,0–5,5 (tillståndsklass 3 eller 4), medan Djupån uppvisade intermediära ASPT-värden mellan 5,5 och 6,2 (tillståndsklass 2–4). Danskt faunaindex, som mer specifikt visar effekter av organiskt belastning/eutrofiering, visar en likartad bild med stabila värden för Pinnarpsbäcken och Djupån inom tillståndsklass 1. Börrumsbäcken hamnar flertalet år inom tillståndsklass 2. Observera att Danskt faunaindex endast kan anta hela tal och att indexvärdena därför hamnar nära klassgränserna.

Shannon diversitet ger ett mått på den biologiska mångfalden. Man bör dock komma ihåg att indexvärdet, förutom av artrikedomen (antalet taxa), även styrs av den relativa förekomsten av

olika taxa i provet, d.v.s. jämnheten. Det kan i princip innebära att ett stort antal taxa med ojämn fördelning i provet kan resultera i ett lägre diversitetsindex än ett färre antal taxa med jämnare fördelning. Ett exempel på detta är den mycket låga diversiteten i proverna tagna i Djupån under 2001. Dessa prover innehöll 21 taxa men knottlarver (Simuliidae) utgjorde hela 88%, vilket resulterade i ett diversitetsindex på 0,81 (tillståndsklass 5). Vid provtagninen 1997 i Djupån hittades 19 taxa, men eftersom jämnheten i provet var mycket högre (inte samma dominans av ett taxon) var diversiteten 2,75 (tillståndsklass 3). Pinnarpsbäcken uppvisar hög eller mycket hög diversitet (tillståndsklass 1 eller 2), medan bottendjurens diversitet i Börrumsbäcken visar måttligt höga eller höga index (tillståndsklass 3 eller 2). Intressant är att det enda värde för diversiteten i Börrumsbäcken som hamnar i tillståndsklass 1 noteras för proverna från 2000 som endast innehöll 49 ind/prov men ändå 25 taxa. Dessa exempel visar att diversitetsindexet är ett mindre robust verktyg för bedömning av miljökvalitet.

Tabell 3. Medelvärden samt minimum och maximum (i parentes) för antal taxa, antal per prov (CPUE), ASPT (Average Score Per Taxon), DSFI (Dansk Stream Fauna Index), diversitet och surhetsindex för 3 regionala referensvattendrag i Östergötlands län. för perioden 1997–2003.

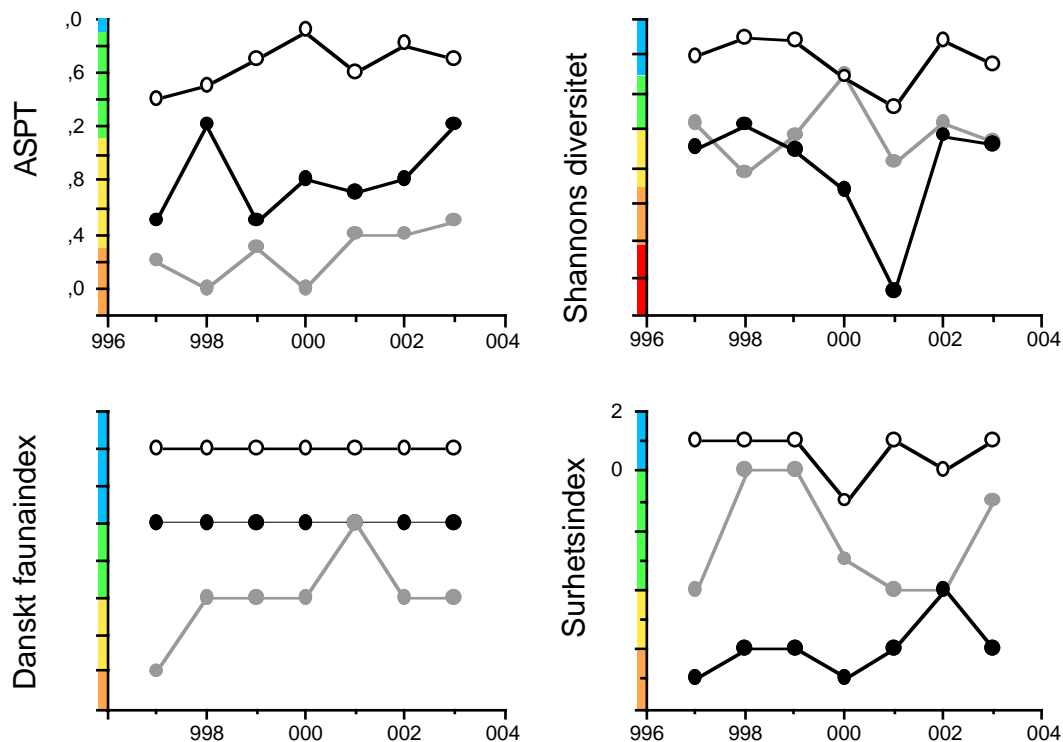
Vattendrag	X	Y	Antal taxa	Antal/prov	ASPT	DSFI	Diversitet	Surhet
Börrumsbäcken	646965	154810	28,9	385	5,3	5	2,95	7,7
			(25–36)	(49–575)	(5,0–5,5)	(4–6)	(2,41–3,75)	(6–10)
Djupån	651180	151200	24,3	1507	5,8	6	2,46	4,0
			(19–29)	(260–6691)	(5,5–6,2)	(6–6)	(0,81–3,05)	(3–6)
Pinnarpsbäcken	642715	148260	48,0	702	6,7	7	3,93	10,6
			(43–53)	(191–1549)	(6,4–6,9)	(7–7)	(3,30–4,24)	(9–11)

Surhetsindex visar att faunan i Pinnarpsbäcken hyser många försurningskänsliga taxa, som t.ex. flera arter av snäckor (Gastropoda) och iglar (Hirudinea). Surhetsindexet för denna bäck varierar mellan 9 och 11, vilket motsvarar höga eller mycket höga värden (tillståndsklass 1 eller 2). Avsaknaden av bland annat snäckor och iglar i Börrumsbäcken resulterar i måttligt höga eller höga surhetsindexvärden mellan 6 och 10 (tillståndsklass 2 och 3). I Djupåns bottenfauna saknas förutom ovan nämnda taxa även dagsländan *Baetis rhodani* och skalbaggen *Elmis aenea*, vilket resulterar i måttligt höga eller låga indexvärden (tillståndsklass 3 eller 4).

Avvikelse från jämförvärdet

I denna utvärdering används dels de schablonmässiga jämförvärden som anges i tabell 43 i bedömningsgrunderna, dels en approach där medelvärdet för Pinnarpsbäcken används som jämförvärdet. När de schablonmässiga jämförvärden används blir avvikelserna nästan genomgående större än 1. Undantaget är påverkansbedömningen för surhet där avvikelserna för Djupån varierar mellan 0,50 och 1,0, samt påverkansbedömningen med Dansk faunaindex för Börrumsbäcken 1997 som var 0,80. Detta tyder på att dessa schablonmässiga jämförvärden, som är baserade på statistiska fördelningar för opåverkade riksinventeringsobjekt (provtagna 1995) är något lågt satta.

När indexmedelvärden för Pinnarpsbäcken används som jämförvärdet hamnar Börrumsbäcken konsekvent, d.v.s. med alla 4 index, i påverkansklass 3, vilket betecknas som tydlig avvikelse enligt Bedömningsgrunderna. Med samma approach hamnar Djupån i påverkansklass 2 (måttlig avvikelse) med ASPT och Dansk faunaindex, men i påverkansklass 4 (stor avvikelse) vid bedömning med Shannon diversitet och surhetsindexet.



Figur 6. Tillståndsklassning för Average Score Per Taxon (ASPT), Shannon diversitet, Danskt faunaindex, samt surhetsindex för Pinnarpsbäcken (vit), Börumsbäcken (grå) och Djupån (svart) mellan 1997 och 2003. Färgerna längs y-axeln korresponderar till de färger som används för tillståndsklassningen enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999), där blått = klass 1 (mycket högt index), grönt = klass 2 (högt index), gult = klass 3 (måttligt högt index), orange = klass 4 (lågt index) och rött = klass 5 (mycket lågt index).

Jämförelse med Riksinventeringen 2000

Inom ramen för Riksinventeringen 2000 togs bottenfaunaprover i 26 vattendrag i länet. Provtagningen försvarades i många vattendrag av de höga flödena som rådde under hösten 2000 (Figur 8). Vissa av vattendragen är dessutom starkt påverkade av jordbruk och har mjukbottnar. Resultaten från denna engångsundersökning speglar således den samlade effekten av påverkan och de förhållanden som rådde vid provtagningstillfället. Figur 7 visar vattendragens geografiska läge och deras tillståndsklassning med avseende på olika bottenfaunaindex. Kartorna visar på stora variationer mellan olika vatten och mellan bedömning med olika bottenfauna index. Tillståndsklassningen med diversitet visar att samtliga vatten ligger i tillståndsklass 1–3. Med index som svarar mer specifikt mot olika typer av föroreningar och/eller påverkan klassas de flesta av vattendragen i klass 3–4. Samtliga indexvärden och tillståndsklassning enligt bedömningsgrunderna finns i bilaga 1.



Figur 7. Tillståndsklass för bedömning med bottenfauna för vattendrag i östergötlandslän provtagna under Riksinventeringen 2000 med avseende på ASPT (a), Shannon diversitet (b), Dansk faunaindex, DSFI (c) och Medins surhetsindex (d). Färgerna korresponderar till de färger som används för tillståndsklassningen enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999), där blått = klass 1 (mycket högt index), grönt = klass 2 (högt index), gult = klass 3 (måttligt högt index), orange = klass 4 (lågt index) och rött = klass 5 (mycket lågt index). Där namn saknas redovisas ett nummer som motsvarar labbkoden för objektet.



Figur 8. Bilder från ett antal provtagningsplatserna i bäckar/åar i e-län under Riksinventeringen 2000 som visar att höga flöden på många platser försvårade provtagningen.

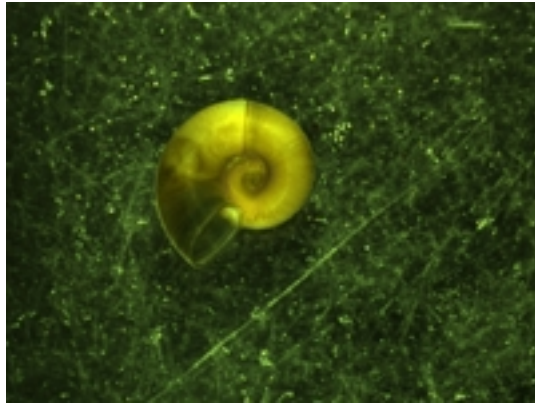
Referenser

- Johnson, R.K. 1998. Spatiotemporal variability of temperate lake macroinvertebrate communities: Detection of impact. *Ecological Applications* 8: 61–70.
- Naturvårdsverket 1999. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – Sjöar och vattendrag. Rapport 4913, Naturvårdsverkets förlag, Stockholm.
- SS-EN 27828. 1994. Vattenundersökningar. Metoder för biologisk provtagning – Riktlinjer för provtagning av bottenfauna med handhåv. (ISO7828:1985).
- SS 028190. 1989. Vattenundersökningar. Provtagning med Ekmanhämtare av bottenfauna på mjukbotten. SIS svensk Standard.
- Wiederholm, T. 1980. Use of benthos in lake monitoring. *Journal of the Water Control Pollution Federation* 52: 537–547.

BILAGA 1

Bottenfaunadata från Riksinventeringen 2000 –
Sjöars littoral och vattendrag

Stnnamn	Y_SMHI	X_SMHI	År	Mån	Dag	Nivå (m)	Antall taxa	Ind/prov	ASPT	ASPT_Klass	DSFI	DSFL_Klass	Diversitet	Diversitet_Klass	Surhet:H	Surhet_Klass
DÄNSELN	150540	649325	2000	11	8	0-1	18	98	5,5	3	4	3	2,98	2	6	3
KVASJÖN	147710	649865	2000	11	9	0-1	15	103	4,6	4	4	3	2,84	2	5	3
LILLSJÖN	150644	651395	2000	11	8	0-1	17	292	5,9	2	4	3	2,19	3	4	3
HÄLLSJÖN	146720	651890	2000	10	27	0-1	5	13	4,4	5	2	5	2,04	3	1	5
LILLSJÖN	153793	646048	2000	11	7	0-1	14	114	5,7	3	4	3	2,29	3	4	3
RAMMSJÖN	154523	644188	2000	11	7	0-1	24	444	5,4	3	4	3	3,15	1	7	2
GLAN	150918	645253	2000	11	22	0-1	20	113	5,3	3	4	3	2,49	2	5	3
RÖN	148751	644796	2000	10	26	0-1	36	1828	6,3	2	6	1	3,13	1	10	1
RÖHÄLLSGÖLEN	152909	645403	2000	11	21	0-1	17	205	5,5	3	4	3	2,36	2	2	4
HEMSJÖN	151588	646865	2000	11	20	0-1	10	47	4,2	5	3	4	2,70	2	3	4
BOCKSJÖN	148285	640956	2000	11	26	0-1	22	250	6,1	2	5	2	3,00	2	8	2
ÖVRE FÖLINGEN	148398	642936	2000	10	26	0-1	21	248	5,8	3	5	2	2,69	2	7	2
ÖSTRA LÄGERN	146452	641331	2000	11	6	0-1	27	297	5,7	3	5	2	3,43	1	7	2
ÄMTEN	152643	646656	2000	11	7	0-1	22	469	5,9	2	4	3	2,34	2	6	3
JÄLLSJÖN	152287	646952	2000	11	21	0-1	9	45	5,7	3	5	2	2,01	3	2	4
FLÄTEN	152610	652048	2000	10	19	0-1	19	173	6,4	2	5	2	3,03	1	7	2
STORA TRON	148522	651198	2000	11	9	0-1	11	72	4,5	5	4	3	2,90	2	2	4
LILLA VÄNSTERN	146165	649743	2000	10	27	0-1	26	247	6,2	2	4	3	3,18	1	6	3
LILLA LÅNGSJÖN	146964	649478	2000	11	9	0-1	14	140	6,3	2	5	2	1,67	3	4	3
SKÄRGÖLEN	152463	650986	2000	11	18	0-1	27	584	6,2	2	4	3	2,15	3	6	3
VINNINGEN	146871	642286	2000	11	6	0-1	17	363	4,6	4	4	3	1,73	3	5	3
HESTRASJÖN	145744	642624	2000	11	6	0-1	17	314	4,6	4	3	4	2,11	3	5	3
991	148277	640995	2000	10	26	0-1	28	493	6,2	2	6	2	2,65	3	6	3
997	146193	645547	2000	11	20	0-1	24	234	5,8	3	6	2	3,40	2	11	1
LILLÅN	145437	645799	2000	10	30	0-1	24	865	6,1	3	7	1	3,01	2	10	2
987	155502	645842	2000	10	31	0-1	24	719	5,4	3	4	4	2,25	3	9	2
PASSDALSÅN	155056	646838	2000	10	31	0-1	31	3446	5,7	3	6	2	0,94	5	7	2
HERRBORUMBÄCK	155270	647199	2000	10	31	0-1	14	1124	5,0	4	4	4	2,35	3	2	5
LILLÅN	152635	648387	2000	11	8	0-1	12	68	4,8	4	4	4	2,10	4	5	3
HESTADBÄCKEN	151296	648602	2000	10	24	0-1	14	1948	3,9	5	4	4	2,37	3	7	2
VARAÅN	154267	649932	2000	10	31	0-1	13	85	4,3	5	4	4	2,88	3	2	5
MAGNEHULTEÅN	151201	652233	2000	10	19	0-1	30	191	6,2	2	4	4	3,95	1	7	2
TISNARE KANAL	151478	653245	2000	10	19	0-1	14	93	6,5	2	5	3	2,85	3	2	5
SVINTUNAÅN	153414	650407	2000	10	25	0-1	15	400	4,3	5	4	4	2,52	3	7	2
ÅLBÄCKEN	151240	649569	2000	10	25	0-1	21	958	4,8	4	4	4	1,69	4	4	4
TORPÅN	150454	649603	2000	10	25	0-1	15	42	5,6	3	4	4	3,07	2	2	5
995	148257	642981	2000	11	26	0-1	38	571	6,9	2	7	1	3,45	2	10	2
HYGNESTADBÄCKEN	144685	646954	2000	10	30	0-1	17	1812	4,5	4	4	4	2,26	3	8	2
993	142974	645642	2000	10	30	0-1	18	98	5,7	3	6	2	2,76	3	8	2
1003	145771	645345	2000	11	1	0-1	20	180	5,8	3	6	2	3,29	2	11	1
LÖVBOÅN	155055	643693	2000	11	7	0-1	10	71	5,0	4	3	5	2,05	4	1	5
VISTINGEBÄCKEN	150693	650746	2000	11	8	0-1	35	880	5,5	3	7	1	3,10	2	12	1
NYGÅRDSÅN	148719	650964	2000	11	9	0-1	17	321	4,9	4	4	4	2,32	3	5	3
SKENAÅN	146488	647672	2000	11	20	0-1	18	229	4,2	5	4	4	2,69	3	5	3
1006	149413	644511	2000	11	22	0-1	11	317	6,0	3	5	3	1,81	4	2	5
KVARNTORPSÅN	150275	644155	2000	11	22	0-1	11	115	6,1	2	4	4	2,83	3	0	5
LILLÅN	150226	642007	2000	11	22	0-1	13	186	3,9	5	4	4	2,14	4	2	5
988	152136	645394	2000	11	22	0-1	26	507	6,6	2	7	1	2,75	3	8	2



Snäckan Valvata macrostoma