



Utvärdering av sötvattens- programmet – Bottenfauna



Länsstyrelsen
Västerbotten

Meddelande 2•2005

Utvärdering av sötvattens- programmet – Bottenfauna

Förord

Länsstyrelsen i Västerbotten har bedrivit bottenfaunaprovtagning inom miljöövervakningsprogrammet sedan 1986. Till en början togs prover i ett fåtal vatten. Idag utförs bottenfaunaprovtagning i samtliga sjöar och vattendrag inom de nationella och regionala programmen i länet.

Övervakningen av bottenfauna i sötvatten ingår som del i uppföljningen av miljömålen Levande sjöar och vattendrag, Bara naturlig försurning, Giftfri miljö och Ingen övergödning.

Att följa förändringar i bottenfaunasamhället kan motiveras på flera sätt. Arterna i sej är intressanta då de med artspecifika känsligheter förklarar hur miljön är. Exempel på känsligheter kan gälla surhet, om bara de surhetståligaste arterna hittas i ett prov så indikerar detta att det varit ett lågt pH-värde. Andra motiv är sällsynta arter, biologisk mångfald, näringsvävsanalys och fiskars tillgång på föda.

Miljöövervakningen har som uppgift att beskriva tillstånd och följa förändringar i miljön. Dessa förändringar kan ske snabbt och ge stora plötsliga effekter, men de kan också komma knappt märkbart, över längre tidsperioder. För att kunna upptäcka sådana händelser behövs långa tidserier och lämpligt utformat program.

Det är viktigt att utvärdera hur pass bra ett miljöövervakningsprogram kan svara upp mot frågor om tillstånd och förändringar, och inte minst, med vilken säkerhet dessa frågor kan besvaras. Föreliggande rapport utvärderar bottenfaunaprogrammets metodik och strategi. Rapporten har, på uppdrag av Länsstyrelsen, författats av Åsa Eriksson vid institutionen för biologi, miljö och geovetenskap, Umeå universitet.

Övervakningen av bottenfauna samt föreliggande utvärdering har finansierats av Naturvårdsverket, med medel för regional miljöövervakning.

Gunilla Forsgren

Stefan Andersson

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

Inledning	7
Metoder	
Beräkning av olika index	8
Beskrivning av tillstånd och avvikelse från jämförvärde	8
Tidsserieanalys	9
Jämförelse av provtagningsmetoderna	9
Analys av statistisk styrka	9
Resultat	
Beskrivning av tillstånd och avvikelse från jämförvärden	11
Sjöar	
Beskrivning av tillstånd på olika nivåer	11
Indexvärden i enskilda sjöar	13
Avvikelser från jämförvärden	14
Vattendrag	
Beskrivning av tillstånd på olika nivåer	16
Indexvärden i enskilda vattendrag	18
Avvikelser från jämförvärden	19
Tidsserieanalys	
Sjöar	21
Vattendrag	22
Jämförelse av provtagningsmetoderna	22
Test av statistisk styrka	22
Diskussion	24
Slutsatser	26
Bilaga 1: Sammanställning över lokaler som ingår i miljöövervakningsprogrammet	27
Bilaga 2: Tidsserier för indexvärden i länet totalt (sjöar)	28
Bilaga 3: Tidsserier över indexvärden i olika huvud- och delregioner (sjöar)	30
Bilaga 4: Tidsserier över indexvärden i enskilda sjöar	33
Bilaga 5: Tidsserier för indexvärden i länet totalt (vattendrag)	38
Bilaga 6: Tidsserier över indexvärden i olika vattendragstyper	40
Bilaga 7: Tidsserier för indexvärden i enskilda vattendrag	42

Inledning

I det regionala miljöövervakningsprogrammet för sötvatten i Västerbottens län ingår 13 sjöar och 17 vattendrag, som årligen undersöks med avseende på bottenfauna. En sammanställning av de sjöar och vattendrag som ingår i länets miljöövervakningsprogram finns i bilaga 1.

Sjöarna är indelade i tre geografiska huvudregioner: fjäll (2 st), inland (7 st) och kust (3 st). Därutöver tillkommer en sjö som representerar fjällsjöar med hög TOC-halt och som behandlas som en separat kategori. Inlandsregionen är i sin tur uppdelad i fyra delregioner, inland 1, 2, 3 och 4. Denna uppdelning bygger på skillnader i sjöarnas TOC-halt, snarare än på geografiskt läge. Det finns inget gemensamt startår för bottenfaunaundersökningarna i sjöar. Från två sjöar finns data från 1986 respektive 1988, medan resten av sjöarna började undersökas 1995 eller senare. Alla sjöar utom en har undersökts med två olika provtagningsmetoder, SS-EN 27828 (SIS) och M42, med en viss övervikt av M42 under senare år. Provtagning har i de flesta fall gjorts 1-3 gånger per år.

Vattendragen består av tre olika typer: miljöövervakningsvattendrag i fjällen (3 st), miljöövervakningsvattendrag vid kusten (3 st) och referensbäckar från kalkningsprogrammet i länet (11 st). I fyra av miljöövervakningsvattendragen har provtagning pågått sedan 1997 och från de två övriga finns data från 1993 respektive år 2000. Även här har både SIS och M42 använts vid provtagningarna. Kalkreferensvattendragen är inte indelade i geografiska regioner. I sex av dessa påbörjades bottenfaunaundersökningarna år 1989, fyra har tillkommit mellan 1990 och 1993 och från en bäck finns data från 1999. I dessa bäckar har enbart M42-metoden använts.

I ett miljöövervakningsprogram letar man oftast efter långsiktiga trender i datamaterialet. Det kan finnas två förklaringar till varför man inte kan påvisa en trend. Dels kan programmets design göra att det är svårt att statistiskt påvisa en trend, fast det i verkligheten finns en, och dels kan det vara så att det verkligen inte finns någon trend i materialet. För att kunna utesluta det första alternativet bör man testa programmets statistiska styrka (power). Den statistiska styrkan definieras som sannolikheten att påvisa en trend om det finns en verklig trend i materialet. En tumregel inom statistiken är att en styrka på 80% eller mer betraktas som tillräcklig för att man ska kunna säga att det sannolikt inte finns någon trend i materialet (om man med linjär regression inte kan påvisa någon). Styrkan i ett miljöövervakningsprogram påverkas av antalet prover (replikater) som tas från varje lokal, antalet lokaler som undersöks och antalet år som gått sedan provtagningen började. En ökning av vilken som helst av dessa parametrar ökar också programmets statistiska styrka. Med en korrekt styrkeanalys av programmet kan man därför optimera upplägget av programmet. Beroende på var variationen är som störst kan man t ex minska antalet lokaler samtidigt som man ökar antalet prover från varje lokal eller vice versa. För att kunna göra en korrekt styrkeanalys måste man först rensa bort eventuella storskaliga trender i materialet, eftersom variationen som beror på t ex en miljöförsämring annars skulle grumla den underliggande variation som beror på programmets uppläggning. En trendrensning kräver tillgång till data på variabler som kan tänkas förklara trenden, i det här fallet t ex pH och andra vattenkemidata. Ett annat krav för en riktig analys är att det vid ett och samma tillfälle har tagits fler än ett prov på varje lokal (för att man ska kunna räkna ut variansen inom lokalerna) och att det från varje år som programmet pågått har tagits prover från samtliga i programmet ingående

lokaler (för att den statistiska säkerheten ska vara lika stor under hela provtagningsperioden, vilket är ett krav för att man ska kunna anta att den totala variansen är konstant över tiden).

Huvudsyftet med detta arbete var att utifrån bottenfaunadata beskriva tillståndet i de sjöar och vattendrag som ingår i det regionala och nationella miljöövervakningsprogrammet, undersöka eventuella tidsmässiga förändringar i bottenfaunan i regionen som helhet och i länets olika delregioner samt att göra en analys av det nuvarande programmens statistiska styrka och utifrån denna analys föreslå förändringar av programmet. Därutöver skulle de båda provtagningsmetoderna som använts jämföras och analyseras med avseende på lämplighet för provtagning i sjöar med mjukbotten.

Metoder

Beräkning av index

Shannons diversitetsindex, ASPT-index, danskt faunaindex och surhetsindex beräknades enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket, rapport 4913) och användes sedan bl a för bedömning av tillstånd och avvikelser från jämförvärden. Shannons diversitetsindex är mycket känsligt för vilken systematisk nivå djuren bestämts till. För att undvika metodpåverkade trender i Shannons diversitetsindex beroende på att upplösningen i bestämningsarbetet har varierat mellan lokaler och mellan år, standardiserades materialet för grupperna Oligochaeta och Chironomidae, så att arter tillhörande dessa enbart ingick i totalsumman för dessa grupper. I övrigt har data använts i den form de tillhandahölls, vilket innebär att t ex *Leptophlebia vespertina* och *Leptophlebia* sp. konsekvent har räknats som två skilda arter. Kontrollberäkningar visade att detta påverkade indexvärdena i endast ringa mån, jämfört med om ett mer konservativt urval gjordes.

Att två olika metoder har använts vid bottenfaunaprovtagningen utgör ett problem vid beräkning av index. SIS-metoden innebär att fem delprover tas vid varje provtagningstillfälle, medan man vid M42 slår ihop ett större antal sparkprover till ett prov. Ett delprov från SIS, och även medelvärdet av det totala provet, blir därför inte jämförbart med ett prov taget med M42, eftersom betydligt fler individer och därmed också fler taxa hittas med M42. Olika SIS-delprov från en lokal innehöll dessutom ofta delvis olika arter vilket innebar att t ex Shannons diversitetsindex genomgående var lägre i varje enskilt delprov än i det totala provet (alla delprover sammanslagna). För att få ett så sant mått som möjligt på diversiteten på lokalen slogs data från dessa delprover därför ihop till ett prov. Sammanslagna delprover användes även vid beräkningen av andra index.

Beskrivning av tillstånd och avvikelse från jämförvärde

Klassindelning enligt Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket, rapport 4913) gjordes på flera nivåer. Indexmedelvärden (median vad beträffar danskt faunaindex och surhetsindex) från varje lokal användes för att räkna ut genomsnittliga indexvärden för varje

huvud- och delregion (sjöar) respektive typ (vattendrag). Avvikelse från jämförvärden behandlades på samma sätt. Jämförvärden hämtades från Bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket, rapport 4913).

Tidsserieanalys

Tidsserieanalys utfördes på årsmedelvärden för samtliga index, för sjöar och vattendrag separat, med linjär regression. Värderna på danskt faunaindex och surhetsindex $\ln(x)$ - respektive $\ln(x+1)$ -transformerades för att uppfylla kraven på normalfördelning. Analysen gjordes dels på alla lokaler totalt, sjöar och vattendrag separat, och dels på de enskilda delregionerna/typerna.

Jämförelse av provtagningsmetoder

För att testa om det förelåg generella skillnader i indexvärden i prover tagna med olika metoder gjordes ett parat t-test på data från lokaler där båda metoderna använts under samma år. Detta test gjordes för alla index och för sjöar och vattendrag separat. Därefter testades metoderna på värden från sjöar med mjukbotten och från sjöar med hårbotten separat på samma sätt.

Analys av statistisk styrka

Det datamaterial som jag har haft i uppdrag att utvärdera uppfyller inte kraven (se Inledningen) till fullt och jag har därför fått göra ganska grova skattningar i vissa fall. Från sjölokalerna finns årliga data från mer än en sjö först från år 1996. Tyvärr fanns det i detta material positiva trender för samtliga index (trots att ingen trend hittades för Shannons diversitetsindex på hela materialet, se resultatdelen, fanns en signifikant positiv trend från år 1996 och framåt). Då jag inte har haft tillgång till andra data än bottenfaunadata kunde ingen trendrensning göras och därmed tvingades jag avstå från att göra en styrkeanalys på sjöarna. Jag har därför gjort analysen enbart på vattendragen, där inga signifikanta trender fanns i materialet (se resultatdelen). Även här fanns det dock en del problem. I kalkreferensvattendragen har endast ett prov per år tagits och samtliga prover har tagits med M42-metoden. De har dessutom provtagits under en mycket längre tid än miljöövervakningsvattendragen, vilka har tillkommit under senare år. Det gör att variansen i materialet inte är konstant över tiden. Inte i någon av vattendragstyperna har provtagningen replikerats. För att skatta variansen inom lokalerna (trots frånvaro av replikat) användes därför prover som tagits vid olika tidpunkter på året (har bara skett i miljöövervakningsvattendragen) som replikat, vilket är ganska grovt eftersom artsammansättning och tätheter varierar mycket under året.

För att få skattningar på mellanårsvarians, oberoende varians mellan lokaler/år och replikatvarians gjordes en tvåvägs-ANOVA med indexvärden som beroende variabel, lokaler som en slumpmässig faktor och år som en fix faktor. Lokaler ingick alltså inte som enskild faktor i ANOVA-modellen utan enbart i interaktionstermen, År x Lokal. Utifrån MS-värden från analysen räknades olika varianskomponenter ut enligt tabell 1.

Tabell 1: Beskrivning av variansens sammansättning i resultattabellen från ANOVA:n. R=antalet replikat, L=antalet lokaler, S^2 =varians

Komponent	Variansfunktion
År (Å)	$MS_{\text{Å}} = R * L * S^2_{\text{Å}} + R * S^2_{\text{ÅxL}} + S^2_{\text{R}}$
År x lokal (ÅxL)	$MS_{\text{ÅxL}} = R * S^2_{\text{ÅxL}} + S^2_{\text{R}}$
Replikat (R) + fel	$MS_{\text{R}} = S^2_{\text{R}}$

Därefter räknades den totala variansen, S^2_{tot} , ut med följande ekvation:

$$\text{Ekvation (1)} \quad S^2_{\text{tot}} = (S^2_{\text{R}} + R * S^2_{\text{ÅxL}} + R * L * S^2_{\text{Å}}) / R * L$$

Den totala variansen användes sedan för att beräkna den totala standardavvikelsen (SD_{tot}), som används för logaritmerade data (danskt faunaindex och surhetsindex), och den totala variationskoefficienten (CV_{tot}), som används för otransformerade data (Shannons diversitetsindex och ASPT-index). En icke-centralitetsparameter, δ , räknades ut enligt Leonardsson (opublicerat manuskript). δ är en funktion av den årliga trend man vill kunna upptäcka, storleken på variationskoefficienten eller standardavvikelsen (som beror på spridningen i datamaterialet och därmed påverkas av bl a antalet lokaler och antalet replikat från varje lokal) och antalet år som undersökningen bygger på. Därefter gjordes själva poweranalysen med hjälp av en tilläggsfunktion i Microsoft Excel, Pifcns. Ekvation (2) visar formeln för powerberäkningen.

$$\text{Ekvation (2)} \quad \text{Power} = 1 - \text{NCF}(F_{\text{crit}}; df_1; df_2; \delta)$$

där F_{crit} = det F-värde som ger signifikansnivån $\alpha = 0,05$ för ensidiga test; $df_1 = 1$; $df_2 = \text{antalet år} - 2$.

Först analyserades befintliga data, där R sattes till 1, eftersom äkta replikat saknas, och önskvärd detekterbar trend sattes till 3%. Sedan varierades antalet replikat, år, samt storleken på trenden för att visa på olika styrka vid olika förhållanden. Analysen gjordes dels på samtliga vattendrag och dels på miljöövervakningsvattendragen för sig.

Resultat

Beskrivning av tillstånd och avvikelser från jämförvärden

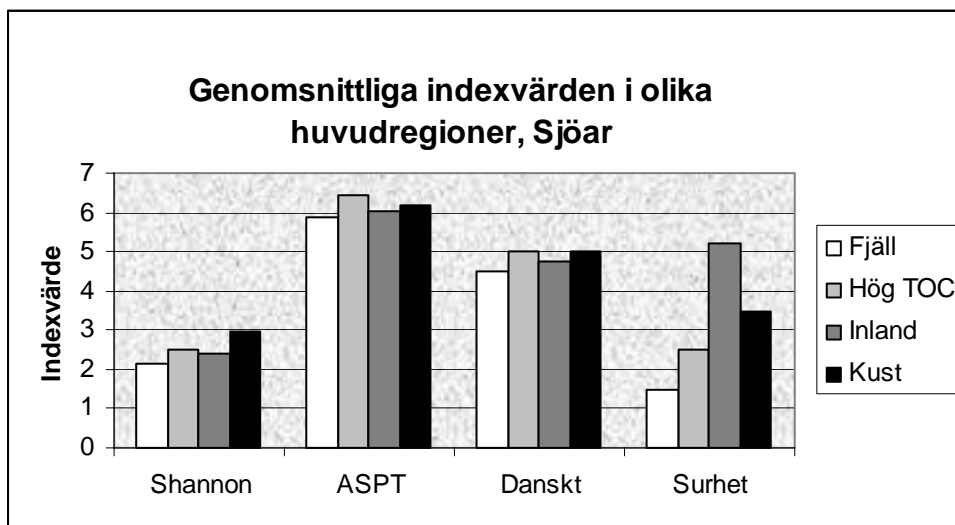
Beskrivning av tillstånd på olika nivåer -sjöar

Av de 13 sjöar som ingår i miljöövervakningsprogrammet ligger majoriteten inom klass 1 och 2, vilket motsvarar mycket höga och höga indexvärden, vad gäller Shannons diversitetsindex, ASPT-index och Danskt faunaindex. Surhetsindex ligger generellt lägre än övriga index, med en dominans av klass 3 och 4, vilket motsvarar måttligt höga och låga värden och tyder på tydliga till starka effekter av störning. Ingen sjö återfinns i klass 5 (mycket lågt indexvärde) för något index (tabell 2).

Tabell 2: Antalet sjöar i olika tillståndsklasser baserat på genomsnittliga indexvärden från hela provtagningsperioden.

Klass	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
1	2	1	0	0
2	5	10	11	3
3	6	2	1	6
4	0	0	1	4
5	0	0	0	0

I figur 1 visas genomsnittliga värden på Shannons diversitetsindex, ASPT-index, danskt fauna-index och surhetsindex för de olika geografiska huvudregionerna. Fjällregionen ligger överlag lägre än övriga regioner och störst är skillnaderna mellan regionerna vad beträffar surhetsindex. Tabell 3 visar tillståndsklassningen för olika huvudregioner.

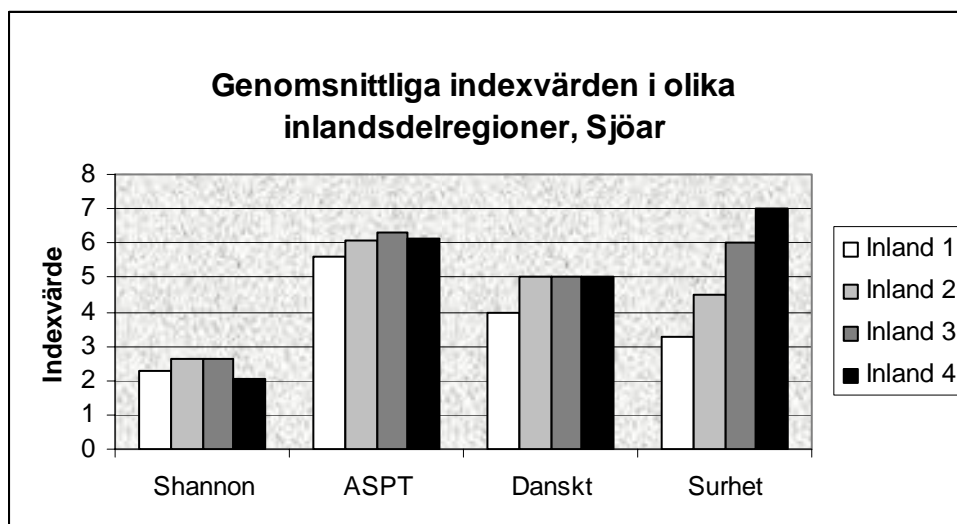


Figur 1: Genomsnittliga indexvärden för sjöar i olika huvudregioner.

Tabell 3: Tillståndsklasser för sjöar i olika huvudregioner. Bedömningen är baserad på genomsnittliga indexvärden för varje område.

Huvudregion	Sjöar inom region	Shannons	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
Fjällområdet	Stor-Tjulträsket, Storvindeln	3	2	3	4
Fjällsjö med hög TOC-halt	Mellan-Rissjön	2	1	2	4
Inlandet	Sidensjön, Djuphålstjärn, Täftträsket, Ögerträsket, Bjännsjön, Stor-Arasjön, Magasjön	2	2	3	3
Kusten	Svartvattnet, Ytterträsket, Lill-Bursjön	2	2	2	3

I figur 2 har inlandsregionen brutits upp i fyra delregioner, inland 1, 2, 3 och 4. Den största skillnaden mellan de olika delregionerna finns även här i surhetsindex, med en gradvis ökning av indexvärdet från inland 1 till inland 4.



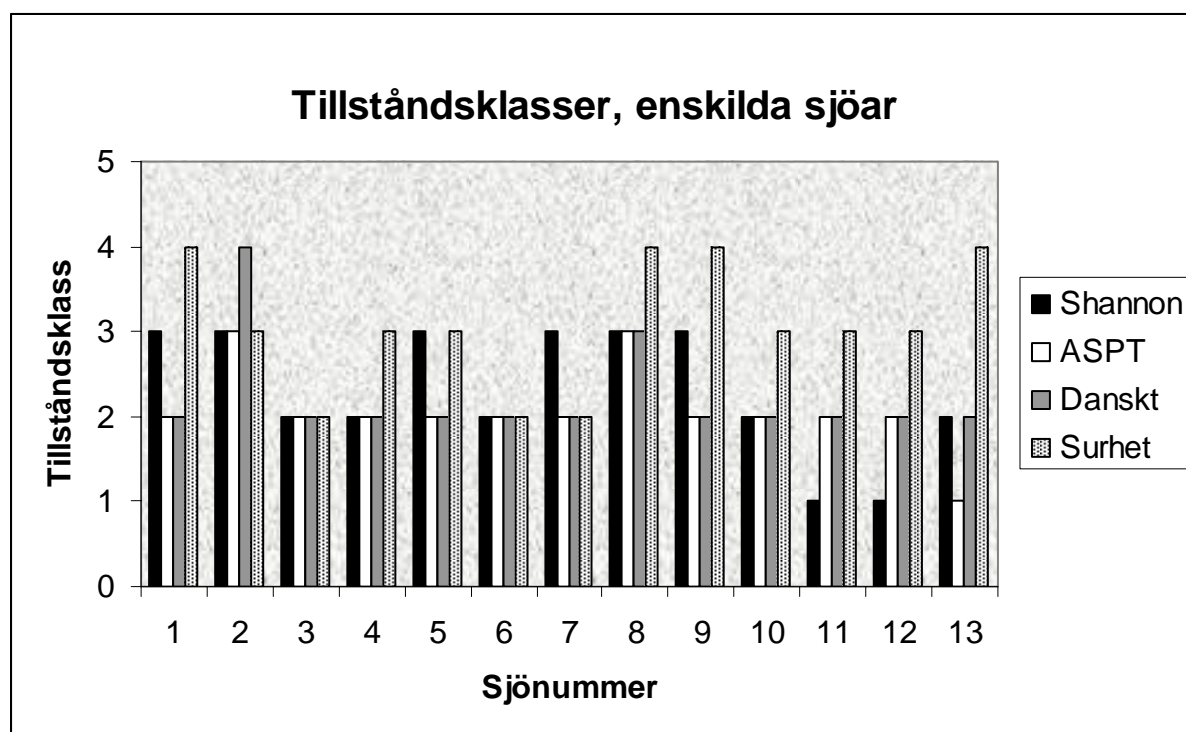
Figur 2: Genomsnittliga indexvärden från sjöar i olika inlandsdelregioner.

Tillståndsklassningen av dessa delregioner återfinns i tabell 4. Inland 3, som representeras av Stor-Arasjön, är den delregion som tycks vara minst påverkad av störning. Inland 1 däremot visar enligt klassindelningen på tydliga effekter av störning. Den tydliga gradienten i surhetsindex (fig. 2) avspeglas inte lika tydligt i klassindelningen, då inland 1 och 2 hamnar i klass 3 och inland 3 och 4 hamnar i klass 2.

Tabell 4: Tillståndsklasser för olika inlandsregioner. Baserat på genomsnittliga indexvärden.

Delregion	Sjöar inom region	Shannons	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
Inland 1	Sidensjön, Djuphålstjärn	3	3	3	3
Inland 2	Täfteträsket, Ögerträsket, Bjännsjön	2	2	2	3
Inland 3	Stor-Arasjön	2	2	2	2
Inland 4	Magasjön	3	2	2	2

Figur 3 visar tillståndet i varje enskild sjö. Täfteträsket och Stor-Arasjön hör till de sjöar som enligt klassningen är minst påverkade av störning/mänsklig aktivitet, medan Sidensjön och Storvindeln hör till de mer påverkade.

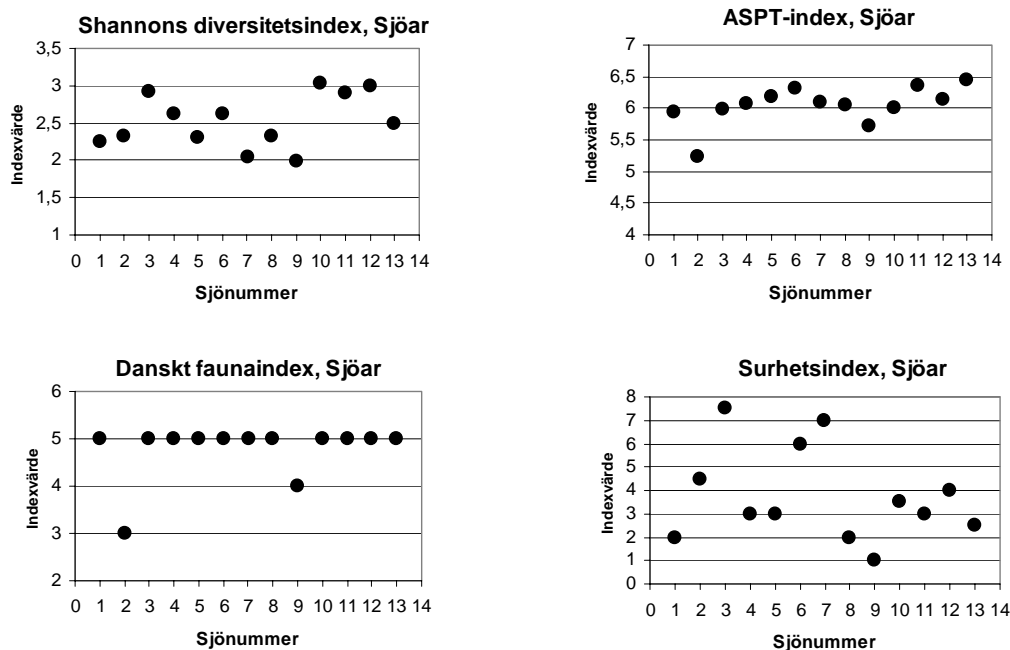


Figur 3: Tillstånd i enskilda sjöar. Sjönummer motsvarar: 1=Djuphålstjärnen, 2=Sidensjön, 3=Täfteträsket, 4=Ögerträsket, 5=Bjännsjön, 6=Stor-Arasjön, 7=Magasjön, 8= Storvindeln, 9= Stortjulträsket, 10=Ytterträsket, 11=Lill-Bursjön, 12=Svartvatnet, 13=Mellan-Rissjön.

Indexvärden i enskilda sjöar

Figur 4 visar genomsnittliga indexvärden för enskilda sjöar. Shannons diversitetsindex varierar mellan 2,00 i Storvindeln och 3,03 i Ytterträsket. ASPT-index varierar mellan 5,23 (Sidensjön) och 6,45 (Mellan-Rissjön). Dansk faunaindex varierar mellan 3 (Sidensjön) och 5 (alla sjöar

utom Sidensjön och Storvindeln). Surhetsindex uppvisar stora variationer mellan sjöar. Lägsta genomsnittliga värde är 1 (Storvindeln) och högsta är 7,5 (Täfteträsket).



Figur 4: Genomsnittliga indexvärden i enskilda sjöar. Sjönummer motsvarar: 1=Djuphålstjärnen, 2=Sidensjön, 3=Täfteträsket, 4=Ögerträsket, 5=Bjännsjön, 6=Stor-Arasjön, 7=Magasjön, 8=Stortjulträsket, 9=Storvindeln, 10=Ytterträsket, 11=Lill-Bursjön, 12=Svartvattnet, 13=Mellan-Rissjön.

Avvikelser från jämförvärden i sjöar

Avvikelser från jämförvärden när det gäller Shannons diversitetsindex och ASPT-index i tyder på att sjöarna i länet är utsatta för ingen eller obetydlig störning. Även för danskt faunaindex är avvikelserna små. Betydligt större avvikelser finner man i surhetsindex, där endast tre sjöar klassas som opåverkade (tabell 5).

Tabell 5: Antalet sjöar i olika avvikelseklasser, baserat på genomsnittliga indexvärden från hela perioden för enskilda sjöar. Klass 1:ingen eller liten avvikelse från jämförvärde, klass 2: måttlig avvikelse, klass 3: tydlig avvikelse, klass 4: stor avvikelse, klass 5: mycket stor avvikelse.

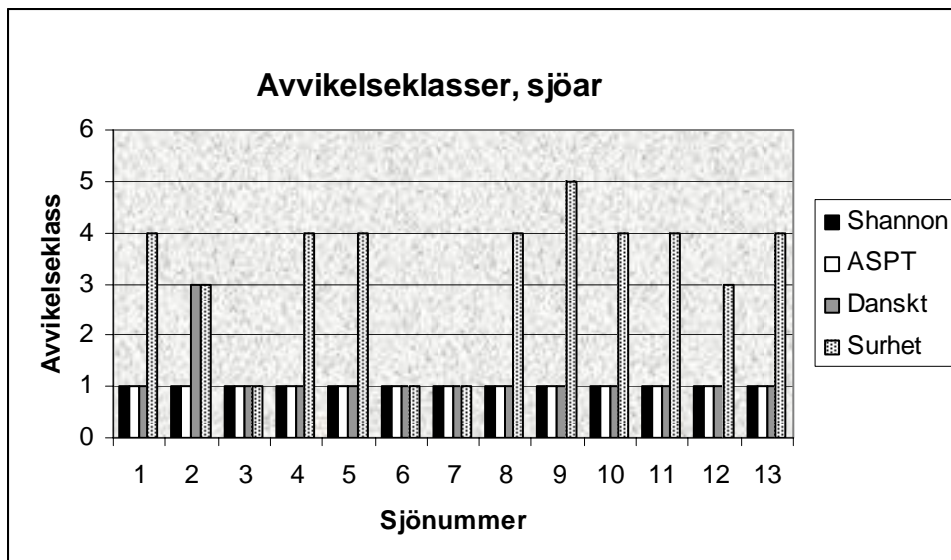
Klass	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
1	13	13	12	3
2	0	0	0	0
3	0	0	1	2
4	0	0	0	7
5	0	0	0	1

Avvikelserna från jämförvärden i de olika regionerna var mycket små (tabell 6). Alla huvud- och delregioner tillhör klass 1 när det gäller Shannons diversitetsindex, ASPT-index och danskt faunaindex, vilket tyder på ingen eller obetydlig effekt av störning/mänsklig påverkan i dessa regioner. Huvudregionen inland hamnar i klass 3 vad gäller surhetsindex, vilket indikerar måttliga effekter av störning. Av delregionerna tycks inland 1 vara den mest påverkade delregionen och inland 3 och 4 de minst påverkade. Fjällsjöar och fjällsjön med hög TOC-halt och kustregionen hör till klass 4 vad gäller surhetsindex, vilket skulle tyda på starka effekter av störning (tabell 6).

Tabell 6: Klassindelning för avvikelser från jämförvärden för olika index i sjöar från olika regioner. Klassindelningen är baserad på genomsnittliga indexvärden för varje region.

Huvudregion	Delregion	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
Fjäll		1	1	1	4
Fjällsjö med hög TOC-halt		1	1	1	4
Inland		1	1	1	3
	Inland 1	1	1	1	4
	Inland 2	1	1	1	3
	Inland 3	1	1	1	1
	Inland 4	1	1	1	1
Kust		1	1	1	4

Avvikelser från jämförvärden i enskilda sjöar visas i figur 5. Täfteträsket, Stor-Arasjön och Magasjön, som alla är inlandssjöar, visade på ingen eller mycket liten avvikelse från jämförvärden.



Figur 5: Avvikelser från jämförvärden i olika sjöar. Sjönummer motsvarar: 1=Djuphålstjärnen, 2=Sidensjön, 3=Täfteträsket, 4=Ögerträsket, 5=Bjännsjön, 6=Stor-Arasjön, 7=Magasjön, 8=Stortjulträsket, 9= Storvindeln, 10=Ytterträsket, 11=Lill-Bursjön, 12=Svartvattnet, 13=Mellan-Rissjön. Sjö nr 1-7 är inlandssjöar, nr 8-9 är fjällsjöar, nr 10-12 är kustsjöar och nr 13 är en fjällsjö med hög TOC-halt.

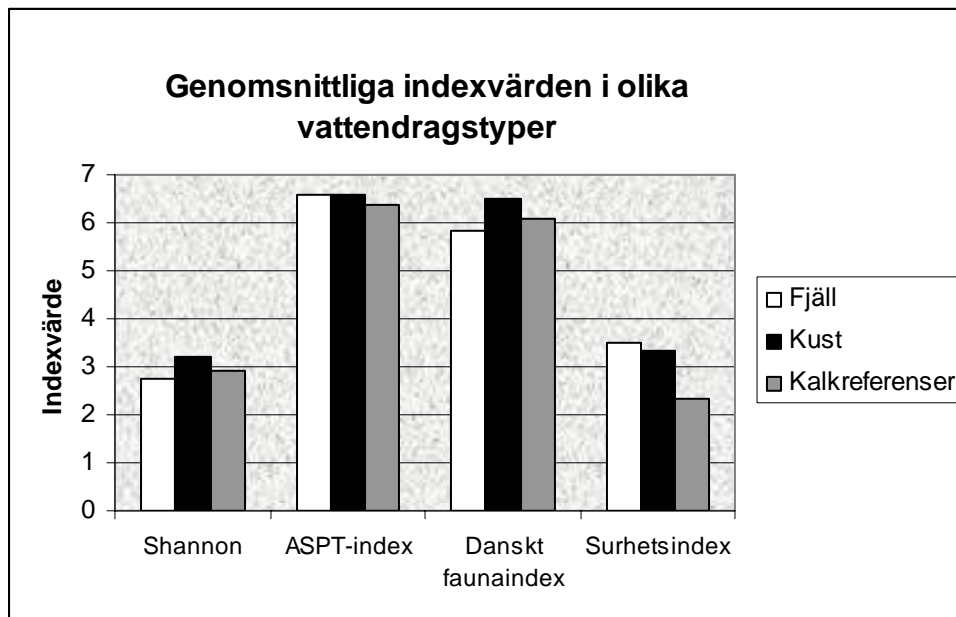
Beskrivning av tillstånd på olika nivåer -vattendrag

Av de 17 vattendrag som ingår i miljöövervakningsprogrammet ligger de allra flesta inom klass 1-3, vilket motsvarar mycket höga till måttligt höga indexvärden, vad gäller Shannons diversitetsindex, ASPT-index och Dansk faunaindex (tabell 7). Surhetsindex ligger generellt lägre än övriga index, med en dominans av lokaler i klass 4 och 5, vilket motsvarar låga till mycket låga värden. För surhetsindex återfinns tre lokaler i klass 5 och ingen i klass 1.

Tabell 7: Antal vattendrag i olika tillståndsklasser, baserat på genomsnittliga indexvärden från hela provtagningsperioden.

Tillståndsklass	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
Klass 1	1	3	6	0
Klass 2	7	11	7	1
Klass 3	9	2	3	2
Klass 4	0	1	1	11
Klass 5	0	0	0	3

Figur 6 visar genomsnittliga indexvärden för respektive vattendragstyper. Skillnaderna är störst när det gäller surhetsindex, där kalkreferensbäckarna ligger betydligt lägre än både fjällvattendragen och kustvattendragen.



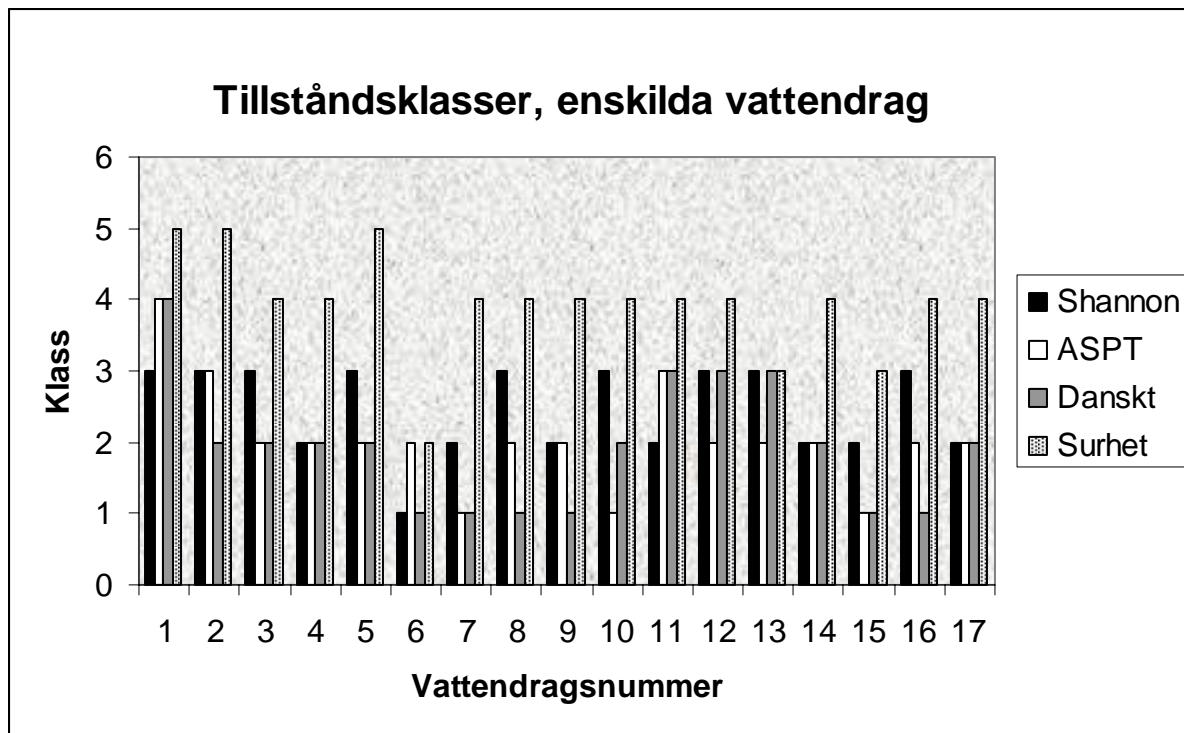
Figur 6: Genomsnittliga indexvärden för olika vattendragstyper.

Kustvattendragen tycks vara de minst påverkade vattendragen och kalkreferenserna de mest påverkade, framförallt beroende på låga surhetsindexvärden (tabell 8).

Tabell 8: Tillståndsklasser för olika typer av vattendrag. Bedömningen är baserad på genomsnittliga indexvärden.

Typ av vattendrag	Shannons	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
Fjäll	3	2	3	4
Kust	2	2	2	4
Kalkreferenser	3	2	3	5

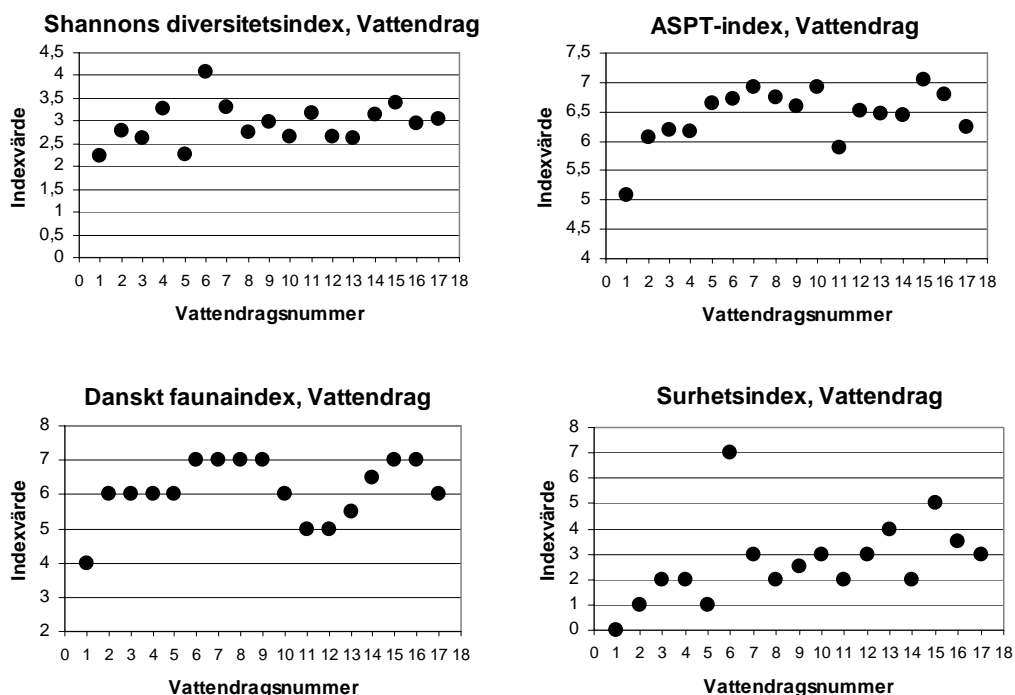
I figur 7 visas tillståndet i varje enskilt vattendrag. Myrkanalen (kalkreferensvattendrag) är det vattendrag som enligt tillståndsklassningen är minst påverkat av störning/mänsklig aktivitet. Bland kalkreferenserna återfinns emellertid också den lokal som visar på störst effekter av störning, Byskebäcken, som tillsammans med två andra kalkreferenser (Fusbäcken och Kvillträskbäcken) hör till surhetsklass 5.



Figur 7: Tillstånd i enskilda vattendrag. Klassningen är baserad på genomsnittliga indexvärden från hela provtagningsperioden. . Vattendrag nr 1-11 är kalkreferensvattendrag, nr 14, 15 och 17 är kustvattendrag och nr 12, 13 och 16 är fjällvattendrag Vattendragsnummer motsvarar: 1=Byskebäcken, 2=Fusbäcken, 3=Kvarnbäcken (Botsmark), 4=Lillån, 5=Kvillträskbäcken, 6=Myrkanalen, 7=Röjvattsbäcken, 8=Lagbäcken, 9=Storbäcken, 10= Kvarnbäcken (Luspsjön), 11=Stridbäcken, 12=Fiskonbäcken, 13=Mälskarbäcken, 14=Surmyrdalbäcken, 15=Västerån, 16=Raurejokk, 17=Bjurbäcken.

Indexvärden i enskilda vattendrag

Figur 8 visar genomsnittliga indexvärden för varje enskilt vattendrag. Det lägsta genomsnittliga värdet på Shannons diversitetsindex (2,23) återfinns i Byskebäcken, som för övrigt har de lägsta värdena för alla index. Det högsta genomsnittliga värdet, 4,09, uppvisar Myrkanalen. ASPT-index varierar mellan 5,1 och 7,1 (Västerån). Dansk faunaindex varierar mellan 4 och 7 (Myrkanalen, Röjvattsbäcken, Lagbäcken, Storbäcken, Västerån och Raurejokk). Även i vattendragen finner man den största variationen i surhetsindex, som varierar mellan 0 och 7 (Myrkanalen).



Figur 8: Genomsnittliga indexvärden i enskilda vattendrag. Vattendrag nr 1-11 är kalkreferensvattendrag, nr 14, 15 och 17 är kustvattendrag och nr 12, 13 och 16 är fjällvattendrag. Vattendragsnummer motsvarar: 1=Byskebäcken, 2=Fusbäcken, 3=Kvarnbäcken (Botsmark), 4=Lillån, 5=Kvillträskbäcken, 6=Myrkanalen, 7=Röjvattsbäcken, 8=Lagbäcken, 9=Storbäcken, 10=Kvarnbäcken (Luspsjön), 11=Stridbäcken, 12=Fiskonbäcken, 13=Mälskarbäcken, 14=Surmyrdalbäcken, 15=Västerån, 16=Raurejokk, 17=Bjurbäcken.

Avvikelser från jämförvärden i vattendrag

Vad beträffar Shannons diversitetsindex, ASPT-index och danskt faunaindex är avvikelserna från jämförvärden mycket små för majoriteten av vattendragen i länet (tabell 9). Avvikelserna för surhetsindex är betydligt större, med en dominans av bäckar i klass 4 vilket motsvarar en stor avvikelse. Endast ett vattendrag återfinns i klass 1 för detta index.

Tabell 9: Antalet vattendrag i olika avvikelseklasser, baserat på genomsnittliga indexvärden från hela perioden för enskilda vattendrag. Klass 1=ingen eller liten avvikelse från jämförvärde, klass 2=måttlig avvikelse, klass 3=tydlig avvikelse, klass 4=stor avvikelse, klass 5=mycket stor avvikelse.

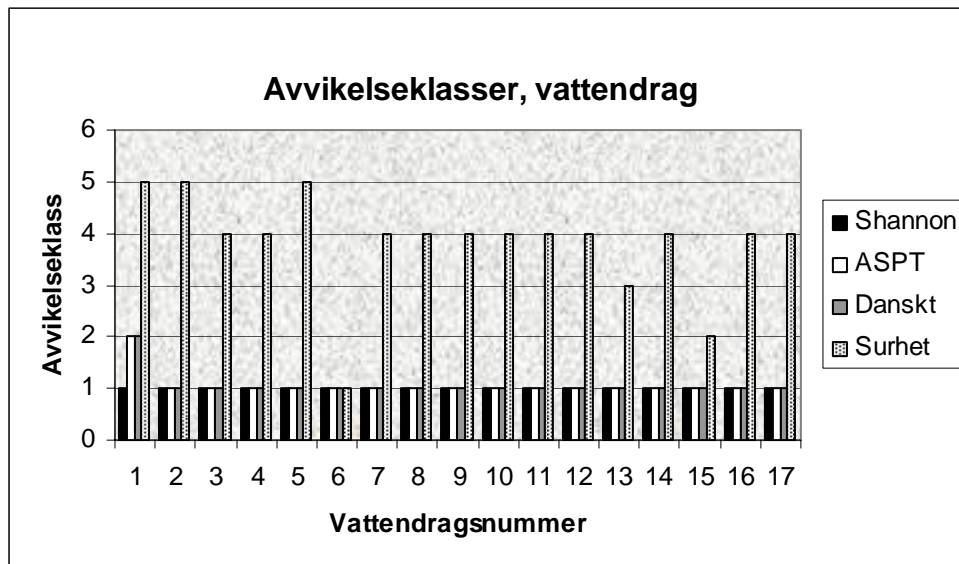
Klass	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
1	17	16	16	1
2	0	1	1	1
3	0	0	0	1
4	0	0	0	11
5	0	0	0	3

Samtliga typer av vattendrag; miljöövervakningsbäckar i fjällen, miljöövervakningsbäckar vid kusten och kalkreferensvattendrag, visar inga eller mycket små avvikelser från jämförvärden vad beträffar Shannons diversitetsindex, ASPT-index, och danskt faunaindex. Samtliga grupper kan placeras i klass 1 för dessa index (tabell 10). För surhetsindex gäller att samtliga vattendragstyper hör till klass 4, vilket motsvarar starka effekter av störning.

Tabell 10: Klassindelning av avvikelser från jämförvärden för olika typer av vattendrag. Klassindelningen är baserad på genomsnittliga indexvärden.

Typ av vattendrag	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
MÖ-vattendrag, fjäll	1	1	1	4
MÖ-vattendrag, kust	1	1	1	4
Kalkreferensvattendrag	1	1	1	4

Avvikelser från jämförvärden i enskilda vattendrag visas i figur 9. Myrkanalen är det enda vattendraget som uppvisar inga eller små avvikelser från jämförvärden för alla index (klass 1). Byskebäcken är det enda vattendrag som har måttliga avvikelser även när det gäller ASPT-index och danskt faunaindex. I övrigt har de flesta vattendrag stor till mycket stor avvikelse från jämförvärde när det gäller surhetsindex. Byskebäcken, Fusbäcken och Røjvattsbäcken tillhör alla avvikelseklass 5.



Figur 9: Avvikelser från jämförvärden i enskilda vattendrag. Vattendrag nr 1-11 är kalkreferensvattendrag, nr 14, 15 och 17 är kustvattendrag och nr 12, 13 och 16 är fjällvattendrag. Vattendragsnummer motsvarar: 1=Byskebäcken, 2=Fusbäcken, 3=Kvarnbäcken (Botsmark), 4=Lillån, 5=Kvillträskbäcken, 6=Myrkanalen, 7=Røjvattsbäcken, 8=Lagbäcken, 9=Storbäcken, 10=Kvarnbäcken (Luspsjön), 11=Stridbäcken, 12=Fiskonbäcken, 13=Mälskarbakken, 14=Surmyrdalbäcken, 15=Västerån, 16=Raurejokk, 17=Bjurbäcken.

Tidsserieanalys

Sjöar

Alla index visar en svag, men signifikant ökning med tiden, utom Shannons diversitetsindex där ingen signifikant förändring ägt rum (tabell 11). Diagram som visar genomsnittliga indexvärden från länets miljöövervakningssjöar finns i bilaga 2.

Tabell 11: Tidsmässiga förändringar i olika index i sjöar i Västerbottens län. Tabellen visar riktningskoefficient (b), förklaringsgrad (R^2) och p-värde från linjära regressioner för olika index. *markerar $\ln(x)$ - och $\ln(x+1)$ -transformerade värden.

Index	b	R^2	p-värde
Shannons diversitetsindex	0,0307	0,037	0,084
ASPT-index	0,0509	0,108	0,003
Danskt faunaindex	0,0123*	0,069	0,018
Surhetsindex	0,0655*	0,179	0,000

De enda huvudregioner som uppvisade en tidsmässig förändring i något index var inlandsregionen och kustregionen (tabell 12). Inlandssjöarna totalt visade på en signifikant ökning i danskt faunaindex och surhetsindex. Det samma gällde för delregionen inland 2, där även ASPT-index har ökat med tiden. I kustregionen har Shannons diversitetsindex och surhetsindex ökat med tiden (tabell 12). Diagram som visar indexvärden över tiden för olika huvud- och delregioner återfinns i bilaga 3.

Tabell 12: Tidsmässiga förändringar i olika index från olika geografiska huvud-och delregioner. Tabellen visar riktningskoefficient (b), förklaringsgrad (R^2) och p-värde från linjära regressioner för olika index. *markerar $\ln(x)$ - och $\ln(x+1)$ -transformerade värden. Streck (-) betyder att inga signifikanta tidsmässiga förändringar fanns i materialet.

Huvudregion	Delregion	Shannons diversitetsindex	ASPT-index	Danskt faunaindex	Surhetsindex
Fjäll		-	-	-	-
Fjällsjö med hög TOC-halt		-	-	-	-
Inland		-	-	b=0,018*; $R^2=0,086$; p=0,048	b=0,046*; $R^2=0,121$; p=0,018
	<i>Inland 1</i>	-	-	-	-
	<i>Inland 2</i>	-	b=0,060; $R^2=0,26$; p=0,017	b=0,018*; $R^2=0,39$; p=0,002	b=0,046*; $R^2=0,20$; p=0,043
	<i>Inland 3</i>	-	-	-	-
	<i>Inland 4</i>	-	-	-	-
Kust		b=0,080; $R^2=0,36$; p=0,023	-	-	b=0,099*; $R^2=0,42$; p=0,013

Indexvärden från samtliga provtagningar i varje enskild sjö redovisas i bilaga 4.

Vattendrag

Vad beträffar vattendrag i stort kan inga signifikanta förändringar i indexvärden över tiden upptäckas i länet (bilaga 5).

I kalkreferensvattendragen har en signifikant minskning i ASPT-index ägt rum ($b=-0,040$; $R^2=0,039$; $p=0,043$). I övrigt finns inga signifikanta förändringar i de olika vattendragstyperna (bilaga 6).

Indexvärden från samtliga provtagningar i varje enskilt vattendrag redovisas i bilaga 7.

Jämförelse av provtagningsmetoder

Jämförelsen av de båda provtagningsmetoderna visade att M42-metoden generellt ger ett högre Shannons diversitetsindex i sjöar än SIS-metoden (Parat t-test, $p<0.001$, $n=33$). Det genomsnittliga indexvärdet i de prover som ingick i testet av metoderna i sjöar var 2,77 med M42 och 2,34 med SIS. För övriga index i sjöar fanns ingen signifikant skillnad mellan metoderna. Parat t-test för de olika bottentyperna separat visade att M42-metoden ger ett signifikant högre Shannons diversitetsindex än SIS-metoden på både mjukbottnar och hårbottnar och att skillnaden mellan metoderna är störst i sjöar med mjukbotten (tabell 13).

Tabell 13: Resultat från parade t-test på Shannons diversitetsindex i prover tagna med två olika metoder i sjöar med olika bottentyp.

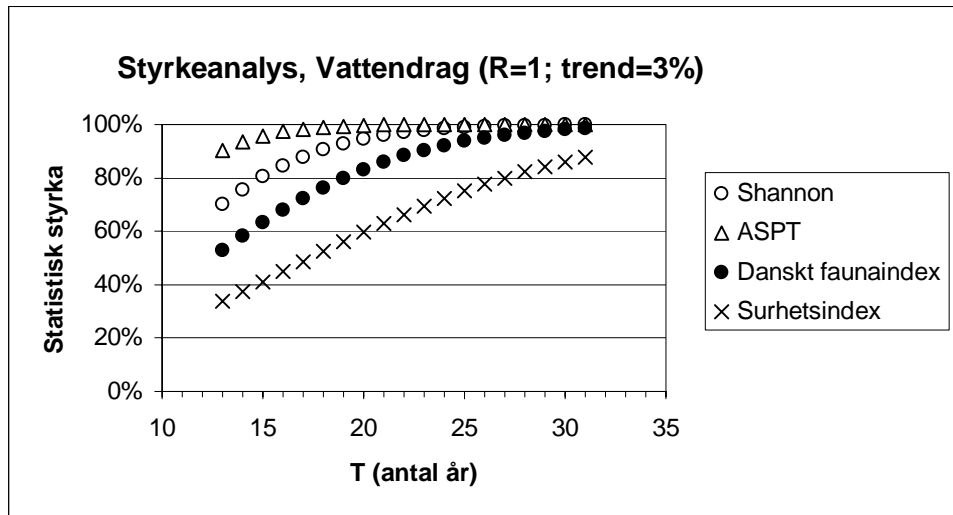
Bottentyp	Medelvärde SIS	Medelvärde M42	t	n	p-värde
Mjuk	2,36	2,92	-4,36	15	<0.001
Hård	2,32	2,64	-2,56	18	<0.05

Vid test av metoderna i vattendrag ingick endast data från de 5 miljöövervakningsvattendragen ($n=13$), då kalkreferensbäckarna enbart provtas med M42. I vattendragen kunde ingen statistiskt signifikant skillnad mellan de båda metoderna påvisas för något index.

Test av statistisk styrka

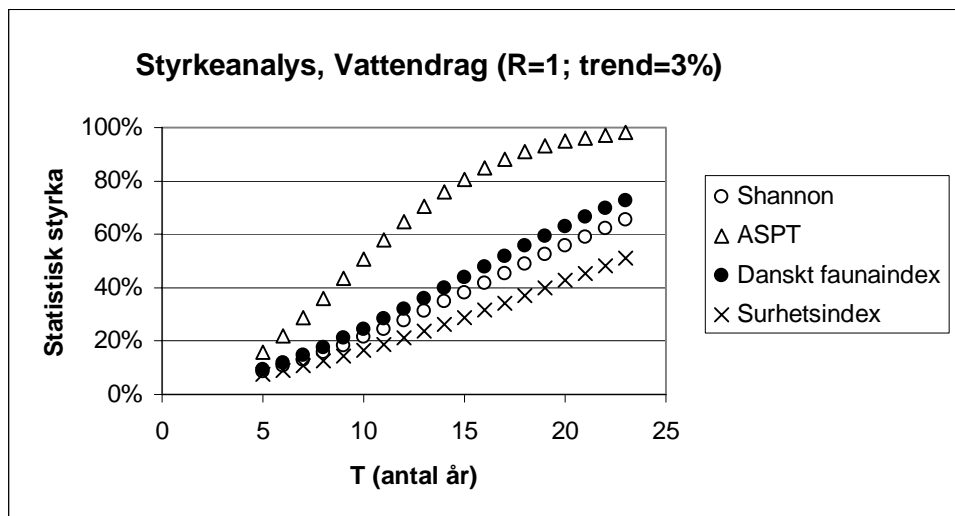
Poweranalysen av samtliga vattendrag (fig. 10) visar att den statistiska styrkan med dagens uppläggning av programmet är tillräckligt stor för att en årlig trend på 3% i Shannons diversitetsindex med 80% sannolikhet kan upptäckas redan inom ett par år ($T=15$) även om bara ett prov per vattendrag tas per år (styrkan idag=70%). För ASPT-index är styrkan ännu högre. Redan idag har man en sannolikhet på 90% att upptäcka en årlig trend på 3% för detta index. Betydligt lägre styrka uppmättes för danskt faunaindex (53%) och surhetsindex (34%). För att uppnå en styrka på 80% för danskt surhetsindex krävs att undersökningarna pågår ytterligare 6 år ($T=19$). För att en 3%-ig trend skulle kunna upptäckas idag hade det krävts att antalet replikat hade varit >4. En trend på 6% skulle emellertid kunna hittas redan idag. För surhetsindex kan en

3%-ig trend med 80% sannolikhet upptäckas först vid T=27, d v s år 2023. För att programmet med 80% sannolikhet skulle kunna detektera en 3%-ig trend redan idag skulle antalet replikat ha behövt vara n=10. Med dagens upplägg skulle en trend på 10% med 80% sannolikhet kunna upptäckas redan idag.



Figur 10. Styrkeanalys av provtagningsprogrammet för vattendrag. R=antalet replikat och trenden anger en årlig förändring på 3% i olika indexvärden.

Miljöövervakningsvattendragen utgörs av 6 vattendrag, som alla har provtagits kontinuerligt sedan 1997. Att antalet vattendrag är så lågt och att tidsserien är relativt kort påverkar styrkan i programmet negativt (fig. 11). För att i miljöövervakningsbäckarna nå en styrka på 80% när det gäller Shannons diversitetsindex skulle undersökningarna behöva pågå i 30 år om en trend på 3% ska upptäckas (dagens styrka=8,7%). Alternativt skulle antalet replikat i varje vattendrag ha behövt vara 30 för att en 3%-ig trend skulle hittas inom en 10-årsperiod. Om man nöjer sig med att kunna hitta en trend på 10% kan man, med dagens upplägg, göra det vid T=14, d v s år 2010. För ASPT-index är styrkan något högre (idag 16% för en 3%-ig trend) och når 80% vid T=15, d v s år 2011. En 10%-ig trend kan med en styrka på 80% detekteras redan vid T=8, d v s år 2004. För dansk faunaindex är styrkan i nuläget 9% och 80% styrka nås först vid T=26, d v s år 2022. En 10%-ig trend kan upptäckas vid T=13, d v s år 2009.



Figur 11: Styrkeanalys av provtagningen i miljöövervakningsvattendragen. R=antalet replikat och trenden anger en 3%-ig årlig förändring i indexvärden.

Diskussion

Utvärderingen visar att tillståndet i länets sjöar och bäckar överlag är gott och att avvikelserna från jämförvärden generellt är mycket små. Det enda undantaget är surhetsindex, där stora avvikelser från jämförvärden finns i både sjöar och vattendrag. Resultatet antyder att fjällsjöar generellt skulle vara mer påverkade av försurning än sjöar närmare kusten, vilket verkar något ologiskt, då nedfallet av försurande ämnen är större vid kusten än i fjällen. Den troliga anledningen till detta resultat är att surhetsindex inte är utarbetat för norrländska förhållanden och inte tar hänsyn till att frånvaro av försurningskänsliga arter kan bero på naturliga faktorer, som till exempel klimat, näringsstatus och TOC-halt. Analysen av sjöar i olika inlandsregioner tyder för övrigt på att indexet är negativt korrelerat till just TOC-halt.

Samtliga index påverkas starkt av hur många arter som hittas på enskilda lokaler, eftersom de bygger på närvaro/frånvaro av taxa. Resultatet beror till stor del på hur provtagningen och sorteringen utförs men också på till vilken systematisk nivå djuren bestäms och vilken tid på året som provtagningen sker. Det finns alltså ett stort antal felkällor i bottenfaunaundersökningar i allmänhet och så även i detta miljöövervakningsprogram. Mellanårsvariationen i indexvärden på enskilda lokaler (se bilagorna) är i flera fall mycket stor, särskilt vad beträffar surhetsindex. Utan tillgång till vattenkemidata kan man dock inte med säkerhet säga om detta tyder på stora variationer i bottenfaunans verkliga sammansättning (beroende på variationer i miljöfaktorer) eller om resultatet beror på variationer i hur provtagningen lyckats. Detsamma gäller för de tidsmässiga ökningarna i indexvärden som finns i sjöarna i länet, vilka skulle kunna bero på att provtagarnas erfarenhet har ökat med tiden. Hur provtagningen lyckas har nämligen bl a med provtagarens erfarenhet att göra, men även faktorer som vattenstånd och bottenarnas karaktär kan påverka resultatet. Det är av största vikt att provtagningarna standardiseras på ett sätt som gör att variationen mellan olika provtagare blir så liten som möjligt. Variationen mellan olika provtagare bör också testas statistiskt och dokumenteras.

I vattendragen som helhet hittades inga tidsmässiga förändringar i indexvärden. Styrkeanalysen visade också att styrkan var tillräckligt stor för att en 3%-ig trend i åtminstone Shannons diversitetsindex och ASPT-index med mer än 80 procents sannolikhet skulle ha upptäckts om det hade funnits en verklig trend. Frånvaron av en trend är alltså i det här fallet inte beroende av brister i programmets uppläggning. Analysen visade också att det är lättast att upptäcka trender i ASPT-index, och svårast i surhetsindex. När det gäller miljöövervakningsbäckarna är den tid som har gått sedan provtagningen började för kort, och antalet bäckar för litet, för att man med säkerhet ska kunna utesluta att det finns underliggande trender i materialet som man ännu inte kan upptäcka. För att kunna hitta storskaliga trender i länets vattendrag är det alltså klokt att, som länsstyrelsen har gjort, lägga till kalkreferensvattendragen. Som programmet ser ut idag tycks det, statistiskt sett, finnas endast en liten vinst med att öka antalet replikat på lokalerna, om det är trender i länet i stort som man vill kunna upptäcka. För olika huvud- och delregioner respektive vattendragstyper är det snarare antalet lokaler som är för litet. Tre inlandsregioner representeras av endast en sjö vardera och det är naturligtvis omöjligt att utifrån enstaka sjöar uttala sig om trender i hela delregioner. Om man ändå är intresserad av att finna trender i dessa enstaka sjöar bör ett större antal replikat (>4) tas vid varje provtagning.

Styrkeanalyserna i den här rapporten kunde inte utföras på ett helt korrekt sätt, beroende på att underliggande trender inte kunde rensas bort i sjömaterialet och att inget tillförlitligt mått på replikatvariansen fanns tillgängligt. Om de underliggande trenderna kunde korreleras till vattenkemiska variabler skulle en mer korrekt analys kunna göras, men om de positiva trenderna som fanns i sjöarna beror på ökad erfarenhet hos provtagarna är det omöjligt att rensa bort trenderna. Om det senare gäller, så bör de genomsnittliga indexvärdena så småningom stabilisera sig och en eventuell "falsk" positiv trend försvinna med tiden. En orsak till att inga replikat finns från enskilda lokaler är att delproverna från prover tagna med SIS-metoden slogs ihop till ett helt prov. Detta var nödvändigt för att indexvärden från prover tagna med olika metoder skulle bli jämförbara, men med detta tillvägagångssätt förlorar man alltså en del information. Det vore därför önskvärt att extra resurser lades på en undersökning av replikatvariansen i prover tagna med M42-metoden, för bäckar och sjöar separat. Detta skulle kunna genomföras genom att man under ett år tog två prover från varje lokal vid samma tillfälle. Den skattade replikatvariansen skulle sedan kunna användas för mer korrekta styrkeanalyser i en rad olika sammanhang.

Det är naturligtvis ett problem att två olika metoder används i programmet. Utvärderingen visar att de båda metoderna ger liknande resultat (under förutsättning att delprover från SIS-metoden slås ihop till ett helt prov), utom vad beträffar Shannons diversitetsindex i sjöar som är signifikant högre för prover tagna med M42-metoden. Särskilt stor är skillnaden i sjöar med mjukbotten, som är en vanlig sjötyp i Norrland. Om ett högt indexvärde definierar en bra metod, bör man alltså använda sig av M42-metoden även i fortsättningen. Det kan dock försvåra jämförelsen med prover tagna i andra delar av landet, då SIS-metoden är den metod som rekommenderas av Naturvårdsverket. En annan sak som behöver ses över är vid vilken tidpunkt proverna bör tas. Ur biologisk synvinkel anser jag att man bör ha data från både vår och höst för att få med största antalet arter. Dessa prover skulle kunna slås ihop innan index räknas ut, för att ge en sannare bild av bl a diversiteten på olika lokaler.

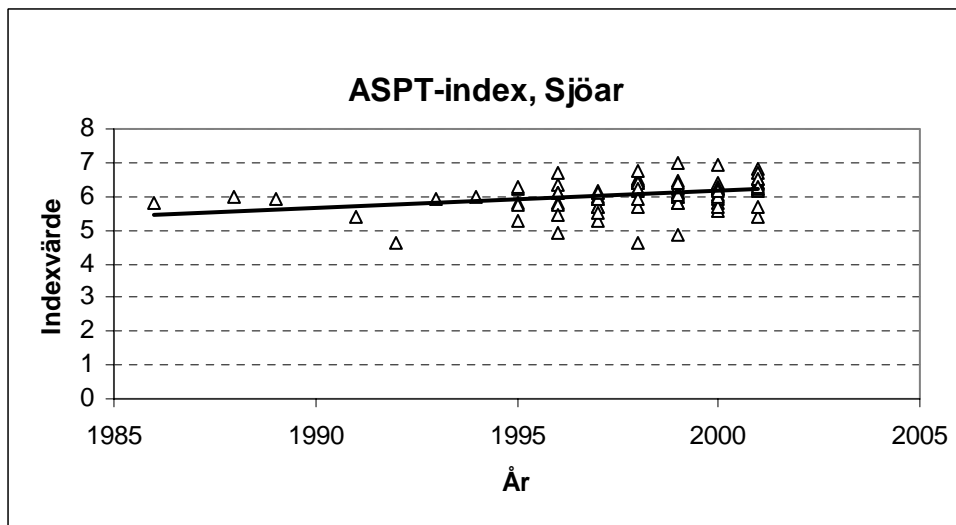
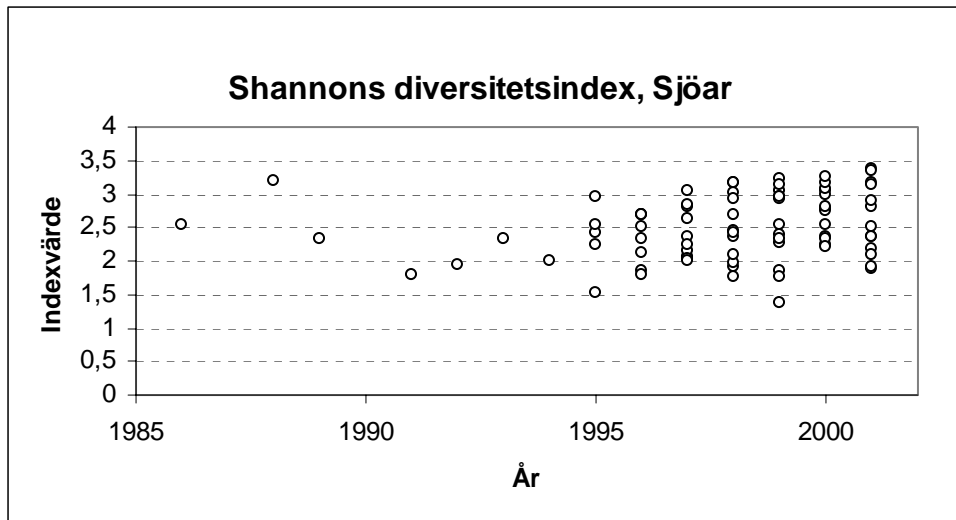
Slutsatser

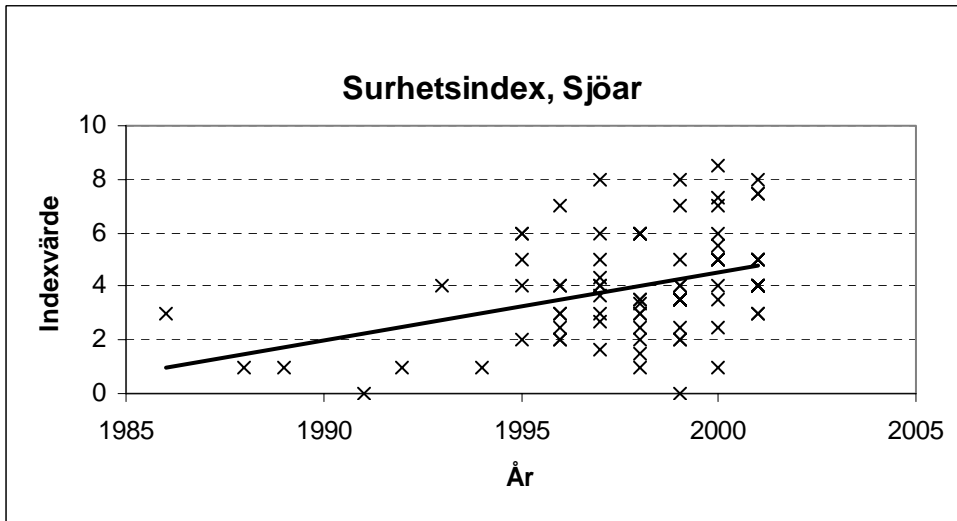
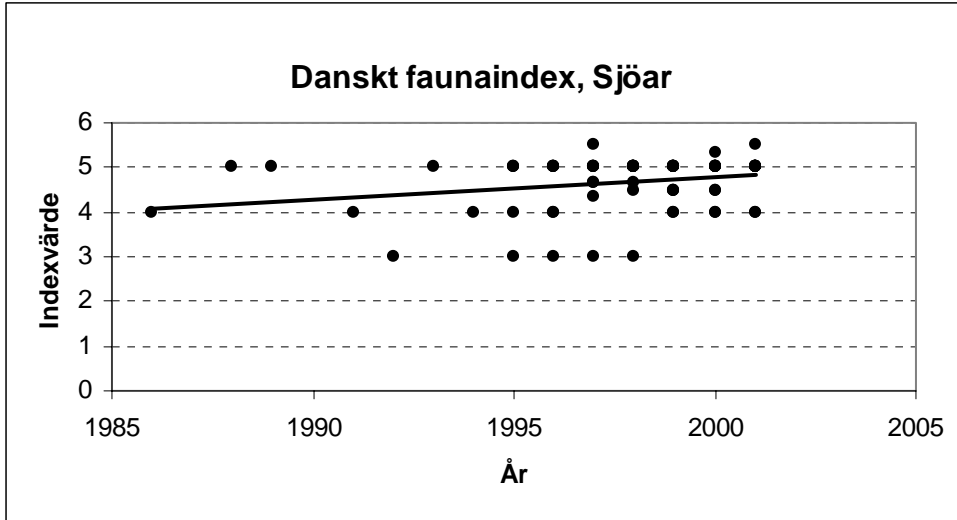
Mycket tyder på att de index som används i miljöövervakningsprogrammet är känsliga för hur provtagningen har utförts. Indexvärdena blir då beroende av faktorer som provtagarens skicklighet och erfarenhet, vilket inte är önskvärt i ett långsiktigt miljöövervakningsprogram, där fältpersonal byts ut relativt ofta. Länsstyrelsen bör lägga stor vikt vid att lära upp nyanställd provtagningspersonal och bör även statistiskt testa skillnader mellan prover som tagits av olika personer, för att få en uppfattning om hur stora felkällorna är. Styrkeanalysen av vattendragen visade att sannolikheten att kunna upptäcka trender i länet i stort är hög, under förutsättning att kalkreferensbäckarna ingår i programmet. Analysen visade också att det generellt är lättast att upptäcka trender i ASPT-index, och svårast för surhetsindex beroende på den stora mellanårsvariationen i detta index. Miljöövervakningsbäckarna är för få och provtagningarna har pågått för kort tid för att några trender i enbart dessa vattendrag ska kunna upptäckas i dagsläget. Styrkan påverkas dock kraftigt av antalet år som undersökningen pågått och kommer alltså att öka med tiden. Sjöarna kunde av flera orsaker inte analyseras på motsvarande sätt, men sannolikt är det totala antalet sjöar (13) tillräckligt för att upptäcka storskaliga trender i länet som helhet under en 10-årsperiod. För att kunna upptäcka trender i enskilda sjöar (som en del delregioner representeras av) krävs dock ett betydligt större antal replikat. Mina rekommendationer är att länsstyrelsen efter diskussion med Naturvårdsverket övergår helt till att använda M42-metoden, men att man först gör en noggrann undersökning av replikatvariansen för metoden för att därefter kunna göra en korrekt styrkeanalys vid nästa utvärdering av programmet. Vid nästa utvärdering bör bottenfauna och vattenkemi för övrigt utvärderas tillsammans och inte var för sig. Länsstyrelsen och Naturvårdsverket bör också föra en diskussion kring vilka index som ger den mest tillförlitliga bedömningen av tillståndet i sjöar och bäckar och om någon alternativ variabel, t ex täthet av en speciell art, kan användas istället för index som bygger på närvaro och frånvaro av arter.

Bilaga 1: Sammanställning av i miljöövervakningsprogrammet ingående lokaler. Inland 1=TOC-starka sjöar, Inland 2=något mindre TOC-starka sjöar, Inland 3=måttligt TOC-haltiga sjöar, Inland 4=TOC-svaga sjöar.

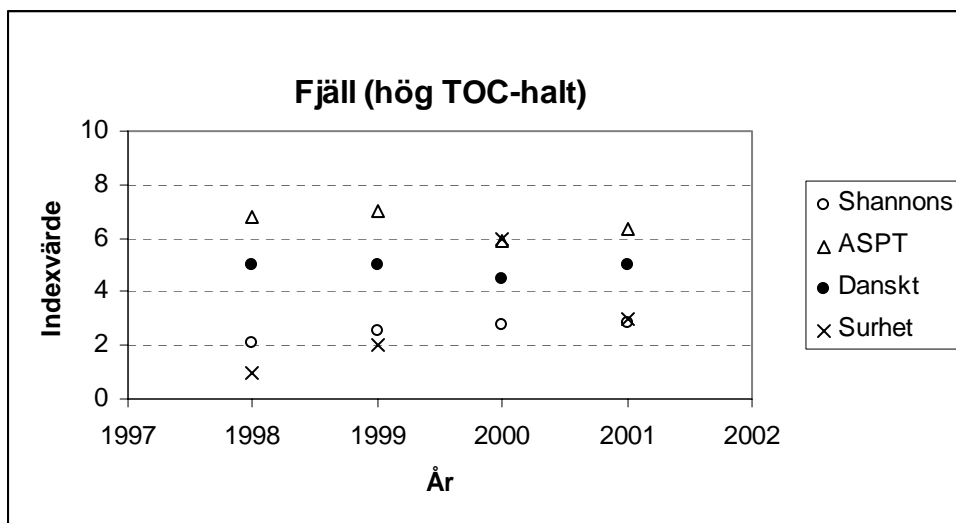
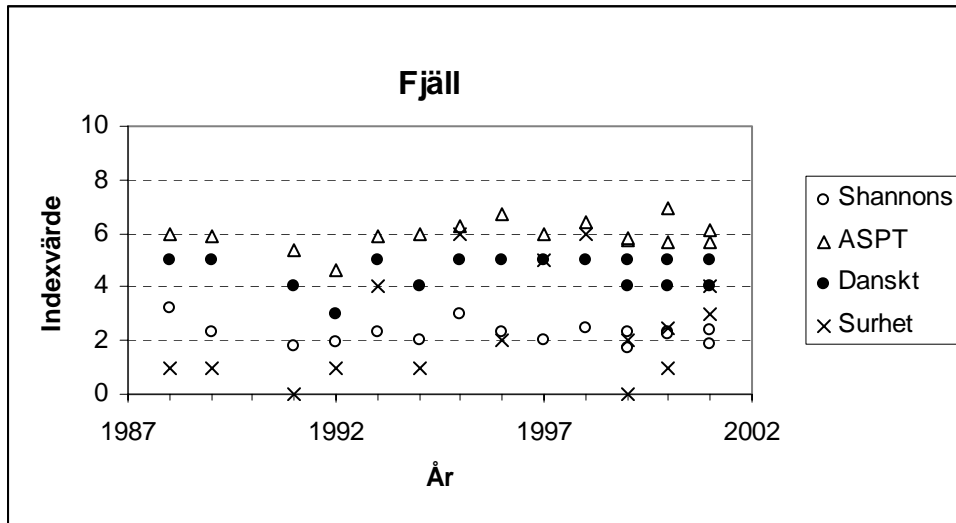
Sjö	Huvud-region	Delregion	R=regional N=nationell	Bottensubstrat	X	Y
Stor-Tjulträsket	Fjäll		N	Hård	731799	151196
Storvindeln	Fjäll		N	Hård	728271	157578
Mellan-Rissjön		Fjäll m hög TOC-halt	R	Hård	718284	148654
Sidensjön	Inland	Inland 1	R	Mjuk	709218	169710
Djuphålstjärn	Inland	Inland 1	R	Mjuk	713180	153188
Täftträsket	Inland	Inland 2	N	Hård	711385	171748
Ögerträsket	Inland	Inland 2	R	Mjuk	712246	170866
Bjänsjön	Inland	Inland 2	N	Hård	713404	172465
Stor-Arasjön	Inland	Inland 3	N	Hård	716717	158596
Magasjön	Inland	Inland 4	R	Hård	726381	152328
Svartvattnet	Kust		R	Mjuk	706672	167201
Ytterträsket	Kust		R	Mjuk	723383	175441
Lill-Bursjön	Kust		R	Mjuk	707669	170020
Bäck	Vatten-dragstyp	Delregion	R=regional N=nationell		X	Y
Västerån	MÖ	Kust	R		711579	171185
Surmyrdalsbäcken	MÖ	Kust	R		706685	167150
Bjurbäcken	MÖ	Kust	N		718232	171953
Mälskarbäcken	MÖ	Fjäll	R		718861	154762
Fiskonbäcken	MÖ	Fjäll	N		721023	147259
Raurejokk	MÖ	Fjäll	R		731860	150695
Byskebäcken	Kalkref.				721688	175512
Fusbäcken	Kalkref.				707965	169175
Kvarnbäcken (Luspsjön)	Kalkref.				722505	155370
Kvarnbäcken (Botsmark)	Kalkref.				713650	171380
Kvillträskbäcken	Kalkref.				710025	167910
Lagbäcken	Kalkref.				713965	151910
Lillån	Kalkref.				706010	169395
Myrkanalen	Kalkref.				710100	167625
Röjvattsbäcken	Kalkref.				709945	164845
Storbäcken	Kalkref.				720330	149500
Stridbäcken	Kalkref.				704905	167235

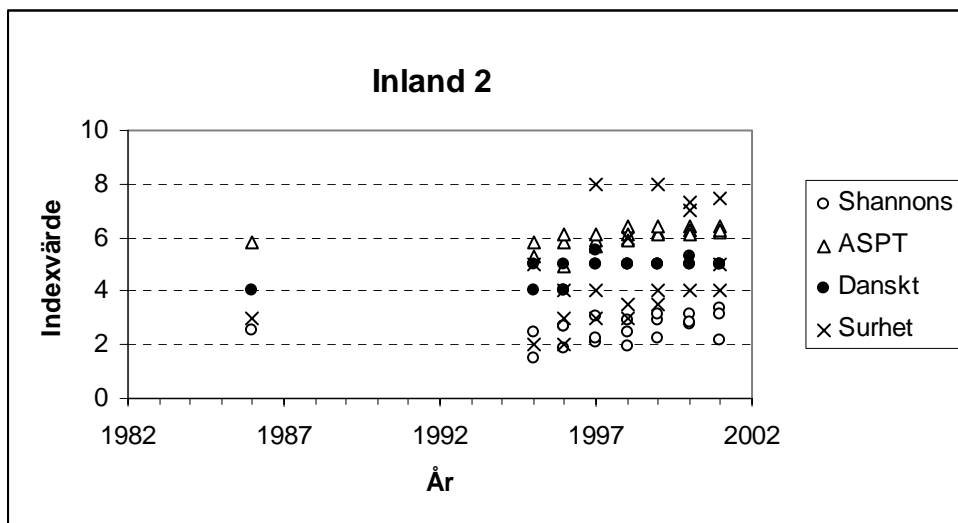
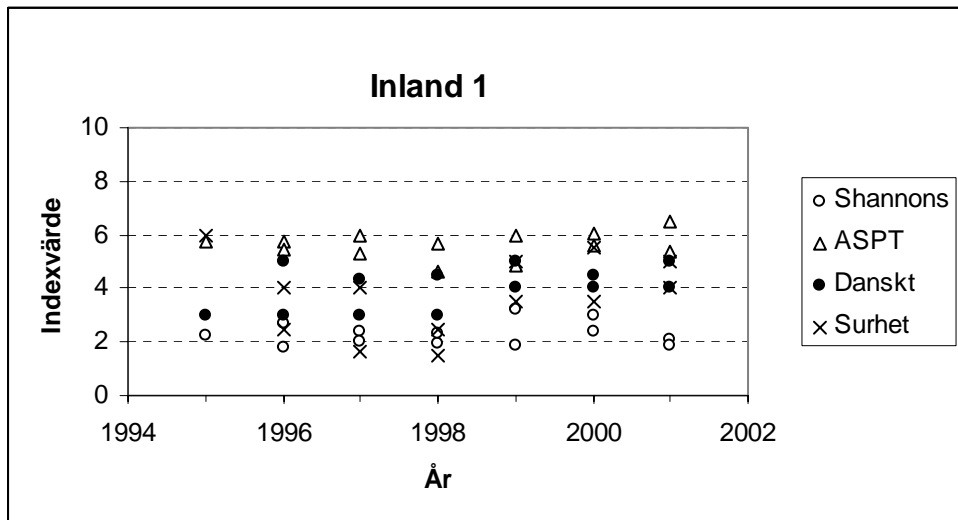
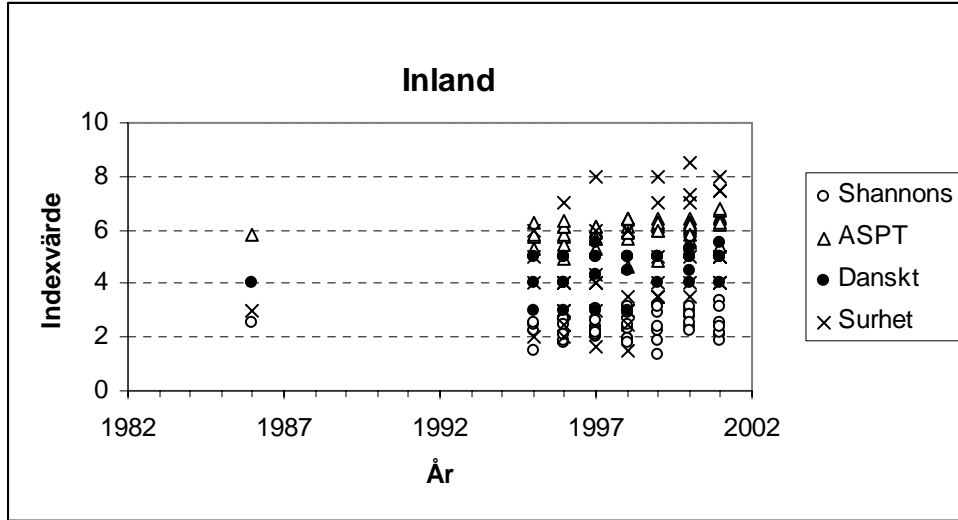
Bilaga 2: Förändringar i sjöars indexvärden över tiden i länet som helhet. Figurena visar årsmedelvärden från samtliga sjölokaler i länet. Signifikanta förändringar visas med regressionslinjer.

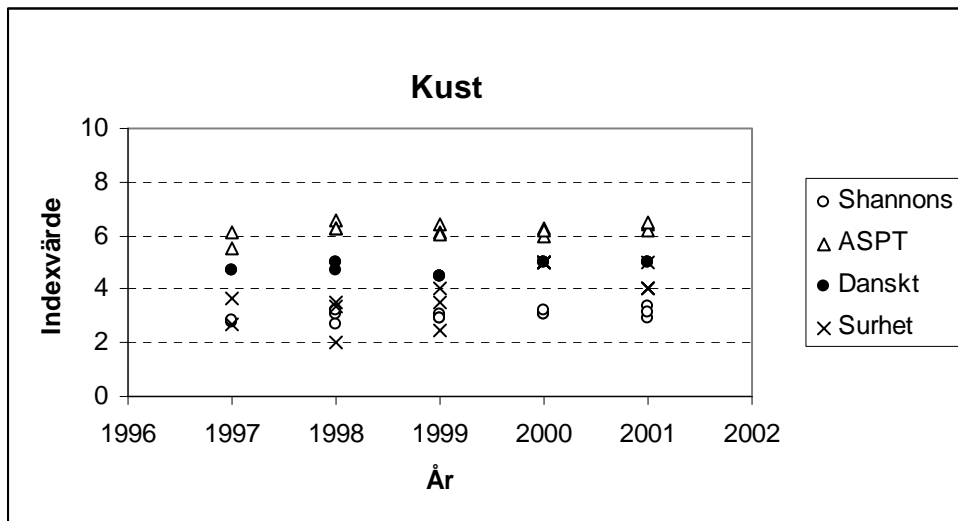
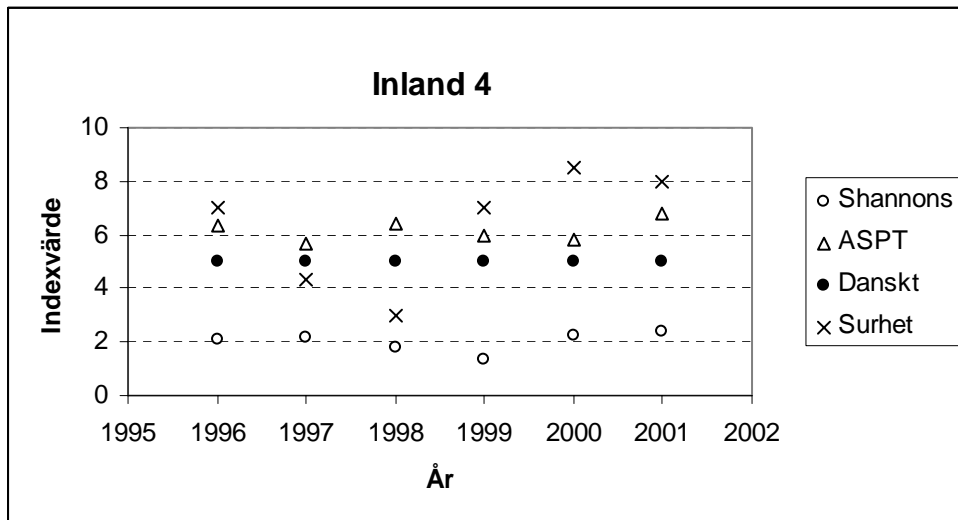
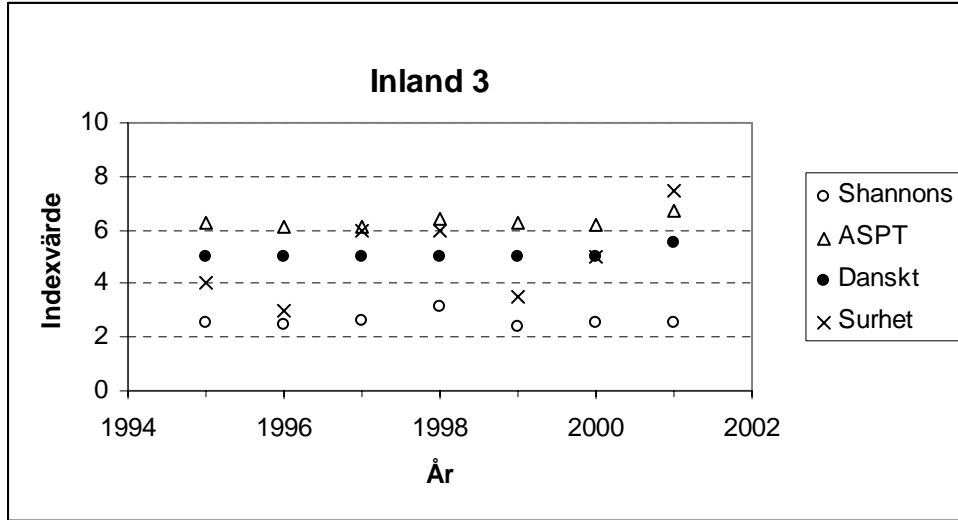




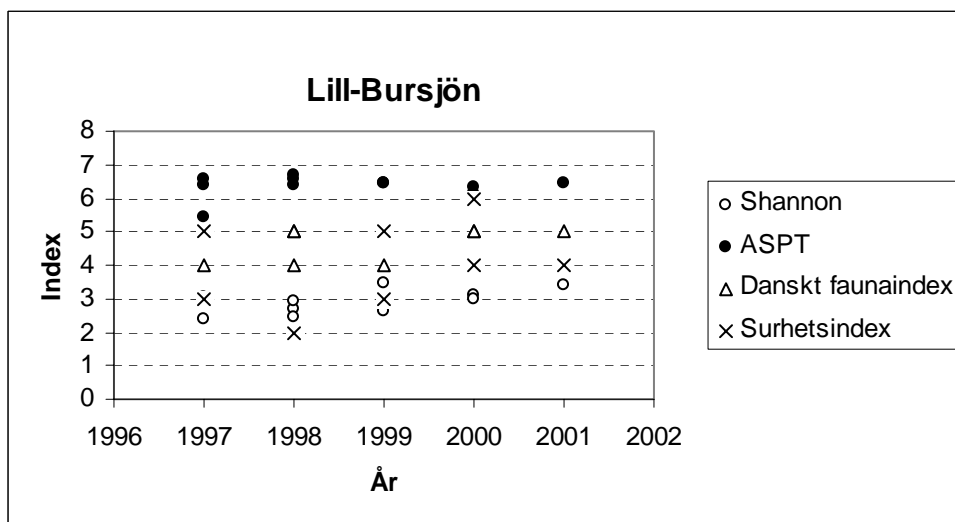
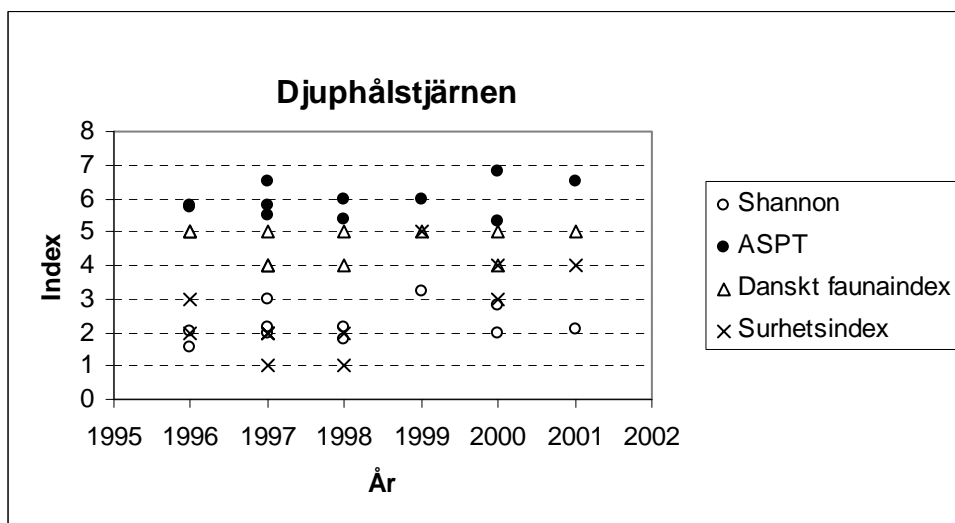
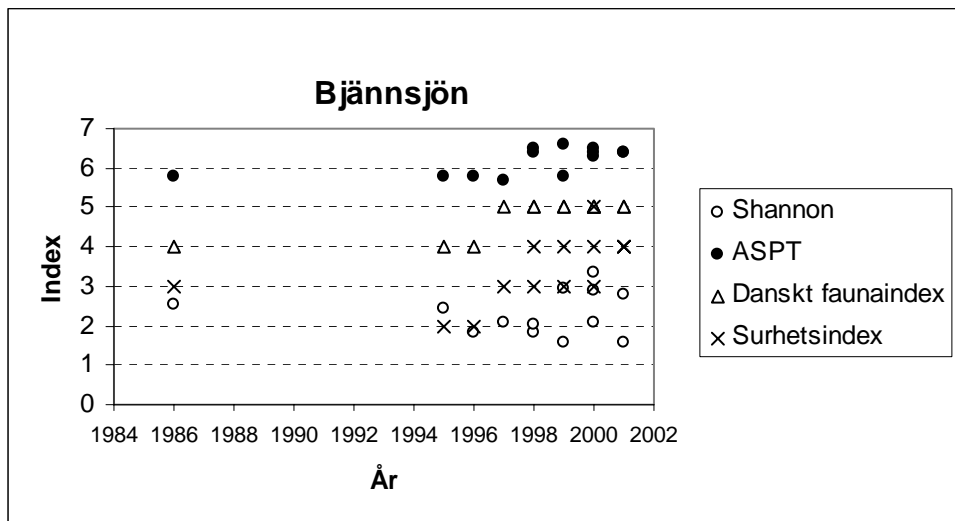
Bilaga 3: Förändringar i indexvärden över tiden i olika huvud- och delregioner. Figuren visar årsmedelvärden från lokaler i varje region.

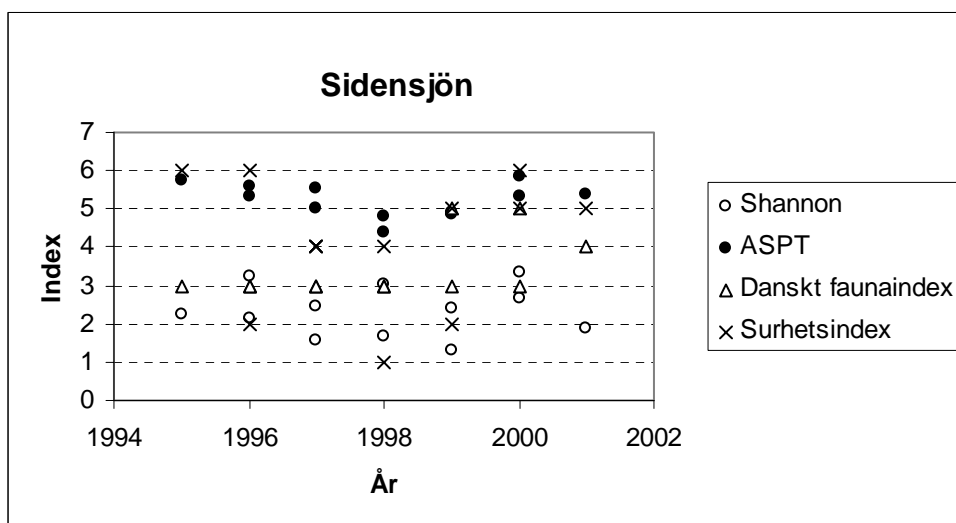
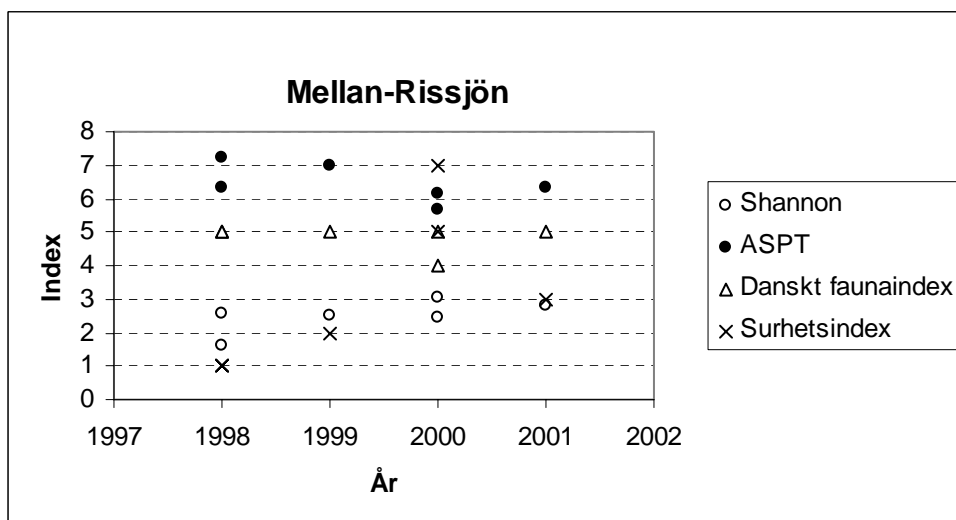
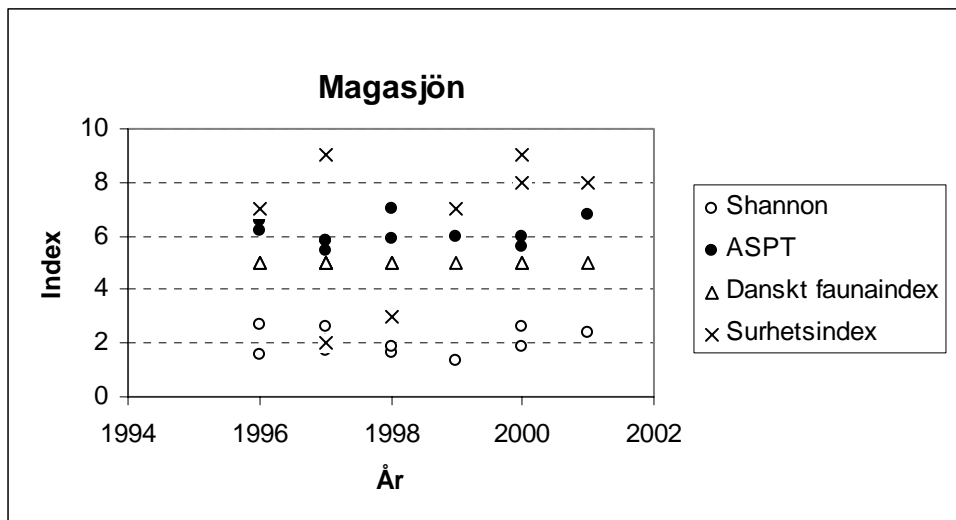


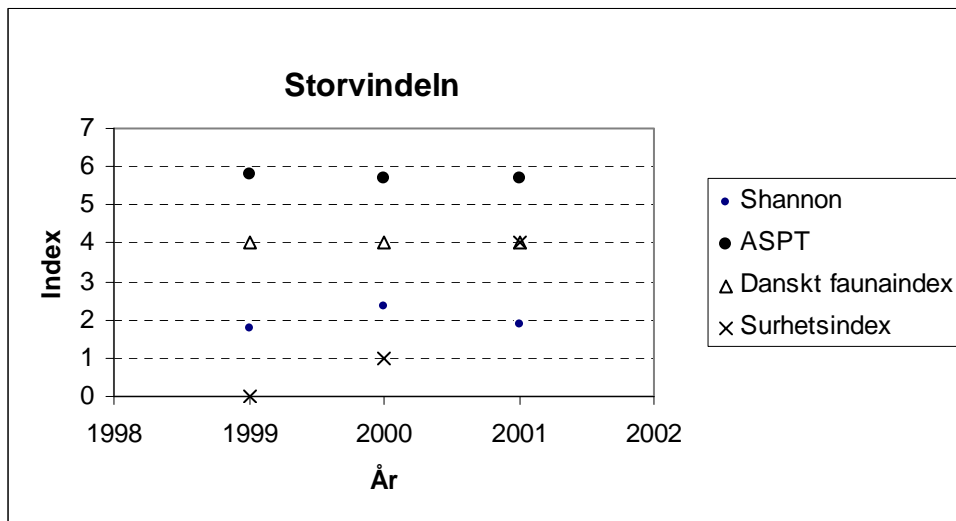
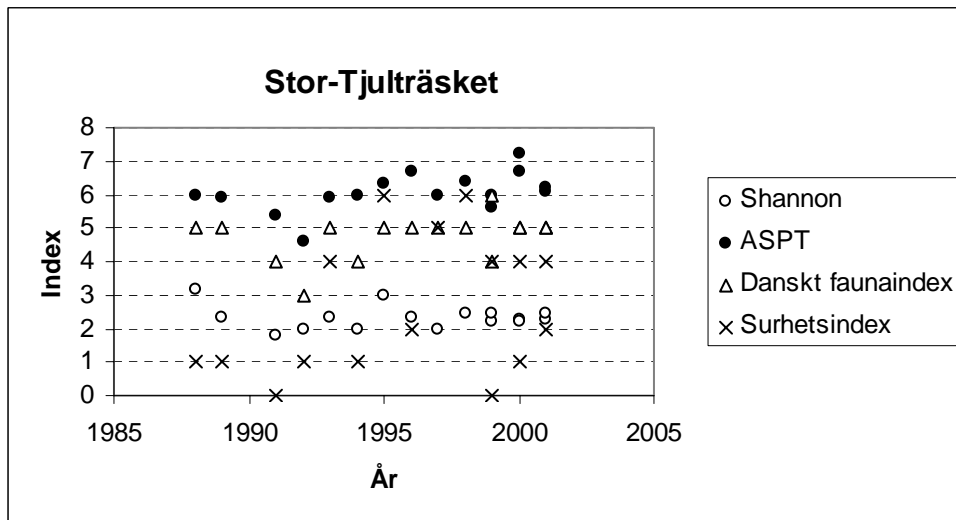
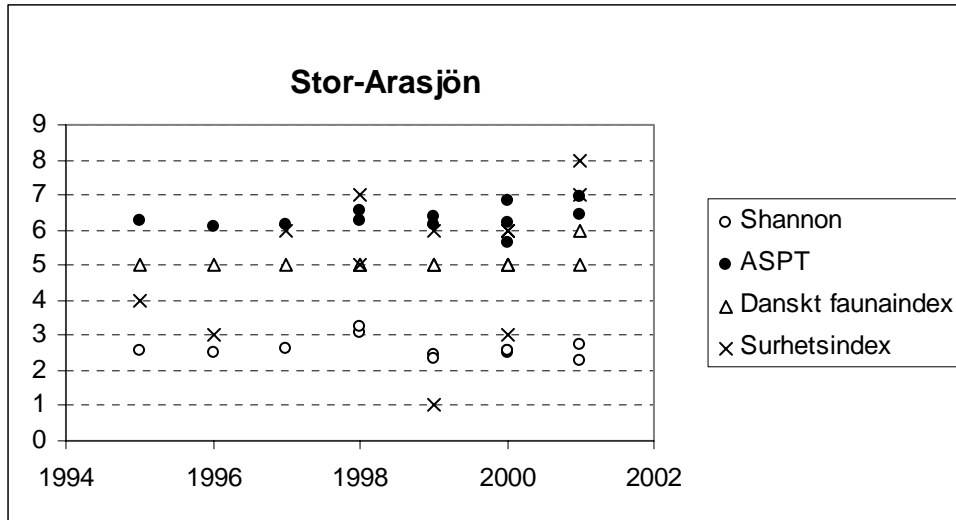


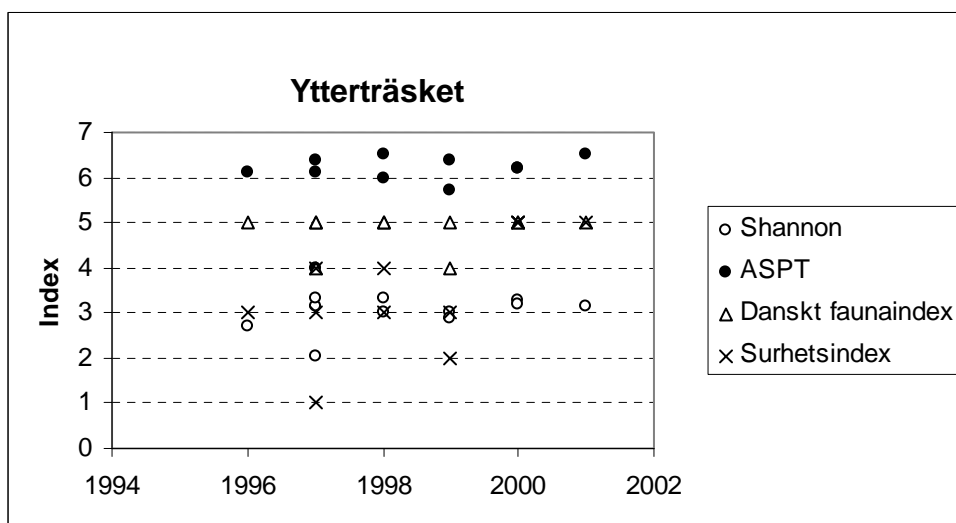
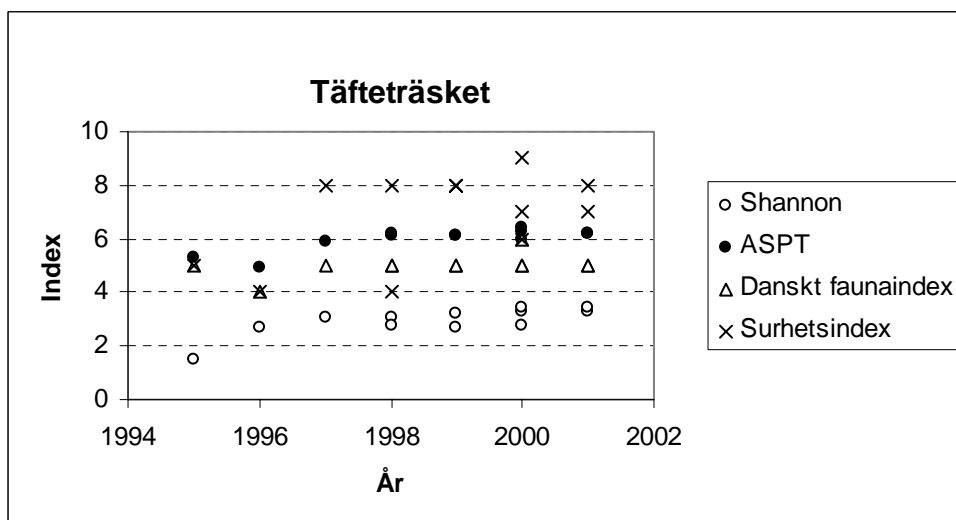
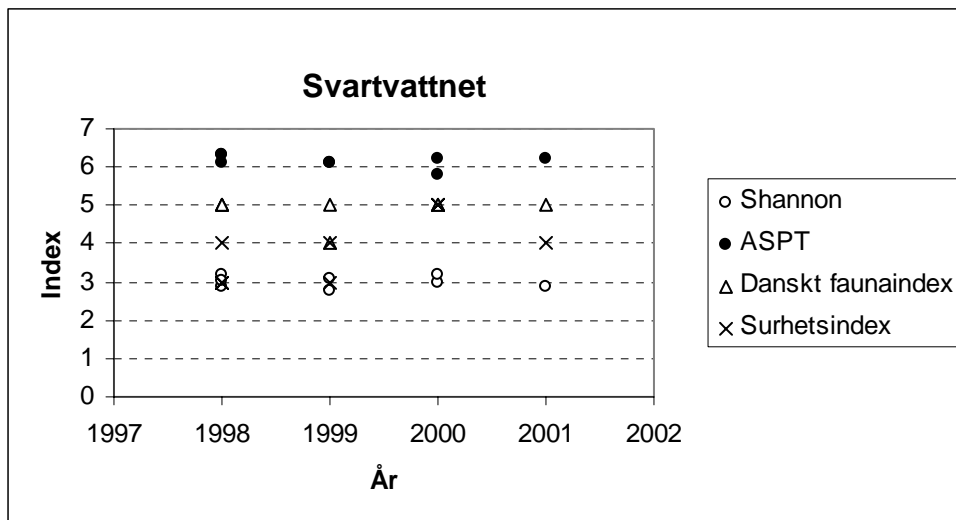


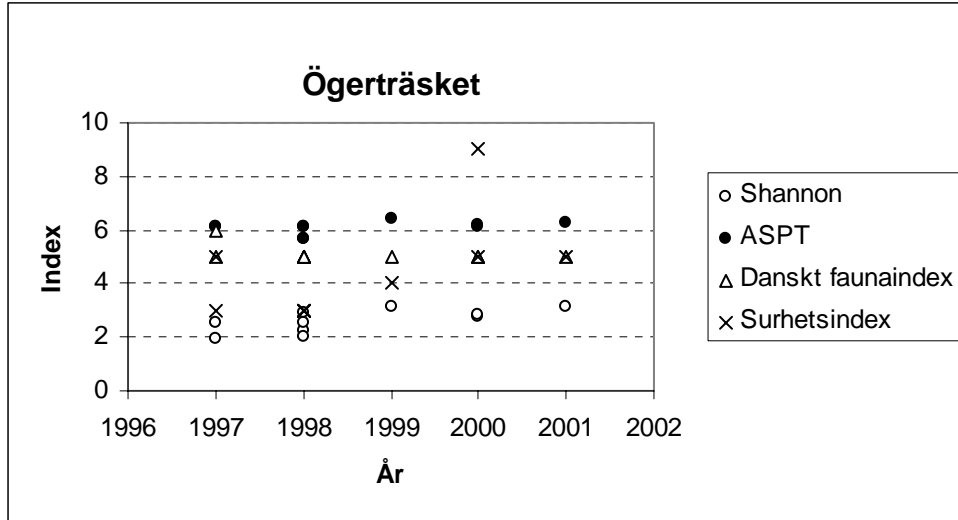
Bilaga 4: Förändringar i indexvärden över tiden i enskilda sjöar. Lokaler i alfabetisk ordning.



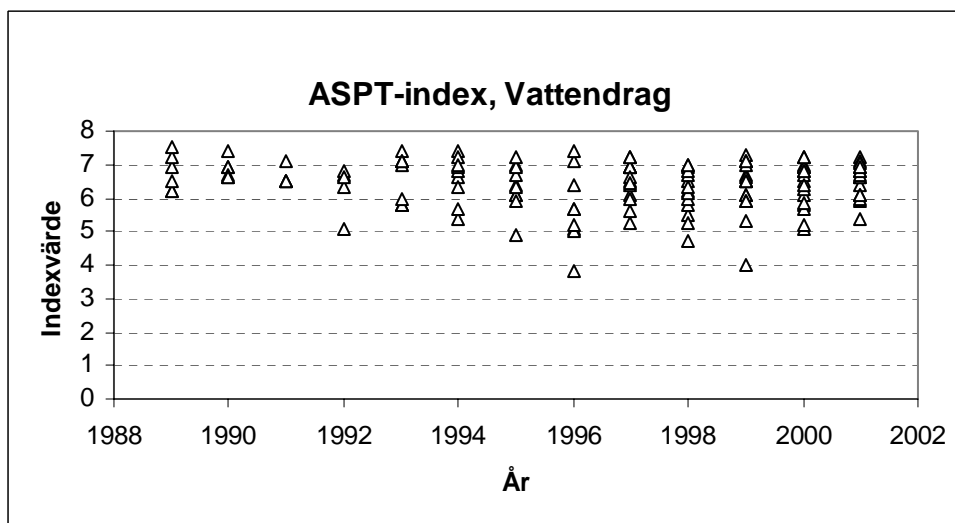
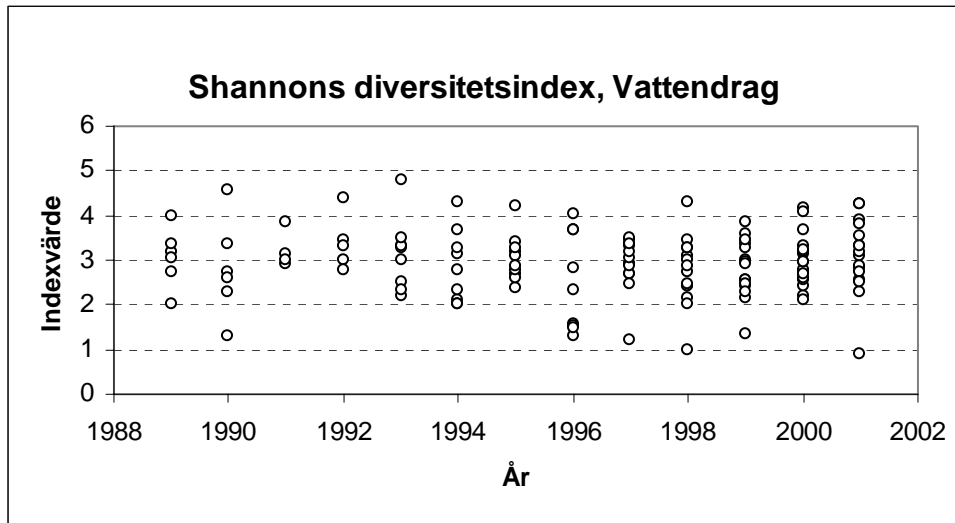




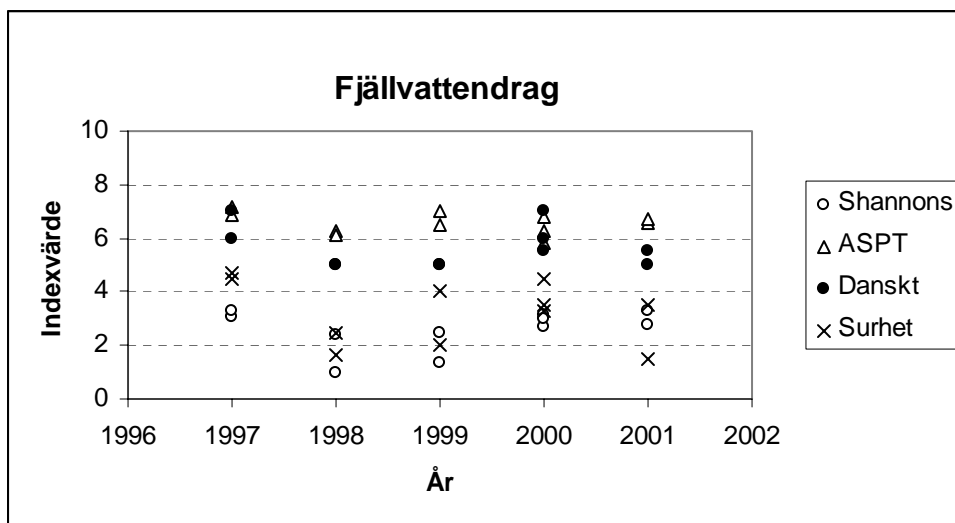
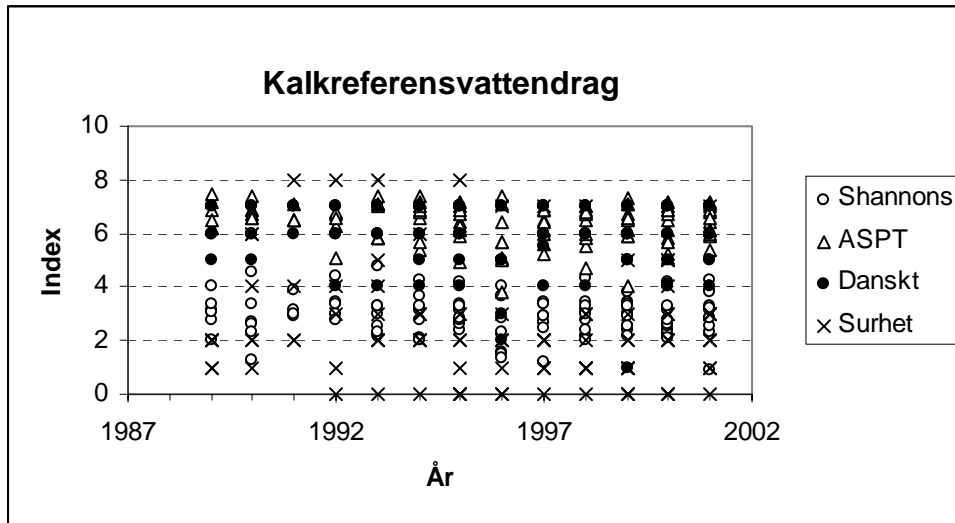


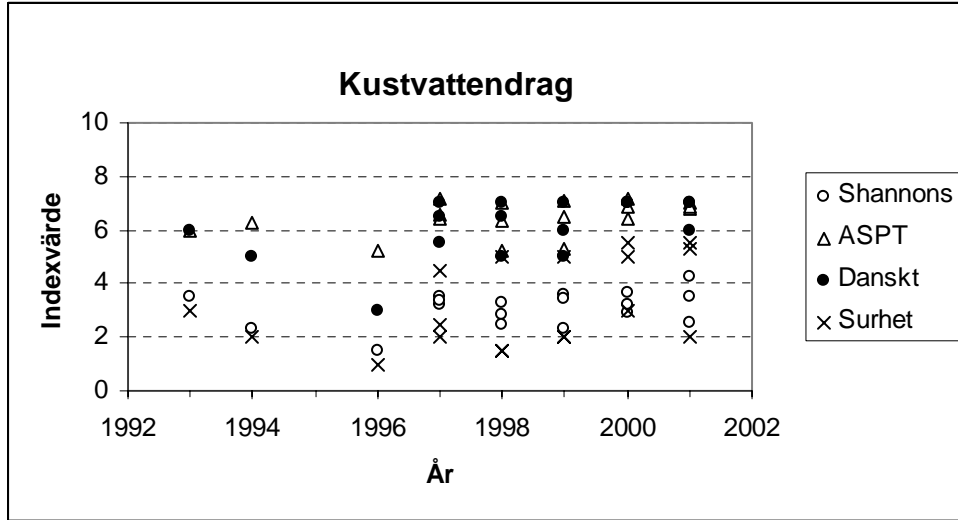


Bilaga 5: Förändringar i vattendragens indexvärden över tiden i länet som helhet. Figurerna visar årsmedelvärden från samtliga vattendragslokaler i länet.

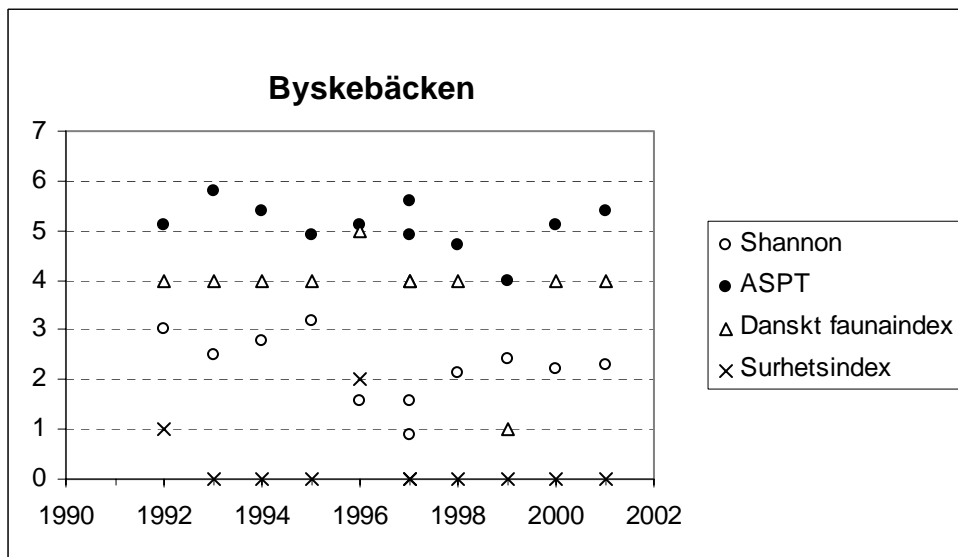
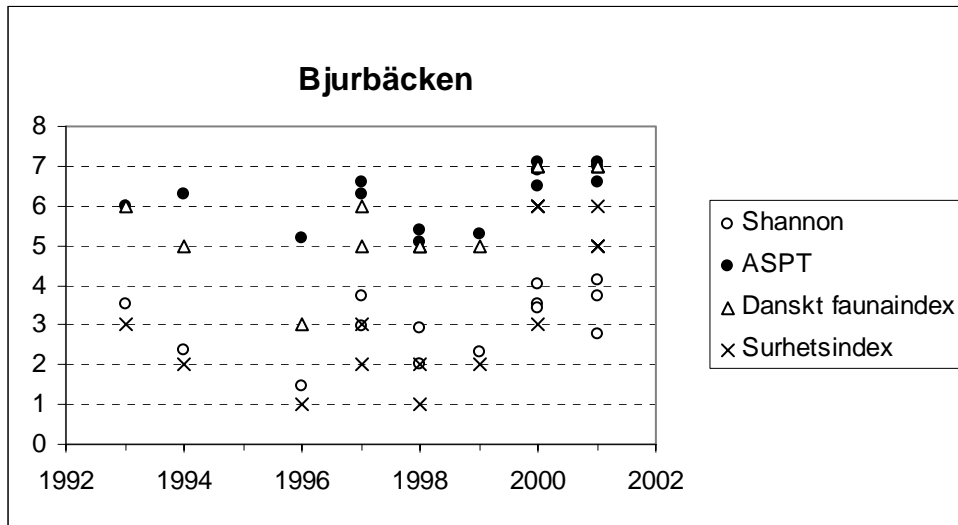


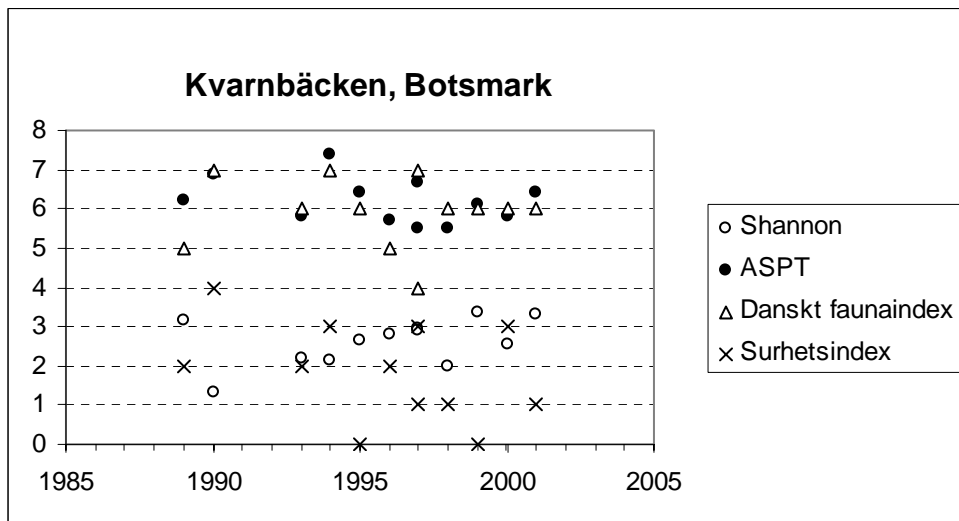
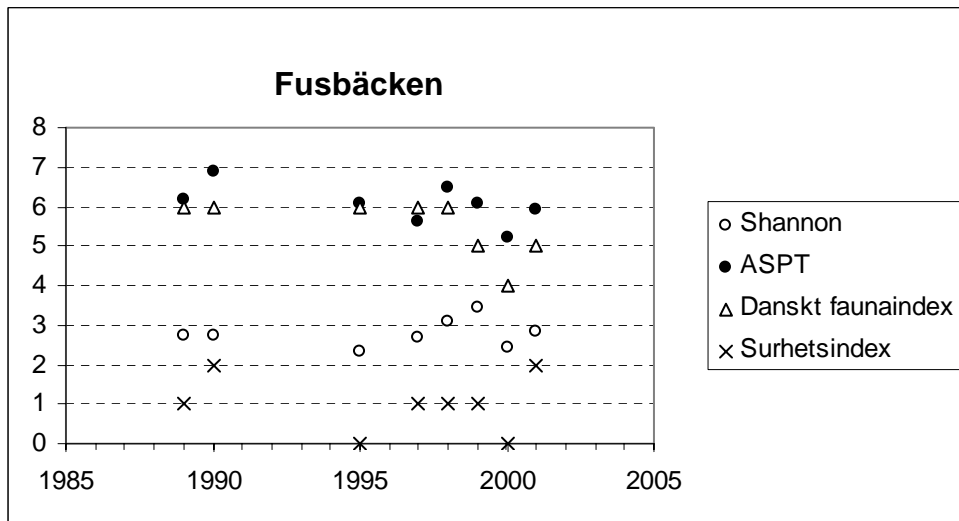
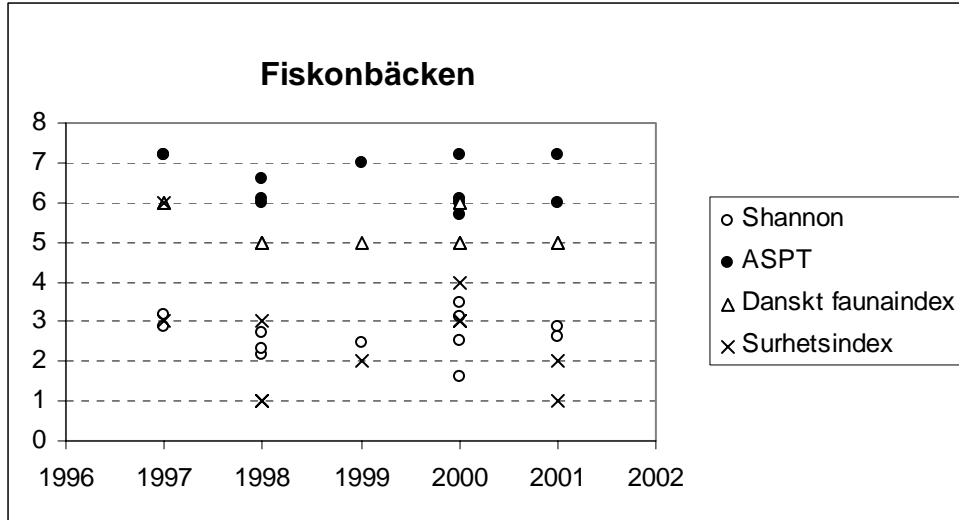
Bilaga 6: Förändringar i indexvärden över tiden i olika vattendragstyper. Figurerna visar årsmedelvärden från lokaler i varje region.

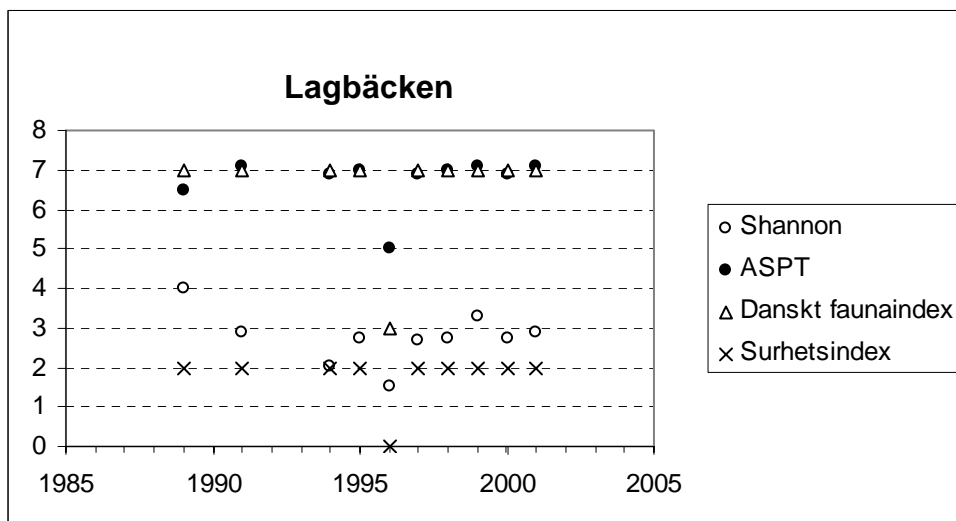
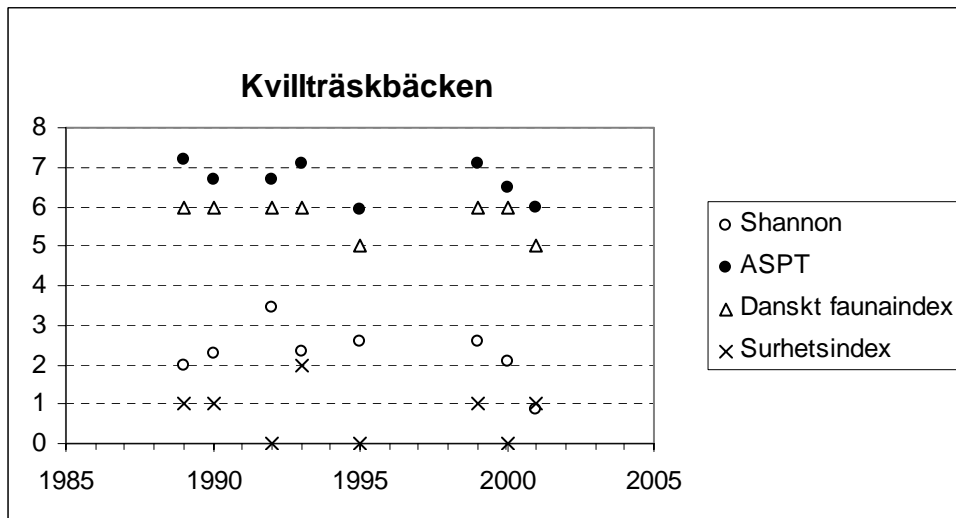
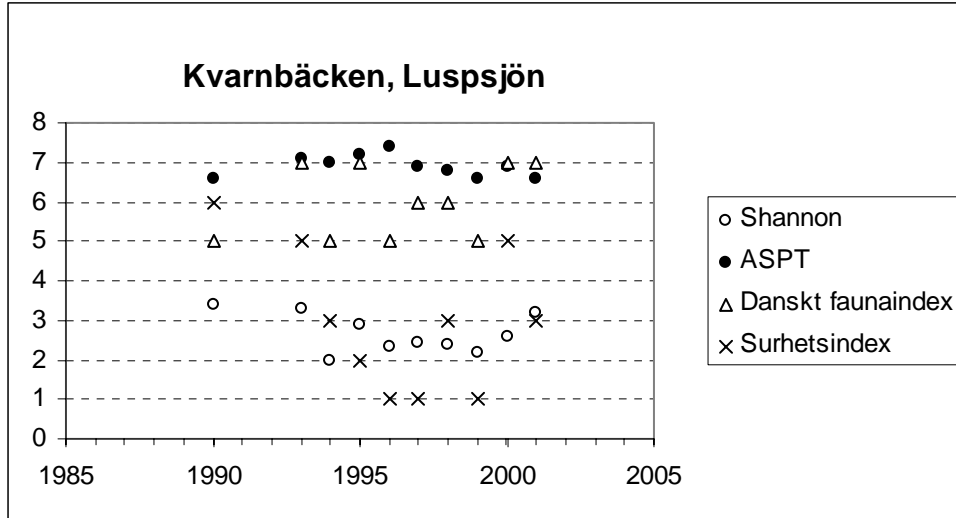


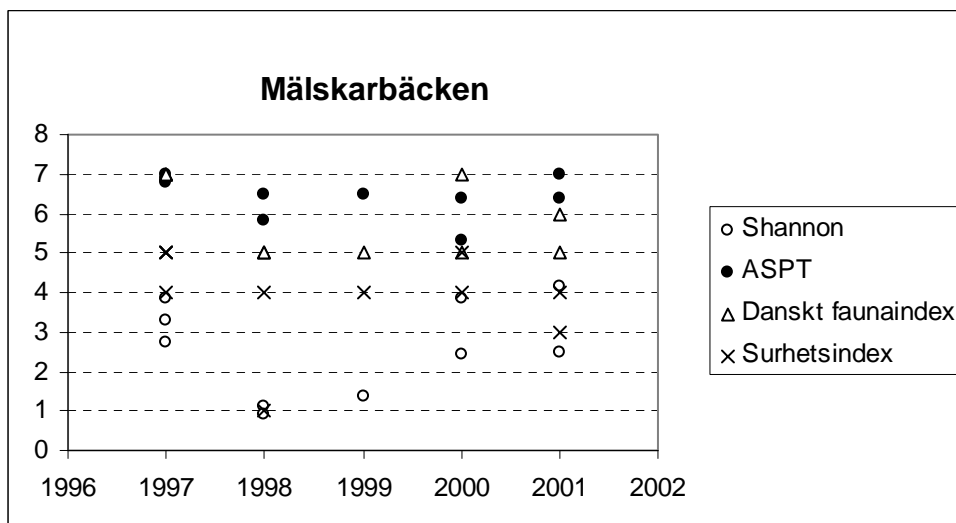
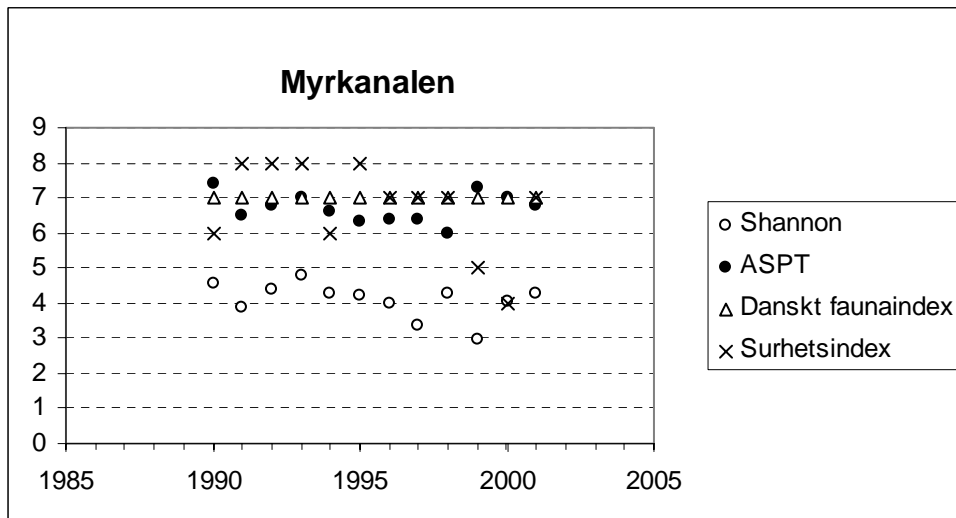
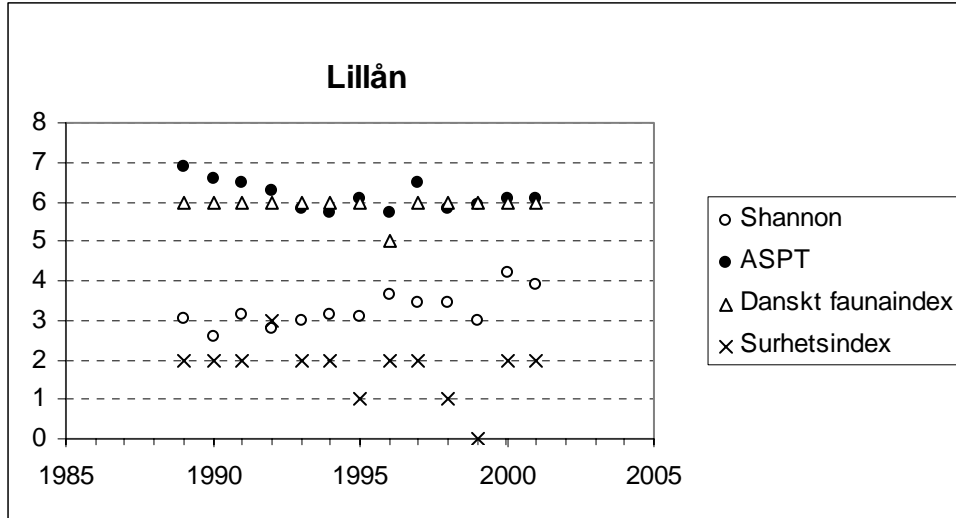


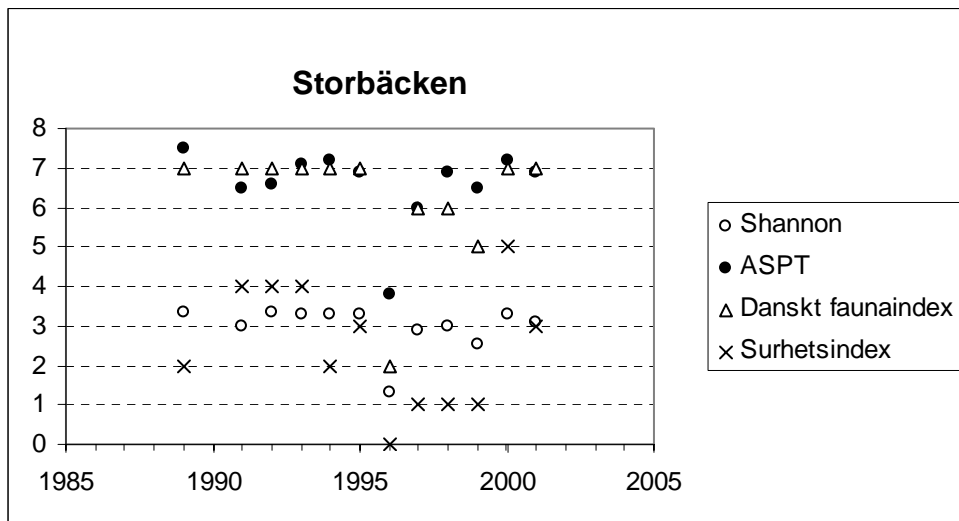
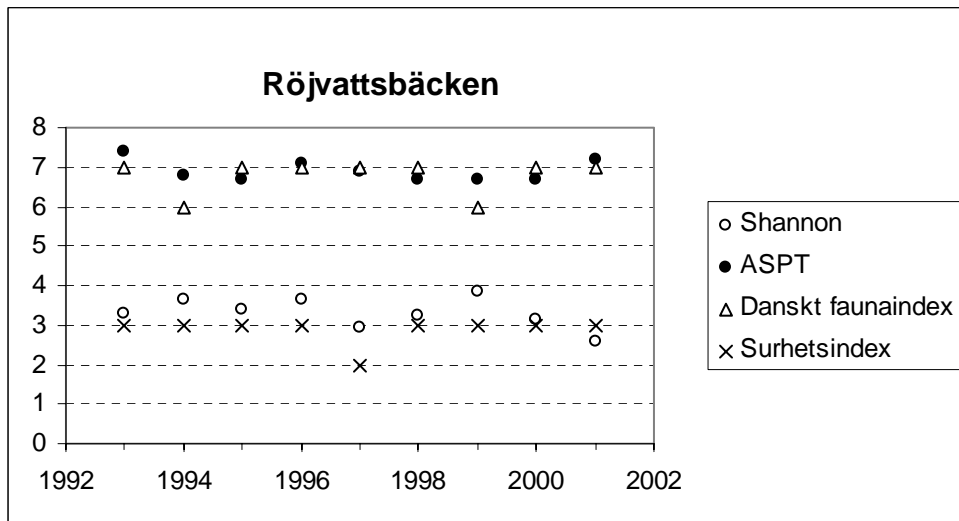
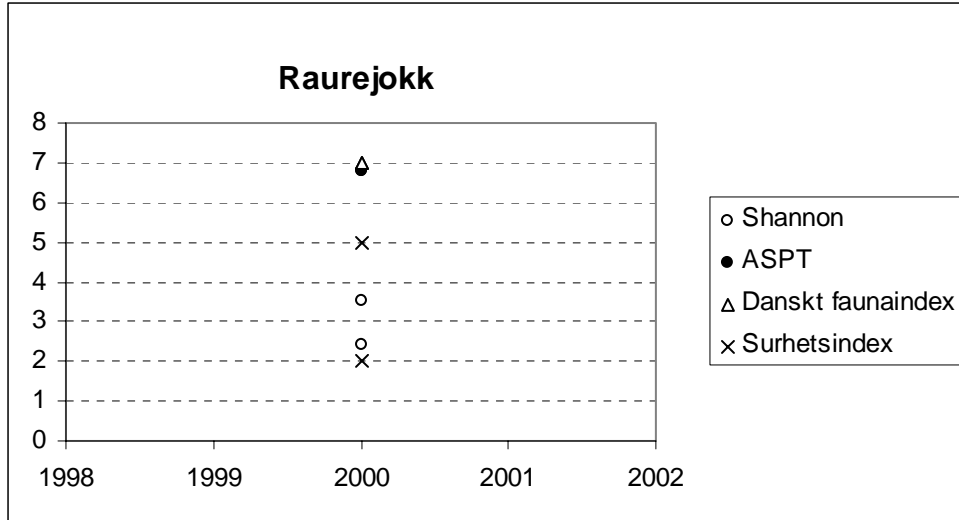
Bilaga 7: Förändringar i indexvärden över tiden i enskilda vattendrag. Lokaler i alfabetisk ordning.

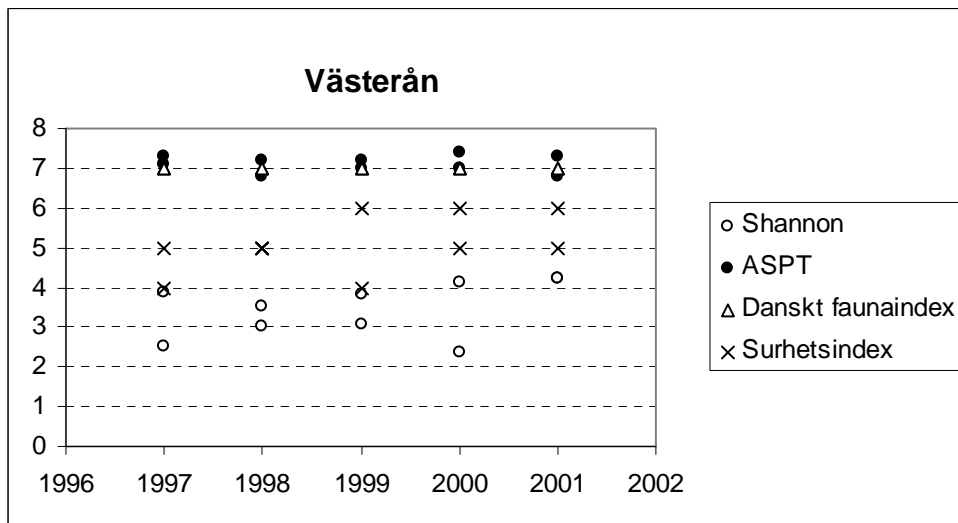
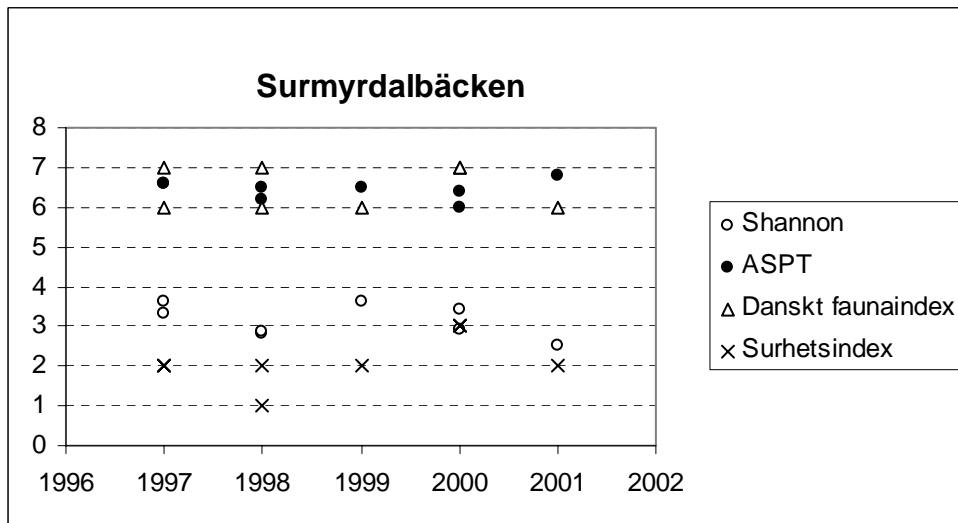
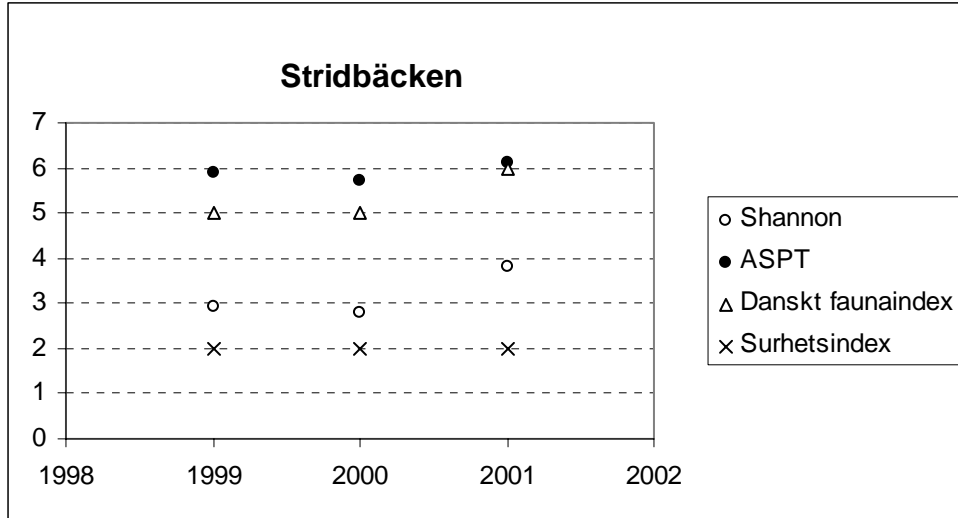












Ansvarig funktion: Miljöanalys

Text: Åsa Eriksson

Redigering och utformning: Stefan Andersson

Omslagsbild: Länsstyrelsen

Tryckeri: Länsstyrelsens tryckeri, Umeå år 2005

Upplaga: 80 st

ISSN: 0348-0291