

**FISKERIVERKET**  
Sötvattenslaboratoriet  
178 93 DROTTNINGHOLM

## **Trender hos fiskbestånd i okalkade vattendrag i relation till kemisk återhämtning**

**Magnus Dahlberg<sup>1</sup>, Ulrika Beier<sup>1</sup>, Björn Bergquist<sup>1</sup> och Jens Fölster<sup>2</sup>**

**Version 2006-12-01**

<sup>1</sup> Fiskeriverkets Sötvattenslaboratorium, 178 93 DROTTNINGHOLM

<sup>2</sup> Institutionen för Miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet, 750 07 UPPSALA

Del i slutrapportering av ”Trender i fiskförekomst i okalkade vatten i relation till kemisk återhämtning”, Överenskommelse enligt Naturvårdsverkets diarienummer 235-4684-06 Nv.

## Sammanfattning

I Europa har depositionen av försurande ämnen (svavel- och kväveföreningar) minskat sedan 1980-talet. I första hand är det depositionen av svavelföreningar som har minskat, men det finns även tendenser till en minskad deposition av kväveföreningar. Flera sjöar och vattendrag i Sverige, Norge och Finland har därför visat en vattenkemisk återhämtning. Detta har skapat förutsättningar för en biologisk återhämtning i försurade vatten och från både sjöar och vattendrag indikationer på en förbättring på såväl bottenfauna som fisk rapporterats. Syftet med rapporten är att analysera i vilken omfattning man kan se en återhämtning hos fisksamhällen i försurade vattendrag där man har observerat positiva vattenkemiska trender. Studien omfattar 30 vattendrag med varierande pH-status från mycket sura ( $\text{pH} < 5,0$ ) till vattendrag med neutralt pH och relativt opåverkade av försurning. Kriteriet för försurning sattes till en pH-minskning  $> 0,4$  enheter sedan 1860. Bedömningen av försurningspåverkan för fisksamhället gjordes med de nya bedömningsgrunderna för fisk i rinnande vatten (VIX) och på populationsnivå analyserades förändringar i fisktäthet hos enskilda arter.

Det sammanvägda fiskindexet VIX, surhetsindexet och de i indexen ingående indikatorerna visade ingen entydig koppling till den vattenkemiska återhämtningen i ANC och pH som konstaterats i flera vattendrag. Det finns flera förklaringar till detta. I flertalet av de försurade vattendragen i denna studie är de vattenkemiska förhållandena långt ifrån återställda till tillståndet innan försurning. De har fortsatt låga pH-värden och förhöjda halter av oorganiskt aluminium även om det har observerats positiva trender i ANC och/eller pH. En mer omfattande biologisk återhämtning med återkolonisation av försurningskänsliga arter kan förväntas först när en genomgripande vattenkemisk återhämtning har skett. Den biologiska återhämtningen och återetableringen av arter i försurade vattendrag beror även på andra faktorer än en förbättrad vattenkvalitet, t ex återkolonisationsförmåga, konkurrens, avstånd till potentiella områden och förekomst av vandringshinder. Tidsserierna för både fisk och vattenkemi är fortfarande ganska korta (oftast under 10 år), vilket gör att värden för enstaka år kan få stor betydelse för utfallet. Svenska vattendrag, och i synnerhet de små, har artfattiga fisksamhällen som oftast domineras av öring. Detta innebär att samhällsindikatorerna i fiskindexet VIX i hög grad påverkas av förändringar hos öringbeståndet. Oftast är det förändringar i rekryteringen av årsungar av öring som slår igenom i trenderna för det totala indexet VIX och Sidindex för surhet.

## 1. Inledning

I Sverige, Norge, Finland och övriga Europa har depositionen av försurande ämnen (svavel- och kväveföreningar) minskat under senare år. I de nordiska länderna har svaveldepositionen minskat med 60 % från 1980 till 2000 (Skjelkvåle m. fl. 2001), men samtidigt har kvävedepositionen ökat något fram till i mitten av 1990-talet ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)). Totalt är dock depositionen av försurande ämnen idag drygt 30 % lägre än under 1980-talet.

Den minskade depositionen av försurande ämnen har medfört att flera sjöar och vattendrag i Sverige, Norge och Finland har visat en vattenkemisk återhämtning (Wilander & Lundin 2000, Moldan m. fl. 2001, Skjelkvåle m. fl. 2001, Borg & Wilander 2005, Skjelkvåle m. fl. 2005). Vid en synoptisk sammanställning och analys av data från 344 sjöar i alla tre nordiska länderna fann Skjelkvåle m. fl. (2001) att vattnets sulfathalt hade minskat signifikant 69 % av de undersökta sjöarna under perioden 1990-1999. I svenska referenssjöar har vattnets sulfathalt minskat med ca 40 % från 1985 till år 2000 ([www.naturvardsverket.se](http://www.naturvardsverket.se)). Liknande

resultat visar undersökningar i Norge där sulfathalten i sjöar och vattendrag minskade med 30-70 % från 1980 till 2004 (Skjelkvåle m. fl. 2005). Den lägre depositionen av svavel under senare år har även resulterat i att vattnets alkalinitet, pH och ANC (Acid Neutralisation Capacity) har ökat något, samtidigt som vattnets halt av oorganiskt aluminium har minskat (Evans m. fl. 2001, Borg & Wilander 2005, Skjelkvåle m. fl. 2005). Förändringarna i dessa parametrar är dock inte lika tydliga som för vattnets sulfathalt beroende på att en fortsatt markförsurning fördröjer återhämtningen i basketjoner, pH och ANC (Wilander & Lundin 2000, Jenkins m. fl. 2003).

Genom förbättringarna i vattenkvaliteten har det skapats förutsättningar för en biologisk återhämtning i försurade vatten. Den biologiska återhämtningen omfattar såväl en förbättrad rekrytering av unga individer hos kvarvarande fiskbestånd som en återkolonisation av tidigare utslagna fiskarter. Från både sjöar och vattendrag har det också rapporterats resultat som indikerar en biologisk återhämtning för såväl bottenfauna som fisk (Rask m. fl. 1995 och 2001, Hesthagen & Forseth 1998, Mills m. fl. 2000, Raddum m. fl. 2001, Wright & Lie 2002, Fjellheim & Raddum 2005, Saksgård & Hesthagen 2005). För fisk har det ofta handlat om en förbättrad rekrytering av unga individer hos främst sjölevande bestånd (Rask m. fl. 1995 och 2001, Hesthagen & Forseth 1998, Mills m. fl. 2000), snarare än signifikanta förändringar i fisksamhällets struktur och ekologiska status. Exempelvis redovisar Mills m. fl. (2000) ett fortsatt svagt bestånd av kanadaröding (*Salvelinus namaycush*) i experimentsjön (Lake 223) trots en förbättrad reproduktion hos kanadaröding och övriga kvarvarande arter när pH-förhållandena i sjön återställdes till de ursprungliga. Fiskbestånden i försurade vattendrag är mindre undersökta även om det har gjorts flera studier i Norge (Hesthagen & Forseth 1998, Wright & Lie 2002, Saksgård & Hesthagen 2005).

Syftet med föreliggande rapport är att analysera i vilken omfattning man kan se en återhämtning (positiva trender mot god ekologisk status) hos fisksamhällen i försurade vattendrag där man har observerat positiva vattenkemiska trender. För att bedöma fiskfaunans status över tiden har vi i analyserna använt det nya multimetriska VattendragsfiskIndexet (VIX) och Sidoindexet för surhet (surhetsindexet) (Beier m. fl. 2006). Studien omfattar 30 vattendrag med varierande pH-status från mycket sura (pH < 5,0) till vattendrag med neutralt pH och relativt opåverkade av försurning. Kraven för att ingå i studien var att både vattenkemidata och relativt långa provfiskeserier skulle finnas tillgängliga för alla vattendrag.

## 2. Material och metoder

### *Urval av vattendrag*

Undersökningsobjekten valdes i första hand ut bland vattendrag som ingår i nationella och regionala miljöövervakningsprogram. Den initiala urvalsgrunden omfattade 110 vattendrag med vattenkemiska data. Dessa matchades sedan mot provfiskedata i elfiskeregistret SERS och efter matchningen återstod 60 okalkade vattendrag. Därefter gjordes ett andra urval utgående från längden på tidsserierna för vattenkemi och provfiskedata, samt elfiskelokalernas läge i förhållande till den vattenkemiska provpunkten. Krav för att ingå i analysen var att det skulle finnas en månatlig vattenkemisk tidsserie omfattande minst 5 år, vattendragen skulle ha elfiskats årligen under minst 5 år med standardiserad metodik, samt att minst en av elfiskelokalerna skulle ha ungefär samma geografisk belägenhet som den vattenkemiska provpunkten. Efter detta urval återstod endast 30 vattendrag (se bilaga).

### *Klassning av försurning och återhämtning*

Analysen av försurningspåverkan och vattenkemiska trender har genomförts av Jens Fölster, Institutionen för miljöanalys, Sveriges Lantbruksuniversitet i Uppsala. Bedömningen av försurningspåverkan gjordes enligt de nya bedömningsgrunderna för försurning (Fölster 2006) och baserades i första hand på medelvärden för prover tagna under perioden 1996 till 2000. Kriteriet för försurning sattes till en pH-minskning  $> 0,4$  enheter sedan 1860. Startvärdet för pH (1860) erhöles ur ett preliminärt regressionssamband mellan nuvarande förhållanden och förhållanden år 1860 i sjöar baserat på modellerade data (MAGIC-modellen). Bedömningen av den vattenkemiska återhämtningen gjordes utgående från trender i pH och ANC (Acid Neutralisation Capacity). I första hand användes vattenkemiska data från perioden 1996-2005, men i vissa fall även tidigare data. Eftersom dataunderlaget inte uppfyllde kraven på normalfördelade residualer och strikt linjära trender så analyserades materialet med icke parametriska metoder. Trendens storlek (lutning) skattades med hjälp av ”Theils slope” (Helsel & Hirsch 1992), där lutningen beräknas som medianen av lutningen mellan alla par av data i tidsserien. Signifikansen hos trenden testades enligt Loftis m. fl. (1991) metoden som är en utveckling av Mann-Kendall metoden för säsongberoende data. Trendtesterna gjordes med ett program i Visual Basic som är utvecklat av Anders Grimvall på Linköpings Universitet. Återhämtningstrenden definierades som signifikant ökning i pH och ANC (signifikansnivå  $\alpha = 0,05$ ).

### *Indikatorer på återhämtning samhälls- och populationsstruktur*

Analysen av fiskdata och de jämförande analyserna mellan vattenkemiska data och fiskdata har utgått från den av elfiskelokalerna som låg närmast den vattenkemiska provpunkten. Som indikatorer på fisksamhället valdes det nya fiskindexet VIX med samtliga sju indikatorer och Sidoindeket för surhet (Beier m. fl. 2006, Tabell 1). För indikatorerna användes vid analyserna sannolikheterna att tillhöra referensfördelningen (p-värden). Dessutom analyserades på populationsnivå förändringarna i fisktätheten hos enskilda arter som öring (årsungar) elritsa, stensimpa, bergsimpa, lake och mört (Tabell 1). Bedömningen av biologisk återhämtning gjordes utgående från förekomst av signifikanta och positiva trender hos indexen och de enskilda indikatorerna.

Trenderna i fisksamhälls- och populationsindikatorerna för enskilda vattendrag undersöktes med hjälp av regressionsanalys (linjär regression) med variablerna År, pH och ANC mot VIX, Sidoindeket för surhet och de enskilda indikatorerna i VIX-indexet. Skillnader för medelvärden och variationskoefficienter mellan försurade och ej försurade vattendrag testades med envägs ANOVA. Analysen av skillnaderna mellan grupperna baserades på differenserna (medel  $\pm$  95 % konfidensintervall) mellan senaste och första elfiske för VIX, surhetsindexet, antal årsungar av öring och totalt antal individer per 100 m<sup>2</sup>. I flera vattendrag saknades tyvärr vattenkemidata från året med det första elfisket. Därför antogs att de vattendrag som klassades som försurade 2000 också var försurade vid det första elfisketillfället.

**Tabell 1.** Fiskindikatorer på samhälls- och populationsnivå som har ingått i analyserna. För samhällsindikatorerna användes p-värden för det totala indexet VIX, Sidoindexet försurning och övriga indikatorer enligt de nya bedömningsgrunderna (Beier m. fl. 2006).

Indikator	Samhälls-nivå	Populations-nivå
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) av öring och lax	X	
Andel toleranta individer	X	
Andel lithofila individer	X	
Andel toleranta arter	X	
Andel intoleranta arter	X	
Andel laxfiskarter med reproduktion	X	
VIX (medelv. = total påverkansbedömning)	X	
Sidoindex för försurning	X	
Total individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> )	X	
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) hos årsungar av öring		X
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) hos elritsa		X
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) hos stensimpa		X
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) hos bergsimpä		X
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) hos lake		X
Individtäthet (antal/100 m <sup>2</sup> ) hos mört		X

### 3. Resultat

#### *Försurningsklassning och trender i vattenkemi*

De undersökta vattendragen omfattar både sura till svagt sura vattendrag (15 st) och neutrala vattendrag (15 st). Vattnets genomsnittliga pH i de sura till svagt sura vattendragen varierade år 2000 mellan 4,9 till 6,5 (Tabell 2) medan motsvarande pH-värde i de neutrala vattendragen varierade från 6,7 till 7,8. Bland de sura till svagt sura vattendragen klassades 10 vattendrag som försurade enligt de nya bedömningsgrunderna (Fölster 2006).

Signifikanta positiva trender (återhämtning) i pH och ANC (Acid Neutralisation Capacity) observerades i 5, respektive 10 vattendrag under perioden 1995 till 2005 (Tabell 2 och Bilaga, Tabell 1 och 2). Av de 30 undersökta vattendragen är det 13 vattendrag som visar en positiv trend i pH och/eller ANC (43 %). Det är en relativt stor andel med tanke på att analysen även omfattade vattendrag som är relativt välbuffrade. Av tabell 2 och 3 framgår också att det är betydligt fler vattendrag som visar en återhämtning i ANC än pH. Andelen vattendrag med positiv ANC trend är större för de försurade vattendragen (50 %) än för de icke försurade vattendragen (25 %). Beträffande pH så är det däremot en något större andel av de icke försurade vattendragen som visar en positiv pH-trend (20 % jämfört med 10 %). För de icke försurade vattendragen är det ungefär lika många vattendrag med positiv trend i pH (20 %) som vattendrag med trend i ANC (25 %). Bara ett av vattendragen med signifikanta pH-trender (Dammån) klassades som försurad enligt de nya bedömningsgrunderna. En positiv trend (återhämtning) i både pH och ANC förekom bara i två vattendrag (Dammån och Vindelälven).

**Tabell 2.** Medelvärden för pH och ANC (Acid Neutralisation Capacity), försurningsbedömning och observerade trender för pH och ANC i de undersökta vattendragen.

Län	X-koord	Y-koord	Vattendragsnamn	MedelpH år 2000	MedelANC år 2000 mekv/l	Försurad år 2000	+Trend pH	+Trend ANC
M	617839	139894	Verkaån	7,8	2,48	0	0	0
M	622167	133628	Skårån	7,4	0,77	0	0	0
M	623265	136734	Hörlingeån	6,7	0,36	0	1	0
M	624714	133393	Trollbäcken	6,0	0,12	1	0	0
N	628528	131145	Nyrebäcken	7,5	1,37	0	0	0
N	631435	133357	Lillån/Bosgårdsån	4,9	0,04	1	0	0
G	632129	147173	Dammån	5,5	0,09	1	1	1
G	632563	143423	Norrhultsbäcken	6,0	0,15	1	0	1
H	633396	154229	Morån	6,7	0,32	0	0	0
F	636524	148125	Lillån (Gnyltån)	6,9	0,35	0	0	0
F	637520	139964	Gnyltån	7,3	0,69	0	0	0
O	654489	123807	Ejgstån	6,9	0,40	0	0	0
T	658240	142677	Trösälven	6,9	0,29	0	0	0
U	662341	148103	Laxbäcken	4,9	0,07	1	0	1
X	673809	153401	Sörjabäcken	6,0	0,17	0	0	1
X	673710	153920	Björnbackån	6,2	0,17	0	0	1
X	685180	154161	Hårån	6,4	0,22	0	0	1
W	684839	133309	Stråfulan	7,0	0,23	0	0	0
Y	692660	153220	Viskansbäcken	7,3	0,41	0	1	0
Y	697143	158003	Hornsjöbäcken	6,8	0,22	0	0	0
Z	701914	140092	Bastuån	6,4	0,09	0	0	1
AC	705367	169582	Lillån (E4:an)	5,1	0,10	1	0	0
AC	705615	168045	Surmyrdalsbäcken	5,4	0,07	1	0	1
AC	706237	170395	Fusbäcken	5,2	0,07	1	0	1
AC	705443	168088	Röjvattsbäcken	5,5	0,12	1	0	0
AC	709644	169875	Vindelälven	7,0	0,22	0	1	1
AC	718232	171953	Bjurbäcken	6,3	0,27	0	1	0
AC	721593	175584	Byskebäcken	5,9	0,20	1	0	0
BD	731823	150695	Raurejukke	7,2	0,31	0	0	0
BD	739349	163850	Alep Uttjajäkkå	6,8	0,23	0	0	0
	<b>Totalt</b>		<b>30</b>			<b>10</b>	<b>5</b>	<b>10</b>

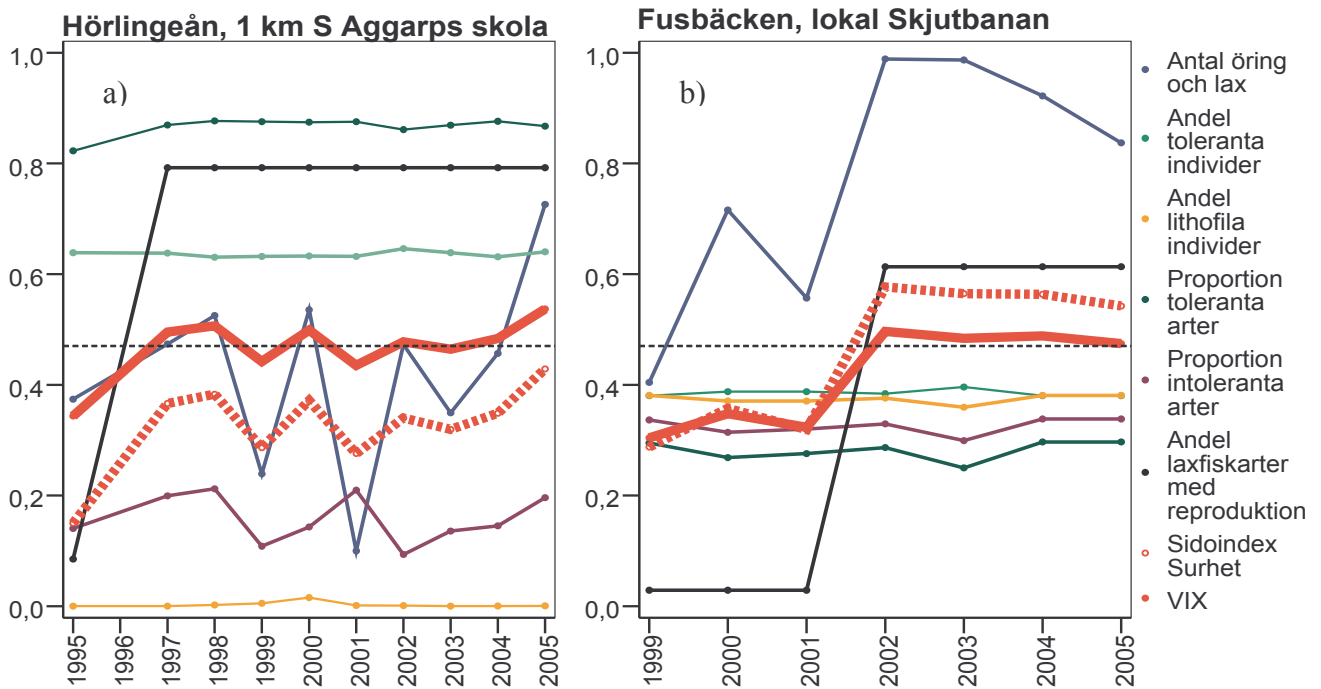
= sura eller svagt sura

= försurade

= signifikant positiv trend

**Tabell 3.** Fördelningen av vattendrag med olika trendstatus uppdelat på försurade och ej försurade vattendrag. Fet stil på siffrorna anger att en signifikant positiv trend har observerats under perioden 1995-2005. Procentvärdena anger andelen vattendrag med eller utan trend i varje kategori.

Status	Försurade vattendrag	Ej försurade vattendrag	Totalt antal
Positiv pH-trend	<b>1 (10%)</b>	<b>4 (20%)</b>	<b>5 (17%)</b>
Positiv ANC-trend	<b>5 (50%)</b>	<b>5 (25%)</b>	<b>10 (33%)</b>
Trend i pH och ANC	<b>1 (10%)</b>	<b>1 (5%)</b>	<b>2 (7%)</b>
Ingen pH-trend	9 (90%)	16 (80%)	25 (83%)
Ingen ANC-trend	5 (50%)	15 (75%)	20 (67%)
Ingen trend alls	5 (50%)	12 (60)	17 (57%)



**Figur 1.** Utvecklingen i VIX, Sidoindexet för surhet och övriga indikatorer (*p*-värden) över tiden i (a) Hörlingeån 1995-2005 och (b) Fusbäcken 1999 – 2005. Den svarta streckade linjen utgör gränsen mellan god och måttlig ekologisk status (klass 2 och 3).

#### Trender i fisksamhällsindikatorerna

Flera av vattendragen uppvisar signifikanta trender (både positiva och negativa) i fiskindexet VIX eller någon av de övriga fisksamhällsindikatorerna över tiden. Signifikanta trender i de övergripande samhällsindikatorerna (VIX och/eller försurningsindexet) över tiden har dock bara 8 vattendrag (Bilaga, Tabell 1 och 2), varav fyra vattendrag har en negativ trend i någon av dessa indikatorer. Av de vattendrag som har en signifikant positiv trend i pH och/eller ANC är det dock bara Hörlingeån (Figur 1 a), Fusbäcken (Figur 1 b) och Røjvattsbäcken (Figur 2 a) som också uppvisar en positiv och signifikant trend för totala VIX och försurningsindexet.

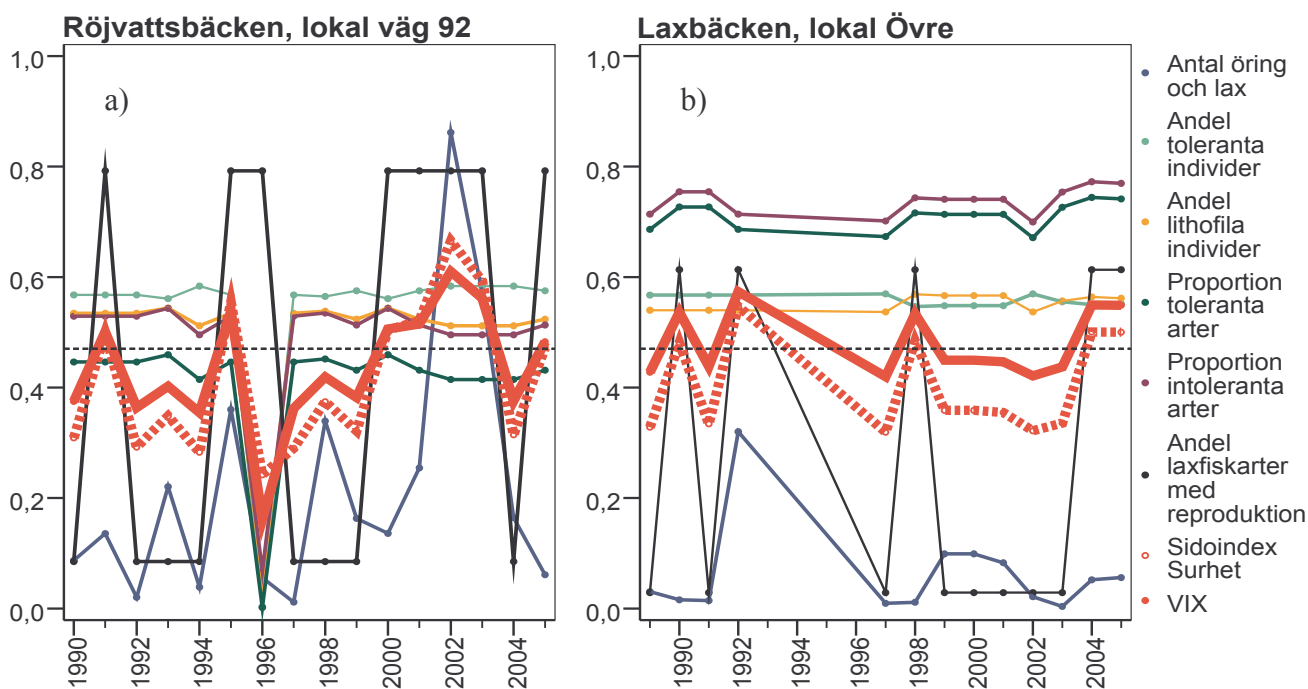
**Hörlingeån**, som är belägen i Skåne, visar en trend att pH har förbättrats under senare år, trots att vattendraget har ett neutralt pH-värde (pH 6,7). Förekomsten av öring och grönling har ökat i fångsterna på senare år vilket ger en positiv trend i både VIX och försurningsindexet (Figur 1). Det är dock främst en hög fångst av öring vid elfisket år 2005 som fått genomslag i analysen. Andelen laxfiskarter med reproduktion var dessutom betydligt lägre det första året än under övriga år.

**Fusbäcken** är ett mycket surt vattendrag (pH < 5,5 under hela perioden) i Västerbotten. Vattendraget som är försurad visar inte någon positiv trend i pH, men däremot en signifikant ökning i ANC. Både VIX och försurningsindexet har varit klart under gränsen för god ekologisk status (0,47) under hela perioden, men visar båda en signifikant positiv trend under de senaste 5 åren. Det finns också ett signifikant positivt samband mellan båda indexen och pH och ANC. Det är främst indikatorerna ”Antal öring och lax” och ”Andel laxfiskarter med reproduktion” som har ökat med åren. För andelen laxfiskarter med reproduktion var *p*-värdet de tre första åren (1999-2001) nära noll och därmed klart lägre än förväntat. På senare år

(2002-2005) har dock värdet varit över 0,6 vilket indikerar god ekologisk status (Figur 1 b). I Fusbäcken förekommer öring, men åren 1999-2001 fångades inga årsungar av öring. Det fanns dock vuxen öring. Under åren 2002 och 2003 ökade sedan förekomsten av årsungar markant, från 0 individer 2001 till 93,9, respektive 75,7 årsungar per 100m<sup>2</sup>. Därefter har det fångats årsungar varje år och den totala öringtäteten har ökat betydligt.

Även **Röjvattsbäcken** är belägen i Västerbotten. Vattendraget är försurat enligt de nya bedömningsgrunderna, men visar inga signifikanta positiva trender i pH och/eller ANC. För Röjvattsbäcken visar dock både totala VIX och surhetsindexet en signifikant positiv trend (Figur 2 a) och dessutom finns det ett signifikant positivt samband mellan surhetsindexet och pH-utvecklingen i vattendraget även om det inte finns någon signifikant pH-trend. Både VIX och surhetsindexet ligger under referensvärdet 0,47 under hela perioden, vilket gör att vattendraget inte uppnår god ekologisk status. Tätheterna av öring har generellt varit låga.

Förutom nämnda tre vattendrag har även vattendragen **Trollbäcken**, **Laxbäcken**, **Bastuån** och **Ejgstån** indikationer på en positiv förändring över tiden eftersom några av samhällsindikatorerna visar signifikanta positiva trender (Bilaga, Tabell 1 och 2). Av dessa fyra vattendrag är det dock bara Trollbäcken och Laxbäcken som är försurade. I Trollbäcken är det indikatorerna (andel lithofila individer, andel toleranta arter och andel intoleranta arter) som visar en signifikant positiv trend. I Laxbäcken (figur 2 b) visar indikatorn andel toleranta individer en signifikant positiv trend. Trots att Laxbäcken inte har någon positiv trend i VIX eller surhetsindexet visar dock både VIX och surhetsindexet ett signifikant positivt samband med ANC och några av de ingående indikatorerna visar också ett samband med pH. Det finns också indikationer på en återhämtning på populationsnivå genom att det åtminstone vissa år sker en nyrekrytering av öring. Troligtvis hade det även funnits positiva trender för VIX och surhetsindexet om återkolonisationen av fisk inte hade försvårats av ett partiellt vandringshinder (vägtrumma).



**Figur 2.** Utvecklingen i VIX, Sidoindexet för surhet och övriga indikatorer (*p*-värden) över tiden i (a) Röjvattsbäcken och (b) Laxbäcken 1990 – 2005. Den svarta streckade linjen utgör gränsen mellan god och måttlig ekologisk status (klass 2 och 3).



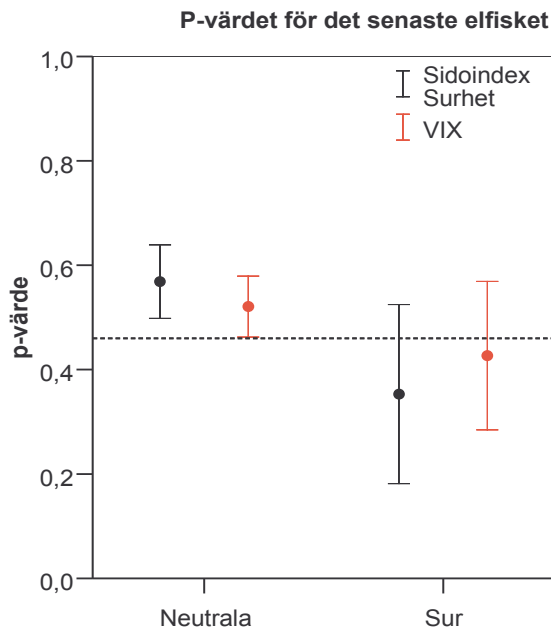
Några av de undersökta vattendragen visar tyvärr också en negativ trend i VIX och/eller surhetsindexet. Det är vattendragen **Härån** (trots positiv trend i ANC), **Nyrebäcken**, **Trösälven** och **Byskebäcken** (Bilaga, Tabell 2). I Nyrebäcken och Byskebäcken är det dock bara surhetsindexet som visar en negativ trend. I Härån har förekomsten av årsungar varierat kraftigt mellan åren samtidigt som den totala mängden öring har tenderat att minska under senare år. I Härån ökade dessutom materialtransporten i samband med ett trumbyte under undersökningsperioden, vilket kan ha påverkat den nedströms liggande lokalen och försämrat biotopen för öringungar. Nyrebäcken är ett havsöringvattendrag i Hallands län som är påverkat av jordbruk och en betydande materialtransport, vilket kan ha påverkat fiskförekomsten under senare år. I Trösälven har de flesta av indikatorerna varit relativt konstanta under flera år, men vid provfisket 2004 var andelen toleranta arter och andelen intoleranta arter (öring och stensimpa) betydligt lägre än åren innan. Samma år var fångsten av elritsa högre än tidigare, vilket kan ha medfört en förändring i andelarna av toleranta och intoleranta arter (elritsa är ej klassad i någon av dessa kategorier) utan att fångsterna av öring och stensimpa har förändrats. Byskebäcken är ett försurat vattendrag där flera av samhällsindikatorerna har indikerat en låg ekologisk status under hela provfiskeserien. I stort sett samtliga variabler visar en negativ trend under de senaste åren vilket ger ett genomslag i surhetsindexet.

#### *Ekologisk status hos fisksamhället i de försurade och ej försurade vattendragen*

I de försurade vattendragen är både VIX och surhetsindexet signifikant lägre (Tabell 4), samtidigt som variationen är större (högre variationskoefficient). Även indikatorerna antal öring och lax, andelen laxfiskarter med reproduktion och Simpsons diversitetsindex är signifikant lägre i försurade vattendrag jämfört med neutrala vattendrag. Variationskoefficienten är ofta också mer än dubbelt så hög i de försurade vattendragen. Den stora variationen i uppmätta och beräknade p-värden innebär att det är svårare att erhålla statistiskt signifikanta trender i försurade vattendrag trots att det i viss omfattning sker en fiskbiologisk återhämtning.

**Tabell 4.** Medelvärden och variationskoefficienter för olika samhällsindikatorer i försurade och ej försurade vattendrag. Statistisk analys av skillnaderna mellan grupperna har gjorts med envägs ANOVA där \* =  $p < 0,05$ , \*\* =  $p < 0,01$  och \*\*\* =  $p < 0,005$

Indikator	Medelvärde			Variationskoefficient		
	Ej försurade N=20	Försurade N=10	ANOVA Sign	Ej försurade N=20	Försurade N=10	ANOVA Sign
Antal/100 m <sup>2</sup> , öring & lax	31,65	18,95		0,59	1,37	***
Andel toleranta individer	0,02	0,05		2,00	2,62	
Andel lithofila individer	0,91	0,66	*	0,09	0,83	**
Proportion toleranta arter	0,07	0,08		1,79	2,53	
Proportion intoleranta arter	0,71	0,60		0,23	0,70	*
Andel laxfiskarter med reproduktion	0,85	0,58	*	0,32	0,80	*
Simpsons diversitetsindex	0,37	0,10	***	0,46	1,68	***
p Antal öring & lax	0,58	0,26	**	0,32	0,81	**
p Andel toleranta individer	0,53	0,54		0,18	0,32	
p Andel lithofila individer	0,43	0,33		0,46	1,04	
p Proportion toleranta arter	0,54	0,53		0,31	0,40	
p Proportione intoleranta arter	0,44	0,32		0,50	0,92	
p Andel laxfiskarter med reproduktion	0,69	0,44	**	0,23	0,61	*
VIX (medelvärde)	0,54	0,37	**	0,16	0,73	**
Sidoindex surhet	0,53	0,31	**	0,18	0,82	**



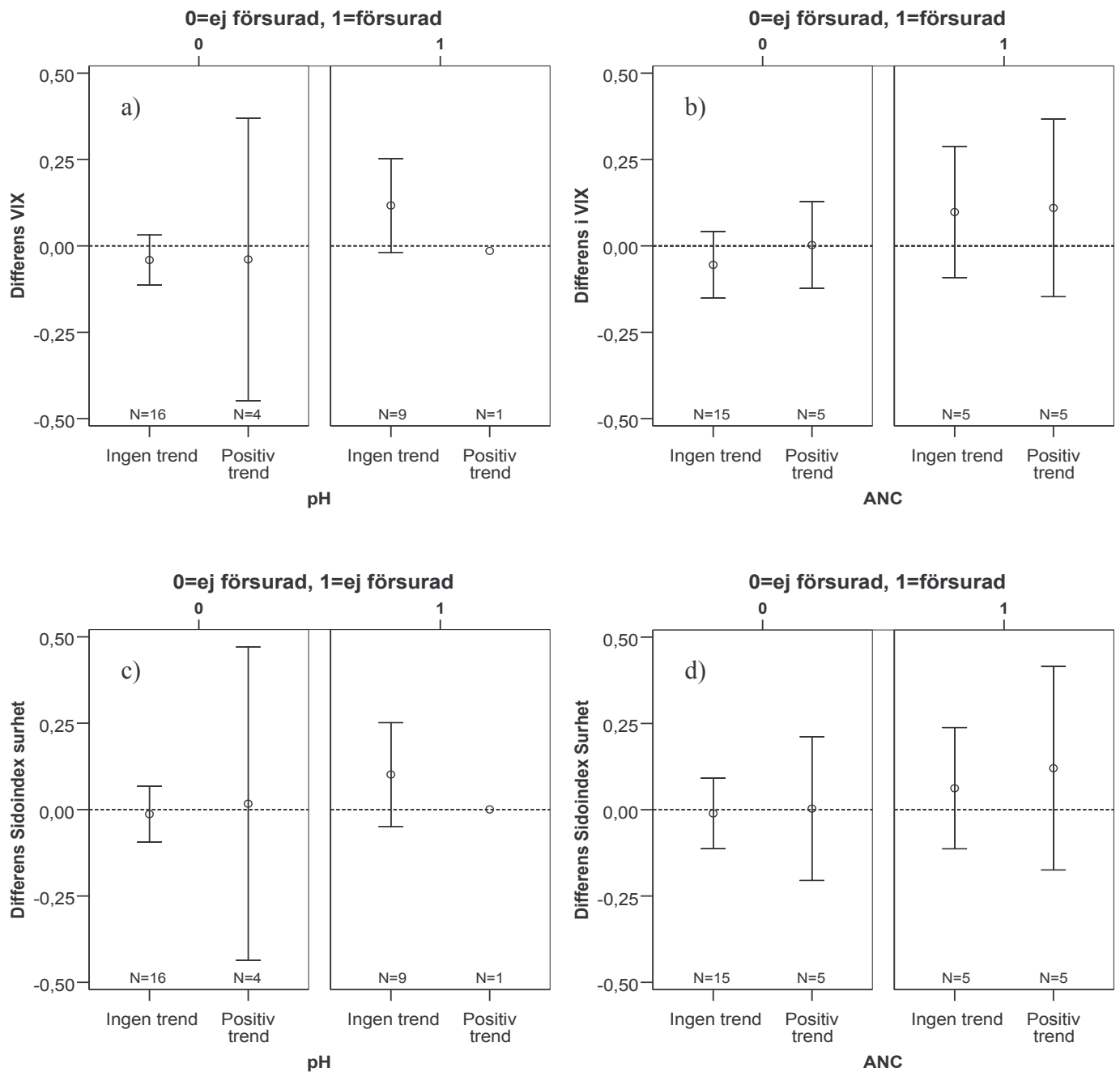
**Figur 3.** Medel  $\pm$  95 % konfidensintervall för VIX och Sidoindex för surhet (p-värden) i försurade, respektive ej försurade vattendrag vid det senaste elfisketillfället. Linjen anger gränsen för god ekologisk status.

Förutom trendanalysen har förändringarna i fisksamhället över tiden också studerats genom att jämföra differenserna mellan senaste och första elfiske för VIX, surhetsindexet och för indikatorer som totala fisktäthet och täthet av årsungar av öring. Differensen mellan senaste och första elfiske jämförs för vattendragsgrupperna, försurade och ej försurade vattendrag, vattendrag med eller utan trend i pH och ANC. Positiva differenser mellan senaste och första elfiske utgör en indikation på en återhämtning i fiskbeståndet över tiden (positiv trend) medan negativa differenser tvärtom indikerar en negativ utveckling för fiskbeståndet. Tidsskillnaden mellan det första och senaste elfisket varierar mellan 5 och 20 år för de 30 utvalda vattendragen. I genomsnitt är det knappt 11 år (10,8) mellan det första och senaste elfisket. Tidsavståndet är något längre för de försurade vattendragen (12,3 år) jämfört med de mera neutrala vattendragen (10,0 år). I genomsnitt har de utvalda vattendragen undersökts vid 10,2 tillfällen varav de försurade 9,0 gånger och de neutrala 11,4 gånger.

Det senaste provfiskeresultatet visar att både VIX och surhetsindexet har högre värden i de ej försurade vattendragen (neutralt pH) jämfört med de försurade vattendragen (Figur 3), och att de försurade vattendragen har en sämre ekologisk status jämfört med de neutrala vattendragen. De senare har i medeltal ett p-värde över 0,47 (gränsen för god ekologisk status) medan de försurade vattendragen i medeltal har p-värden som ligger under referensvärdet för god ekologisk status. Av figur 3 framgår också att surhetsindexet ger en tydligare separation av försurade och neutrala vattendrag än totala VIX.

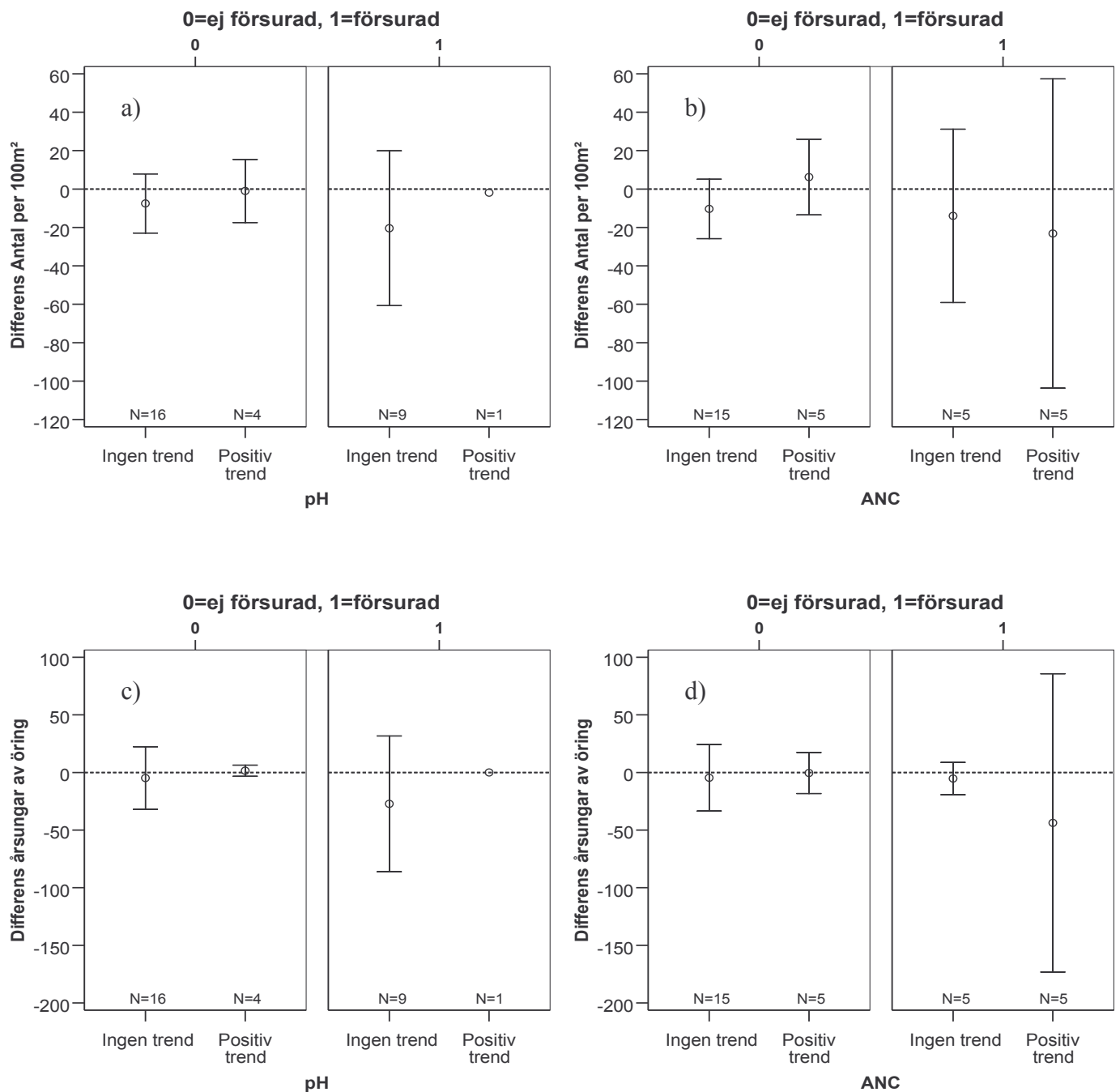
Enligt differensanalysen föreligger det endast små skillnader mellan grupperna försurade vattendrag med positiv trend och utan trend i pH och/eller ANC, samt ej försurade vattendrag med positiv trend och utan trend i pH och/eller ANC (Figur 4 och figur 5). Dock bör det poängteras att antalet objekt i flera av grupperna är mycket litet. I gruppen försurade vattendrag med positiv trend i pH finns exempel endast ett vattendrag, nämligen Dammån. Differenserna för VIX och surhetsindexet mellan senaste och första elfiske är dock positiv för tre

grupper av vattendrag; försurade vattendrag utan pH-trend, försurade vattendrag utan ANC-trend och försurade vattendrag med ANC-trend (Figur 4). Det är således bara kategorin försurade vattendrag som mera genomgående uppvisar en positiv differens mellan senaste och första elfiske för både VIX och surhetsindexet. Differensen mellan senaste och första elfisket är dessutom mycket liten eller negativ för gruppen ej försurade vattendrag. På grund av en stor variation i differenserna inom varje grupp visar dock analysen ingen signifikant skillnad mellan försurade respektive ej försurade vattendrag. Exempelvis finns i båda grupperna av vattendrag exempel på både ökade och minskade differenser.



**Figur 4.** Differenser i p-värden (medel  $\pm$  95 % konfidensintervall) mellan senaste och första elfisketillfället för indikatorerna "VIX" och "Sidoindeks Surhet" för de olika grupperna.

Det totala antalet fiskar per 100 m<sup>2</sup> och tätheten av årsungar visar obetydliga förändring mellan senaste och första elfisket, förutom i grupperna försurade vattendrag utan pH-trend och försurade vattendrag med positiv ANC-trend där dessa indikatorer visar negativa differenser, d v s en negativ utveckling (Figur 5). I gruppen försurade vattendrag med positiv ANC-trend ingår exempelvis Norrhultsbäcken där antalet årsungar av öring och förekomsten av elritsa har minskat kraftigt mellan första och senaste elfisket.



**Figur 5.** Differenser (medel $\pm$ 95 % konfidensintervall) mellan första och senaste elfiske för indikatorerna "Totalt antal fiskar per 100 m<sup>2</sup> " och "Antal årsungar av öring per 100m<sup>2</sup>" för de olika grupperna.

### *Trender på populationsnivå*

Det är få vattendrag som uppvisar några signifikanta trender i populationsparametrarna hos enskilda arter (Bilaga, Tabell 1 och 2). Tätheten av årsungar av öring visar en positiv trend endast i Hörlingeån som inte är försurad. Hörlingeån uppvisar trots det en positiv trend i pH. Däremot minskar förekomsten av årsungar av öring i vattendragen Norrhultsbäcken, Sörjabäcken, Trollbäcken och Raurejukke. Av dessa är Norrhultsbäcken och Trollbäcken klassade som försurade medan de övriga två är ej försurade vattendrag med ett mera neutralt pH. I Norrhultsbäcken har även elritsa en klart nedåtgående trend. Förekomsten av mört (antal per 100 m<sup>2</sup>) har minskat i Morån och Ejgstån som båda tillhör gruppen ej försurade vattendrag. I Morån beror minskningen på att tätheten av mört var den klart högsta det första elfiskeåret men har sedan dess varit tämligen konstant på en lägre nivå. Även i Ejgstån (ej försurad) har tätheterna av mört minskat under senare år. Stensimpa visar en minskning i Sörjabäcken och Hornsjöbäcken (båda är ej försurade) över tiden. För bergsimpa och lake erhöles inga signifikanta trender över tiden överhuvudtaget. Resultatet av differenserna för indikatorerna VIX och surhetsindex surhet var samstämmiga.

## **4. Diskussion**

### *Försurningsbedömning och trender i pH och ANC*

På grund av den omfattande kalkningsverksamheten i Sverige är det svårt att hitta försurade vattendrag med längre tidsserier för både vattenkemi och fisk. Det var därför förväntat att endast en mindre del av de undersökta vattendragen skulle klassas som försurade. Med tanke på den stora geografiska spridningen och den begränsade andelen försurade vattendrag (30 %) var det ändå förhållandevis många vattendrag (43 %) som visade en signifikant vattenkemisk trend i pH och/eller ANC. Det var också förväntat att finna fler vattendrag med en positiv ANC-trend än med en positiv pH-trend, särskilt bland de försurade vattendragen. Resultaten överensstämmer med resultaten från andra studier. Evans m. fl. (2001) erhöles för vatten med en minskande sulfathalt också fler positiva trender i ANC (46 %) jämfört med pH (34 %). Studien omfattade data från 56 övervakningsstationer i 8 Europeiska länder. Skjelkvåle m. fl. (2001) redovisar liknande resultat från en studie av 344 nordiska sjöar, där positiva ANC-trender noterades i 32 % av de undersökta sjöarna medan pH ökade i 23 % av sjöarna. Enligt Skjelkvåle m. fl. (2001) beror detta på att ökningen i ANC i högre grad är direkt kopplad till den minskade sulfathalten än ökningen i pH.

### *Trender i samhällsindikatorer för fisk*

Svenska vattendrag har i regel mycket artfattiga fiskesamhällen. Särskilt gäller detta de mindre vattendragen där fiskesamhället ofta består av 2-3 fiskarter. Öring är den dominerande arten i dessa vattendrag och arten förekommer också i stort sett i samtliga vattendrag som ingår i denna studie. Detta innebär att samhällsindikatorerna i fiskindexet VIX i hög grad påverkas av förändringar hos öringbeståndet. Oftast är det förändringar i rekryteringen av årsungar av öring som slår igenom i trenderna för det totala indexet VIX och Sidoindexet för surhet. Det bör också beaktas att tidsserierna för både fisk och vattenkemi fortfarande är ganska korta (oftast under 10 år), vilket gör att värden för enstaka år kan ha fått alltför stor betydelse för utfallet av regressionen, i synnerhet om de kommer i början eller i slutet av tidsserien.

Det sammanvägda fiskindexet VIX, surhetsindexet och de i indexen ingående indikatorerna visade tyvärr ingen entydig koppling till den vattenkemiska återhämtningen i ANC och pH som har konstaterats i flera vattendragen. Av de försurade vattendragen var det bara Fusbäcken och Röjvattsbäcken i Västerbotten som hade signifikanta positiva trender för såväl fiskindexen (VIX och surhetsindexet) som vattenkemiparametrarna ANC och pH. För dessa

vattendrag fanns också ett signifikant samband mellan trenderna i VIX och surhetsindexet och trenderna i ANC och pH. Däremot saknades positiva trender i fiskindexen för flera av de övriga försurade vattendragen, trots att de visade en positiv trend i pH och/eller ANC. Resultaten är dock analoga med resultat från studier i andra länder där man också har observerat trender i pH, ANC och oorganiskt aluminium, men ingen nämnvärd biologisk återhämtning eller tydligt samband mellan de vattenkemiska trenderna och fiskbeståndens status (Alewell m. fl. 2001, McCartney m. fl. 2003, Jenkins m. fl. 2003). Även för enskilda arter (indikatorer på populationsnivå) saknas en tydlig koppling till den vattenkemiska återhämtningen. Exempelvis erhöles en signifikant ökad förekomst av årsungar av öring enbart i Hörlingeån som inte är klassad som försurad, dock med en positiv pH-trend.

Det finns flera förklaringar till de få signifikanta sambanden mellan de positiva vattenkemiska trenderna och trenderna i VIX och surhetsindexet, samt de ingående indikatorer. En utebliven biologisk återhämtning kan förklaras av såväl otillräckligt återställd vattenkvalitet som långa avstånd till potentiella kolonisateurer och/eller förekomst av vandringshinder. Det bör exempelvis observeras att för flertalet av de försurade vattendragen i denna studie är de vattenkemiska förhållandena långt ifrån återställda. De har fortsatt låga pH-värden och förhöjda halter av oorganiskt aluminium även om det har observerats positiva trender i ANC och/eller pH. Exempelvis har sex av vattendragen genomsnittliga pH-värden som är 5,5 eller lägre och ANC-värden som är lägre än 15 µg/l. Medelvärdena (p-värden) för VIX och surhetsindexet visar också att de försurade vattendragen i denna studie har fortsatt gravt skadade fisksamhällen med stora variationer i fisktäthet. De beräknade p-värdena ligger klart under referensgränsen för god ekologisk status. De neutrala vattendragen har däremot p-värden som indikerar fisksamhällen med god ekologisk status och dessutom en betydligt lägre mellanårsvariation

För att bedöma försurningspåverkan i försurade vatten har man använt empiriskt framtagna gränsvärden för pH, ANC och oorganiskt aluminium (Degerman & Lingdell 1993, Rask m. fl. 1995, Lien m. fl. 1996, Henriksen m. fl. 1999, Andrén 2003). Dessa gränsvärden är också tillämpbara för att bedöma förutsättningarna för en biologisk återhämtning i försurade vatten. För att möjliggöra en återetablering av de försurningskänsligaste fiskarterna bör de försurade vattnen ha ett median pH omkring 5,8 (Holmgren & Buffam 2005, Serrano m. fl. 2005). För ANC har man i Norge för öring och lax tillämpat kritiska gränser på 20, respektive 30 µg/l (Lien m. fl. 1996). ANC-värden på 20 µg/l har också använts i vattenkemiska prognosmodeller för att indikera att vattnet har förutsättningar att uppnå en god ekologisk status enligt EU:s ramdirektiv för vatten (Jenkins m. fl. 2003, McCartney m. fl. 2003). Enligt McCartney m. fl. (2003) är dock korrelationen mellan ANC och fisksamhällets status för dålig och de föreslår istället att den kritiska gränsen för ANC skall utgöras av ett intervall av ANC-värden som relateras till koncentrationen av oorganiskt aluminium för att bättre kunna bedöma om förutsättningarna för livskraftiga öringpopulationer är uppfyllda. Även Holmgren & Buffam (2005) redovisar en bristande korrelation mellan ANC och fiskförekomsten i undersökta sjöar. En förklaring till det dåliga sambandet mellan ANC och fisksamhällets status är att det är svårt att tillämpa kritiska ANC-värden för humösa vatten (Holmgren & Buffam 2005). Oorganiskt aluminium är starkt toxiskt för fisk (Gensemer & Playle 1999, Andrén 2003) och beroende på fiskarternas försurningskänslighet har man föreslagit olika kritiska koncentrationer för påverkan på fiskpopulationer; för lax 10-25 µg/l (Kroglund m. fl. 1998), för öring 30 µg/l (Andrén 2003) och för mört 50 µg/l (Rask m. fl. 1995). Holmgren & Buffam (2005) har angivit 14 µg/l som kritisk koncentration för förekomst av försurningskänsliga arter som mört och elritsa.

En mer omfattande biologisk återhämtning med återkolonisation av försurningskänsliga arter kan således förväntas först när en genomgripande vattenkemisk återhämtning har skett, dvs när vattnet har nått värden på median pH omkring 5,8, ANC-värde över 30 µg/l och halterna av oorganiskt aluminium har sjunkit under 20 µg/l. I föreliggande studie har vattenkvaliteten i de försurade vattendragen, trots signifikanta och positiva trender i pH och ANC, inte förbättrats tillräckligt för att vattendraget ska gå från att ha varit surt till att bli mer neutralt. Därmed har inte vattenkvaliteten förbättrats i sådan omfattning att det självklart kan förväntas en återhämtning i fisksamhället, t ex med en tydligt ökad rekrytering av årsungar eller att fisksamhället utökats med någon ytterligare art.

Den biologiska återhämtningen och återetableringen av arter i försurade vattendrag beror även på andra faktorer än en förbättrad vattenkvalitet, t ex återkolonisationsförmåga, konkurrens, avstånd till potentiella kolonisateurer och förekomst av vandringshinder. Genom en förbättrad vattenkvalitet kan rekryteringen av unga individer hos kvarvarande arter öka men för att fisksamhällets artrikedom och diversitet skall förbättras krävs att utslagna arter kan återkolonisera från närliggande vatten. De flesta fiskarter har en god återkolonisationsförmåga och kan återkolonisera relativt snabbt, ofta inom en tidsrymd av ett år (Niemi m. fl. 1990). Särskilt öring har en god återkolonisationsförmåga. Strikt bottenlevande arter som stensimpa och bergsimpa har dock en betydligt sämre återkolonisationsförmåga. Förekomsten av vandringshinder i form av dammar och en utslagning av känsliga fiskarter i större geografiska områden begränsar ofta möjligheterna till återkolonisation och biologisk återhämtning för många arter eftersom det innebär fysiska hinder och långa avstånd till närmaste kolonisationskälla (Detenbeck m. fl. 1992). Återetableringen till ursprunglig förekomst kan också förhindras eller fördröjas av konkurrens med andra arter.

## 5. Referenser

- Alewell, C., M. Armbruster, J. Bittersohl, C.D. Evans, H. Meesen burg, K. Moritz & A. Prechtel. 2001. Are there signs of acidification reversal in freshwaters of the low mountain ranges in Germany? – *Hydrology and Earth system Sciences* 5: 367-378.
- Andrén, C. 2003. Inorganic aluminium in streams. Bioavailability and toxicity. – *Scripta Limnologie Uppsaliensis* 2003B:6 59 pp.
- Appelberg, M., E. Degerman & L. Norrgren. 1992. Effects of acidification and liming on fish in Sweden - a review. - *Finnish Fisheries Research* 13: 77-91.
- Beier, U., E. Degerman, B. Sers, B. Bergquist & M. Dahlberg. 2006. Nya bedömningsgrunder för fiskfaunans status i rinnande vatten (Slutrapport, 2006-05-03). - Rapport till Naturvårdsverket, enligt Överenskommelse Nr 502 0502 (dnr 235-2771-04-Me), avseende uppdraget ”Kompletterande utredningar för revideringen av bedömningsgrunder för fisk”. (tillgänglig på [www.vattenportalen.se](http://www.vattenportalen.se))
- Borg, H. & A. Wilander. 2005. Water chemistry of Swedish forest lakes – influence of lime treatment and acidification. - *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 738-741.
- Degerman, E. & P.-E. Lingdell. 1993. pHisces – fisk som indikator på lågt pH. - *Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* 1993 (3): 37-54.
- Detenbeck, N.E., P.W. DeVore, G.J. Niemi & A. Lima. 1992. Recovery of temperate stream communities from disturbance: a review of case studies and synthesis of theory. *Environ. Manage.* 16: 33-53.
- Evans, C.D., J.M. Cullen, C. Alewell, J. Kopacek, A. Marchetto, F. Moldan, A. Prechtel, M. Rogora, J. Vesely & R.F. Wright. 2001. Recovery from acidification in European surface waters. – *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 283-297.

- Følster, J. 2006. Bedömningsgrunder för försurning i sjöar och vattendrag. Preliminärt förslag för cirkulation. Institutionen för Miljöanalys, SLU, 060331. (tillgänglig på [www.vattenportalen.se](http://www.vattenportalen.se)).
- Fjellheim, A., G.G. Raddum. 2005. Vannbiologisk övervakning - bunndyr. – p. 64-101 In: Skjelkvåle B.L. (ed.) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2004. SFT-rapport (TA-2126/2005).
- Gesemer, R. W. & R.C. Playle. 1999. Bioavailability and toxicity of aluminium in aquatic environments. – *Crit. Rev. Environ. Sci. Technol.* 29:315-450.
- Henriksen, A., E. Fjeld & T. Hesthagen. 1999. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Ambio* 28: 583-586.
- Helsel, D.R. & R.M. Hirsch. 1992. *Statistical measures in water research*. - Elsevier Science B.V., Amsterdam, 529 pp.
- Hesthagen, T., H.M. Berger, B.M. Larsen & R. Saksgård. 1995. Monitoring fish stocks in relation to acidification in Norwegian watersheds. – *Water, Air and Soil Pollution* 85: 641-646.
- Hesthagen, T. & T. Forseth. 1998. Reversibility of acidification in Norwegian watersheds: are brown trout (*Salmo trutta* L.) populations recovering? - *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie* 26: 2255-2263.
- Hirsch, R.M. & J.R. Slack. 1984. A nonparametric trend test for seasonal data with serial dependence. - *Water Resource Research* 20: 727-732.
- Holmgren, K. & I. Buffam. 2005. Critical values of different acidity indices – as evaluated by fish communities of Swedish lakes.- *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 654-660.
- Jenkins, A., L. Camarero, B.J. Cosby, R.C. Ferrier, M. Forsius, R.C. Helliwell, J. Kopacek, V. Majer, F. Moldan, M. Posch, M. Rogora, W. Schöpp & R.F. Wright. 2003. A modelling assessment of acidification and recovery of European surface waters. – *Hydrology and Earth System Sciences* 7: 447-455.
- Kroglund, F., H.C. Teien, J. Håvardstun, B.O. Rosseland, B. Salbu & A. Kvellestad. 1998. Varighet av ustabil og skadelig aluminiumskjemi på giftighet overfor lakseparr, renneforsøk utført i Suldallågen, høst 1996. – NIVA-rapport 3815-98. 61 pp.
- Lien, L., G.G. Raddum, A. Fjellheim & A. Henriksen. 1996. A critical limit for acid neutralizing capacity in Norwegian surface waters, based on new analyses of fish and invertebrate responses. – *Sci. Total Environ.* 1777: 173-193.
- McCartney, A.G., R. Harriman, A. W. Watt, D.W. Moore, E.M. Taylor, P. Collen & E. J. Keay. 2003. Long term trends in pH, aluminium and dissolved organic carbon in Scottish fresh waters; implications for brown trout (*Salmo trutta*) survival. - *The Science of the Total Environment* 310: 133-141.
- Mills, K.H, S.M. Chalanchuk & D.J. Allan. 2000. Recovery of fish populations in Lake 223 from experimental acidification. - *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 57: 192-204.
- Moldan, F., R.F. Wright, S. Löfgren, M. Forsius, T. Tuoho-Airola & B.L. Skjelkvåle. 2001. Long term changes in acidification and recovery at nine calibrated catchments in Norway, Sweden, and Finland. – *Hydrology and Earth Systems Sciences* 5: 339-349.
- Niemi, G. J., P. DeVore, N. Detenbeck, D. Taylor, A. Lima, J. Pastor, J.D. Yount and R. J. Naiman. 1990. Overview of case studies on recovery of aquatic systems from disturbance. - *Environ. Manage.* 14: 571-588.
- Raddum, G.G., A. Fjellheim & B.L. Skjelkvåle. 2001. Improvements in water quality and aquatic ecosystems due to reduction in sulphur deposition in Norway. - *Water, Air, and Soil Pollution* 130: 87-98.
- Rask, M., H. Pöysä, P. Nummi & C. Karppinen. 2001. Recovery of the perch (*Perca fluviatilis*) in an acidified lake and subsequent responses in macroinvertebrates and the goldeneye (*Bucephala clangula*). - *Water, Air and Soil Pollution* 130: 1367-1372.
- Rask, M., J. Raitaniemi, J. Mannio, J. Vuorenmaa & K. Nyberg. 1995. Losses and recovery of fish populations in acidified lakes of southern Finland in the last decade. - *Water, Air and Soil Pollution* 85: 315-320.



- Serrano, I. I. Buffam & H. Laudon. 2005. Relationships between fish communities and chemical acidity status in Swedish watercourses. – Rapport Institutionen för Skogsekologi, Sveriges Lantbruksuniversitet, 901 83 Umeå.
- Saksgård, R. & T.H. Hesthagen. 2005. Vannbiologisk overvåking – fisk. p. 64-101 In: Skjelkvåle B.L. (ed.) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2004. SFT-rapport (TA-2126/2005).
- Skjelkvåle, B.L., T. Andersen, G.A. Halvorsen, G.G. Raddum, E. Heegaard, J. Stoddard & R.F. Wright. 2000. The 12-year report: Acidification of surface water in Europe and North America; trends, biological recovery and heavy metals. Convention on long-range transboundary air pollution. International Cooperative Programme on Assessment and Monitoring of Acidification of Rivers and Lakes. ICP-Waters Report 52/2000, 115 pp.
- Skjelkvåle, B.L., C.D. Evans, T. Larsen, A. Hindar & G.G. Raddum. 2002. Recovery from acidification in European surface waters: A view to the future. *Ambio*: 170-175.
- Skjelkvåle, B.L., J. Mannio, A. Wilander & T. Andersen. 2001. Recovery from acidification of lakes in Finland, Norway and Sweden 1990-1999. - *Hydrology and Earth System Sciences* 5: 327-337.
- Skjelkvåle, B.L., Ö. Kaste, T. Högåsen, L.B. Skancke, A. Hindar & H. de Wit. 2005. Vannkjemisk overvåking. - p 33-61 In: Skjelkvåle B.L. (ed.) Overvåking av langtransportert forurenset luft og nedbør. Årsrapport – Effekter 2004. SFT-rapport (TA-2126/2005).
- Teien, H.C., C. Andrén, F. Kroglund, B. Salbu. 2005. Changes in gill reactivity of aluminium species following liming of an acid and aluminium-rich humic water. - *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 29: 837-840.
- Wilander A. & L. Lundin. 2000. Återhämtning i svenska vatten och skogsmark. Sid. 53-66 i: Warfvinge P. & U. Bertills (redaktörer). *Naturens återhämtning från försurning – aktuell kunskap och framtidsscenarioer*. - Naturvårdsverket Rapport 5028.
- Wright, R.F. & M.C. Lie. 2002. Workshop on models for biological recovery from acidification in a changing climate. 9-11 September 2002 in Grimstad, Norway. - Workshop report. NIVA Rapport LNR 4589-2002, 42 sidor.

Bilaga

Tabell 1. Översikt regressionsanalys för vattendrag med trend i pH\*, ANC\*\* eller "Både pH och ANC"\*\*\*\*. + =ökning, - =minskning enligt ANOVA-tabell. P<0,05= '+' eller '-', P<0,01= '++' eller '--' och p<0,001= '+++' eller '---'

		Antal per 100 m <sup>2</sup> , öring & lax	Andel toleranta individer	Andel lithofila individer	Andel toleranta arter	Andel intoleranta arter	Andel laxfiskarter med reproduktion	VIX totalt	Sidoindex Surhet	Totalt antal individer per 100m <sup>2</sup>	Arsungar öring (antal/100 m <sup>2</sup> )	Bergsimpa (antal/100 m <sup>2</sup> )	Eritsa (antal/100 m <sup>2</sup> )	Lake (antal/100 m <sup>2</sup> )	Mört (antal/100 m <sup>2</sup> )	Stensimpa (antal/100 m <sup>2</sup> )
Norrhultsbäcken**	År	--								--	-		--			
	pH															
	ANC															
Hörlingeån*	År					+	++	+		+	+					
	pH															
	ANC															
Dammån***	År															
	pH															
	ANC															
Laxbäcken**	År		++													
	pH		+													
	ANC							++	+							
Björnbackån**	År															
	pH															
	ANC	+	+		--											
Sörjabäcken**	År	-								-	-					-
	pH															
	ANC															
Härån**	År			--	+++					-	-					
	pH															
	ANC															
Viskansbäcken*	År															
	pH															
	ANC															
Bastuån**	År		--		+++	+++										
	pH															
	ANC									+						
Surmyrdalsbäcken**	År															
	pH															
	ANC															
Fusbäcken**	År	+				++	+	++								
	pH					++	+	+								
	ANC	++				+++	++	++								
Vindelälven***	År															
	pH															
	ANC															
Bjurbäcken*	År															
	pH															
	ANC									-						

**Tabell 2. Översikt regressionsanalys för vattendrag utan positiva trender i pH eller ANC**

+ =ökning, - =minskning enligt ANOVA-tabell. P<0,05= '+' eller '-', P<0,01= '++' eller '--' och p<0,001= '+++' eller '---'

		Antal per 100 m <sup>2</sup> , öring & lax	Andel toleranta individer	Andel lithofila individer	Andel toleranta arter	Andel intoleranta arter	Andel laxfiskarter med reproduktion	VIX totalt	Sidoindex Surhet	Totalt antal individer per 100m <sup>2</sup>	Årsungar öring (antal/100 m <sup>2</sup> )	Bergsimpa (antal/100 m <sup>2</sup> )	Eiritsa (antal/100 m <sup>2</sup> )	Lake (antal/100 m <sup>2</sup> )	Mört (antal/100 m <sup>2</sup> )	Stensimpa (antal/100 m <sup>2</sup> )
Verkaån	År															
	pH															
	ANC	+														
Skårån	År									+						
	pH															
	ANC															
Trollbäcken	År		-	++	++	++					-					
	pH															
	ANC															
Nyrebäcken	År			-					-							
	pH															
	ANC															
Lillån/-Bosgårdsån	År															
	pH															
	ANC															
Morån	År															
	pH									+						
	ANC															
Gnyltån	År															
	pH															
	ANC	--				++										
Ejgstån	År			++		++										--
	pH															
	ANC		--	+												
Trösälven	År			+					-							
	pH															
	ANC															
Stråfulan	År		-		+											
	pH															
	ANC															
Hornsjöbäcken	År					+++										
	pH															
	ANC															
Lillån (E4)	År				++								++			
	pH															
	ANC															
Röjvattsbäcken	År							++	+							
	pH	++			--				+	++	+++					
	ANC															
Byskebäcken	År				+	--			-							
	pH	-								+						++
	ANC															
Raurejukke	År															
	pH															
	ANC															
Alep Uttjajäckå	År		-	+												
	pH															
	ANC	+++	--													

## Bilaga 1. Lokaluppgifter, elfiskedata och vattenkemidata för de undersökta vattendragen

Län	Vattendragsuppgifter			Lokaluppgifter			Elfiskedata			Vattenkemidata			
	X-koord	Y-koord	Vattendragsnamn	X-koord	Y-koord	Lokalens namn	Antal elfisken	Första elfiskeår	Senaste elfiskeår	VIX-klass år 2000	Första kemiår	Senaste kemiår	MedelpH år 2000
M	617839	139894	Verkaån	617801	139782	Uppstr Öradekaren	5	2000	2005	0,67	2000	2005	7,8
M	622167	133628	Skårån	621485	134050	Skåralid ovan dammen	9	1997	2005	0,59	2000	2005	7,4
M	623265	136734	Hörlingeån	623562	136656	1 km S Aggarps skola	10	1995	2005	0,50	1997	2005	6,7
M	624714	133393	Trollbäcken	624732	133412	Nedstr bron	8	1990	2005	0,75	1990	2005	6,0
N	628528	131145	Nyrebäcken	628534	131170	P. Bertils stuga	19	1991	2005	0,57	2000	2005	7,5
G	631435	133357	Lillån/Bosgårdsån	631840	133310	Ned Bosgårdsfallet	9	1997	2005	0,37	1997	2005	4,9
N	632129	147173	Dammån	632140	147156	Uppstr väg 23	5	1997	2000	0,01	1996	2005	5,5
G	632563	143423	Norrhultsbäcken	633323	146195	Upp väg 31/6b	13	1986	2005	0,67	1996	2005	6,0
H	633396	154229	Morån	634570	150290	700 m ovan Mörtsjön	10	1995	2005	0,39	1997	2005	6,7
F	636524	148125	Lillån (Gnyltån)	636770	147525	Gamla stenbron	12	1990	2005	0,56	1995	2005	6,9
F	637520	139964	Gnyltån	638065	139975	Fredriksdal	15	1988	2005	0,76	1997	2005	7,3
O	654489	123807	Ejgstån	654552	123925	Övre Ejgst	9	1997	2005	0,26	1997	2005	6,9
T	658240	142677	Trörsälven	659650	142705	Hällsjö kvarn	6	2000	2005	0,69	2000	2005	6,9
U	662341	148103	Laxbäcken	663730	148038	Laxbäcken övre	15	1989	2005	0,45	1990	2005	4,9
X	673809	153401	Sörjabäcken	673815	153365	Jockara fåbod	9	1997	2005	0,57	1997	2005	6,0
X	673710	153920	Björnbackån	673857	153360	Nedstr tjärfabr	9	1997	2005	0,60	1998	2005	6,2
X	685180	154161	Hårån	684705	153450	V. Stybberget	9	1997	2005	0,44	1997	2005	6,4
W	684839	133309	Stråfulan	684882	133200	Stråfulunäset övre	8	1998	2005	0,68	1997	2005	7,0
Y	692660	153220	Viskansbäcken	692695	153270	Nederst	15	1990	2005	0,69	1997	2005	7,3
Y	697143	158003	Hornsjöbäcken	697145	157980	Nedre	9	1991	2005	0,62	1997	2005	6,8
Z	701914	140092	Bastuån	699960	140360	300 m uppstr vägen	13	1992	2005	0,58	1998	2005	6,5
AC	705367	169582	Lillån (E4:an)	706025	169395	E4 lokal 2	19	1985	2005	0,31	1998	2005	5,1
AC	705615	168045	Surmyrdalsbäcken	706765	167095	Ovan gångbron	9	1997	2005	0,17	1998	2005	5,4
AC	706237	170395	Fusbäcken	707975	169170	Skjutbanan	7	1999	2005	0,35	1995	2005	5,2
AC	705443	168088	Röjvattsbäcken	709945	164840	Väg 92	16	1990	2005	0,51	1998	2005	5,5
AC	709644	169875	Vindelälven	717940	166400	Mårseleforsen	5	1990	1999	0,58	1990	2005	7,0
AC	718232	171953	Bjurbäcken	718264	171903	Bjurbäck	6	2000	2005	0,40	1998	2005	6,3
AC	721593	175584	Byskebäcken	721605	175555	Samhället	14	1992	2005	0,50	1998	2005	5,9
BD	731823	150695	Raurejukke	731825	150700	Mynningen	6	1992	2005	0,71	1990	2005	7,2
BD	739349	163850	Alep Uttjäjkå	739272	163826	100 m uppstr väg	9	1997	2005	0,64	1997	2005	6,8
	<b>Totalt</b>		<b>30</b>										

= värden lägre än gränsen för god ekologisk status

