



Är nuvarande kritiskt kemiska värden relevanta för att bedöma försurningspåverkan på fisk i svenska sjöar?

Examensarbete 20 p.

av

Henrik C Andersson

Institutionen för miljöanalys
Sveriges lantbruksuniversitet
Box 7050
750 07 Uppsala

Handledare:
Magnus Appelberg &
Anders Wilander

Blank

Är nuvarande kritiskt kemiska värden
relevanta för att bedöma försurningspåverkan
på fisk i svenska sjöar?

Tryck: Institutionen för miljöanalys. 2001-03-21

Upplaga: 50 ex.

ISSN 1403-977X

Blank

Sammanfattning

Den antropogena försurningen av sjöar och vattendrag är ett av de största miljöproblemen i Sverige. För att kunna värdera effekterna av de försurande ämnena på sjöar och dess organismer används i dag begreppet *kritisk kemisk belastning*. Den modell som i huvudsak har använts i Norden för att beräkna kritisk kemisk belastning för ytvatten är "*Steady state water chemistry model*". Enligt denna modell anses den kritiska belastningen överskriden då depositionen av svavel är större än vad som kan neutraliseras av ANC. Beräkningen av den kritiska belastningen har utgått från att försurning kan ske till en kritisk koncentration av ANC vid vilken ingen känd påtaglig skada sker på biologin. Definitionen innebär att sannolikheten för skador på biologin skall understiga 10%. Den modell som används i Sverige baseras på norska undersökningar och gränsvärdena är satta efter norska förhållanden. Skillnaderna i vattenkvalitet och biologi mellan norska och svenska vatten, framförallt med avseende humushalt och fiskfaunans artrikedom, innebär att det finns anledning att anta de kritiska kemiska värdena som baseras på norska förhållanden skiljer sig från svenska. För att testa denna hypotes har pH, alkalinitet, ANC, CBALK and ANC/H⁺ analyserats för att prediktera skador på fiskbestånden i svenska sjöar. Resultatet visar att samtliga fem variablerna är användbara för bedömning av kritiskt kemiska värden. De bästa utfallen ges emellertid av pH, alkalinitet och ANC/H⁺. Om ANC och CBALK skall användas för detta ändamål måste värdena korrigeras för TOC. Resultaten visar även att de befintliga gränsvärdena bör justeras uppåt för att skador på sjölevande fisk skall undvikas.

Blank

Innehåll

1. Introduktion

- 1.1 Försurning
- 1.2 Försurningsvariabler och effekter på fisk
- 1.3 Kritisk kemisk belastning
- 1.4 Målsättning

2. Material & metoder

- 2.1 Vattenkemiska variabler
- 2.2 Riksfiskinventeringen -96
- 2.3 Provfiske
- 2.4 Försurningsklassning av fisk
- 2.5 Statistiska metoder

3. Resultat

- 3.1 Hela riksfiskmaterialet
- 3.2 Sjöar inom ett känt utbredningsområde för mört
- 3.3 Provfiskedata
- 3.4 TOC och försurningspåverkan på fisk

4. Diskussion

5. Referenser

1. Introduktion

1.1 Försurning

Den antropogena försurningen av sjöar och vattendrag är ett av de största miljöproblemen i Sverige (Miljödepartementet 1996). I Skandinavien upptäcktes försurningens verkningar redan på 1920-talet då Huitfeldt- Kaas (1922) noterade en kraftigt nedgång i laxfisket i älvar belägna i södra Norge. I Sverige upptäcktes försurningens effekter i mitten av 1960-talet. Den dåvarande fiskerikonstulenten i Uddevalla, Ulf Lundin, hade då sett hur flera lax- och havsöringsförande vattendrag blivit fisktomma och kunde vid vattenprovtagningar konstatera pH värden i närheten av 4 (Lundgren 1991). Under senare delen av 1960-talet och under 1970-talet blev försurningens effekt och spridning känd och det visade sig vara ett stort miljöproblem i Sverige (Almer 1972, Hörnström m. fl. 1974, Almer 1974, Lessmark 1976, Mossberg & Nyberg 1976, Andersson m. fl. 1980, Johansson & Nyberg 1981, Jordbruksdepartementet 1982).

Försurningen är ett globalt problem om man ser till källan för utsläppen av försurande ämnen (Crane & Cocks 1989) men 85% av de försurade sjöarna och vattendragen återfinns i endast sex länder: Sverige, Norge, Kanada, USA, Skottland och Finland (Hartgrave 1991, Brodin 1995). I Sverige finns totalt 95 700 sjöar större än en hektar (www.SMHI.se). Av dessa beräknas ca 20%, eller drygt 17 000, sjöar vara försurade. Utöver detta så beräknas 100 000 kilometer vattendrag vara försurningspåverkade (Naturvårdsverket 1999a).

I försurade vatten påverkas det biologiska livet radikalt och många arter försvinner (Schindler 1991). Försurningen får även andra konsekvenser då många försurningskänsliga arter är ekonomiskt värdefulla (Appelberg m. fl. 1989, Bengtsson & Bogelius 1995). Orsaken till försurningen är i huvudsak nedfall, framförallt svavel och kväve, från förbränning av fossila bränslen (Brydges & Wilson 1990). Förutom att minska utsläppen av försurande ämnen så är kalkning den enda metod som hittills kunnat upprätthålla en god vattenkemi och därmed en bevarad biologisk mångfald (Eriksson m. fl. 1982, Miljödepartementet 1985, Nyberg m. fl. 1986a, Degerman m. fl. 1990, Degerman m. fl. 1992, Appelberg 1995, Henriksson & Brodin 1995). I dag kalkas 7000 sjöar och uppskattningsvis 6000 kilometer rinnande vatten. Den årliga kostnaden för kalkningen uppgår till 150-200 miljoner kronor per år (Naturvårdsverket 1999a).

1.2 Försurningsvariabler och effekter på fisk

En vätskas surhet beror av hur mycket vätejoner (H^+) den innehåller. Vattnets surhetsgrad uttrycks vanligtvis som pH (Naturvårdsverket 1969, Almer m. fl. 1974). pH-värdet bestäms genom kemiska jämvikter och känsligheten i dessa beror på mängden buffrande ämnen som finns i vattnet (Wetzel 1975). Om vattnet har hög halt av vätekarbonatjoner (HCO_3^-) är vattnet välbuffrat mot försurning och i sjöar med pH under 8,0 är detta det samma som vattnets alkalinitet. När vattnet tillförs försurande ämnen (H^+) leder detta till att buffringsförmågan, eller alkaliniteten, minskar. Om tillförseln av försurande ämnen fortsätter kommer det att leda till en sänkning av pH-värdet. Eftersom pH-värdet är logaritmiskt innebär en pH-sänkning med en enhet att vattnet har blivit 10 gånger surare. Ett pH-värde på 6,0 svarar sålunda mot en vätejonhalt (H^+) på 0,001 mekv/l, medan pH-värdet 5,0 svarar mot en halt på 0,01 mekv/l.

För att bedöma ytvattnets känslighet mot försurning krävs kunskap både om vattnets och nederbördens kemiska egenskaper och om den omgivande markens sammansättning (Ruess m. fl. 1987). En avgörande egenskap är markens kapacitet att genom vittring frigöra metalljoner; kalcium-, magnesium-, natrium-, och kaliumjoner (Sverdrup m. fl. 1992). Dessa metaller går ofta under benämningen *baskatjoner*. Eftersom det främst är vittringen som förnyar baskatjonförrådet är detta den enda process som kan kompensera en långvarig syratillförsel. I första hand är det därför vittringstakten som bestämmer den kritisk kemiska belastningen av sura luftföroreningar.

Ett alternativt mått på buffertkapaciteten är ANC (*Acid Neutralizing Capacity*), som förutom vätekarbonathalten också innefattar halten av organiska anjoner. Definitionen av ANC är den mängd syra som krävs för att förändra pH-värdet från provets värde till ett valt annat värde (Stumm & Morgan 1981). ANC används ofta i modeller som syftar till ett beräkna försurningsnivåerna i olika geografiska områden. I klara vatten är skillnaden mellan ANC och alkalinitet relativt liten, men i bruna (humösa) vatten kan ANC vara betydligt högre än alkaliniteten (Wilander 1999).

En nackdel med detta sätt att beräkna den totala buffertkapaciteten är att det krävs många analyser och att varje enskild analys har både ett systematiskt och ett slumpartat fel. Dessa fel på verkar värdet på ANC. Ett alternativt sätt att bestämma buffertkapaciteten är att beräkna CBALK (Köhler m. fl. 2000). För det krävs endast analyser av alkalinitet och TOC. Koncentrationen av organiska anjoner beräknas då direkt från en specifik laddning och koncentrationen TOC.

Vattenfärgen (eller mängd löst organiskt material) har stor inverkan på försurningens effekter. Vattenfärgen är korrelerad till vattnets pH-värde (Degerman 1987), på så sätt att klara samt bruna sjöar har lägre pH värde än andra sjöar. Merparten humusämnen fungerar som svaga syror och de bruna sjöarna är därför naturligt sura. Mängden humusämnen uttrycks vanligen som *total mängd organiskt kol* (TOC). I Sverige är humösa sjöar vanliga och i naturvatten är vanligtvis TOC inom intervallet 3-15 mg/l (Wilander m. fl. 1998). Humushalten i ett vatten är beroende av tillförseln vilken i sin tur beror av processer i omgivande mark samt vattnets omsättningstid. Trots att humushalten är korrelerad till låga pH värden kan höga färgtal bidra till en högre primärproduktion till följd av högre fosforhalter vilket i sin tur kan minska försurningens skadliga inverkan på biota. Dessutom kan humusämnena binda toxiska metaller vilket kan reducera försurningsskador på fisk och annan biologi. Degermans (1987) litteratur- och datagenomgång pekar emellertid på att humusämnena inte mildrar effekten av försurning på biota i sjöar, snarare tycks humusämnena i vissa fall förstärka försurningens negativa effekter.

Från resultaten av det s.k. Episodprojektet visade Laudon (2000) att pH kunde minska med över 2 enheter beroende på höga TOC halter (Bishop m. fl. 2000, Laudon m. fl. 2000). Dessa underökningar har framförallt bedrivits i Norrländska vattendrag och syftet har varit att utröna hur stor del av pH-sänkningen som härrör från antropogen försurning. Laudon menar att denna utgör en begränsad del och att bl. a. höga humushalter utgör en betydande orsak till uppkomsten av låga pH värden, framförallt under vårfloden, samt att den antropogena försurningens negativa inverkan på fisk och annan biota är begränsad i denna typ av vattendrag.

De flesta fiskarter får reproduktionsstörningar vid pH strax under 6 och reproduktionen upphör helt vid ett pH av 5,0-5,4 (Johansson & Milbrink 1976, Rahel &

Magnusson 1983, Lindström m. fl. 1984, Nyberg m. fl. 1986b, Leuven m. fl. 1987, Hultberg 1988, Andersson m. fl. 1989, Degerman m. fl. 1990, Rask & Tuunainen 1990, Degerman m. fl. 1992, Degerman & Lingdell 1993). Utebliven reproduktion gör att fisk-samhället i en övergångsfas kommer att domineras av stora, äldre, individer. Om inte försurningen avtar kommer fiskpopulationerna försvinna i och med att de gamla fiskarna dör (Almer 1972). Det är därför att förvänta att försurningskänsliga arter saknas i gravt försurade sjöar (med lågt pH) medan det kan förekomma stora äldre individer av försurningskänsliga arter i mindre gravt påverkade vatten (Appelberg m. fl. 1999).

Fiskars känslighet för låga pH-värden är beroende av andra vattenkemiska parametrar. Kalcium, natrium och humusämnen kan gynna överlevanden under viss betingelser medan förekomst av olika metaller kan ha motsatt effekt (Andersson & Nyberg 1984, Degerman 1987, Degerman & Lingdell 1993), exempelvis aluminium (Runn 1982, Björklund m. fl. 1985, Norrgren & Degerman 1993, Degerman & Lingdell 1993). Metaller, i första hand aluminium, kan vid ogynnsamma pH värden även ge utfällning av metalloxider på gälarna vilket i sin tur kan orsaka kvävning hos fiskar (Andersson & Nyberg 1984, Degerman & Lingdell 1993).

1.3 Kritisk kemisk belastning

När försurningens verkningar uppmärksammades i Kanada på 1970-talet inleddes diskussioner med USA för att minska utsläppen av de försurande ämnena. I de förhandlingar som följde enades man om *target loads* vilket var en nivå där man antog att försurningens verkningar skulle reduceras (Brodin & Kuylenstierna 1992). Man upptäckte emellertid att koncentrationen av svavel i ytvatten ändrades med en östvästlig gradient samt att nedfallet hade skadat fiskbestånd i olika grad. Det behövdes därför en högre upplösning i gränsvärdet än de tidigare satta *target loads*. Därmed hade *kritisk kemisk belastning* blivit ett begrepp. Under början av 1980-talet uppmärksammades detta angreppssätt allt mer i de Nordiska länderna och det utarbetades en empirisk modell (Dickson 1986) där den kritisk kemisk belastning definierades som en korrelation mellan depositionen av svavel, pH och recipientens buffringsförmåga. Med hjälp av detta angreppssätt konstruerades budgetar (Nilsson 1986) över deposition kontra försurningspåverkan och även modeller för att pre-

diktera försurning (Kämäri 1986). För att kunna värdera effekterna av de försurande ämnena på sjöar och dess organismer skapades uttrycket *kritisk belastning* (Nilsson & Grennfeldt 1988).

Kritisk kemisk belastning för ytvatten (*Critical load for surface waters*) definierades 1988 av UN/UCE som:

"A quantitative estimate of an exposure to one or more pollutants below which significant harmful effects on specified sensitive elements of environment do not occur according to our present knowledge"

Kritisk belastning (*critical load*) definieras följaktligen som:

"The highest load that will not lead, in the long term, to harmful effects on biological systems, such as decline and disappearance of fish populations"

och Kritisk kemiskt värde:

"The value of a critical chemical component or combinations of components above or below no rise to a harmful response in biological indicator is given"

För att kunna konstruera användbara modeller för beräkning av kritisk kemisk belastning för ytvatten är det alltså helt avgörande att känna till de kritiska kemiska värdena för olika organismer.

Den modell som i huvudsak har använts i Norden för att beräkna kritisk kemisk belastning för ytvatten är *"Steady state water chemistry model"* (Henriksen m. fl. 1990). Denna modell tar inte hänsyn till kväveföreningars bidrag till försurning utan baseras endast på svavlets försurande verkan. Enligt denna modell anses den kritiska belastningen överskriden då depositionen av svavel är större än vad som kan neutrali-

seras av ANC. Beräkningen av den kritiska belastningen har utgått från att försurning kan ske till en kritisk koncentration av ANC vid vilken ingen känd påtaglig skada sker på biologin. Definitionen innebär att sannolikheten för skador på biologin skall understiga 10%. Gränsvärdena, vilka i huvudsak baserats på Norska studier, har varierat mellan 0 och 0,050 mekv/l (Henriksen m. fl. 1990, Henriksen m. fl. 1992, Henriksen & Hesthagen 1993, Henriksen m. fl. 1995, Lien m. fl. 1996, Hindar m. fl. 1998). Under senare år har dessa gränsvärden ytterligare vidimerats genom studier på biota i norska vatten (Henriksen m. fl. 1999). I dessa studier har inte jämförelser mellan ANC och andra variabler gjorts. Skillnaderna i vattenkvalitet och biologi mellan norska och svenska vatten, framförallt med avseende humushalt och fiskfaunans artrikedom (Rask m. fl. 2000), innebär att det finns anledning att anta de kritiska kemiska värden som baseras på norska förhållanden skiljer sig från svenska. Det högre inslaget av humus i svenska vatten påverkar surhetstillståndet och kan också förväntas påverka de biologiska indikatorerna. Ett mer artrikt fiskesamhälle bör innebära en större känslighet för försurning, eftersom sannolikheten för att återfinna försurningskänsliga fiskarter ökar med antalet arter.

1.4 Målsättning

Målsättningen har här varit att analysera vilken försurningsvariabel som bäst predikerar försurnings-skador på fisk i svenska insjöar. De variabler som antas vara mest relevanta är pH, alkalinitet, ANC, CBALK och ANC/H⁺. I målsättningen ingår även att föreslå lämpliga gränsvärden för kritisk kemisk belastning för denna och andra försurningsvariabler. Analysen görs i tre steg vilka går från ett stort yttäckande material till ett mindre material med högre upplösning och detaljeringsgrad. Förutom att analysera de olika försurningsvariablerna är målsättningen även att analysera humushaltens inverkan på de föreslagna gränsvärdena.

2. Material & metoder

2.1 Vattenkemiska variabler

Vid Riksinventeringen 1995 samlades vattenprover in från totalt 4113 sjöar. Av sjöarna ingick 3025 i det nationella miljöövervakningsprogrammet, medan övriga ingick i länsvisa inventeringar (Henriksen m. fl. 1996, Wilander m. fl. 1998). Till grund för sjöurvalet har de ytmätta sjöar som ingick i riksinventeringen 1990 legat, och målsättningen var att endast inkludera sjöar med en areal större än 0,04 km². Totalt omfattade materialet drygt 58 000 sjöar ur vilket ett antal sjöar slumpades ut, stratifierade efter storleksklasser (<0.01 km², 0.10-1 km², 1-10 km², 10-100 km², >100 km²) och länstillhörighet. Varje sjö kom därmed att representera ett känt antal sjöar av liknande storlek i samma län.

Proverna togs på hösten (vid höstcirkulationen) i ytvattnet i sjöns mitt. De vattenkemiska analyserna är utförda vid Institutionen för miljöanalys, Sveriges lantbruksuniversitet (SLU). Laboratoriet är ackrediterat för de analyser som ingick i mätprogrammet (Wilander m. fl. 1998, bilaga 4). Kvalitetssäkring utfördes i enlighet med laboratoriets kvalitetshandbok vilket innebar att oberoende kontrollprover ingick vid samtliga analysserier.

Förutom Riksinventeringen-95 har vattenkemiska värden även rekvirerats från den nationella datavärden för vattenkemi; Institutionen för miljöanalys, SLU. De sjöar som använts ingår i miljöövervakningsprogrammen för nationella Referenssjöar (*Tidsseriesjöar*), regionala Referenssjöar (*Tidsseriesjöar*) samt Referenssjöar, fördjupat program (*Integrerad, intensiv övervakning av sjöar*). Provtagningsfrekvensen har varierat mellan 2 och 38 provtagningsstillfällen per år. De värden som använts i analysen har utgjorts av medianvärden för de aktuella åren. Provtagning och analysmetodik för pH, alkalinitet och TOC som använts i analyserna har för varje år följt gängse standard (Persson 1996, Wilander 1997).

Den kritiska belastningen för ANC har beräknats enligt *Steady state water chemistry model* (Henriksen m. fl. 1990). Metoden utgår från att en ursprunglig koncentration av baskatjoner beräknas och att en viss koncentration av ANC skall finnas i vattnet för att en biologisk indikator inte skall komma till skada. Detta värde benämns kritisk koncentration (ANC_{limit}).

ANC_{limit} beräknas som en skillnad mellan koncentrationerna av katjoner och anjoner (Henriksen m. fl. 1990, Brakke m. fl. 1990). En nackdel med detta sätt att beräkna den totala buffertkapaciteten är att många analyser krävs och att varje enskild analys har både ett systematiskt och ett slumpartat fel. Dessa fel påverkar värdet på ANC. Ett alternativt sätt att bestämma buffertkapaciteten är att beräkna CBALK (Köhler m. fl. 2000). För det krävs endast analyser av alkalinitet och TOC. Koncentrationen av organiska anjoner beräknas då direkt från en specifik laddning och koncentrationen TOC.

I Laudons (2000) undersökningar noterades en korrelation mellan skador på fisk och kvoten mellan ANC och H⁺. ANC/H⁺ kvoten gav en bättre korrelation än både pH, H⁺, ANC, alkalinitet var för sig. Detta förhållande förklaras bl. a. med att detta mått, i högre grad än andra, kompenserar för humushalten.

2.2 Riksfiskinventeringen –96

Under 1996 initierade Finland, Norge och Sverige ett gemensamt projekt kallat ”Fiskstatusen i Nordiska sjöar” med syfte att utvärdera artsammansättning, utbredning och effekter av omgivningsförhållanden på sötvattenslevande fisk i Fennoskandiska sjöar (Rask m. fl. 2000). Med anledning av detta gav Naturvårdsverket Fiskeriverkets sötvattenslaboratorium i uppdrag att under 1996 göra en nationell inventering av fiskarternas utbredning, förekomst och påverkan i svenska sjöar (Appelberg 1996). Inventeringen, kallad ”Riksfiskinventeringen -96” gjordes i form av en enkätundersökning och urvalet av sjöar var identiskt med det som användes Riksinventeringen 1995. Liknande enkätundersökningar har tidigare genomförts i Norge, i syfte att beskriva försurningens inverkan på fiskfaunan (Sevaldrud & Muniz 1980, Hesthagen m. fl. 1993). Resultaten från dessa undersökningar har visat att metodiken är användbar för yttäckande undersökningar av fiskfaunans förekomst och förändring.

Totalt har vattenkemiska, biologiska, fysikaliska och morfometriska data funnits för 2015 sjöar. Efter utslutning av alla kalkade sjöar återstod 1136 sjöar. Data, utöver fisk, har sammanställts vid Institutionen för Miljöanalys, SLU.

2.3 Provfiske

I Fiskeriverkets Sötvattenslaboratoriums regi har provfisken med nät används som metod att uppskatta fiskbeståndens storlek och struktur sedan 1940-talet. Från slutet av 1960-talet blev försurningens verkningar på fiskbestånden kända och med hjälp av *översiktsnät* (Filipsson 1972) användes sjöprovfisken för att kartlägga de nyupptäckta förändringarna (Almer 1972).

Sedan 1983 har Sötvattenslaboratoriet ansvarat för den centrala uppföljningen av kalkningens effekter på fisk och för att samordna övervakningen av de kalkade sjöarna inleddes 1989 ett samarbetsprojekt kallat IKEU (Integrerad KalkningsEffektUppföljning) (Naturvårdsverket 1997). De kunskaper som genererats ur kalkningsuppföljningen samt behovet av okalkade referenser har bidragit till att provfisken sedan 1995 ingår i Naturvårdsverkets nationella miljöövervakningsprogram (Andersson m. fl. 1995). Inom de olika delprogrammen provfiskar Sötvattenslaboratoriet ca 35-45 sjöar per år.

Parallellt med metodikutveckling och utveckling av standarder inom de nationella programmen för kalkuppföljning och miljöövervakning har den regionala övervakningen utvecklats (Degerman m. fl. 1988, Appelberg m. fl. 1995, Appelberg 2000, Appelberg m. fl. 2000). Inom den regionala övervakningen provfiskas ett hundratal sjöar varje år. Sedan 1996 är Sötvattenslaboratoriet datavärd för fisk vilket innebär att alla provfisken (och elfisken) som görs inom ramen för nationell och regional kalkuppföljning och miljöövervakning rapporteras till Sötvattenslaboratoriets databas.

2.4 Försurningsklassning av fisk

Klassificeringen av skador på fiskbestånd gjordes i två klasser och baserades på Degerman och Lingdells (1993) litteratursammanställning (Tabell 1). Klassificeringen har därmed baserats på pH vilket dels beror på att det saknas underlagsmaterial för att göra en bedömning baserat på någon annan variabel, dels på att andra variabler som sannolikt är av betydelse i detta sammanhang är korrelerade till pH (Almer m. fl. 1978, Haines 1981, Degerman & Lingdell 1993).

I Riksfiskinventeringen klassificerades sjöar som ”icke försurningspåverkade” där förekomst av gers, lake, röding, sik, siklöja, braxen, sarv eller mört angivits. Dessa arter leker huvudsakligen i sjöar, reproduktions-

Tabell 1. Försurningsklassificering av fisk enligt Degerman & Lingdell 1993. I analyserna har endast sjölekande arter som har en störd rekrytering vid pH >5,5 inkluderats.

Fiskart	Reproduktion:			Plats	Ingår i studien
	Saknas vid pH	Störd vid pH	Lektid		
Abborre	< 5	5-5,4	Vår	Sjö	Nej
Gädda	< 5	5-5,4	Vår	Sjö	Nej
Öring	< 5	5-5,4	Höst	Vattendrag	Nej
Bergsimpa	5-5,4	5,5-5,9	Vår	Vattendrag	Nej
Stensimpa	5-5,4	5,5-5,9	Vår	Vattendrag	Nej
Gers	5-5,4	5,5-5,9	Vår	Sjö	Ja
Lake	5-5,4	5,5-5,9	Vinter	Sjö	Ja
Lax	5-5,4	5,5-5,9	Höst	Vattendrag	Nej
Harr	5-5,4	5,5-5,9	Vår	Vattendrag	Nej
Röding	5-5,4	5,5-5,9	Höst	Sjö	Ja
Sik	5-5,4	5,5-5,9	Höst	Sjö	Ja
Siklöja	5-5,4	5,5-5,9	Höst	Sjö	Ja
Braxen	5-5,4	5,5-5,9	Vår	Sjö	Ja
Sarv	5,5-5,9	> 6	Vår	Sjö	Ja
Mört	5,5-5,9	> 6	Vår	Sjö	Ja
Elritsa	5,5-5,9	> 6	Försommar	Vattendrag	Nej

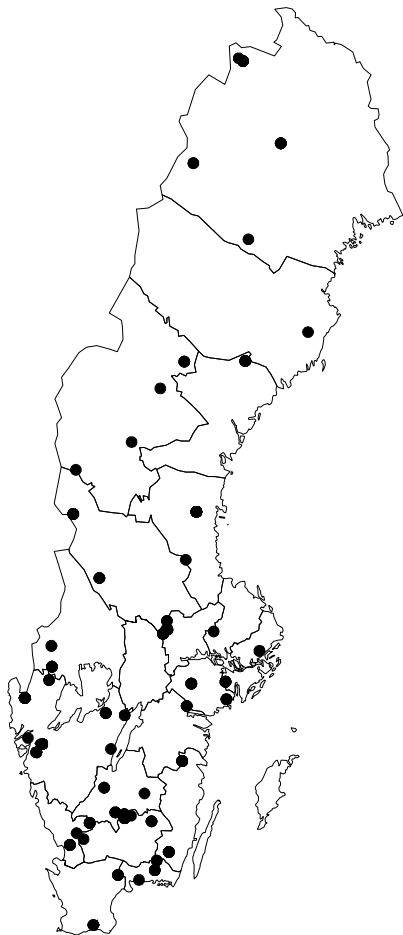
störningar har konstaterats uppstå vid pH 5,5 och arterna saknas om pH understiger 5,0-5,4 (Johansson & Milbrink 1976, Rahel & Magnusson 1983, Lindström m. fl. 1984, Nyberg m. fl. 1986b, Degerman 1987, Leuven m. fl. 1987, Hultberg 1988, Andersson m. fl. 1989, Degerman m. fl. 1990, Rask & Tuunainen 1990, Degerman m. fl. 1992, Degerman & Lingdell 1993). Vid avsaknad av en eller flera av dessa arter har sjön klassificerats som försurningspåverkad.

Det hade varit önskvärt att kunna göra en säkrare bedömning huruvida avsaknaden av respektive art kan relateras till försurning eller till någon annat, exempelvis att en specifik sjö ligger utanför artens naturliga utbredningsområde. Detta angreppssätt kunde emellertid endast appliceras på mört, vilken är en av de vanligaste arterna i landet, och samtidigt en av de mest försurningskänsliga. För övriga arterna har inte det kända utbredningsområdet tillräcklig upplösning för att motivera en sådant tillvägagångssätt. För många av arterna är dessutom nuvarande utbredningsområde i hög grad fragmenterat vilket försvårar ett liknande angreppssätt.

Mörtens utbredningsområde bedömdes med hjälp av artens nu kända förekomst. Samtliga fångster av mört i Sötvattenslaboratoriets databas för sjöprovfisken, Elfiskeregistret samt alla förekomster i Riksfiskinventeringen ritades ut på en Sverigekarta. Totalt

utgjorde dessa förekomster 5756 lokaler. Som minsta enhet för utbredning användes sedan SMHI's små delavrinningsområden. I nuläget har SMHI bestämt vattendelare på topografiska kartor för 11 686 avrinningsområden, det vill säga landområden som avgränsas av vattendelare. Utloppspunkter för dessa är vattendragsmynningar, sjöutlopp, sjöinlopp och vattenföringsstationer. Varje känd förekomst inom ett av dessa delavrinningsområden fick därefter utgöra uppströmsgräns för utbredningsområdet. I praktiken innebar detta att utbredningsområdet begränsades av förekomst i det ytterst belägna delavrinningsområdet. Alla nedströms belägna delavrinningsområden definierades därefter som liggandes inom mörtens utbredningsområde. Totalt kom 851 sjöar (av de totalt 2015 i riksfiskinventeringen) att ingå i detta utbredningsområde. Avsaknad av mört inom detta område definierades som en försurningskada. För arbetet användes MapInfo (ver.5.01 Sv.).

För försurningsklassificering av fisk erhållna vid provfiske har klassificeringen gjorts med högre upplösning. Längdfördelningshistogram upprättades för



Figur 1. Karta över de provfiskade sjöarnas geografiska spridning.

samtliga förekommande arter vid samtliga ingående provfisken. Utebliven fångst av unga stadier av försurningskänsliga arter (se ovan) har definierats som försurningskada. Individer under 10 cm definierades som unga fiskar. Vid fångst av någon individ av en försurningskänslig art under 10 cm klassificerades fisksamhället som icke försurningspåverkat och vid utebliven fångst som försurningspåverkat. Då fiskar under 10 cm vanligtvis utgörs av individer mellan 0-3 år försköts matchningen av fisk och vattenkemidata med ett år. Anledningen till detta var att det kan antas att fångsten av fiskar under 10 cm oftast domineras av ettåriga fiskar (Neuman 1974, Hansson 1982, Persson 1986, Reizenstein & Ångström 1995).

Totalt ingick 195 provfisketillfällen i 52 okalkade sjöar. Provfiskena är gjorda under perioden från 1984 till och med 1998. Antalet provfisketillfällen i respektive sjö varierade mellan 1 och 11, och i medeltal hade varje enskild sjö provfiskats 3,75 gånger. Analysen baseras på rekryteringsdata från enskilda provfisketillfällen och de vattenkemidata som relaterats till dessa tillfällen (år). Sjöarna som ingick i analysen var väl geografiskt spridda över landet (Figur 1).

2.5 Statistiska metoder

Den vanligaste statistiska metoden vid hantering av dichotoma variabler är logistiska regressioner (SPSS 1999). I en logistisk regression ges ett mått på sannolikheten för att något uppträda utifrån några givna förutsättningar (Daniel 1995). Ekvationen för en logistisk regression för en oberoende variabel, exempelvis ANC, skrivs som:

$$p \text{ (predikterad sannolikhet)} = \frac{e^{B_0 + b_1 X}}{1 + e^{B_0 + b_1 X}}$$

där B_0 och B_1 är koefficienter som uppskattats ur de givna datamängden (exempelvis förekomst icke förekomst av mört), X är en oberoende variabel (exempelvis ANC) och e är basen i en naturlig logaritm ($\approx 2,718$). För mer än en oberoende variabel, exempelvis ANC och TOC kan modellen uttryckas som:

$$p \text{ (predikterad sannolikhet)} = \frac{e^Z}{1 + e^{-Z}}$$

där Z är den linjära ekvationen enligt:

$$Z = B_0 + B_1 X_1 + B_2 X_2 \dots + B_p X_p$$

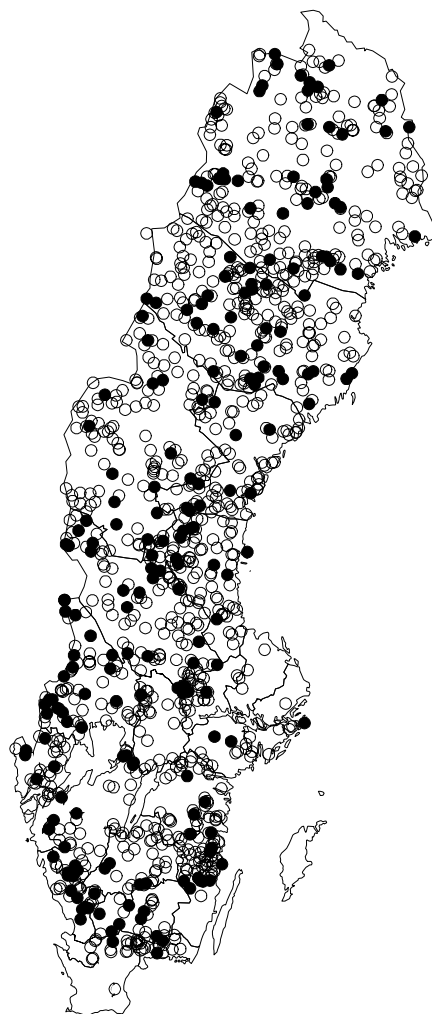
Med hjälp av en logistisk regression enligt ovan är det möjligt att utifrån oberoende variabler (i detta fall pH, Alkalinitet, ANC, CBALK och ANC/H⁺) prediktera sannolikheten (0-1) för uppkomsten av försurningsskador genom de förutsättningar som angetts genom tillgängliga fiskdata. Resultaten ges i form av procentuell andel rätt predikterade med hjälp av modellen i förhållande till de observerade i data. På grund av frågeställningen är det endast intressant att

redovisa de fall där prediktionerna mellan skadade och oskadade fiskbestånd är någorlunda jämt fördelade. Vid varje beräkning ges dels signifikansnivån för hela modellen och dels ett mått på signifikansen för respektive variabls påverkan. Beräkningarna genererar även en uppskattning av förklaringsgraden i respektive modell (Nagelkerke R²). Vid de statistiska beräkningarna har SPSS för Windows (ver. 10.0.5) använts.

3. Resultat

3.1 Hela riksfiskmaterialet

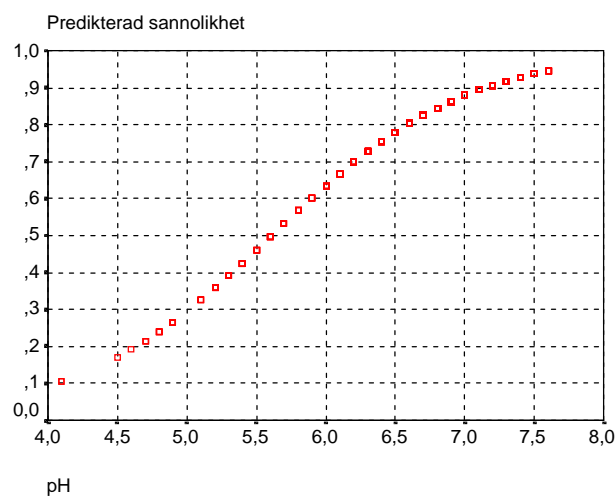
Totalt ingick 1136 okalkade sjöar i datasetet. Försurningskänsliga arter noterades i 923 av dessa. De sjöar där försurningskänsliga arter saknades hade i medeltal en något sydligare och östligare belägenhet, samt låg på en högre altitud än övriga sjöar, skillnaderna var emellertid små och inte signifikanta (Tabell 2). Sjöar som saknade försurningskänsliga arter hade signifikant mindre yta än övriga. Samtliga undersökta försurningsvariabler skilde sig signifikant mellan sjöar som klassificerats som opåverkade och sådana som klassificerats som påverkade av surt vatten. Förutom försurningsvariablerna noterades även en signifikant skillnad ($p=0,002$) i TOC. Gruppen sjöar där försurningskänsliga arter saknades kan grovt karakteriseras som små humösa sjöar belägna i mellersta Norrlands inland. Den geografiska spridningen var emellertid stor och de uppträdde även i delar av Sverige där den antropogena försurningen pågått under lång tid (Figur 2).



Tabell 2. Sjöbeskrivning av materialet som ingick i analysen av hela Riksfiskinventeringen. T-test för försurningsvariabler, TOC samt data om sjöarnas belägenhet och morfometri. Signifikansnivåerna (sign.) baseras på logaritmerade värden. Fisk*: 0 = försurningskänsliga arter saknas, 1 = förekomst av försurningskänsliga arter.

	Fisk*	Antal	Medel	SD	Sign.
X-koordinat	0	213	687046	39318	0,402
	1	923	689392	37803	
Y-koordinat	0	213	149276	13650	0,024
	1	923	151316	12400	
Sjöstorlek (km ²)	0	213	0,36	0,93	0,000
	1	923	12,32	195,74	
Höjd över havet (m)	0	213	310	223	0,026
	1	923	274	204	
pH	0	213	6,397	0,692	0,000
	1	923	6,805	0,403	
Alkalinitet (mekv/l)	0	213	0,115	0,118	0,000
	1	923	0,176	0,110	
ANC (mekv/l)	0	213	0,198	0,156	0,000
	1	923	0,259	0,146	
CBALK (mekv/l)	0	213	0,191	0,130	0,000
	1	923	0,238	0,118	
H ⁺ (mekv/l)	0	213	2,196	6,927	0,000
	1	923	0,393	2,755	
ANC/H ⁺	0	213	1388	1965	0,000
	1	923	2710	3334	
TOC (mg/l)	0	213	9,385	7,325	0,002
	1	923	7,232	4,335	

Figur 2. Karta över förekomst icke förekomst av försurningskänsliga fiskarter. Fyllda punkter utgör sjöar där sådana arter saknas (n=213) och ofyllda där de finns (n=923).



Figur 3. Den predikterade sannolikheten att försurningskador skall uppträda på fiskbestånden vid olika pH värden. Analysen baseras på hela Riksfiskmaterialet.

Tabell 3. Resultat av logistisk regression för ett antal försurningsvariabler och påverkan på förekomst av försurningskänsliga fiskarter. Data utgjordes av samtliga okalkade sjöar i riksfiskinventeringen (totalt 1136 sjöar).

	Procent korrekt			Nagel-kerke R ²
	Påverkat	Opåverkat	Totalt	
pH	17,8	97,8	82,8	0,138
Alk	0,9	99,9	81,3	0,080
ANC	0,0	100,0	81,3	0,044
CBALK	0,0	100,0	81,3	0,039
ANC/H ⁺	0,0	100,0	81,3	0,065

Analysen visar att pH var den enda av försurningsvariablerna som predikterade skador på fiskbestånd. Den uppskattade förklaringsgraden var emellertid låg i modellen (Tabell 3). I de modeller som erhöles för ANC, ANC/H⁺ och CBALK predikterades samtliga sjöars fiskbestånd vara opåverkade av försurning.

Vid pH 7,15 var den predikterade sannolikheten 90% för att fiskbestånden skulle vara opåverkade av försurning (Figur 3 och Tabell 4). För 95% sannolikhet krävs det att pH inte understiger 7,67.

Tabell 5. Sjöbeskrivning av materialet som ingick i analysen av sjöar inom ett känt utbredningsområde för mört. T-test för försurningsvariabler, TOC samt data sjöarnas belägenhet. Signifikansnivåerna (sign.) baseras på logaritmerade värden. Mört*: 0 = mört saknas, 1 = förekomst av mört.

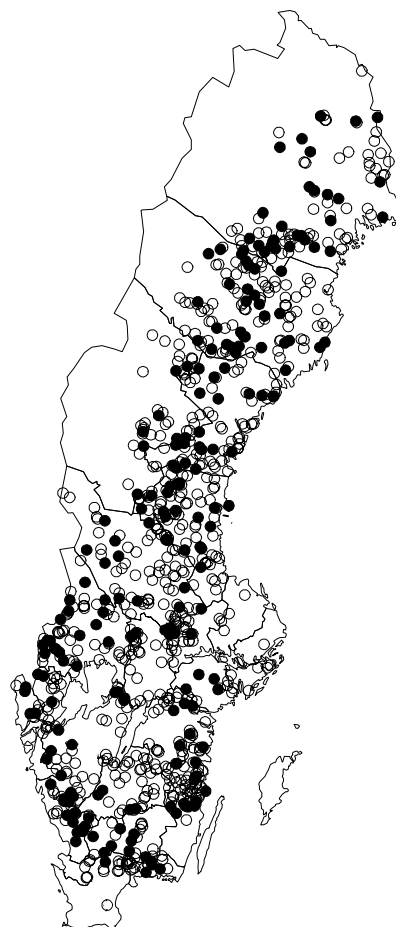
	Mört*	Antal	Medel	SD	Sign.
X-koordinat	0	220	679506	35178	0,143
	1	631	675614	33470	
Y-koordinat	0	220	150006	13606	0,532
	1	631	150628	12416	
Höjd över havet (m)	0	220	229	139	0,000
	1	631	181	119	
pH	0	220	6,419	0,674	0,000
	1	631	6,768	0,381	
Alkalinitet (mekv/l)	0	220	0,125	0,117	0,000
	1	631	0,187	0,113	
ANC (mekv/l)	0	220	0,219	0,154	0,000
	1	631	0,289	0,149	
CBALK (mekv/l)	0	220	0,205	0,125	0,000
	1	631	0,261	0,120	
H ⁺ (mekv/l)	0	220	2,086	6,817	0,000
	1	631	0,435	3,285	
ANC/H ⁺	0	220	1559	2497	0,000
	1	631	2673	3157	
TOC (mg/l)	0	220	9,778	7,056	0,003
	1	631	8,615	4,122	

Tabell 4. Ekvationen för logistisk regression av pH och försurnings-skadade fiskbestånd. I tabellen redovisas även gränsvärdena för olika sannolikheter att försurnings-skador skall uppträda på fiskbestånden. Analysen baseras på hela Riksfiskmaterialet.

	Nagel-kerke R ²	Konstant	Sign.	Lutning	Sign.	Sannolikhet för oskadade fiskbestånd				
						20%	50%	80%	90%	95%
pH	0,138	-8,006	0,000	1,427	0,000	4,64	5,61	6,58	7,15	7,67

3.2 Sjöar inom ett känt utbredningsområde för mört

Totalt befanns 851 okalkade sjöar ligga inom mörtens utbredningsområde. Mört fanns i 631 och saknades i 220 av dessa. De sjöar där mört saknades hade en liknande geografisk spridning som övriga sjöar (Figur 4 och Tabell 5). Områden som saknade mört var framförallt västkusten och norrlands inland. De sjöar som saknade mört var högre belägna än övriga sjöar ($p < 0,000$). Samtliga försurningsvariablerna uppvisade signifikanta skillnader skadade respektive oskadade sjöar. Förutom försurningsvariablerna noterades även en signifikant skillnad för TOC ($p = 0,003$).



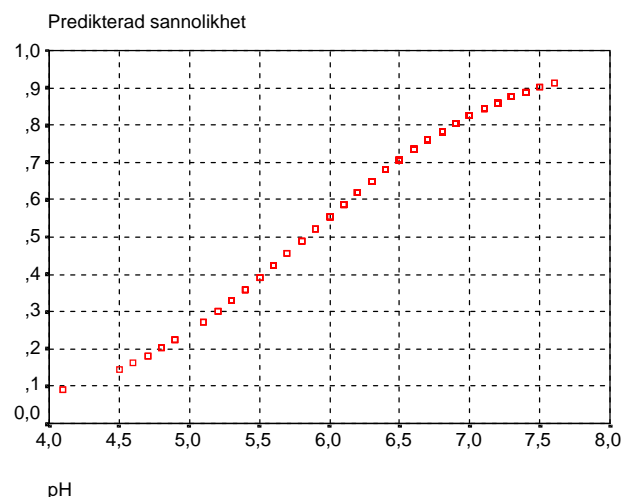
Figur 4. Karta över förekomst icke förekomst av mört inom känt utbredningsområde. Fyllda punkter utgörs av sjöar där mört saknas ($n=220$) och ofyllda där mört finns ($n=631$).

Tabell 6. Resultat av logistisk regression för ett antal försurningsvariabler och påverkan på förekomst av mört. Data utgjordes av okalkade sjöar inom mörtens utbredningsområde (totalt 851 sjöar).

	Procent korrekt predikerat			Nagel-kerke R ²
	Påverkat	Opåverkat	Totalt	
pH	18,6	97,5	77,1	0,122
Alk	2,3	99,8	74,6	0,086
ANC	0,5	100,0	74,3	0,064
CBALK	0,5	100,0	74,3	0,062
ANC/H ⁺	0,0	100,0	74,1	0,051

Liksom i ovanstående analys var pH den enda försurningsvariabel som predikterade skador på mörtpopulationerna. Den uppskattade förklaringsgraden var emellertid låg även i denna modell (Tabell 6). I de modeller som erhöles för ANC, ANC/H⁺ och CBALK predikterades få eller inga mörtpopulationer vara påverkade av försurning.

Vid pH 7,48 var den predikterade sannolikheten 90% för att mörtens skulle vara opåverkad av surt vatten (Figur 5 och Tabell 7). För 95% sannolikhet krävs det att pH inte understiger 8,04.



Figur 5. Den predikterade sannolikheten för att mört skall förekomma vid olika pH värden. Analysen baseras på sjöar inom mörtens kända utbredningsområde.

Tabell 7. Ekvationen för logistisk regression av pH och förekomst av mört. I tabellen redovisas även gränsvärdena för olika sannolikheter att mört skall förekomma i sjöarna. Analysen baseras på sjöar inom mörtens kända utbredningsområde (Totalt 851 sjöar).

Nagel-kerke R ²	Konstant	Sign.	Lutning	Sign.	Sannolikhet för förekomst av mört					
					20%	50%	80%	90%	95%	
pH	0,122	-7,771	0,000	1,332	0,000	4,79	5,83	6,87	7,48	8,04

3.3 Provfiskedata

Totalt ingick 195 provfisketillfällen i 52 okalkade sjöar. Av dessa klassificerades 60 av provfiskefångsterna i totalt 18 sjöar som försurningspåverkade, medan 133 provfisketillfällen i 37 sjöar klassificerades som opåverkade av försurning. Det förekom att samma sjö klassificerades olika vid upprepade fisketillfällen på grund av förändrad sammansättning i fångsten.

Signifikanta skillnader mellan grupperna noterades för samtliga undersökta försurningsvariabler (Tabell 8), medan inga skillnader i TOC noterades mellan de båda grupperna. För de provfisketillfällen där rekryteringsskador observerats var värdena för ingående försurningsvariablerna avsevärt lägre än i de två tidigare analyserna.

Tabell 8. Sjöbeskrivning av materialet som ingick analysen av provfiskade sjöar. Medelvärdena baseras på medianvärdena för respektive år som ingår. T-test för försurningsvariabler, TOC samt data om sjöarnas belägenhet. Signifikansnivåerna (sign.) baseras på logaritmerade värden. Fisk*: 0 = försurningskänsliga arter saknas, 1 = förekomst av försurningskänsliga arter.

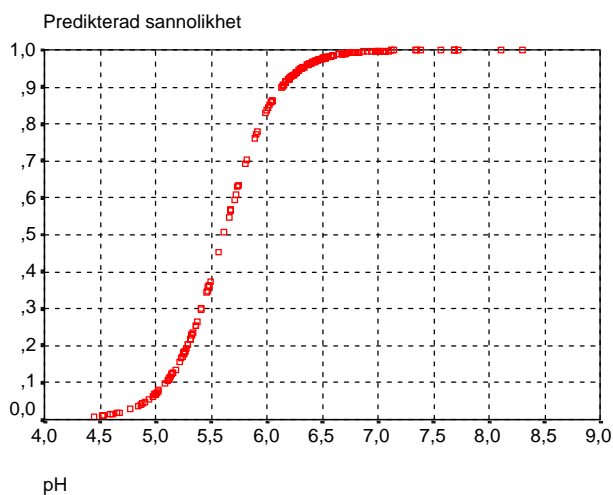
	Fisk*	Antal	Medel	SD	Sign.
X-koordinat	0	60	647474	18736	0,000
	1	135	667435	37701	
Y-koordinat	0	60	139550	8260	0,000
	1	135	147216	12806	
pH	0	60	5,236	0,385	0,000
	1	135	6,456	0,571	
Alkalinitet (mekv/l)	0	45	-0,006	0,023	0,000
	1	132	0,159	0,318	
ANC (mekv/l)	0	60	0,036	0,045	0,000
	1	135	0,220	0,354	
CBALK (mekv/l)	0	48	0,049	0,048	0,000
	1	129	0,224	0,328	
H ⁺ (mekv/l)	0	60	8,418	7,883	0,000
	1	135	0,898	1,872	
ANC/H ⁺	0	60	15	23	0,000
	1	135	8827	55425	
TOC (mg/l)	0	54	7,972	4,581	0,541
	1	129	7,598	3,683	

Tabell 9. Resultat av och ekvationer för logistiska regressioner för ett antal försurningsvariabler och förekomst av försurningskänsliga fiskarter. I tabellen redovisas även gränsvärdena för olika sannolikheter för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning. Totalt omfattade analysen 195 provfisketillfällen i 52 okalkade sjöar. Definitionen av kritiskt kemiskt värde motsvaras av 90% sannolikhet i tabellen.

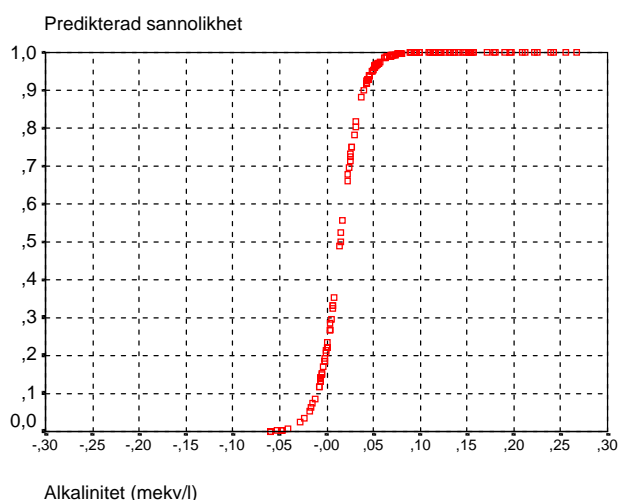
	Procent korrekt predikerat:		Nagelkerke	R ²	Konstant (sign.)	Lutning (sign.)	Sannolikhet för oskadade fiskbestånd					Enhet	
	Påverkat	Opåverkat					Totalt	20%	50%	80%	90%		95%
pH	81,7	91,6	88,7	0,73	-23,682 (0,000)	4,218 (0,000)	5,29	5,61	5,94	6,14	6,31		
Alk	84,4	93,2	91,0	0,77	-1,259 (0,001)	87,267 (0,000)	-0,001	0,014	0,030	0,040	0,048	mekv/l	
ANC	80,0	92,6	88,7	0,68	-3,411 (0,000)	50,481 (0,000)	0,040	0,068	0,095	0,111	0,126	mekv/l	
CBALK	64,6	94,6	86,4	0,62	-3,423 (0,000)	45,892 (0,000)	0,044	0,075	0,105	0,122	0,139	mekv/l	
ANC/H ⁺	91,7	90,4	90,8	0,78	-1,920 (0,000)	0,038 (0,000)	14,04	50,53	87,01	108,35	128,01		

Till skillnad från de båda föregående analyserna kunde samtliga undersökta försurningsvariabler prediktera försurningsrisker på fisk i detta material. Både andelen korrekt predikerade och den uppskattade förklaringsgraden för respektive prediktion var dessutom hög (Tabell 9). Högst andel rätt predikerade klasstillhörigheter noterades för alkalinitet medan variabeln ANC/H⁺ gav den högsta uppskattade förklaringsgraden. Skillnaderna mellan de olika variablerna var emellertid små.

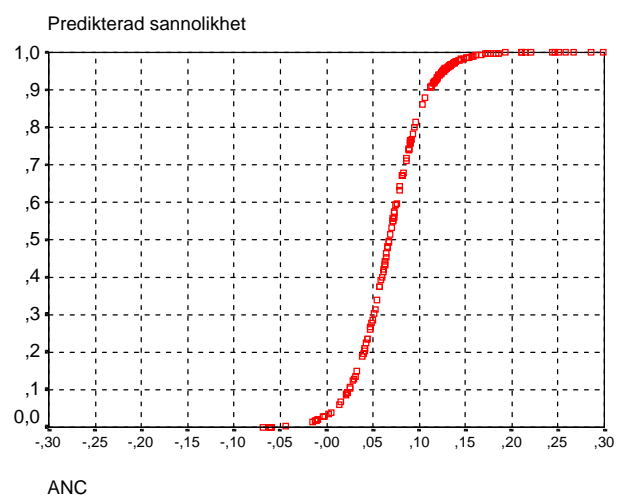
Vid pH 6,135 var den predikerade sannolikheten 90% för att fiskbestånden skulle vara opåverkade av försurning (Figur 6 och Tabell 9). För alkalinitet var den predikerade sannolikheten 90% för att fiskbestånden skulle vara opåverkade av försurning vid 0,040 mekv/l (Figur 7 och Tabell 9). Motsvarande värden för 95% sannolikhet för oskadade fiskbestånd var för pH 6,313 och 0,048 mekv/l för alkalinitet.



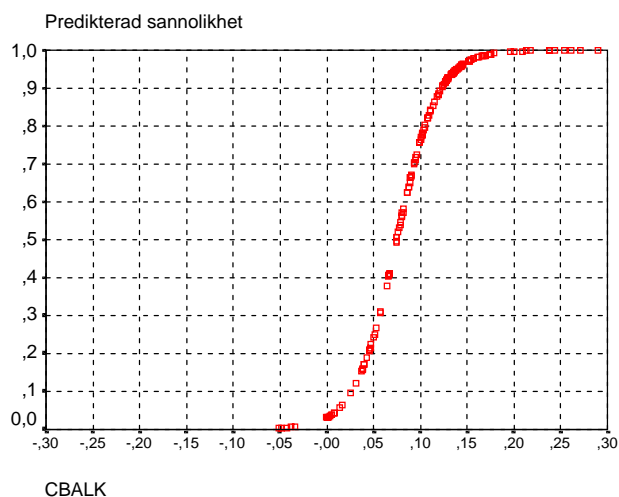
Figur 6. Den predikerade sannolikheten för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning vid olika pH värden. Analysen baseras på provfiskedata.



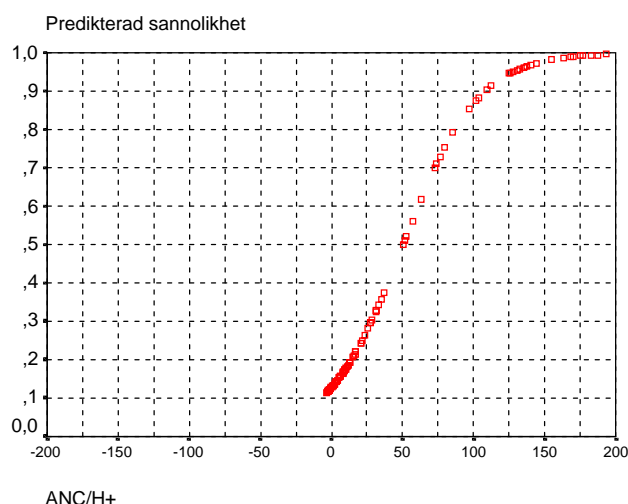
Figur 7. Den predikerade sannolikheten för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning vid olika alkalinitetsvärden (mekv/l). Analysen baseras på provfiskedata.



Figur 8. Den predikerade sannolikheten för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning vid olika ANC värden (mekv/l). Analysen baseras på provfiskedata.



Figur 9. Den predikterade sannolikheten för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning vid olika CBALK värden (mekv/l). Analysen baseras på provfiskedata.



Figur 10. Den predikterade sannolikheten för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning vid olika värden av ANC/H+. Analysen baseras på provfiskedata.

Vid ANC 0,111 mekv/l. var den predikterade sannolikheten 90% för att fiskbestånden skulle vara opåverkade av försurning. För att sannolikheten skulle överstiga 95% krävdes att ANC inte understeg 0,126 mekv/l. (Figur 8 och Tabell 9). Motsvarande värden för CBALK var 0,122 respektive 0,139 mekv/l (Figur 9 och Tabell 9) och för kvoten ANC/H+ var gränsvärdena 108,3 (90% sannolikhet) respektive 128,0 (95% sannolikhet) (Figur 10 och Tabell 9).

3.4 TOC och dess inverkan på försurningsskador på fiskbestånd

Då humushalten, eller total mängd organiskt material, antas ha stor inverkan på försurningens effekter (Almer & Hansson 1980, Degerman 1987) har även de kritiskt kemiska värdenas beroende av TOC analyserats. För data baserade på "Riksfiskinventeringen-96" och "mört inom ett känt utbredningsområde" ökade TOC modellernas styrka för både ANC och CBALK (Tabell 10). I modellerna för pH bidrog TOC inte till någon ökad förklaring överhuvudtaget och ingick inte signifikant i ekvationerna ($p=0,290$ och $p=0,483$). Vad det gäller Riksfiskmaterialet förstärktes modellerna något för alkalinitet och ANC/H+, men

Tabell 10. Resultat och ekvationer av och för logistiska regressioner för ett antal försurningsvariabler, TOC och förekomst av försurningskänsliga fiskarter. Resultaten baseras dels på en analys av hela riksfiskmaterialet (Riksfisk) och dels på förekomst av mört inom ett känt utbredningsområde (Mört).

Data-material	Försurningsvariabel	Procent korrekt predikterat:		Totalt	Nagelkerke R ²	Lutning Försurningsvariabel (sign.)	Lutning TOC (sign.)
		Påverkat	Opåverkat				
Riksfisk	pH	17,37	98,16	83,01	0,14	-7,409 (0,000)	1,358 (0,000)
Mört	pH	18,64	97,62	77,20	0,12	-8,249 (0,000)	1,387 (0,000)
Riksfisk	Alk	6,10	99,57	82,04	0,11	1,198 (0,000)	5,434 (0,000)
Mört	Alk	6,36	99,21	75,21	0,09	0,511 (0,016)	5,204 (0,000)
Riksfisk	ANC	6,57	99,13	81,78	0,11	1,310 (0,000)	4,363 (0,000)
Mört	ANC	7,27	98,89	75,21	0,09	0,620 (0,002)	3,991 (0,000)
Riksfisk	CBALK	6,57	99,35	81,95	0,11	1,216 (0,000)	5,325 (0,000)
Mört	CBALK	8,18	99,05	75,56	0,09	0,526 (0,012)	5,109 (0,000)
Riksfisk	ANC/H ⁺	2,82	99,67	81,51	0,09	1,510 (0,000)	0,247 (0,000)
Mört	ANC/H ⁺	2,73	99,84	74,74	0,06	0,984 (0,000)	0,194 (0,000)

Tabell 11. Resultat av och ekvationer för logistiska regressioner för ett antal försurningsvariabler, TOC och förekomst av försurningskänsliga fiskarter. Resultaten baseras dels på en analys av hela provfiskematerialet. I tabellen ges även kritiskt kemiska värden vid olika sannolikheter för uppkomst av skadade fiskbestånd för försurningvariablerna vid olika halter av TOC. Enheterna för alkalinitet (alk), ANC och CBALK är mekv/l. Definitionen av kritiskt kemiskt värde motsvaras av 90% sannolikhet i tabellen.

	Procent korrekt predikerat:			Nagelkerke R ²	Konstant (sign.)	Lutning Försurningsvariabel (sign.)	Lutning TOC (sign.)	Sannolikhet för TOC oskadade fiskbestånd					
	Påverkat	Opåverkat	Totalt					mg/l.	20%	50%	80%	90%	95%
pH	81,5	92,2	89,1	0,738	-26,251 (0,000)	4,481 (0,000)	0,134 (0,084)	3	5,63	5,84	5,94	5,97	5,98
								10	5,42	5,63	5,73	5,76	5,77
								20	5,12	5,33	5,43	5,46	5,47
Alk	83,7	93,7	91,1	0,777	-2,491 (0,006)	95,271 (0,000)	0,130 (0,094)	3	0,016	0,025	0,030	0,031	0,032
								10	0,006	0,016	0,021	0,022	0,022
								20	-0,008	0,002	0,007	0,008	0,009
ANC	88,9	91,5	90,7	0,782	-0,977 (0,151)	73,456 (0,000)	-0,452 (0,000)	3	0,023	0,036	0,042	0,044	0,045
								10	0,067	0,079	0,085	0,087	0,088
								20	0,128	0,141	0,147	0,149	0,149
CBALK	85,4	92,2	90,4	0,743	-1,872 (0,011)	70,379 (0,000)	-0,417 (0,000)	3	0,036	0,049	0,055	0,057	0,058
								10	0,077	0,090	0,097	0,099	0,099
								20	0,136	0,149	0,156	0,158	0,159
ANC/H ⁺	90,7	87,6	88,5	0,770	-2,298 (0,001)	0,037 (0,000)	0,056 (0,366)	3	41,10	65,86	78,56	81,75	83,21
								10	30,50	55,27	67,97	71,15	72,61
								20	15,37	40,13	52,83	56,02	57,48

detta gällde inte för mört inom ett känt utbredningsområde. Den förklarade variationen (Nagelkerkes R²) var emellertid låg för samtliga modeller.

Provfiskematerialet uppvisade liknande mönster när TOC inkluderades i modellerna (Tabell 11). För pH, alkalinitet och ANC/H⁺ ökade inte förklaringsgraden och TOC var bidrog inte signifikant till en ökad förklaring. För ANC och CBALK däremot bidrog TOC signifikant i modellerna och ökade därmed förklaringsgraden, även om konstanten inte var signifikant. Tendensen var att de kritiskt kemiska värdena för pH, alkalinitet och ANC/H⁺ minskade med ökande TOC halt. Detta kan tolkas som att med ökande TOC krävs det lägre pH, alkalinitet och ANC/H⁺ för att skador på fisk skall uppkomma. För ANC och CBALK var förhållandena de motsatta. Vid höga TOC-halter kom-

mer gränsvärdena för ANC och CBALK behöva sättas högre för att undvika skador på fisken. Det kan även noteras att det inte fanns någon skillnad i medelvärdet för TOC mellan de provfisketillfällen där rekryteringsstörningar noterats och övriga tillfällen ($p=0,541$)(Tabell 8).

Vid *mycket låga TOC-värden* (Naturvårdsverket 1999b) krävs ett pH värde på ca 6,0 för att sannolikheten för påträffa oskadade fiskbestånd skall vara 90% eller högre (Tabell 11). Vid *mycket höga TOC-värden* (Naturvårdsverket 1999b) minskar det kritiskt kemiska värdet för pH till ca 5,5. För ANC är det kritiskt kemiska värdet (90% nivå) 0,044 mekv/l vid *mycket låga TOC-värden* (Naturvårdsverket 1999b) för att öka till 0,149 vid *mycket höga halter av TOC*.

4. Diskussion

Att modellerna för att prediktera försurningsskador hos fiskbestånd baserade på enkätundersökningar var svaga har sannolikt flera förklaringar. Dels var pH-värden m. fl. försurningsvariabler betydligt högre i de sjöar som saknade försurningskänsliga arter än vad som var att förvänta (Tabell 2 och Tabell 5). En förklaring till detta kan vara att vattenkemin härstammar från ett enda tillfälle (hösten 1995) medan förekomst av fisk däremot i högre grad utgör mått på de vattenkemiska förhållandena i respektive sjö under mycket lång tid. Sjöarna kan ha varit försurningspåverkade under tidigare skeden, vilket gjort att fiskarter försvunnit och sedan inte haft möjlighet att återkoloniserat när de vattenkemiska förhållandena blivit bättre. Detta kan i sin tur bero på andra fiskevårdsproblem såsom exempelvis vandringshinder. Resultatet överensstämmer med Riksfiskinventeringen-96 som visade att försurning var den vanligaste orsaken till minskande fiskbestånd. Försurningen angavs vara orsak till minskande eller försvunna fiskbestånd i drygt 15% av sjöarna som ingick i studien (Appelberg 1996, Rask m. fl. 2000).

En annan förklaring som ligger nära till hands är att vissa fiskarter aldrig har funnits i många av dessa sjöar, dvs sjöar som inte koloniserats av gers, lake, röding, sik, siklöja, braxen, sarv eller mört (Tabell 1). Sådana sjöar kan vara naturligt fisktomma sjöar eller vara sjöar med bestånd av enbart gädda och abborre. Med föreliggande dataunderlag förefaller det emellertid osannolikt att så många sjöar skulle vara av den typen, särskilt då dessa arter är förhållandevis vanliga (Rask m fl. 2000). Det krävs emellertid studier av historiska uppgifter om fiskförekomst för att analysera denna frågeställning.

Ytterligare en förklaring till bristen på samband mellan vattenkemi och bedömda skador på fiskbestånden är att de ingående arterna tidigare har funnits i många av sjöarna men försvunnit på grund av andra faktorer än försurning. Sådant kan exempelvis vara klimatologiska förändringar, utsättning av främmande fiskarter, eutrofiering, sjöregleringar, vandringshinder eller andra typer av fysiska ingrepp. Detta gäller sannolikt för exempelvis röding (Hammar 1989).

En invändning mot resultatet kan även vara att klassningen av försurningsskador på fiskbestånden gjorts utifrån pH (Tabell 1). Anledningen till detta är

helt enkelt att det inte finns någon annan försurningsvariabel att använda för att klassificera försurningsskador på fiskbestånd (se ovan). Kunskapen om de andra försurningsvariablerna och andra till dessa kopplade variabler (exempelvis aluminium) är inte tillräcklig.

Modellerna för att prediktera förekomst av en erkänt försurningskänslig fiskart (mört) inom dess utbredningsområde gjordes för att öka precisionen. Utfallet liknade emellertid föregående analys och även här var de pH-värden m. fl. försurningsvariabler betydligt högre i de sjöar som saknade mört än vad som var att förvänta. För detta material var de generellt sett till och med högre än för Riksfiskinventeringen-96 (Tabell 5). Slutsatsen är att det föreligger betydande svårigheter att skapa modeller för att prediktera kritiskt kemiska värden utgående från uppgifter erhållna i Riksfiskinventeringen-96 och enstaka vattenkemiska värden. De värden för pH som trots allt erhöles av modellerna förefaller dock biologiskt relevanta (Tabell 4 och Tabell 7), även om de troligtvis är höga beroende på datas sammansättning. Baserat på hela Riksfiskmaterialet beräknades sannolikheten för att 90% av fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning till pH 7,15 och till pH 7,48 då endast mört användes som indikator.

Baserat på provfiskeuppgifter var däremot skadorna på fisken, här mätt som rekryteringskador, direkt relaterade till de vattenkemiska variablerna. Medelvärdena för dessa variabler var också betydligt lägre, och förefaller därmed avsevärt mer biologiskt relevanta i de sjöar där det förelåg rekryteringsstörningar (Tabell 9). Medelvärdet för alkaliniteten var exempelvis under 0 i dessa sjöar. För ANC/H⁺ var medelvärdet mycket högt vid de provfisketillfällena där inte fanns några rekryteringsstörningar. Denna skillnad mellan dataseten är sannolikt den centrala för skillnaden i de modeller som erhöles.

TOC's påverkan på modellerna har flera orsaker. TOC är inte ett helt lämpligt mått på inverkan av humusämnen i detta sammanhang då TOC halterna kan vara höga dels i till exempel små humösa, ibland naturligt sura, skogsjöar, dels i mycket näringsrika slättlandsjöar. Detta gör att TOC's koppling till försurningsvariabler som exempelvis pH blir komplicerad. Mycket höga halter av TOC observerades

både i de sjöar där modellerna predikterade höga sannolikheter för försurningsskadade fiskbestånd och i sjöar där sannolikheten för detta var mycket liten. Men samtidigt bör påpekas att det även fanns sjöar med mycket låga halter av TOC representerade bland de sjöar där sannolikheten för försurningsskador var stor, dvs. i näringsfattiga klarvattensjöar.

Resultaten visar att effekterna av varierande TOC-halter är svårhanterligt vid bedömning av försurningsskador på fiskbestånd. I näringsrika vatten ökar TOC av helt andra faktorer än sådana som kan relateras till försurningsskador på fisk. Ett sätt är naturligtvis att utesluta den typen av sjöar ur modellen eftersom sådana sjöar ändå inte är intressanta att bedöma ur eventuell försurningskänslighet. Detta förfarande kommer emellertid att minska styrkan i försurningsvariablernas förklaringsgrad. Det är heller inte helt uppenbart vilka kriterier som skall användas för att utesluta en viss sjötyp.

De tre materialen uppvisade samma tendenser beträffande TOC's påverkan och samband mellan försurningsvariablerna och uppkomst av skador på fiskbestånd; de kritiskt kemiska värdena för pH, alkalinitet och ANC/H⁺ behöver sättas lägre vid minskade med ökande TOC-halt. Värt att notera är att Lingdell & Engblom (1987) har observerat hur dagsländan, *Baetis rhodani*, tenderar att förekomma vid lägre pH i vatten med högt färgtal jämfört med klarare lokaler. Men det skall även påpekas att många hävdar att TOC har en motsatt effekt och i Degermans (1987) litteratur- och datagenomgång var en av slutsatserna att humusämnen inte mildrar effekten av försurning utan att det snarare tycks humusämnen i vissa fall förstärker försurningens negativa effekter. Även Laudon (2000) menar att höga humushalter har en betydande negativ inverkan på låga pH värden, framförallt under vårfloden, och att den antropogena försurningens negativa inverkan på fisk därför är begränsad i vissa typer av vattendrag.

För ANC och CBALK var förhållandena de motsatta och för dessa ökade sannolikheten för skador på fisken med ökande TOC-halt. För ANC och CBALK kan en förklaring till detta ligga i beräkningssmetoden; vid beräkningen av ANC och CBALK kan det genom att det, både indirekt och direkt, tas hänsyn till TOC-halten (Henriksen m. fl. 1990, Köhler m. fl. 2000) ske en "överkompensering" för TOC's betydelse. I klara vatten är exempelvis skillnaden mellan ANC och alkalinitet relativt liten, men i bruna vatten kan ANC vara betydligt högre än alkaliniteten (Wilander 1999).

Baserat på provfiskeuppgifter beräknades det kritiskt kemiska värdet för pH till 6,1 för en sannolikhet på 90% att fiskbestånden förblir opåverkade av försurning. Enligt Naturvårdsverkets "Bedömningsgrunder för miljö kvalitet" (Naturvårdsverket 1999b) klassificeras vatten med pH i intervallet 5,6-6,2 som tillståndsklass 4 ("Surt") och inom den nationella kalkningsverksamheten har målet varit att pH inte skall understiga 6,0 (Naturvårdsverket 1988). De kritiskt kemiska värdena som beräknats här för provfiskedata överrenstämde därmed väl med de operativa målen för kalkningsverksamheten. Då även TOC inkluderades i modellen var emellertid de kritiskt kemiska värdena lägre och varierade mellan ca 5,4 (80% sannolikhet vid TOC=20 mg/l) och ca 6,0 (95% sannolikhet och TOC=3 mg/l).

Inom den nationella kalkningsverksamheten har målet varit att alkaliniteten inte skall understiga 0,1 mekv/l (Naturvårdsverket 1988). Det operativa målet för kalkning har varit 0,05 mekv/l och därmed något lägre än det vattenkemiska målet (Naturvårdsverket 1999a). Beräknade kritiskt kemiska värden baserade på provfiskeuppgifter var 0,040 mekv/l (90% sannolikhet för oskadade fiskbestånd). Enligt Naturvårdsverkets bedömningsgrunder för miljö kvalitet (Naturvårdsverket 1999b) klassificeras vatten med alkalinitet mellan 0,02 mekv/l och 0,05 mekv/l som tillståndsklass 4 ("Mycket svag buffertkapacitet"). Då även TOC inkluderades i modellen var de kritiskt kemiska värdena lägre och varierade mellan 0,007 mekv/l (80% sannolikhet vid TOC=20 mg/l) och 0,032 mekv/l (95% sannolikhet och TOC=3 mg/l).

Under senare år har ANC i allt högre utsträckning använts för att bestämma det kritiskt kemiska värdet för försurning (Henriksen m. fl. 1990, Henriksen m. fl. 1992, Henriksen & Hesthagen 1993, Henriksen m. fl. 1995, Lien m. fl. 1996, Hindar m. fl. 1998, Henriksen m. fl. 1999). I Sverige har ofta ett relativt värde på 0,050 mekv/l använts som gränsvärde (Wilander 2000) vilket harmonierar med de inom kalkningsmålen uppsatta gränsvärdena för alkalinitet. Vid utvärderingen av det Nationella kalkeffektuppföljningsprogrammet (IKEU) som publicerades under 2000 (Naturvårdsverket 2000) gjordes bedömningen att när den beräknade naturliga koncentrationen av ANC var lägre än 0,050 mekv/l accepterades att 25% kunde förbrukas av försurnande ämnen utan att den kritiska belastningen hade uppnåtts. Vid andra nordiska utvärderingar (Henriksen m. fl. 1992, Henriksen m. fl. 1993, Lien m. fl. 1992) har den kritiska gränsen för ANC satts till 0,020 mekv/l. Pro-

blemet med att översätta de kemiska värdena till biologisk påverkan har gjort att bland annat Henriksen m. fl. (1995) och Hindar m. fl. (1998) använt variabla gränsvärden mellan 0 och 0,050 mekv/l. Vid norska studier av denna modell för att beräkna kritisk belastning var sannolikheten för uppkomna skador på fiskbestånd ungefär 20% (Henriksen m. fl. 1999), vilket motsvarar 80% sannolikhet för oskadade fiskbestånd i Tabell 9 och Tabell 11. Även denna undersökning gjordes med hjälp av logistiska regressioner på klassificerade fiskdata och man ansåg sig ha en god anpassning då 70% av de 679 undersökta sjöarna klassades som korrekt. I en liknande studie har kritiskt kemiska värden beräknats för olika bottenfauna taxa (Juggins m. fl. 1995, Ormerod 1995). För att med 50% sannolikhet påträffa dagsländan, *Baetis rhodandi*, skulle inte ANC understiga 0,036 mekv/l. Motsvarande värde för kiselalgen, *Achnantes minutissima*, var 0,023 mekv/l.

Av Tabell 9 framgår att mellan 86 och 91% av de 195 provfisketillfällena klassificerades korrekt. De kritiskt kemiska värdena för ANC som erhöles var högre än både de som föreslagits i Norge, de som tidigare använts i Sverige och som föreslagits i andra studier. För att med 80% sannolikhet (samma gräns som vid norska studier, se ovan) anse att fiskbestånden skall vara opåverkade av surt vatten skall ANC inte understiga 0,095 mekv/l. För att sannolikheten skall överstiga 95% krävs att ANC inte understiger 0,126 mekv/l. Motsvarande värden för CBALK var 0,105 mekv/l respektive 0,139 mekv/l. Då TOC inkluderades i modellen kom de kritiskt kemiska värdena att sänkas något för att mer likna värden som presenterats tidigare. För ANC varierade det mellan 0,042 mekv/l (80% sannolikhet vid TOC =3 mg/l) och 0,149 mekv/l (95% sannolikhet och TOC=20 mg/l). Motsvarande för CBALK var mellan 0,055 mekv/l (80% sannolikhet vid TOC =3 mg/l) och 0,159 mekv/l (95% sannolikhet och TOC=20 mg/l).

Beräkningen av den kritiska belastningen har utgått från att försurning kan ske till en kritisk koncentration av ANC vid vilken ingen känd påtaglig skada sker på biologin. Enligt definitionen innebär detta att sannolikheten för skador på biologin skall understiga 10%. Med utgångspunkt från denna definition och

resultatet av denna studie bör det kritiskt kemiska värdet för ANC i svenska insjöar vara 0,111 mekv/l. Om TOC inkluderas i modellen kommer det kritiskt kemiska värdet att variera från ca 0,044 mekv/l vid låga TOC-värden och 0,149 vid höga värden av TOC.

I det s.k. Episodprojektet studerades dödlighet av öring i förhållande till ANC/H⁺ (Laudon 2000). Vid värden över 11 kunde ingen ökade dödlighet noteras. Mellan 4 och 11 kunde en viss dödlighet noteras och under 4 var dödligheten hög. Dessa värden är något lägre än de som illustreras av Figur 10 samt i tabellerna 9 och 11. För att uppnå 90% sannolikhet för att fiskbestånden skall vara opåverkade av försurning skall ANC/H⁺ inte understiga ca 108. Då TOC inkluderades i modellen kom de kritiskt kemiska värdena att variera mellan ca 53 (80% sannolikhet vid TOC =3 mg/l) och 83 (95% sannolikhet och TOC=20 mg/l). Vid så höga värden kunde inte Laudon (2000) notera någon dödlighet hos fisk. Denna undersökning är emellertid av en helt annan karaktär (burförsök), fiskarten som studerades var öring och studierna var enbart kopplade till rinnande vatten.

Sammanfattningsvis visade undersökningen att Riskfiskinventeringen-96 inte gav tillräckligt gott underlag för att bedöma kritiskt kemiska värden. Detta förhållande förbättrades inte av att detaljeringsgraden ökades och en enskild, försurningskänslig, art användes som indikator. Troligtvis är detta kopplat till tidsförskjutningen mellan förändringar i fiskbestånden och enskilda mått på vattenkvalitet. Det som styrker detta resonemang är att då fiskdata kopplas till enskilda vattenkemiska värden gavs signifikanta och biologiskt relevanta förklaringsmodeller för alla fem variablerna. Samtliga fem variablerna var då användbara för bedömning av kritiskt kemiska värden, men de bästa utfallen gavs för pH, alkalinitet och ANC/H⁺. Om ANC och CBALK skall användas för detta ändamål måste värdena korrigeras för TOC. Resultaten visar även att befintliga gränsvärdena bör justeras uppåt för att skador på sjölevande fisk skall undvikas. Detta påtalar även behovet av att undersökningen kompletteras med liknande undersökning för strömlevande fisk, där mekanismerna för uppkomna skador på fiskbestånd kan vara annorlunda.

5. Referenser

- Almer, B. 1972. Försurningens inverkan på fiskbestånd i västkustsjöar. Information från Sötvattenslaboratoriet, 1:1972: p.1-47.
- Almer, B., W. Dickson, W. Ekström, C. Hörnström & U. Miller. 1974. Effects of acidification on Swedish lakes. *Ambio* (3): p. 30-36.
- Almer, B., W. Dickson, C. Ekström & E. Hörnström. 1978. Sulfur pollution and the aquatic environment. In: Nriago J. O. (Eds.) Sulfur and environment. Part II. Wiley & Sons, New York. 492 p.
- Andersson, G., W. Dickson, O. Filipsson, T. Lindström & R. Öhman. 1980. Förändringar i fjällområdets fiskfauna- ett samspel mellan försurning och andra faktorer. (English summary: Changes in the fishpopulations of the southern parts of the Swedish mountain chain – interactions between acidification and other factors). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (10). 45 p.
- Andersson, H., M. Reizenstein & M. Appelberg. 1995. Fiskbeståndet som miljöindikator. Ur: G. Persson (Eds.) Sjöar & Vattendrag. Årsskrift från miljöövervakningen 1995. Rapport från Sveriges lantbruksuniversitet och Naturvårdsverket: p. 54-63.
- Andersson, P. & P. Nyberg 1984. Experiments with brown trout (*Salmo trutta* L.) during spring in mountain streams at low pH and elevated levels of iron, manganese and aluminium. Rep. Inst. Freshw. Res., Drottningholm. 61: p. 34-47.
- Andersson, P., P. Grahn, E. Hörnström, P. Nyberg & K. Dahlquist. 1989. Kalkning och gödsling i Rammsjön och Änten, Örebro län 1980-87. Naturvårdsverket, Rapport 3584: 119 p.
- Appelberg, M., E. Degerman, A. Johlander, & L. Karlsson. 1989. Liming increases the catches of Atlantic salmon on the west coast of Sweden. *Nordic Journal of Freshwater Research*. Årgång 65: p. 44-53.
- Appelberg, M. 1995. The impact of liming on aquatic communities. Ur: Henrikson, L. & Y. Brodin (Eds) Liming of Acidified Surface Waters. Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995: p. 283-308.
- Appelberg, M., H., M., Berger, T. Hesthagen, E. Kleiven, M. Kurkilahti, J. Raitaniemi & M. Rask. 1995. Development and intercalibration of methods in Nordic freshwater fish monitoring. *Water, Air and Soil Pollution* (85): p. 401-406.
- Appelberg, M. 1996. Riksfiskinventeringen '96. Ur: G. Persson (Eds.) Sjöar och vattendrag, årsskrift från miljöövervakningen 1996. Rapport från Sveriges lantbruksuniversitet och Naturvårdsverket: p 39-45.
- Appelberg, M., B. Bergquist & E. Degerman. 1999. Fisk. Ur T. Weiderholm (Eds.) Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag. Bakgrundsrapport 2 – Biologiska parametrar. Naturvårdsverket Rapport 4921: p. 167-239.
- Appelberg, M. (Eds). 2000. Swedish standard methods for sampling freshwater fish with multi-mesh gill-nets. *Fiskeriverket Information* 2000(1): p. 1-27.
- Appelberg, M., B. C. Bergquist & E. Degerman. 2000. Using fish to assess environmental disturbance of Swedish lakes and streams – a preliminary approach. *Verh. Internat. Verein. Limnol* (27): p. 311-315.
- Bengtsson, B. & A. Bogelius. 1995. Socio-economic consequences of aquatic liming. *Liming of Acidified Surface Waters*. L Henrikson and Y. Brodin (Eds). Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995: p. 423-458.
- Bishop, K., H. Laudon, & S. Köhler. 2000. Separating the natural and anthropogenic components of spring flood pH decline: A method for areas that are not chronically acidified. *Water Resources Research* 36(7): p. 1873-1884.
- Björklund, I., C. Haux, C. Hogstrand, M. Unger, T. Örn. 1985. Bioackumulering i organ och förändringar av jonbalans i blodplasma hos öring vid påverkan av aluminium vid olika pH, humushalt och vattentemperatur. Naturvårdsverket, Rapport 3046. 40 p.
- Brakke, D. F., A. Henrikssen & S. A. Norton. 1990. A variable F-factor to explain changes in base cation concentration as a function of strong acid deposition. *Verh. Internat. Verein. Limnol*. 24: p. 146-149.
- Brodin, Y. -W. & J. Kuylenstierna. 1992. Acidification and critical loads in nordic countries: A background. *Ambio*, Vol 21(5): p. 332-338.
- Brodin Y. -W. 1995. Acidification of lakes and watercourses in a global perspective. *Liming of Acidified Surface Waters*. L Henriksson and Y. -W. Brodin (Eds). Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995: p. 45-62.
- Brydges T. G. & R. B. Wilson. 1990. Acid rain since 1985- times are changing. In: Acid deposition, Its nature and Impacts. F. T. Last & R Watling (Eds.) The Royal Society of Edingburgh, Vol. 97: p. 1-16.
- Crane, A. J. & A. T. Cocks. 1989. The transport, transformation and deposition of airborne emissions from power stations. In Acid deposition, sources, effects and controls. J. W. S. Longhurst (Ed.). British library, Science, Reference and Information Service and Technical Communications: p. 1-14.
- Daniel, W. W. 1995. Biostatistics: A foundation for analysis in the health sciences. Sixth edition. John Wiley & Sons, inc. Chapter 11, Regression analysis- some additional techniques: p. 459-502.

- Degerman E. 1987. Humösa sjöar – en litteratur-sammanställning med inriktning på fisk och försurning. (English summary: Humic lakes – a literature survey with emphasis on fish and acidification.) Naturvårdsverket rapport 3415. 72 p.
- Degerman, E., M. Appelberg & P. Nyberg 1988. Estimating the number of species and relative abundance of fish in Swedish lakes using multi-mesh gillnets. - *Nordic J. Freshw. Res. Drottningholm* (64): p. 91-100.
- Degerman, E., E. Sjölander, A. Johlander, P. Sjöstrand, K. Höglind, L. Thorsson & H. Carlstrand. 1990. Kalkning för att motverka försurningspåverkan på fisk i rinnande vatten. (English summary: Liming of acidified waters to improve conditions for fish). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4): p. 27-214.
- Degerman, E., M. Appelberg, & P. Nyberg. 1992. Effects of liming on occurrence and abundance of fish populations in acidified Swedish lakes. *Hydrobiologia* (230): p. 201-212.
- Degerman, E. & P-E, Lingdell. 1993. *pHisces* – fisk som indikator på lågt pH. (English summary: *pHisces* – The fish fauna as an indicator of low pH). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (3): p. 37-54.
- Dickson, W. 1986. Some data on critical loads for sulfur on surface waters. In: Critical loads for nitrogen and sulfur. J. Nilsson (Eds.) Nordic Council of Ministers, Miljörapport 1986 11: p. 143-158.
- Eriksson, F. E. Hörnström, P. Mossberg & P. Nyberg. 1982. Ekologiska effekter av kalkning i försurade sjöar och vattendrag. (English summary: Ecological effects of lime treatment of acidified lakes and rivers) Information från Sötvattenslaboratoriet (6). 95 p.
- Filipsson, O. 1972. Sötvattenslaboratoriets provfiske- och provtagningsmetoder. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (16):1-26.
- Haines, T. A. 1981. Acidic precipitation and its consequences for aquatic ecosystems: A review. *Trans. Amer. Fish. Soc.* 110: p. 669-707.
- Hammar, J. 1989. Freshwater Ecosystems of Polar Regions: Vulnerable Resources. *Ambio* 18(1): p. 6-22.
- Hansson, S. 1982. Födoval och tillväxt hos sik, abborre, gers, mört och hornsimpa i Luleå skärgård. Diet and growth of whitefish, perch, ruffe, roach and fourhorn sculpin in the archipelago of Luleå. Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (2): 46 p.
- Hartgrave, B. T. 1991. Impacts of man's activities on aquatic systems. *Fundamentals of Aquatic Ecology*. R. S. K. Barnes & K. H. Mann (Eds). Blackwell Science: p. 245-264.
- Henriksen, A., J. Kämäri, M. Posch, M. G. Lövblad, M. Forsius & A. Wilander. 1990. Critical loads to surface waters in Fennoscandia. Nordic Council of Ministers Nord 1990: 124 p.
- Henriksen A., J. Kämäri, M. Posch & A. Wilander. 1992. Critical loads of acidity: Nordic waters. *Ambio* 21: p. 225-260.
- Henriksen, A. & T. Hesthagen. 1993. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Naturens tålegrenser, Tålegrenser for overflatevann*. Fagerappport Nr 43, NIVA-Rapport O-89210.
- Henriksen, A., M., Posch, H., Hultberg & L., Lien. 1995. Critical loads of acidity for surface waters – Can the ANC_{limit} be considered variable? *Water, Air and Soil Pollution* (85): p. 2419-2424.
- Henriksen, A., B.L. Skjelkvåle, L. Lien, T. Traaen, J. Mannio, M. Forsius, J. Kämäri, I. Mäkinen, A. Bernzell, T. Wiederholm, A. Wilander, T. Moiseenko, P. Lozovik, N. Filatov, R. Niinioja, R. Harriman & J. P. Jensen. 1996. Regional lake surveys in Finland - Norway - Sweden - Northern Kola - Russian Karelia - Scotland - Wales 1995. 1996. Coordination and design, Acid Rain Research. NIVA Report 40/1996.
- Henriksen, A., E. Fjeld & T. Hesthagen. 1999. Critical load exceedance and damage to fish populations. *Ambio*, Vol. 28 (7): p. 583-586.
- Henriksson, L. & Y.-W. Brodin. 1995. Liming of surface waters in Sweden – a synthesis. *Liming of Acidified Surface Waters*. L Henrikson and Y. Brodin (Eds). Springer-Verlag Berlin Heidelberg 1995: p. 1-44.
- Hesthagen, T, B.-O. Rosseland, H.-M. Berger & B. Mejdell Larsen. 1993. Fish community status in Norwegian lakes in relation to acidification: a comparison between interviews and actual catches by test-fishing. *Nordic. J. Freshw. Res.* 68: p. 34-41.
- Hindar, A. A., Henriksen, S. Sandøy & A. J. Romundstad. 1998. Critical load concept to set restoration goals for liming acidified norwegian waters. *Restoration Ecology* Vol. 6 (4): p. 353-363.
- Huitfeldt- Kaas, H., 1922. Om aarsaken til massedød av laks og ørret i Frafjordelven, Helleelven og Dir-darselven i Ryfylke høsten 1920. *Norsk Jæger og fiskeforening*: p. 37-44.
- Hultberg, H. 1988. Critical loads for sulphur to lakes and streams. In: Nilson, J. & P. Grennfeldt (eds.) *Critical loads for sulphur and nitrogen*. Miljörapport. 15, Report from workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 march, 1988: p. 185-200.
- Hörnström, E. C. Ekström, U. Miller & W. Dickson. 1974. Försurningens inverkan på västkustsjöar. (English summary: Effects of the acidification on lakes in the Swedish west coast region). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (4). 97 p.

- Johansson, K. & P. Nyberg. 1981. Försurning i svenska ytvatten - effekter och omfattning 1980. (English summary: Acidification of surface waters in Sweden - effects and extent 1980). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 112 p.
- Johansson, N. & G. Milbrink. 1976. Some effects of acidified water on the early development of roach *Rutilus Rutilus L.* and perch *Perca fluviatilis L.* Wat. Res. Bul. (12): p. 39-49.
- Jordbruksdepartementet. 1982. Försurning idag och imorgon. En svensk studie inför Stockholmskonferensen om försurningen av miljön. Kommittén miljö '82. 231 p.
- Juggins, S., S. J. Ormerod & R. Harriman. 1995. Relating critical loads to aquatic biota. Critical loads of acid deposition for United Kingdom freshwaters, Critical loads advisory group, Sub-group Report on Freshwaters. Prepared at the request of the Department of the Environment. September 1995: p. 9-13.
- Kämäri, J. 1986. Critical deposition for surface waters assessed by a process-oriented model. In: Critical loads for nitrogen and sulfur. J. Nilsson (Eds.) Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1986 (11): p. 121-142.
- Köhler S., H. Laudon, A. Wilander & K. Bishop. 2000. Estimating organic acid dissociation in natural surface waters using total alkalinity and TOC Source. Water Research Vol 34(5): p. 1425-1434.
- Laudon H. 2000. Separating Natural Acidity from Anthropogenic Acidification in the Spring Flood of Northern Sweden. Dissertation. Swedish University of Agricultural sciences. ISBN 91-576-5894-3.
- Laudon H., O. Westling, A. Bergquist & K. Bishop. 2000. Modeling preindustrial ANC and pH during the spring flood in northern Sweden. Can. J. Fish. Aquat. Sci. Vol 57: p. 1888-1900.
- Lessmark, O. 1976. Försurningens inverkan på fiskfaunan i några småländska sjöar. (English summary: The effect of acidification on fish fauna of some lakes in the province Småland). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (7). 24 p.
- Leuven, R. S. E. W., S. E. Wendelaar Bonga, F. G. F. Oyen & W. Hagemeijer. 1987. Effects of acid stress on the distribution and reproductive success of freshwater fish in Dutch soft waters. In Witters, H. & O. Vanderborcht (eds.) Ecophysiology of acid stress in aquatic organism. Ann. Soc. R. Zool. Belg. 117. Suppl. 1: p. 231-242.
- 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. Science of Total Environment 177: p. 173-193.
- Lindström, T., W. Dickson & G. Andersson. 1984. Reclaiming acid high mountain lakes by liming: A progress report. Rep. Inst. Freshw. Res. Drottningholm 61: p. 128-137.
- Lingdell, P.-E., & E. Engblom. 1987. Värdet av dagsländan *Baetis rhodani* som vattenkvalitetsindikator. Norsk limnologiforening. 11 p.
- Lundgren, L., J. 1991. Försurningen på dagordningen. En bild av ett händelseförlopp 1966-1968. Naturvårdsverket, Rapport 3886. 217 p.
- Miljødepartementet. 1985. Kalkning av surt vann. Kalkningsprosjektet slutrapport 1985. Direktoratet for vilt og ferskvannsfisk. K. Baalsrud (Ed.). Rapport från Miljødepartementet (Norge). 145 p.
- Miljødepartementet. 1996. Kalkning av sjöar och vattendrag. Betänkande från kalkningsutredningen. SOU 1996:53. ISBN: 91-38-20235-2. 144 p.
- Mossberg, P. & P. Nyberg. 1976. Försurningseffekter på bottenfauna och fisk i Västra Skälsjön. (English summary: Effects of acidification on bottom fauna and fish in Lake Västra Skälsjön.) Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (9): 23 p.
- Naturvårdsverket. 1969. Bedömningsgrunder för svenska ytvatten. Statens naturvårdsverk(1); 25 p.
- Naturvårdsverket. 1988. Kalkning av sjöar och vattendrag. *Allmänna råd* 88:3. 74 p.
- Naturvårdsverket. 1991. Försurning och kalkning av svenska vatten. Monitor 12. Rapport från Naturvårdsverket. 144 p.
- Naturvårdsverket. 1997. Biologisk mångfald i kalkade sjöar, utvärdering av IKEU-programmets sex första år. B. Söderbäck (Ed.). Naturvårdsverkets Rapport 4816: 64 p.
- Naturvårdsverket 1999a. Nationell plan för kalkning av sjöar och vattendrag 2000-2009: redovisning av ett regeringsuppdrag. ISBN/ISSN: 9162099337. 22 p.
- Naturvårdsverket. 1999b. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet. Sjöar och vattendrag. Rapport 4913: 101 p.
- Naturvårdsverket. 2000. kalkade vattendrag – miljö kvalitet och biologisk mångfald. Utvärdering av IKEU - programmets första sex år. B. Bergquist (Ed.). Naturvårdsverket, Rapport 5076. 98 p.
- Neuman, E. 1974. Temperaturens inverkan på abborrens (*Perca Fluviatilis L.*) tillväxt och årsklass-storlek i några östersjöskärgårdar. (English summary: The effects on the growth an year-class strength of perch (*Perca Fluviatilis L.*) in some baltic archipelagoes). Information från Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm (6). 38 p.
- Nilsson, J. 1986. Critical loads for nitrogen and sulfur. Nordic Council of Ministers, Miljørapport 1986 11. 232 p.

- Nilsson, J. & P., I. Grennfeldt (eds.). 1988. Critical loads for sulphur and nitrogen. Report from a workshop held at Skokloster, Sweden, 19-24 March. *NORD* 1988:15. ISBN 91-7996-096-0
- Norrgrén, L., & E. Degerman. 1993. The influence of liming on embryos and yolk sac fry of Atlantic salmon and brown trout in an acidified river in Sweden. *Ambio* 22(4): p. 213-218.
- Nyberg, P., M Appelberg, & E. Degerman. 1986a. Effects of liming on crayfish and fish in Sweden. *Water, Air and Soil Pollution* (31): p. 669-687.
- Nyberg, P., E. Degerman, C. Ekström & E. Hörnström. 1986b. Försurningskänsliga rödingsjöar i Syd- och Mellansverige. (English summary: Acid-sensitive Arctic char (*Salvelinus alpinus*), lakes in southern and central Sweden.) *Information från sötvattenslaboratoriet, Drottningholm* (6): 240 p.
- Ormerod, S. J. 1995. Modelling biological responses, Present and future. Critical loads of acid deposition for United Kingdom freshwaters, Critical loads advisory group, Sub-group Report on Freshwaters. Prepared at the request of the Department of the Environment. September 1995: p. 47-57.
- Persson, G. 1996. 26 svenska referenssjöar 1989 - 1993, en kemisk-biologisk statusbeskrivning. Institutionen för miljöanalys, SLU, Uppsala. *Naturvårdsverkets rapport 4552*: 141 p.
- Persson L. 1986. Effects of reduced interspecific competition on resource utilization in perch (*perca fluviatilis*). *Ecology* 67 (2): p. 355-364.
- Rahel, F.J., & J.J Magnusson. 1983. Low pH and the absence of fish species in naturally acidic Wisconsin lakes: Inferences for cultural acidification. *Can. J. Fish. Aquat. Sci.* (40): p. 3-9.
- Rask, M. & P. Tuunainen 1990. Acid-induced changes in fish population of small Finnish lakes. In Kauppi m. fl.(eds.) *Acidification in Finland*. Springer verlag, Berlin: p. 911-927
- Rask, M., M. Appelberg, T. Hesthagen, J. Tammi, U. Beier & A. Lappalainen. 2000. Fish Status Survey of Nordic Lakes. Species composition, distribution, effects of environmental changes. *Nordic Council of Ministers. TemaNord* 2000:508. 58 p.
- Reizenstein, M. & C. Ångström 1995. Abborre och mört- ålder och individtillväxt i 14 kalkade sjöar inom Jönköpings län. *Sötvattenslaboratoriet, Drottningholm. PM, Nr 2:1995*. 36 p.
- Reuss, J. O., B. J. Cosby & R. F. Wright. 1987. Chemical process governing spoil and water acidification. *Nature* Vol 329: p. 27-31.
- Runn, P. 1982. Effects of low pH on the development of early stages of fish. Ph. D. Tesis, University of Uppsala. *Acta Univ. Ups.* p. 647.
- Selvadrud, I. H. & I. P. Muniz . 1980. Acid lakes and the inland fisheries in Norway. Results from interview studies 1974-1979. SNSF-project, IR 77/80. 92 p.
- Shindler, D. W. 1991. Aquatic Ecosystems and Global Ecology. *Fundamentals of Aquatic Ecology*. R. S. K. Barnes & K. H. Mann (Eds). Blackwell Science: p. 108-122.
- SPSS. 1999. Regression model 9.0. SPSS INC. ISBN 0-13-020404-8.
- Stumm, W. & J. J. Morgan. 1981. *Aquatic chemistry*. New York: Wiley. ISBN 0-471-04831-3. 780 p.
- Sverdrup, H., P. Warfvinge, T. Frogner, A. O. Håøya, M. Johansson & B. Andersen. 1992. Critical loads for forests soils in the nordic countries. *Ambio*, Vol 21(5): p. 348-355
- UN/UCE. 1988. Protocol to the 1979 Convention on long-range Transboundary Air Pollution Concerning the Control of emissions of Nitrogen Oxides or Their Transboundary Fluxes, Annex 1. United Nations Economic Commission for Europe.
- Wetzel, R. G. 1975. *Limnology*. W. B. Saunders, Philadelphia, USA. 743 p.
- Wilander, A. 1997. Referenssjöarnas vattenkemi under 12 år; tillstånd och trender. *Naturvårdsverket Rapport 4652*. 79 p
- Wilander, A. R. K. Johnson, W. Goedkoop & L. Lundin. 1998. Riksinventering 1995. En synoptisk studie av vattenkemi och bottenfauna i svenska sjöar och vattendrag. *Naturvårdverket, Rapport 4813*. 191 p.
- Wilander A. 1999. Surhet/försurning. Ur T. Weiderholm (Eds.) *Bedömningsgrunder för miljö kvalitet – sjöar och vattendrag*. Bakgrundsrapport 1 – Kemiska och fysikaliska parametrar. *Naturvårdverket Rapport 4920*: p. 73-107
- Wilander A. 2000. Vattenkemi, Kritisk belastning. Ur: B. Bergquist (Eds.) *kalkade vattendrag - miljö kvalitet och biologisk mångfald*. Utvärdering av IKEU - programmets första sex år. *Naturvårdsverket, Rapport 5076*: p. 11-17.

