

RAPPORT

Vattenkvalitet i Luleå innerfjärdar 1990-2004

Peter Erixon

Institutionen för tillämpad kemi och geovetenskap

Avdelningen för tillämpad geologi

December 2004

Förord

På uppdrag av Luleå kommun, Tekniska kontoret, har Luleå tekniska universitet (Avd tillämpad geologi) gjort en uppföljande utredning om vilka effekter de vattentekniska åtgärder som vidtogs 1992-1994 har fått på Luleå innerfjärdar.

En utredning om vattenkvaliteten i Luleå innerfjärdar har pågått under 2003 och 2004 och avslutas med denna rapport "Vattenkvaliteten i Luleå innerfjärdar 1990-2004"

Parallellt pågår en utredning, som inleddes 2004, som behandlar vegetationsutbredning och igenväxning i Luleå innerfjärdar. Den beräknas vara klar i maj 2005.

Luleå i december 2004

Peter Erixon

Sammanfattning

Luleå tekniska universitet får i uppdrag att utreda vilka effekter på vattenkvaliteten de av Luleå kommun vidtagna vattentekniska åtgärder 1992-1994 har fått i Luleå innerfjärdar.

Genom bearbetning och analys av flera vattenkemiska provtagningsprogram mellan åren 1990-2004 kan följande slutsatser dras:

- Efter det att de vattentekniska åtgärderna vidtogs 1992-94 har inga dramatiska förändringar av vattenkvaliteten skett. Halter och värden ligger i stort kvar på samma nivåer som innan åtgärderna vidtogs.
- Om de vattentekniska åtgärderna inte hade vidtagits hade inte innerfjärdarna haft en bättre vattenkvalitet än vad de har idag. Halter och värden hade då legat på ungefär samma nivåer som de gör i de uppdamda fjärdarna idag.
- Innerfjärdarna vatten måste betecknas som förhållandevis näringsrika, de centrala delarna Holmsundet och Björsbyfjärden mer än de yttre.
- Den ovanliga vattenkvaliteten med höga metallhalter och låga pH-värden under 2003 och speciellt 2004 beror med mycket stor sannolikhet på klimatgenererade sulfidoxidationer i avrinningsområdet.
- De i innerfjärdarna upplagda muddermassornas bidrag till de höga metallhalterna är med mycket stor sannolikhet marginellt.
- De mångfald förhöjda metallhalterna och låga pH-värdena beror med stor sannolikhet inte på metallindustriell verksamhet i området.
- Inga märkbara förändringar av vattenkvaliteten i fjärdarnas olika delar kan uppmärksammas till följd av den förändrade strömriktning som de vattentekniska åtgärderna medförde.
- Havets vattenkvalitetshöjande effekt är mycket begränsad under perioden maj till mitten av september.

Innehåll

1	Inledning	1
1.1	Luleå innerfjärdar – områdesbeskrivning	1
1.2	Luleå innerfjärdar – problembeskrivning	1
1.3	Utredningens syften	2
2	Metodik	3
2.1	Provtagningsprogram	3
2.2	Bedömning av tillstånd och påverkan	3
3	Resultat	4
3.1	Jämförande resultat för hela perioden 1990-2004	4
3.1.1	Näringsämnen / eutrofiering	4
3.1.2	Syretillstånd / syretäring	5
3.1.3	Ljusförhållanden	6
3.1.4	Surhet / försurning	6
3.1.5	Konduktivitet	7
3.2	Klart vatten och sulfidoxidationer i innerfjärdarna 2003-2004	8
3.2.1	Klimatgenererade sulfidoxidationer – förklaringsmodell	8
3.2.2	Undersökning vid mudderupplag	9
3.2.3	Undersökning i Ytterviken	10
3.2.4	Mer om sulfidoxidationer	10
3.3	Vattenstånd och strömriktning	11
3.4	Havets roll som vattenkvalitetsförbättrare	12
4	Diskussion och slutsatser	13
	Referenser	14
	Bilagor	

1. Inledning

För grundläggande bakgrundsinformation om Luleå innerfjärdar och Luleå kommuns projekt hänvisas till Forskningsrapporterna ”Luleå innerfjärdar, rapport A: vattenkvalitet, bottenkvalitet, vegetation (Erixon 1996) och ”Luleå innerfjärdar, rapport B: hydrologi (Andreasson 1996).

1.1 Luleå innerfjärdar – områdesbeskrivning

Med Luleå innerfjärdar menas i denna rapport från söder Skurholmsfjärden, Björkskatafjärden, Bjørsbyfjärden, Sinkfjärden, Sörfjärden och Mulövikens som den nordligaste. Via mer eller mindre trånga sund är innerfjärdarna förbundna med havet från två håll, i söder med Stadsfjärden via Svartholmskanalen och i norr med Björköfjärden via de två Strapösunden. Det största inflödet till innerfjärdarna sker via Holmsundet som mynnar i Bjørsbyfjärden. Holmsundet avvattnar ett ca 500 ha stort område där Gammelstadsviken och ett område som sträcker sig ca 7 km nordväst Rutvik ingår.

1.2 Luleå innerfjärdar – problembeskrivning

Här följer en kort sammanfattande bakgrund till varför Luleå kommun vidtog vattentekniska åtgärder i innerfjärdarna mellan åren 1992-1994. En betydligt fylligare bakgrundsbeskrivning finns i Luleå innerfjärdar rapport A (Erixon 1996).

Vad var problemet med Luleå innerfjärdar?

- De höll på att grundas upp och växa igen. Vattenspeglarna minskade och strandförskjutningen var betydande.
- Vattenkvaliteten försämrades. Vattnet blev näringsrikare och mer färgat.

Vad var/är huvudorsakerna till dessa problem?

- Landhöjning som ger strandförskjutning, lägre djup och avsnörningar mellan bassängerna
- Utsläpp av närsalter tillsammans med minskad kontakt med havet

Vad var syftet med de vattentekniska åtgärderna som vidtogs 1992-94?

- Bevara områdets vattenspeglar och sjökaraktär, hindra igenväxning
- Bevara en bra vattenkvalitet och möjligheter till bad
- Bevara möjligheterna till båtliv och kanotning
- Bevara möjligheter till fiske
- Bevara möjligheter till vinteraktiviteter, skid- och skridskoåkning

Vad gjordes? Vilka vattentekniska åtgärder vidtogs?

- Uppmuddring vid avsnörda partier som Revelsudden, Sinksundet, Bodskataudden och Porsöuden/Björkskatagrundet
- Uppdämning av systemet under maj-september ca 45 cm över normalvattenstånd i havet. Dammarna placerades vid Likskärsbanken och Lulsundskanalens utlopp i Skurholmsfjärden

Hur gick det? Vad har hänt?

Har syftena med innerfjärdsprojektet uppnåtts? Det är det som denna utredning avser att klargöra. Det har nu gått 10 år sedan Luleå innerfjärdar vallades in. Har det hjälpt att dämna upp systemet 40 cm (som det är tänkt) över normalvattenstånd i havet?

Vilka utredningar görs/har gjorts?

För att klargöra effekterna av de vattentekniska åtgärderna som varit i bruk i 10 år och stärka underlaget inför kommande beslut om innerfjärdarnas framtid fick LTU (Erixon) i uppdrag att inleda en utredning 2003. Till idag (december 2004) har följande delutredningar genomförts eller påbörjats där Tekniska kontorerna på Luleå kommun är beställare:

- Fiskpassagelösning. Utredningen, att hitta den lämpligaste lösningen för innerfjärdarna, genomfördes som ett examensarbete (Sjöberg 2003). Vid dammen i lulsundskanalen har en ”denilränna” varit i drift under säsongen 2004.
- Uppföljning vattenkvalitet. Utredningen inleddes 2003 och är klar i och med denna rapport.
- Uppföljning igenväxning/vegetationsutbredning. Utredningen inleddes 2004 med fältundersökningar och fotografering från mark och flyg. En sammanställning med slutsatser beräknas vara klar maj 2005.

1.3 Utredningens syften

Utredningen ”Vattenkvaliteten i Luleå innerfjärdar 1990-2004” har följande syften;

- Att bedöma nuvarande miljötillstånd med avseende på vattenkvaliteten i innerfjärdarnas olika delar enligt standardiserade metoder (Bedömningsgrunder för miljökvalitet, Naturvårdsverket).
- Att klargöra om och hur vattenkvaliteten har förändrats i fjärdarnas olika delar under de senaste 15 åren.
- Att klargöra om och hur de vattentekniska åtgärder som genomfördes 1992-94 har påverkat vattenkvaliteten?
- Att klargöra om och hur den förändrade strömningsbild som muddringarna skapade i innerfjärdarna har påverkat vattenkvaliteten?
- Att klargöra om havets roll som vattenkvalitetsförbättrare har förändrats.
- Ett syfte som tillkom under utredningens gång är att klargöra varför innerfjärdarnas vatten var ovanligt klart under den första delen av sommaren 2003 och en stor del av sommaren 2004.
- Att tillföra kunskap som är viktig för att fastställa om och hur eventuell inpumpning av vatten till innerfjärdarna skall genomföras på bästa sätt.

2. Metodik

2.1 Provtagningsprogram

De vattenkemiska data som ligger till grund för sammanställningar, bearbetning, analys och slutsatser om vattenkvaliteten i Luleå innerfjärdar kommer från följande vattenprovtagningsprogram:

Luleå kommuns eget kontrollprogram:

- Redan år 1990 inledde Luleå kommun ett vattenkvalitetsprogram omfattande femton olika vattenkvalitetsparametrar. Kontrollprogrammet har nu pågått i 15 år. I princip har det varje år under perioden mars-september tagits 4-5 vattenprover vid 7 olika provtagningspunkter. För år 1999 saknas dock provtagningsdata. För de tre åren 2000-2002 reducerades antalet provtillfällen till två och tidigare provtagningspunkter ersattes av fem. Vattenproverna 1990-1998 har analyserats av Svelab, Luleå och vattenproverna 2000-2004 av Alcontrol, Umeå. Båda laboratoriena är ackrediterade.

Vattenprovtagning 2003 och 2004 initierat av denna utredning:

- Provtagningsprogrammet utökades till att omfatta 7 provpunkter där vattenprover tagits vid 5 resp 6 tillfällen per år. Vid ett tillfälle 2003 och fyra tillfällen 2004 har det förutom ”normalparametrar” även tagits vattenprover för metallanalyser. De flesta av Vattenanalyserna har utförts av Alcontrol, Umeå. Övriga av Analytica, Luleå (ackrediterat laboratorium).
- Under de båda åren har vid 5 respektive 8 tillfällen gjorts registreringar och vattenprovtagningar för att kartlägga vattenstånd och strömningsförhållanden i innerfjärdssystemet samt havets roll som vattenkvalitetsförbättrare. De vattenkemiska parametrarna pH, konduktivitet och färgtal har analyserats vid LTU.
- Vid ett tillfälle 2004 togs vattenprover för att klarlägga muddrupplagens påverkan på vattenkvaliteten och metallhalter. Vattenanalyser utförda av Analytica, Luleå.
- Vid ett annat tillfälle 2004 togs vattenprover för att klarlägga om verksamheter i anslutning till Ytternviken, nuvarande eller tidigare, kan vara en källa till metallutsläpp. Vattenanalyser utförda av Analytica, Luleå.

2.2 Bedömning av tillstånd och påverkan

De vattenkvalitetsparametrar som har valts ut i denna rapport är de som har bedömts utgöra de för Luleå innerfjärdar viktigaste måtten på vattenkvaliteten. Helt enligt Naturvårdsverkets anvisningar ”Bedömningsgrunder för miljökvalitetet – Sjöar och vattendrag” (NV 2000) har innerfjärdarnas olika delar bedömts med avseende på näringsämnen/eutrofiering, syretillstånd, ljusförhållanden och surhet/försurning.

Klassificering och bedömning grundar sig på säsongsmedelvärden för respektive parameter (en mätning per månad under perioden maj-september).

I bedömningsgrunderna används en femgradig klassindelning från från 1 (blå) till 5 (röd). Bedömningsklasserna kan inte alltid automatiskt kopplas till bra eller dålig miljökvalitet. Med

de förutsättningar som gäller för Luleå innerfjärdar kan man dock generellt säga att en lägre klass är fördelaktigare än en högre.

Det bör observeras att gränsvärden och benämningar på klasser i många fall har förändrats från Naturvårdsverkets Bedömningsgrunder, 1990 till den senaste versionen från 2000. Det betyder att de här presenterade sammanställningarna (se bilagor 1 - 4) inte går att direkt jämföra med de sammanställningar som finns i Forskningsrapporten Luleå innerfjärdar (Erixon, 1996). I föreliggande rapport har dock alla resultat för hela perioden 1990-2004 bedömts efter de nya riktlinjerna. Observera att parametern konduktivitet (ledningsförmåga) ej behandlas i bedömningsgrunderna och att den klassindelning som presenteras här är ett försök att göra en informativ anpassning till innerfjärdarnas vattensystem.

År 1999 är utelämnad i jämförelsen mellan åren på grund av att provtagningsdata saknas för detta år. För perioden 2000-2002 har endast ett årsmedelvärde presenterats för varje parameter. Årsmedelvärdet baserar sig på de juni och augustimätningar (totalt 5-6) som gjorts under de tre aktuella somrarna. Eftersom inga provtagningar gjordes i de utanför uppdamningen liggande fjärdarna (Skurholmsfjärden respektive Mulövikens) under åren 2000-2002 saknas värden för dessa två provpunkter för 2000-2002.

3. Resultat

3.1 Jämförande resultat för hela perioden 1990-2004

3.1.1 Näringsämnen/eutrofiering

I de flesta sjöar och vattendrag regleras växtproduktionen främst av tillgången på fosfor. Sjöar med riklig fosfortillförsel brukar därför erhålla en kraftig tillväxt av svävande alger som grumlar vattnet och/eller en ökad tillväxt av rotade vattenväxter. I vissa sjöar kan kväve vara begränsande för produktionen men så är knappast fallet i innerfjärdarna. Denna slutsats kan dras eftersom kvoten tot-N/tot-P är genomsnittligt lika med 15 över hela perioden. Det är först vid kvoter lägre än 7-10 som kväve övertar rollen som begränsande ämne. I egentliga Östersjön är dock kväve begränsande men inte i Bottenhavet och Bottenviken där fosfor begränsar produktionen.

Resultat totalfosfor (tot-P)

I innerfjärdarna är det fosfor som styr växtproduktion och igenväxning.

En sammanställning av årsmedelvärden för totalfosfor (bilaga 1 och 5) ger följande slutsatser:

- Innerfjärdssystemets alla delar under hela perioden har regelmässigt ”höga halter” och under de senaste 10 åren mer sällan än tidigare ”mycket höga halter”.
- De centrala delarna har högre halter än de yttre delarna.
- Mellanårsvariationen är förhållandevis stor.
- Sett över hela perioden har totalfosfor-halterna blivit lägre eller ligger kvar på samma nivåer. Det finns inga belägg för att de har blivit högre.

De lägre halterna 2003-2004 beror till viss del på naturliga klimatgenererade sulfidoxidationer i omkringliggande marker som sänker pH och höjer halterna av vissa metaller (se nedan 3.2).

Resultat totalkväve (tot-N)

I innerfjärdarna är det inte kväve som i första hand styr produktionen och igenväxningen. En sammanställning av årsmedelvärden för totalkväve ger följande slutsatser (bilaga 1 och 5):

- Halterna ligger mellan ”måttligt låga halter” och höga halter och har aldrig kommit upp i klassen ”mycket höga halter”
- De centrala delarna har högre halter än de yttre delarna
- Mellanårsvariationen är stor men inte lika stor som för tot-P
- Sett över hela perioden har halterna blivit lägre.

Orsaken till att mellanårsvariationen inte är lika stor för kväve som för fosfor beror troligen på att kväve (nitrat) till skillnad från fosfor (fosfat) inte binds till metaller lika lätt. Därmed påverkas inte kvävehalterna av sulfidoxidationer på samma sätt som fosforhalterna gör. Det är rimligt att anta att graden av sulfidoxidationer varierar över åren och därmed fosforhalterna med den.

3.1.2 Syretillstånd/Syretäring

Vattnets syrehalt är av vital betydelse för ekosystemet. Syretillståndet kan variera mycket kraftigt under dygnet och året. Detta beror främst på produktionsförhållanden och på den organiska belastningen, inklusive humusämnen från avrinningsområdet. I näringsrika vatten med en hög produktion finns det en risk att syrefria eller nästan syrefria förhållanden uppstår i vattenmassan. Orsaken till det är att den höga produktionen leder till att mycket organiskt material skall brytas ner. Nedbrytningen kräver syre vilket gör att sjöns syreförråd kan ta slut. I innerfjärdarna är denna risk förmodligen försumbar under sommarhalvåret på grund av att fjärdarna är grunda och vattenmassan aldrig skiktad. Under vinterhalvåret då isen har lagt sig skulle vattenmassans syreförråd kunna ta slut. Denna process förhindras av havets ventilerande effekt, dvs att syrerikt havsvatten strömmar in i innerfjärdarna vid höga havsvattenstånd. I den typ av oskiktade vattensystem som innerfjärdarna tillhör kan en betydande dygnsvariation förekomma på sommaren i fråga om syrehalt. I sådana fall bör bedömningen av syretillståndet grunda sig på koncentrationen av syretärande ämnen (organiskt material) som exempelvis COD_{Mn} .

Resultat COD_{Mn}

Denna parameter är ett mått på vattnets halt av syretärande ämnen, organiskt material. Sammanställningen av årsmedelvärden ger följande slutsatser (bilaga 2 och 6):

- Halterna, som ligger i klasserna ”mycket låg halt” till ”mycket hög halt”, varierar mycket mellan de olika delarna.
- De centrala delarna har de klart högsta halterna
- Mellanårsvariationen är mycket stor
- Sett över hela perioden syns ingen trend, halterna har varken ökat eller minskat

Med de relativt höga halter av organiskt material (COD) som många av fjärdarnas delar visar skulle syrebrist kunna uppträda på senvintern (februari-mars) om längre perioder av låga vattenstånd i havet gör att inget syrerikt havsvatten kan tränga in i innerfjärdarna.

3.1.3 Ljusförhållanden

Ljusförhållandena påverkar livsbetingelserna direkt för många organismer. En förändrad ljusgenomsläpplighet i vattenmassan medför ändrade konkurrensförhållanden och fördelningar mellan olika typer av vattenvegetation och planktonalger. En ökad förekomst av löst och partikulärt material (= högre färgtal) minskar exempelvis det största djup som undervattensvegetation kan etablera sig på.

Resultat färgtal. Denna parameter är ett mått på förekomsten av humusämnen, lermineral och plankton. Sammanställningen av årsmedelvärden ger följande slutsatser (bilaga 2 och 6):

- Halterna varierar från ”måttligt färgat vatten” till ”starkt färgat vatten”
- De centrala delarna har högre färgtal än de yttre delarna.
- Mellanårsvariationen är mycket stor.
- Sett över hela perioden syns ingen trend, färgtalvärdena har varken ökat eller minskat.

Sett över hela perioden pekar resultaten på en svag minskning av färgtalet. De anmärkningsvärt låga färgtalvärdena i Sinksundsfjärden 2003 och 2004 beror med största sannolikhet på den omnämnda sulfidoxidationerna (se 3.2) som varit dessa år. Nämnas kan att för juni- och julmätningarna 2004 låg enskilda färgtalvärden i denna bassäng på 5 (mg Pt/l)! Färgtalvärdena var även mycket låga i Holmsundet och Björbyfjärden men årsmedelvärdet dras upp av att vattnet var betydligt mer färgat senare i augusti och september.

3.1.4 Surhet/Försurning

Vattnets surhetstillstånd är av stor betydelse för vattenlevande organismer eftersom de kan ha helt olika tolerans och överlevnadsmöjligheter för en ökad försurning. I många sjöar och vattendrag har artrikedomen reducerats på grund av de tilltagande försurningen med lägre pH i vattenmassan. Surhetstillståndet bestämmer också i vilken form och i vilka halter ämnen uppträder, exempelvis metaller, och har därigenom en indirekt betydelse för vattenorganismernas överlevnad. Vattnets förmåga att neutralisera surhet är av stor betydelse. Först då denna buffertkapacitet i det närmaste är förbrukad blir vattnet påtagligt försurat. Surhetstillståndet bör i första hand anges med utgångspunkt från vattnets alkalinitet eller då alkalinitetsvärden saknas dess pH.

Resultat alkalinitet.

Alkalinitet är ett mått på vattnets buffertkapacitet, som visar hur väl vattnet lyckas stå emot försurning. En sammanställning av årsmedelvärden för alkalinitet ger följande slutsatser (bilaga 3 och 5):

- Halterna för alkalinitet varierar från sällsyntare ”ingen eller obetydlig buffertkapacitet” till betydligt vanligare ”mycket god buffertkapacitet”.
- I princip ökar buffertförmågan från Skurholmsfjärden till Mulöviken
- Mellanårsvariationen är stor
- Sett över hela perioden har halterna blivit lägre, buffertkapaciteten har minskat

I stora drag har vattensystemen haft rel god buffertkapacitet under hela perioden. Det är endast under de senaste åren som buffertförmågan har nått kritiskt låga nivåer. Orsaken till att halterna varit låga 2003 och 2004 beror med största sannolikhet på att sulfidoxidationer har

ägt rum (se nedan xx) i innerfjärdarnas avrinningsområde. Ett kraftfullt stöd för denna förklaring är att det är de centrala delarna som har haft de lägsta värdena. Förklaringen innebär också att innerfjärdarnas buffertkapacitet med stor säkerhet kommer att återställas till det mer normala när de senaste årens episoder av sulfidoxidationer har klingat ut.

Orsaken till att innerfjärdarnas buffertkapacitet generellt är högre i de norra bassängerna, än i de södra, beror på närheten till havet och därmed inflöden av havsvatten med hög buffertkapacitet.

Resultat pH.

Mäter vattnets surhetsgrad men eftersom pH kan variera mycket under ett dygn och mellan dagar i vegetationsrika vatten som innerfjärdarnas är det inget idealiskt mått på surhetsgraden. Under varma soliga dagar kan en högt uppdriven fotosyntes höja pH-värdena betydligt. En sammanställning av årsmedelvärden ger slutsatserna (bilaga 3 och 5):

- PH-värdena varierar mellan ”nära neutralt” till ”mycket surt”
- De centrala delarna är regelmässigt surare än de yttre
- Mellanårsvariationen är stor
- Sett över hela perioden finns en svag tendens till högre värden förutom mycket låga värden 2004.

En orsak till att de centrala delarna har ett lägre årsmedel-pH än övriga delar är att Holmsundets vatten i början av säsongerna (maj-juni) ofta har låga pH. Senare på sommaren (juli-september) ligger pH oftast nära 7 liksom övriga delar av systemet.

3.1.5 Resultat konduktivitet.

Konduktiviteten (ledningsförmågan) är ett mått på hur mycket lösta joner det finns i vattnet. Havsvatten med högre salthalt än sjövattnet innehåller mer joner och har därför högre konduktivitet än sjövattnet. Konduktiviteten (ledningsförmågan) är därför en utmärkt markör för att belysa och följa brackvatteninträngningar i systemet. En sammanställning av årsmedelvärden för konduktiviteten ger slutsatserna (bilaga 4 och 6).

- Halterna (årsmedelvärden) varierar mycket från 17 mS/m till 250 mS/m innaför dammarna.
- Halterna ökar som väntat från söder (Skurholmsfjärden) till norr (Mulövikén).
- Mellanårsvariationen är stor.
- En svag tendens till att konduktiviteten har minskat finns.

Med åren bör man förvänta sig att havsvattnets inträngningar i innerfjärdarna avtar i omfattning på grund av landhöjningen. Observera att brackvatteninträngningarna på årsbasis är betydligt större än vad sammanställningen (bilaga 4) visar. Det beror på att vattenprovtagningarna endast har skett under sommarhalvåret då havsvattenstånden regelmässigt ligger på en lägre nivå än under vinterhalvåret. De höga konduktivitetsvärdena för år 1996 baseras på extremt höga mätvärden för mars som troligen är felaktiga (mätfel).

I samband med de senaste årens förmodad sulfidoxidationer har det visat sig att konduktiviteten kan nå värden närmare 60 mS/m utan havsvatteninfluens. När konduktivitetsvärdena når över denna nivå (60mS/m) måste det dock med stor sannolikhet röra sig om ett vatten som är påverkat av havet. Om inga sulfidoxidationer äger rum eller ingen havsinblandning sker når

sällan konduktivitetvärdena över 25 mS/m. Det betyder att konduktivitetvärden över ca 25 mS/m under sulfidoxideringsfria perioder indikerar en havsvatteninfluent.

3.2 Klart vatten och sulfidoxideringar i innerfjärdarna 2003-2004

Under sommaren 2003 uppmärksammade många luleåbor att innerfjärdarnas vatten var mycket klarare än normalt. Innerfjärdarna, främst Björsbyfjärden och Sinkfjärden, hade en grönskimrande ton vilket lätt gav associationer till fjällsjöar. Efter önskemål från Luleå kommun utvidgas utredningen till att lösa detta "mysterium" med innerfjärdarna klara vatten. Därvid utökades vattenprovtagningen till att även omfatta metallanalyser

Det visade sig då att utklaringen av vattnet var kopplat till kraftigt försurade vatten och mycket höga metallhalter. pH-värdena var så låga (4,8) och metallhalterna så höga att risken för biologiska/ekologiska effekter var sannolika. En förklaringsmodell (se 3.2.1) för den förändrade ytvattenkvaliteten presenterades för Arbetsgruppen för innerfjärdprojektet i Luleå kommun i mars 2004 och senare för Länsstyrelsen i Norrbottens län.

Under sommaren 2004 är utklaringen, de låga pH-värden och höga metallhalterna ännu mer märkbar och varar även under en längre tid än under 2003. År 2004 är det inte endast i Luleå innerfjärdar som effekterna kan märkas och mätas utan även i Persöfjärden-Furufjärdens vattensystem. Det kommer även in rapporter om andra kustnära vattendrag i Norrbotten som detta år har ovanligt "fjällsjöklart" vatten. Förutom allmänhetens rapporter om det ovanligt klara vattnet kommer det även in observationer om förekomst av död fisk, sämre fiskfångster, mindre antal sjöfågel, snabbt korroderade mjärddar m m.

3.2.1 Klimatgenererade sulfidoxideringar - förklaringsmodell

I kustnära landområden i norra Sverige utgör havssediment ett vanligt jordartsinslag. Många av dessa har utvecklats till sulfidleror (svartmocka). Så länge svartmockan är fuktighetsmättad uppstår inga problem utan metallerna är bundna till svavel som svårösliga sulfider. Den ständigt pågående landhöjningen ger dock utrymme för att sulfidleror över åren kontinuerligt syresätts och utsätts för oxidering. När sulfidlerorna oxiderar bildas svavelsyra och pH sjunker, det blir surare. Orsakerna till de ökade mängderna av lösliga metaller kan dels vara att de har frigjorts vid sulfidoxideringen men även vara metaller i marken som genom vittringsprocesser mobiliserats av lägre pH. De kraftiga sulfidoxideringseffekter som registrerats för åren 2003 och 2004 kan inte orsakas av enbart landhöjningen utan mest sannolikt (en gångbar hypotes) är att det är låga nederbörds mängder med påföljande låga grundvattennivåer som är huvudorsaken till sulfidoxideringarna och den förändrade ytvattenkvaliteten. Hypotesen stöds av att de faktiskt uppmätta grundvattennivåerna för 2003 vid ett par stationer i Norrbotten visar extremt låga nivåer,

Några liknande storskaliga och långvariga vattenkvalitetsförändringar orsakade av oxideringar av sulfidleror finns vad jag förstår ej vattenkemiskt dokumenterade från Sverige. Observationer av förmodligen samma fenomen från vattendrag i mellersta Sverige år 1914 finns bra beskrivet av Högbom (1921). Från närliggande Persöfjärden finns det längre tillbaka iakttagelser om ovanligt "klart och fint" vatten (Länsstyrelsen i Norrbottens län 1981) där oxideringar i sulfidleror förmodligen är orsaken. I vårt grannland Finland finns dock en diger vetenskaplig publikationslista om vattenkvalitetsförändringar i samband med

sulfidoxideringar (Åström, M. m fl). De episoder med låga pH och höga metallhalter som uppmätts i vattendragen i Finland verkar dock framför allt ha inträffat i samband med nederbördsrika perioder på hösten.

Som orsak till den förändrade ytvattenkemin måste "klimatgenererade sulfidoxideringar" gälla som huvudhypotes. Mest troligt är det naturliga sulfiderna med ursprung som finkorniga havssediment som utsatts för oxideringen. Förutom denna grundhypotes kan man tänka sig att det finns andra förhållanden som ensamma eller tillsammans bidrar till den förändrade vattenkemin. Exempel på sådana förhållanden är:

- Markberedningsarbeten som exempelvis dikningar i avrinningsområdet har bidragit till att lufttillträdet har ökat i sulfiderna och därmed även oxidationen.
- De vid muddringarna skapade muddermassorna som lades upp vid innerfjärdsbassängernas stränder skulle kunna oxideras och vara en annan källa.
- Rent teoretiskt skulle det också kunna handla om antropogena utsläpp från exempelvis någon närliggande metallindustri.

3.2.2 Undersökning vid muddrupplag

För att klargöra om muddrupplagen kan vara en betydande källa till den förändrade vattenkvaliteten med låga pH och höga metallhalter genomfördes en riktad provtagningsomgång vid det stora muddrupplaget vid Bodskataudden. Vid detta tillfälle, 2004-05-18, togs vattenprover vid följande tre provpunkter där vattnet strömmade från

1) till 3):

1) Vid Holmsundet där vattnet strömmar in i Björsbyfjärden

2) I den muddrade rännan före (sydväst) muddrupplaget. Strömhastighet ca 0,1 m/sek

3) I den muddrade rännan efter (nordost) muddrupplaget. Strömhastighet ca 0,1 m/s

Här följer resultaten:

Parameter	Holmsund.	Före upplag	Efter upplag
pH	5,0	5,1	5,1
S (svavel) ug/l	32	29	29
Al (aluminium)	3060	1490	1600
Zn (zink)	97	73	73
Co (kobolt)	19	18	18
Cd (kadmium)	0,264	0.246	0,237

De kemiska parametrar som här tas upp är alla sådana som tydligt påverkas av sulfidoxideringar så att pH sjunker och svavel och metallhalter blir högre. Resultaten visar att det endast är aluminiumhalten som höjs något under passagen vid muddrupplaget. Alla de andra parametrarnas halter förblir oförändrade eller sjunker (Cd). Dessa resultat tyder på att muddrupplaget ej har någon stor påtaglig effekt på vattenkvaliteten. Vattnet från Holmsundet förefaller vara betydligt mer sulfidoxideringspåverkat

Ytterligare ett förhållande som stöder slutsatsen att det inte är sulfidleror i innerfjärdarnas muddrupplag som svarar för vattenkvalitetsförändringen är att hela Persöfjärdens vattensystem, ca 2 mil norr om Luleå, uppvisar identiska vattenkvalitetsförändringar som innerfjärdarnas sommaren 2004. Detta tillsammans med att även andra vattendrag i Norrbottens kustland förefaller ha haft klarare vatten än normalt talar för att det är sulfidleror i avrinningsområdet och inte i muddrupplag som oxiderats.

3.2.3 Undersökning i Ytterviken

För att undersöka om orsakerna till de kraftigt förhöjda metallhalterna i innerfjärdarna skulle kunna härröra från industriell verksamhet gjordes en provtagning i Ytterviken. Denna provpunkt valdes dels på grund av att:

- Nuvarande verksamhet i Yttervikens industriområde skulle kunna vara källa till utsläpp av metaller
- Yttervikens industriområde ligger på utfyllt gammalt deponiområde som skulle kunna läcka metaller
- I ytterviken mynnar eventuella ”spill” från breddningar i den närliggande pumpstationen.

Här följer resultaten:

Metall (ug/l)	Holmsundet 2004-05-26	Holmsundet 2004-08-18	Ytterviken 2004-08-25
Al (aluminium)	4800	1100	199
Zn (zink)	110	20	19
Co (Kobolt)	28	6,1	1.83
Ni (Nickel)	38	11	4,24
Cd (kadmium)	0,56	0,050	0,036

Vid sulfidoxidationer frigörs alla ovanstående metaller vars halter genomgående har varit höga i innerfjärdarna under sommaren 2004. Metallhalterna har varit högre under den första delen av sommaren (t o m juni). Ovanstående resultat visar att hypotesen att det skulle vara källor i Ytterviken som orsakar de höga metallhalterna måste avskrivras. Alla sommarens analysresultat visar istället att ett betydande bidrag till de höga metallhalterna är inflödet av metallrikt vatten via Holmsundet.

3.2.4 Mer om sulfidoxidationer

Sulfidoxidationsepisoder av den typ som har registreras i Luleå innerfjärdar 2003-2004 har förmodligen helt naturliga orsaker. Episoder av detta slag, med låga pH och förhöjda metallhalter, har ägt rum tidigare och kommer sannolikt äga rum i framtiden. Eftersom sulfidoxideringen styrs av klimatets variationer är det givetvis svårt att förutspå när och hur ofta episoderna inträder. En kvalificerad gissning är att de genomsnittligt uppträder mellan 6-10 års mellanrum.

Vilka effekter sulfioxidationsepisodernas förändrade ytvattenkvalitet har på ekosystemet är till stora delar ej utrett eller undersökt. För närvarande pågår en undersökning för att bli svara på följande frågor

- Har fisken upplagrat höga metallhalter i muskel, lever och gälar?
- Uppvisar fisken någon biologisk påverkan orsakad av vattenkvaliteten det vill säga låga pH-värden och höga metallhalter?.
- Är fisken tjanlig som människoföda?
- Har det funnits någon överdödlighet av fisk och vad är isåfall den mest troliga orsaken till detta? Vad har fisken dött av?
- Vilka möjliga orsaker kan finnas till den förändrade vattenkvaliteten.

Undersökningen utförs i form av ett examensarbete där Luleå kommun, Länsstyrelsen och LTU samarbetar. Examensrapporten förväntas ligga klar i januari 2005. Planering pågår också att knyta större forskningsprojekt till LTU för att kunna besvara nyväckta frågeställningar rörande sulfidoxidationer. Forskningsprojekt vars syfte är att öka kunskapen om de storskaliga men relativt okända (ej beskrivna) vattenkvalitetsförändringar som de ”klimatgenererade sulfidoxidationerna” kan åstadkomma i norra Sveriges kustland.

3.3 Vattenstånd och strömriktning

Avsikten med överfallsdammarnas byggande 1992-1994 var att höja vattennivån i innerfjärdarna. Dämningsnivån lades vid – 40 cm i RAK 1900, dvs ca 45 cm över normalvattenståndet i havet. Under somrarna har denna nivå endast kunnat upprätthållas under kortare perioder. De främsta orsakerna till att vattennivåerna har sjunkit är:

- Små nederbörds mängder och låg tillrinning
- Hög värme och därmed hög avdunstning
- Vattenförluster genom fiskpassager
- Vattenförluster genom oönskat läckage vid dammar.

Innan de vattentekniska åtgärderna (1992-1994) vidtogs har beräkningar visat (Andreasson, 1996) att cirka 4/5 av tillfödet via Holmsundet till Björbyfjärden tog den södra vägen (via Skurholmsfjärden) ut ur systemet. Efter muddringarnas genomförande beräknades att endast ca 1/5 passerar ut denna väg, resterande 4/5 norrut via Sörfjärden.

Under de isfria perioderna under två åren, 2003-2004, har vattennivåer och strömriktning registrerats vid ett flertal tillfällen. Vattennivåerna har mätts vid en pegel under Sinksundsbron, där ett försök till kallibering av denna pegel ger vid handen att pegelns ”- 50 cm” motsvaras av dämningsnivån vid likskärsbanken på cirka 40 cm över normalvattenstånd i havet. Därmed innebär pegelns ”-90 cm” att nivån vid Sinksundet ligger ca 40 cm under överfallsnivån och lika med normalvattenstånd i havet.

Här är resultaten i sammanfattning:

	Sommar 2003	Sommar 2004
Vattenstånd Pegel Sinksundet	-70 cm - -90 cm	-45 cm - -70 cm
Relativt överfallsnivå Likskärbanken	20 – 40 cm under överfallsnivå	5 cm över - 20 cm under överfallsnivå
Strömriktning vid Sinksundet	Ibland utåt! (ex 030520, 030611)	Alltid utåt (8 tillfällen)

Orsakerna till de mycket låga vattennivåerna 2003 var sannolikt den mycket nederbördsfattiga perioden före och under sommaren. En annan starkt bidragande orsak var sannolikt att det under 2003 fanns ett kraftigt läckage vid sättarna vid Lulsundskanalen. Detta läckage är förmodligen huvudorsaken till den oväntade strömriktningen vid Sinksundet vid två tillfällen. Här strömmade vattnet innåt ("uppåt") trots att det vid samma tid strömmade utåt vid Likskär och svagt innåt vid Holmsundet. Med andra ord vid dessa tillfällen avvattnades Sinkfjärden åtminstone delvis genom Lulsundskanalen.

År 2004 när den nya fiskslussen var på plats finns inga stora vattenförluster via lulsundskanalen och nu förefaller också strömriktningen vid Sinksundet vara återställd till det mer normala.

Har det påverkat vattenkvaliteten att strömbilden i innerfjärdarna förändrades så att ca 80% av Holmsundets inflöde avvattnades via Sinksundet och Mulöviken mot 20 % tidigare? Man skulle kunna förvänta sig det men det finns inget i analyserade vattenkvalitetsdata som tyder på detta. Jämförelser mellan hur det var innan muddringarna gjordes och efteråt försvåras något på grund av att det endast finns två års datamängder att tillgå före 1992.

3.4 Havets roll som vattenkvalitetsförbättrare

Under de två senaste åren från maj till och med september när systemet har varit uppdämt har inte havsvattenståndet vid något tillfälle nått sådana nivåer att havsvatten har kunnat tränga in i innerfjärdssystemet. Det är endast vid några enstaka tillfällen under sommaren som havsvattenståndet har nått nivåer på + 20 till +40 cm över normalvattenstånd i havet. Att innerfjärdarnas delar under denna period inte har haft någon inblandning av havsvatten visar också alla konduktivitesmätningar som är gjorda. Det betyder att havet under de två senaste åren inte har spelat någon roll som vattenkvalitetsförbättrare under perioden maj till mitten på september. Däremot efter denna tid och fram till april har det vid flera tillfällen varit höga vattenstånd från + 50 till + 90 cm över normalvattenstånd. De högre vattenstånden kombinerat med att sättarna har varit borttagna (systemet ej uppdämt) har medfört har bräckt vatten trängt djupare in i systemet och därmed också haft en viss utspädande och vattenkvalitetsförbättrande roll.

Undersökningar (Sjöberg 2003) av havsvattenståndet för sommarsäsongerna maj – 15 september under femårsperioden 1997-2001 visar liknande resultat. För den femårsperioden är havsvattenståndets medelvärde -2.7 cm. Det högsta vattenståndet är +73 cm, det lägsta är -60 cm. Det är endast 5 % av vattenståndsvärdena som ligger över gränsen +27 cm.

4. Diskussion och slutsatser

Vi kan konstatera att de parametrar som mäter vattenkvaliteten i Luleå innerfjärdar varierar mycket mellan olika år. Förmodligen beror denna variation till en ansevärd del på mer eller mindre närvaro av sulfidoxidationer. Det är rimligt att antaga att Luleå innerfjärdar sedan lång tid tillbaka har utsatts för klimatgenererade sulfidoxidationer av olika styrka med allt från år med kraftiga episoder till år med inga alls. De låga pH-värden och höga metallhalter som blir följden av sulfidoxidationer påverkar i princip ett vattensystems hela vattenkemi på bl a följande sätt:

- PH sjunker
- Alkaliniteten sjunker
- Metallhalter ökar
- Tot-P sjunker
- Färgtal sjunker
- COD sjunker

Landhöjningen medför att havsvikar vid den flacka norrbottenskusten kommer, beroende på områdets topografi, att med tiden antingen direkt omvandlas till land eller också till sjöar avsnörda från havet. Generellt (vanligen) genomgår vattensystem som håller på att tappa förbindelsen med havet följande förändringar. Det är rimligt att antaga att detta även gäller Luleå innerfjärdar:

- Saliniteten sjunker (därmed även konduktiviteten)
- Närsaltshalterna (fosfor och kväve) ökar
- Färgen och grumligheten (dvs färgtal) ökar
- Syrgashalterna i vattnet minskar och kan bli kritiska (pga att COD ökar)
- pH sjunker och buffertkapaciteten (dvs alkaliniteten) minskar
- Partikelretentionen ökar, bottenarna blir lösare och med högre organiskt innehåll
- Övergång till mer sötvattensdominerad vegetation
- Successiv mer eller mindre snabb vegetationsutbredning och landtillvinning så att sjöns areal minskar

Ovanstående förändringar beskriver den förväntade naturliga utvecklingen av Luleå innerfjärdar om inga vattentekniska åtgärder hade vidtagits. Det är därför intressant att jämföra hur de stämmer överens med de faktiska förändringar som innerfjärdarna genomgått under de senaste tio åren. De vattenkvalitativa förändringarna kan kort sammanfattas:

- Saliniteten (Konduktivitet), svag minskning - oförändrat
- Närsaltshalterna (fosfor och kväve), svag minskning - oförändrat
- Färgen och grumligheten (färgtal), oförändrat
- Syrgashalterna (COD ökar), oförändrat
- PH, svag höjning – oförändrat
- Buffertkapaciteten (alkaliniteten), svag minskning

Det betyder att många av de vattenkvalitativa försämringar som är vanliga när naturliga avsnörningar av havsvikar sker i norra Sveriges kustland inte har ägt rum (inte har registrerats) i Luleå innerfjärdar under perioden 1990-2004.

Sammanfattningsvis kan sägas att denna utredning visar när det gäller Luleå innerfjärdars vattenkvalitet:

- Efter det att de vattentekniska åtgärderna vidtogs 1992-94 har inga dramatiska förändringar av vattenkvaliteten skett. Halter och värden ligger i stort kvar på samma nivåer som innan åtgärderna vidtogs.
- Om de vattentekniska åtgärderna inte hade vidtagits hade inte innerfjärdarna haft en bättre vattenkvalitet än vad de har idag. Halter och värden hade då legat på ungefär samma nivåer som de gör i de uppdämda fjärdarna idag.

Innerfjärdarnas vatten måste betecknas som förhållandevis näringsrikt med relativt höga värden på totalfosfor, färgtal och COD. De högsta värdena uppträder i de centrala delarna närmast Holmsundet. Buffertkapaciteten är i normala fall (utan sulfidoxideringar) mycket bra.

Om vattenkvalitetsförbättringar vill uppnås står följande åtgärder till buds:

- Minska antropogena utsläpp av näringsämnen från olika antropogena källor
- Förbättra genomströmningen genom att tillföra vatten av bra kvalitet. Kan ske genom inpumpning av vatten eller eventuellt genom optimalt nyttjande av havsvattenståndets fluktuationer.
- Tillåt vattenvegetationens utbredning (igenväxning) i vissa utvalda partier av fjärdarna. Dessa partier tjänstgör då som närsaltsfälla och bidrar till en viss rening av vattnet.

Referenser

- Andreasson, P. 1996. Luleå innerfjärdar Rapport B – hydrologi. Avd för vattenteknik, Högskolan i Luleå (Luleå tekniska universitet)
- Erixon, P. 1996. Luleå innerfjärdar Rapport A – Vattenkvalitet, bottenkvalitet och vegetation. Avd för ekologi och miljövård, Högskolan i Luleå (Luleå tekniska universitet)
- Högbom, A. G. 1921. Om vitriolbildning i naturen såsom orsak till massdöd av fisk i våra insjöar. Svensk Fiskeritidskrift, Häft 2:41-51.
- Länsstyrelsen i Norrbottens län, 1981. Surhetsförhållanden i ytvattnen i Norrbottens län. Planeringsavdelningens rapport nr 7, 1981
- Naturvårdsverket 2000. Bedömningsgrunder för miljö kvalitet, Sjöar och vattendrag. Rapport 4913.
- Sjöberg, H. 2003. Fiskpassagelösning i Luleås innerfjärdar. Examensarbete. Avd för Förnyelsebar energi, Luleå tekniska universitet
- Åström, M. , Björklund, A. 1996. Hydrochemistry of a stream draining sulfide-bearing postglacial sediments in Finland. Water, Air Soil Pollut. 89, 233-246.
- Åström, M, Corin, N. 2000. Abundance, sources and speciation of trace elements in humus-rich streams affected by acid sulphate soils. Aqua. Geochem. 6, 367-383.

Tot-P (µg/l) årsmedelvärden	Halter	Färg	Benämning enl. NV 1999					
	≤ 12,5		Låga halter					
	12,5-25		Måttligt låga halter					
	25-50		Höga halter					
	50-100		Mycket höga halter					
> 100		Extremt höga halter						
	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	14	18	25	32	35	28	28	26
1991	28	26	44	38	45	41	36	44
1992	29	28	94	77	41	45	37	57
1993	35	34	90	58	53	65	–	67
1994	41	64	65	69	46	42	34	57
1995	24	32	46	35	26	20	28	32
1996	33	43	19	19	26	24	30	26
1997	27	22	50	48	44	49	54	43
1998	30	35	39	36	35	42	41	37
2002-2002	–	31	55	41	41	42	–	42
2003	33	17	33	21	16	37	28	25
2004	17	24	27	14	11	27	24	21
1990-2004	28	31	49	41	35	39	34	40

Tot-N (µg/l) årsmedelvärden	Halter	Färg	Benämning enl. NV 1999					
	≤ 300		Låga halter					
	300-625		Måttligt låga halter					
	625-1250		Höga halter					
	1250-5000		Mycket höga halter					
> 5000		Extremt höga halter						
	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	400	520	630	720	850	600	440	664
1991	350	580	830	800	660	500	520	674
1992	370	500	1000	900	580	700	530	736
1993	380	570	950	640	700	710	630	714
1994	600	640	920	730	760	700	720	750
1995	410	650	750	740	540	630	450	662
1996	350	510	680	660	630	490	990	594
1997	490	520	760	740	610	530	640	632
1998	450	530	560	520	540	430	440	516
2000-2002	–	428	660	604	520	566	–	556
2003	250	350	620	440	360	410	320	436
2004	328	466	744	568	406	412	323	519
1990-2004	398	522	758	672	596	557	545	621

COD_{Mn} (mg/l) årsmedelvärden	Halter	Färg	Benämning enl. NV 1999					
	≤ 4		Mycket låg halt					
	4-8		Låg halt					
	8-12		Måttlig hög halt					
	12-16		Hög halt					
	>16		Mycket hög halt					
	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	2,7	3,2	8,8	7,5	4,2	5,2	5,3	5,8
1991	4,9	7,4	16,7	13,5	5,7	5,8	5,7	9,8
1992	4,4	6,0	14,8	14,2	8,8	8,4	7,0	10,4
1993	6,3	10,5	29,0	18,0	17,0	17,7	11,7	18,4
1994	10,6	14,6	31,5	22,0	15,4	12,6	12,0	19,2
1995	7,0	9,0	16,0	14,0	9,0	8,0	7,0	11,2
1996	4,0	5,8	8,0	6,3	5,3	4,8	5,5	6,0
1997	6,5	6,8	17,2	15,4	9,0	7,4	8,8	11,2
1998	11,7	16,3	22,0	20,0	17,7	15,7	15,0	18,3
2000-2002	–	9,6	22,3	16,5	14,2	11,0	–	14,7
2003	3,2	4,0	11,0	5,6	4,0	5,4	5,2	6,0
2004	4,8	6,2	18,4	11,0	6,0	5,4	5,0	9,4
1990-2004	6,0	8,3	18,0	13,7	9,7	9,0	8,0	11,7

Färgtal (mg Pt/l) årsmedelvärden	Halter	Färg	Benämning enl. NV 1999					
	< 10		Ej el. obetydligt färgat vatten					
	10-25		Svagt färgat vatten					
	25-60		Måttligt färgat vatten					
	60-100		Betydligt färgat vatten					
	>100		Starkt färgat vatten					
	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	26	31	69	62	40	27	30	46
1991	33	62	127	108	37	39	40	75
1992	52	76	190	188	107	85	77	129
1993	95	163	400	292	300	(292)	150	289
1994	139	210	475	300	210	154	138	270
1995	84	116	225	240	109	75	53	153
1996	43	63	98	58	27	33	33	56
1997	40	64	194	209	106	59	79	126
1998	90	110	150	137	127	102	103	125
2000-2002	–	107	348	214	158	90	–	183
2003	33	35	258	47	24	53	103	83
2004	49	64	235	128	56	58	48	108
1990-2004	62	92	231	165	108	70	78	137

Alkalinitet (mekv/l) årsmedelvärden		Halter	Färg	Benämning enl. NV 1999				
		> 0,20		Mycket god buffertkapacitet				
		0,10-0,20		God buffertkapacitet				
		0,05-0,10		Svag buffertkapacitet				
		0,02-0,05		Mycket svag buffertkapacitet				
≤ 0,02		ingen el. obet. buffertkapacitet						
	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	0,13	0,11	0,24	0,17	0,11	0,43	0,45	0,21
1991	0,11	0,13	0,32	0,25	0,13	0,32	0,34	0,23
1992	0,22	0,25	0,26	0,20	0,17	0,28	0,33	0,23
1993	0,28	0,39	0,90	0,51	0,74	0,69	0,77	0,65
1994	0,33	0,30	0,48	0,30	0,29	0,37	0,39	0,35
1995	0,23	0,11	0,34	0,70	0,39	0,82	0,61	0,47
1996	0,30	0,27	0,09	0,06	0,60	0,36	0,82	0,27
1997	0,27	0,30	0,41	0,37	0,34	0,39	0,37	0,36
1998	0,23	0,25	0,20	0,13	0,10	0,12	0,16	0,16
2000-2002	–	0,25	0,44	0,27	0,16	0,28	–	0,28
2003	0,10	0,09	0,09	0,08	0,16	0,26	0,36	0,14
2004	0,18	0,11	0,08	0,04	0,03	0,09	0,25	0,07
1990-2004	0,22	0,21	0,32	0,26	0,27	0,37	0,44	0,29

pH årsmedelvärden		Halter	Färg	Benämning enl. NV 1999				
		> 6,8		Nära neutralt				
		6,5-6,8		Svagt surt				
		6,2-6,5		Måttligt surt				
		5,6-6,2		Surt				
≤ 5,6		Mycket surt						
	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	6,9	6,3	5,9	6,1	6,1	7,1	6,9	6,3
1991	6,6	6,1	6,0	6,0	6,5	7,1	7,0	6,3
1992	6,9	6,8	6,3	6,5	6,5	6,7	6,9	6,6
1993	6,9	6,8	5,9	6,6	6,6	6,6	6,7	6,5
1994	7,2	7,1	7,0	7,0	7,0	7,1	7,2	7,0
1995	6,7	6,7	6,7	6,5	6,5	7,1	6,9	6,6
1996	7,1	7,0	6,3	6,0	6,5	7,2	7,3	6,6
1997	6,9	6,9	6,7	6,0	6,8	6,9	6,8	6,7
1998	7,2	7,0	6,8	6,8	6,5	6,8	7,0	6,8
2000-2002	–	7,2	7,1	7,1	7,0	7,2	–	7,1
2004	7,1	6,6	5,4	5,2	5,3	6,6	7,2	5,8
1990-2004	7,0	6,8	6,4	6,3	6,5	6,9	7,0	6,0

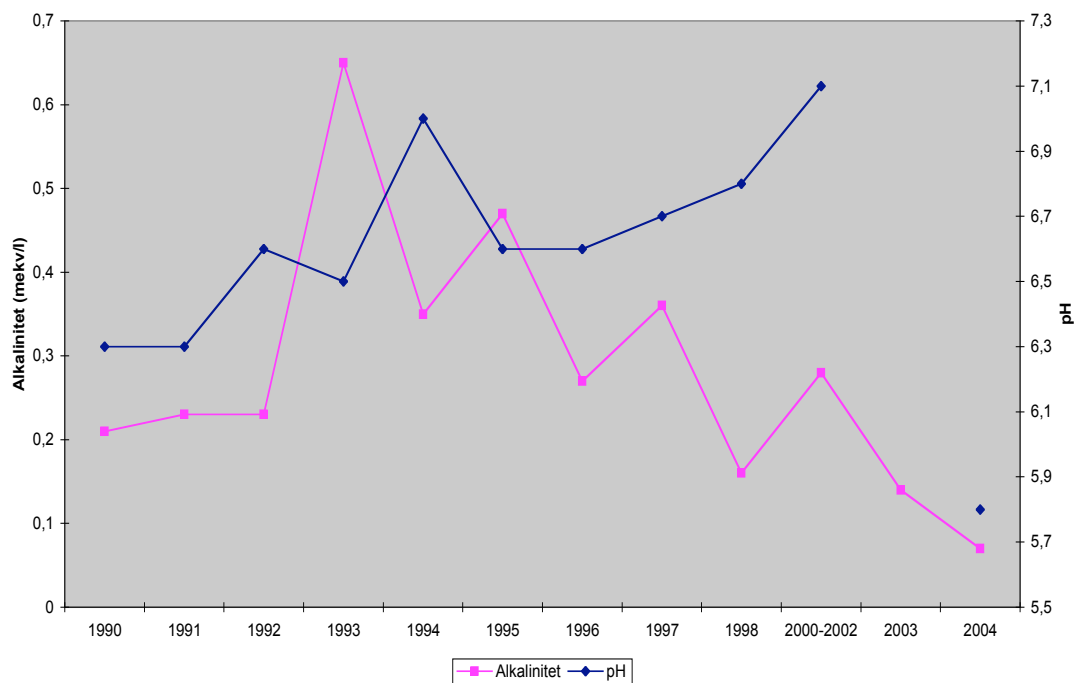
Konduktivitet (mS/m) årsmedelvärden	Halter	Färg	Benämn. anpassad f. innefj.					
	< 25		Mycket låg konduktivitet					
	25-50		Låg konduktivitet					
	50-100		Måttlig hög konduktivitet					
	100-200		Hög konduktivitet					
	> 200		Mycket hög konduktivitet					

	Skurh.	Björk.*	Holms.*	Björnsb.*	Sinks.*	Sörfj.*	Mulö	Björk-Sörfj.*
1990	19	32	34	44	103	250	259	93
1991	21	28	26	36	56	194	203	68
1992	21	31	26	29	63	109	133	52
1993	15	30	22	20	53	–	105	31
1994	16	17	22	19	21	23	45	20
1995	17	38	31	47	76	99	149	58
1996	20	128	29	61	191	200	277	121
1997	14	18	24	22	47	59	83	34
1998	17	19	21	20	22	26	27	22
2000-2002	–	20	27	25	26	77	–	35
2003	35	42	49	56	86	113	237	69
2004	26	26	30	30	47	51	183	37
1990-2004	20	36	28	34	66	109	155	53

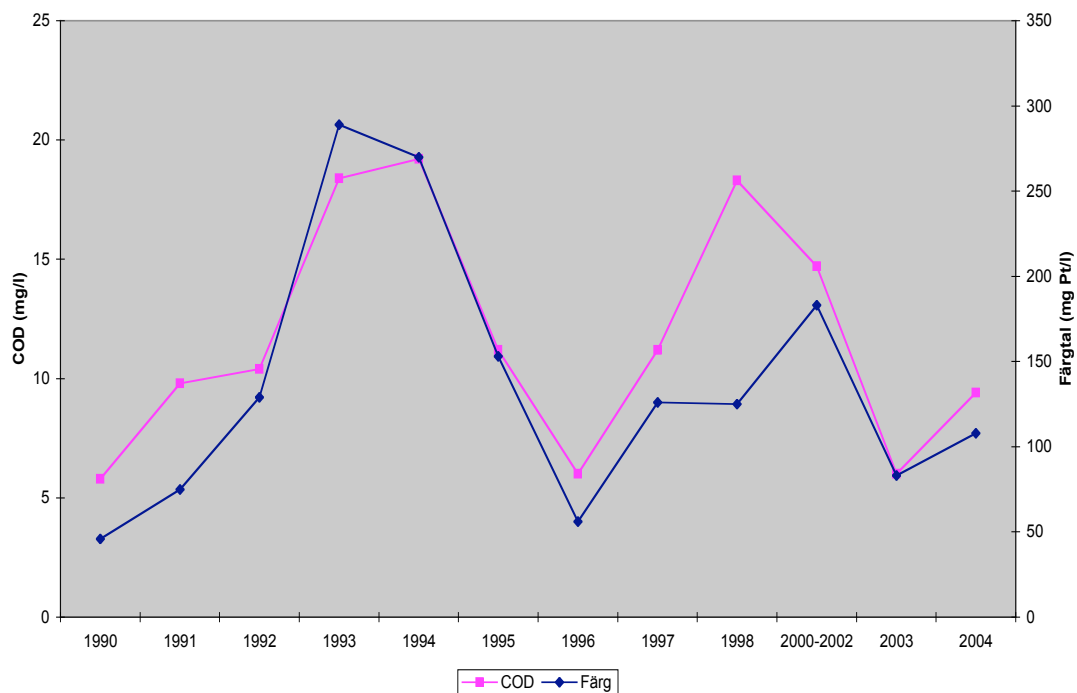
Årsmedelvärden hela systemet Tot-P, Tot-N



Årsmedelvärden hela systemet. Alkalinitet, pH



Årsmedelvärde hela systemet. COD, Färg



Årsmedelvärden hela systemet. Konduktivitet, sulfat

