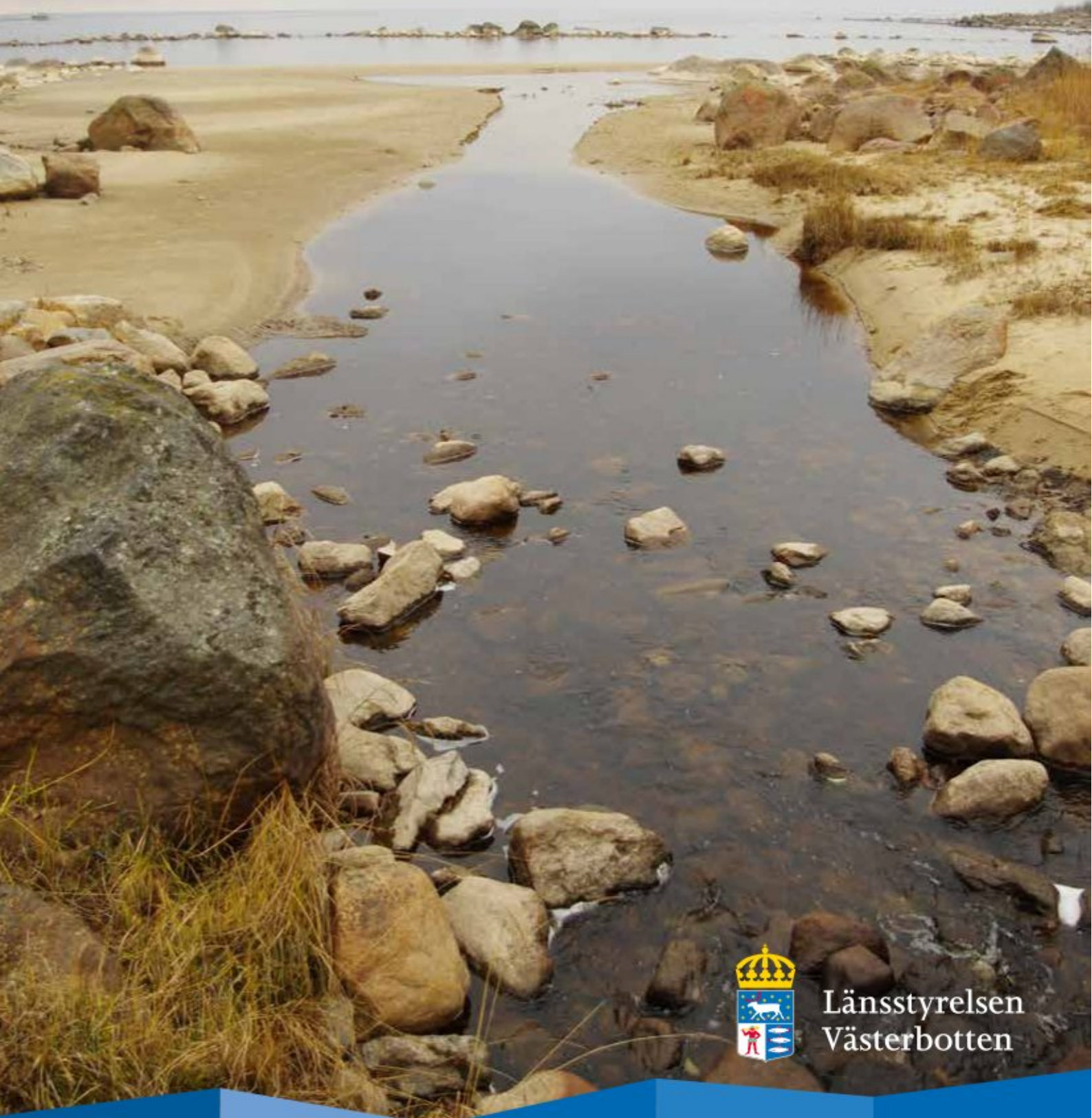


Sulfatjordspåverkan i kustmynnande småvattendrag i Västerbotten

Tolkningar av nuläget med hjälp av en kemisk bedömningsmodell och provfiske



Länsstyrelsen
Västerbotten

Sulfatjordspåverkan i kustmynnande småvattendrag i Västerbotten
- tolkningar av nuläget med hjälp av en kemisk bedömningsmodell och provfiske

Andra upplagan, 2019-11-30

Ändringar jämfört med första upplagan:

Förord. Uppdatering

Kap 2. Komplettering med avseende på nya mätningar

Kap 3. Nya data från 2017 inkl. kartor över pH och konduktivitet, samt textförtydliganden och utökad validering

Kap 4. Några textförtydliganden.

Kap 5. Sex nya vattendrag, och ett flertal tabeller som visar vattendragens kemiska karaktär och jämför observationsdata med modelldata.

Kap 6. Omarbetad text med utökade resonemang om bland annat fiskpåverkan och de starkt sulfatjordspåverkade vattendragen som har höga pH-värden.

Ansvarig utgivare: Länsstyrelsen i Västerbotten, Miljöanalysenheten

Analys/rapportsammanställning: Jan Åberg

Fältarbete: Johnny Berglund, Kristin Dahlgren, Gunilla Forsgren-Johansson, Malin Isaksson, Viktoria Karlsson, Tina Kumpula, Peter Lilja, Fredrik Lindgren, Linnie Lodestål, Ola Renman, Måns Näsman, Erik Owusu-Ansah och Jan Åberg

Faktagranskning: Johnny Berglund, Tobias Eriksson och Mattias Sundqvist.

Omslagsbild: Avabäcken mynnar i Bottenviken ca 4 km öster om Hertsånger, Robertsfors kommun. Vid fototillfället (den 20 oktober 2016) var konduktiviteten 28 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vilket indikerade att sura sulfatjordar inte påverkade vattenkvaliteten. Foto: Jan Åberg

Andra upplagan

Sulfatjordspåverkan i kustmynnande småvattendrag i Västerbotten

- tolkningar av nuläget med hjälp av en kemisk bedömningsmodell och provfiske



EUROPEISKA UNIONEN

Interreg
Botnia-Atlantica

Europeiska regionala utvecklingsfonden



Innehållsförteckning

Förord.....	5
1 Inledning.....	6
2 Material och metoder.....	6
2.1 Generella konduktivitetsmodeller och pH-beroenden.....	6
2.2 Vattenkemi hösten 2014 och avgränsning av kärnområden.....	7
2.3 Vattenkemi hösten 2017.....	7
2.4 Provfiske.....	7
3 Resultat av kemiska undersökningar.....	9
3.1 Översikt av data.....	9
3.2 pH-samband.....	10
3.3 Modeller för sulfat, nickel, kadmium och zink.....	13
3.4 Validering av sulfatmodellen och metallmodellerna.....	14
4 Provfiskeresultat.....	18
4.1 Nätfiske i Dalkarlsåns och Hertsångersälvens estuarier.....	18
4.2 Höst och vårfiske med ryssjor i Dalkarlsån, Hertsångersälven och Ratuån.....	18
4.3 Vårfiske i mindre kustmynnande vattendrag.....	19
5 Sulfatjordspåverkan per vattendrag.....	22
5.1 Smedsmyrbäcken, Frostkåge (VIMLA).....	22
5.2 Lillån vid Käge.....	22
5.3 Storbäcken, Innervik.....	22
5.4 Harrsjöbäcken.....	23
5.5 Bäckån.....	23
5.6 Mångbyån.....	24
5.7 Lövseleån.....	25
5.8 Sundsbäcken (VIMLA).....	26
5.9 Hertsångersälven.....	26
5.9.1 Lillån vid Änaset.....	26
5.9.2 Vebomarksån.....	27
5.9.3 Kålabodaån.....	28
5.9.4 Flarkbäcken.....	29
5.9.5 Flarkån.....	30
5.9.6 Granån.....	31
5.9.7 Hertsångersälvens huvudfåra.....	32
5.10 Dalkarlsån.....	33
5.10.1 Storbäcken.....	33
5.10.2 Kroksjöbäcken.....	34
5.10.3 Åkullsjöån (Östra Dalkarlsån).....	35
5.10.4 Bjännsjöån (Västra Dalkarlsån).....	35
5.10.5 Högforsån.....	35
5.10.6 Dalkarlsåns huvudfåra.....	36
5.11 Ratuån.....	37
5.12 Sandåsån.....	38
5.13 Tvärån - Västerslätt (VIMLA).....	38
5.14 Degernäsbäcken (VIMLA).....	39
5.15 Rovogsdiket (VIMLA).....	40
5.16 Strömsbäcken (VIMLA).....	40
5.17 Norrmjöleån.....	41
5.18 Åhedån.....	42
6 Sammanvägning av resultaten.....	43
6.1 Kemisk påverkan och ekosystemets respons med avseende på fisk.....	43
6.2 Bedömning av risk för överskridande av gränsvärden för metaller.....	44
6.3 Geografiska mönster?.....	45
6.4 Resonemang kring möjliga åtgärder.....	45
7 Hypoteser och resonemang att gå vidare med.....	47
7.1 Fällningsprocesser och ackumulering av fällningar.....	47
7.2 Sulfatreduktion i sjöar och våtmarker.....	48
7.3 Effekter av kadmium.....	48
8 Referenser.....	48
Bilaga 1. Tabelldata.....	50
2013 och 2014 års provtagningar.....	51
Provtagningsdatum och -platser.....	52
Fältdata jämfört med labdata.....	53
Fångster med nät och nettingstockar.....	54
Fångster i Ryssjor hösten 2014.....	56
Lekvandring i femton sulfatjordspåverkade vattendrag.....	60
Nätfiske i tre mynningar våren 2015.....	61
Bilaga 2. Jämförelse mellan högflöde och lågflöde.....	62

Förord

Sura sulfatjordar förekommer i det norrländska kustlandskapet, i framför allt Västerbotten och Norrbotten. Dessa jordars påverkan på vattnets kvalitet i sjöar och vattendrag kan vara stor, framför allt i mindre kustmynnande vattendrag och där sura sulfatjordar dränerats och syresatts. I projektet ”Åtgärder för att minska påverkan från sura sulfatjordar” (2014-2018)* samt interregprojektet VIMLA (2015-2018)** har Länsstyrelsen i Västerbotten tillsammans med andra organisationer bland annat arbetat med att kartlägga sura sulfatjordar och dess påverkan på vattenkvaliteten i kustområdet.

Inom ramen för dessa projekt har Länsstyrelsen i Västerbotten tagit fram den här rapporten. Likaså har de provtagningar, analyser och sammanställningar som presenteras i rapporten främst utförts inom projekten. Första delen av rapporten innehåller en utvärdering av en beräkningsmodell där man genom enkel fältprovtagning kan bestämma vattnets kemiska påverkan från sura sulfatjordar. I rapportens andra del presenteras en kartläggning som gjorts genom konduktivitetmätningar, fördjupade vattenkemiska analyser och provfisken. En stor del av de vattenförekomster inom Västerbottens län som har betydande påverkan av sura sulfatjordar har kartlagts. Slutligen förs i rapporten ett resonemang kring potentialen att förbättra den kemiska och ekologiska statusen i vattendragen.

I denna andra upplaga ingår en fördjupad vattenkemisk kartläggning av Hertsångersälvens avrinningsområde, som är ett vattendrag med stor påverkan från sura sulfatjordar och som varit ett modellområde i projekten. Dessutom har vattenkemiska data från 2017 inkluderats för att både beskriva fler vattendrag och verifiera den vattenkemiska beräkningsmodellen.

Huvudansvarig för denna sammanställning är Jan Åberg vid Miljöanalysenheten, Länsstyrelsen Västerbotten i dialog med medarbetare i projektet

Tobias Eriksson
Projektleddare, Miljöanalysenheten, Länsstyrelsen Västerbotten

* Projektet ”Åtgärder för att minska påverkan från sura sulfatjordar” (HaV 150-14) har finansierats genom Havs- och vattenmyndighetens 1:12- (numera 1:11-) medel för särskilda åtgärdsprojekt. Dessa medel har även utgjort medfinansiering för Länsstyrelsen Västerbottens deltagande i projekt VIMLA.

** VIMLA – Vatten och människan i landskapet (2015-2018) är ett projekt inom det interregionala EU-programmet Botnia Atlantica där myndigheter, universitet och organisationer i både Sverige och Finland samarbetar gränsöverskridande för att dela och dra nytta av varandras erfarenheter och kunskaper om bland annat sura sulfatjordar. Genom VIMLA har den vattenkemiska fältprovtagningsmodellen använts även i Finland med samstämmiga resultat.

1 Inledning

Begreppet sur sulfatjord syftar på flera typer av svavelhaltig sedimentjord som kan orsaka försurningsproblem i kontakt med luft (Nuotio, Rautio, och Zittra-Bärsund 2009). Försurningen, som orsakas av svavelsyra (H_2SO_4), bidrar till att lösa upp ämnen i jorden som annars skulle ha suttit hårt bundna till mineralkornen. Bland de upplösta ämnena finns flertalet metaller som kan transporteras via grundvattnet till diken, vattendrag, sjöar och hav (Åström och Björklund 1995). Så länge sulfatjorden behålls blöt – i vattenmättade marklager eller i sjöar och våtmarker – bevaras den dock i ett pH-neutralt, men *potentiellt surt*, tillstånd.

När det gäller påverkan på fiskbestånd kan historiska uppgifter ge indikationer om tidigare bättre vattenkvaliteter (Holm 1942; Nordqvist 1918). Fiskbeståndens reaktioner på förändringar i vattenkemin är dock delvis svårbedömd eftersom också annan vattenpåverkan än torrläggning av mark har tillkommit i takt med samhällets industrialisering. Därtill finns vissa arter som vandrar in i vattendragen tillfälligt, främst under perioder då vattenkemin är ganska lite påverkad av sura sulfatjordar (Åberg 2012a). Ytterligare en faktor är att fiskar inom samma art kan ha olika genetiska anpassningar för att tåla sura förhållanden (Dalziel m.fl. 1995).

Inte desto mindre är det uppenbart att den sulfatjordspåverkade kemin i ett flertal vattendrag i Västerbottens kustland generellt kan betraktas som starkt stressande för i synnerhet de stationära fiskbestånden (Sundqvist 2009).

För att bedöma om ett vatten är sulfatjordspåverkat krävs normalt sett ett vattenprov som visar sulfathalt och pH-värde, samt åtminstone några av sulfatjordens vittringsprodukter i form av metaller och andra ämnen. Erfarenhetsmässigt har det dock visat sig att vattnets elektriska ledningsförmåga, eller konduktivitet, ofta ger en tydlig indikation på även sulfathalterna (Toivonen och Österholm 2010). Detta kan förklaras av att konduktiviteten styrs av de elektriskt ledande joner som finns i vattnet, varibland sulfatjoner hör till de allra effektivaste ledarna (Bydén m.fl. 1996). Sambandet mellan sulfat och pH är inte lika tydligt, men däremot är det mycket tydligt att hög konduktivitet i kombination med lågt pH är typiskt för sådana vatten som är både starkt påverkade av sur sulfatjord och starkt stressande för många vattenlevande organismer (Sundqvist 2009).

Det rådande kunskapsläget visar sammanfattningsvis att det dels saknas detaljkunskap om sulfatjordarnas påverkan på fiskbestånden i Västerbotten, dels finns erfarenheter som indikerar att bedömningen av ytvatten med avseende på sulfatjordspåverkan borde kunna göras mera kostnadseffektivt än genom att enbart skicka vattenprover för analys på laboratorium. Denna rapport har tagit fasta på dessa aspekter med huvudsyftet att: (1)beräkna statistiska modeller som kan användas för att bedöma kemisk påverkan från sura sulfatjordar med hjälp av enkla fältmätningar, (2) bidra till öka kunskapen om de sura sulfatjordarnas generella påverkan på fiskbestånden, i både själva vattendragen och havet utanför, och (3) undersöka och beskriva den rumsliga variationen av sulfatjordspåverkan inom de avrinningsområden som är påverkade av sura sulfatjordar.

2 Material och metoder

2.1 Generella konduktivitetsmodeller och pH-beroenden

Denna rapportens första omgång vattenprover togs under 2013 vid relativt högt flöde, med syfte att konduktiviteten i så hög grad som möjligt skulle reflektera sulfatjoner från sulfatjordar. Centrala delarna av Västerbottens Mellanbygd valdes som provtagningsområde för att det ligger relativt långt från luftburen påverkan från föroreningskällor i städerna Umeå och Skellefteå (Tabell 1).

Proverna analyserades på ITM/Stockholms universitet.

Linjära regressionsmodeller för konduktivitets relation till sulfat, nickel, kadmium och zink beräknades, varefter sulfatmodellen validerades med flera oberoende dataset med syfte att analysera modellfunktionen i praktiken. pH-värdets relation till konduktiviteten och oorganiskt aluminium analyserades separat.

2.2 Vattenkemi hösten 2014 och avgränsning av kärnområden

Den andra provtagningsomgången genomfördes hösten 2014 i medelstora kustmynnande avrinningsområden inom SGU:s utpekade riskområde för sur sulfatjord i Västerbotten (Tabell 3). De utvalda vattendragens huvudfåror och vissa anslutande diken och biflöden, analyserades i fält med avseende på pH och konduktivitet. Mätningarna utfördes under både lågflöden och högflöden (Tabell 25), med kombinerade mätare för pH och konduktivitet (Hanna HI98129: men bara konduktivetsdata användes, vilket motiveras på sidan 53). På ett antal utvalda platser togs även vatten för bred kemisk analys på SLU:s laboratorium i Uppsala. Dessa prover skickades per post och ankom i regel till labbet 1-2 dagar efter provtagning.

Det validerade sambandet mellan sulfat och konduktivitet tillämpades för att ringa in sträckor av vattendragen där sulfathalten med stor sannolikhet ökade från föregående punkt. Därtill användes resultatet från valideringen av sulfatmodellen som stöd för den generella slutsatsen att konduktiviteter över 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indikerar påverkan från sur sulfatjord, oavsett flöde, och att även betydligt lägre konduktiviteter kan indikera stark sulfatjordspåverkan vid höga flöden. Dalkarlsån och framförallt Hertsångersälven, som båda provfiskades under hösten 2014 och våren 2015 (se separat rubrik nedan), prioriterades för fördjupade undersökningar (Tabell 2).

Som komplement till de kemiskt grundade bedömningarna av vattendragen användes resultat från Länsstyrelsens provfiske i framförallt Hertsångersälven, Dalkarlsån och Ratuån. Utöver det inhämtades i vissa fall även uppgifter om geografiska förhållanden, samt förekomst av dikningsföretag och andra historiska uppgifter, som kunde vara till hjälp för att komma närmare vad som orsakat de höga konduktiviteter.

2.3 Vattenkemi hösten 2017

Inom ramen för projektet VIMLA och ett särskilt anslag från Havs- och Vattenmyndigheten provtogs ett antal ytterligare vattendrag i huvudfåror och utvalda biflöden. Dessa användes för att kunna lägga till vattendrag i kapitel 5 och för att ytterligare validera modellerna som togs fram med 2013 års data. Ett särskilt fokus lades på Hertsångersälven där dryg 170 punkter provtogs. Alla lokalers vatten analyserades för konduktivitet och pH på Länsstyrelsens egna laboratorium, medan ett antal utvalda prov även skickades till SLU:s laboratorium i Uppsala för bred kemisk analys.

2.4 Provfiske

Under september och början av oktober 2014 provfiskades Ratuån, Dalkarlsån och Hertsångersälven med hjälp av ryssjor. Provfisket syftade framförallt att undersöka fiskvandring och vilka arter som fanns i vattendragen. Nettingfällor användes för att undersöka förekomsten av nejonöga. I Dalkarlsån och Hertsångersälvens estuarier utfördes även fiske med nät en gång i veckan under 4 veckor. Ett finmaskigt strömmingsnät och 4 siknät användes.

Nästföljande vår, under perioden 20/4 till 21/5 år 2015, fortsatte provfisket i Dalkarlsån och Hertsångersälven. Därtill undersöktes ett antal ytterligare vattendrag antingen med ryssjor eller genom visuell observation. Utöver detta genomfördes nätfiske i Dalkarlsåns och Hertsångersälvens mynningsområden, med avseende på att uppfånga eventuella vandringsindikationer. För att få en referens till dessa vårliga nätfisken, genomfördes även nätfiske Rickleåns mynning.

Tabell 1. Undersökningsområde 2013 (som följdes upp år 2017).

Station	SWEREF N, E
Dike D8, Västervikssjön	7116781, 777883
Dike D9, Västervikssjön	7116826, 777883
Dike från Moren, Vebomarksträsket	7154109, 791426
Golfbanan i Robertsfors (damm)	7130527, 785042
Degerbäcken, i Vebomarksträsket	7153952, 791185
Lägdsjöns utlopp, Sikeå	7127723, 787347
Norets utlopp, Sikeå	7129066, 787880
Jomarksbäcken, Klintsjön	7135294, 790311
Vebomarksån, Kvarnberget	7148151, 790591
Kålabodaån, Ånäset	7141882, 792269
Flarkån, Galgbacken, Ånäset	7141111, 792722
Storbäcken, Bygdeå	7117228, 785713
Högforsån (FLISIK #1) åkrarna	7118508, 779244
Västervikssjön (FLISIK #2)	7117403, 777847
Ratuån (gamla sågen i Ratu)	7106373, 785161
Yttre Uttervattnet (utl, referens)	7141244, 780576
Bjännsjöns utlopp (utl, referens)	7134903, 763534

Tabell 2. Områden där omdrev eller fördjupade provtagningar genomfördes år 2014.

Startdatum	Avrinningsområde
2014-11-28	Åhedån (omdrev)
2014-12-01	Norrmiöleån (omdrev)
2014-12-02	Dalkarlsån (fördjupning)
2014-12-09	Hertsångersälven (fördjupning)

Tabell 3. Undersökningsområden år 2014

Startdatum	Avrinningsområde	Yta (km ²)
2014-09-29	Byskebäcken	40
2014-10-14	Bäckån	120
2014-10-20	Dalkarlsån	347
2014-10-14	Harrsiöbäcken	36
2014-10-24	Hertsångersälven	506
2014-09-30	Kinnbäcken	27
2014-09-30	Lillån vid Kåge	44
2014-10-13	Lövseleån	25
2014-09-25	Mångbvån	218
2014-10-06	Norrmiöleån	78
2014-09-18	Ratuån	100
2014-10-16	Sandåsån	30
2014-10-08	Småvatten omkring Ratan	10
2014-10-13	Storbäcken, Innervik	29
2014-10-07	Åhedån	62
SUMMA	15 st	1672 km ²

3 Resultat av kemiska undersökningar

3.1 Översikt av data

Provtagningen år 2013 visade en stor spännvidd i kemin både vad gäller pH, sulfat och lösta ämnen, inklusive metaller (Tabell 23, sidan 51). När det gäller sulfat uppvisades exempelvis allt från en icke-sulfatjordspåverkad halt i referensen Bjännsjön (0,06 mekv/l) till den extremt höga halten 15,6 mekv/l, i dike D8 i Västervikssjön. Samma mönster gällde metaller så som aluminium (157 till 51 200 µg/l), kadmium (0,018 till 1,913 µg/l), nickel (0,74 till 151 µg/l) och zink (3,9 till 690 µg/l).

Provtagningen år 2014 (Tabell 24, sidan 51) skedde vid olika flödesförhållanden och i lokaler som visade varierande påverkan från industrier och havet. Detta skapade ett underlag för att validera sulfatmodellens funktion under icke-optimala förhållanden (kap 3.4). 2014 års data gav också en möjlighet att validera fältanalysen av konduktiviteten (endast små skillnader mellan lab och fält konstaterades: se sidan 53), och gav därtill stöd vid bedömningar av enskilda vattendrag (kap 5). I datatabellen (Tabell 24, sidan 51) finns bland annat ett exempel på Dismyrsjöns starkt sulfatpåverkade kemi, samt kemin i det relativt stora vattendraget Högforsån, med mycket surt vatten (pH 3,9 till 4,1 under höstfloden 2014).

Provtagningen år 2017, inom Hertsångersälvens avrinningsområde, bidrog till att beskriva en relativt stor rumslig variation i pH (Figur 3), samt till att påvisa ett antal mindre kärnområden av sur sulfatjord som bidrog med särskilt stor kemisk påverkan (Figur 4). Därtill bidrog mätvärdena från 2017 till att en extra validering av metallmodellerna kunde göras (kap 3.4).

Alla tillgängliga observationer har använts för ge en överblick av framförallt den rumsliga variationen av sulfatjordspåverkan inom 28 olika avrinningsområden i Västerbottens län (kap 5).

Tabell 4. Modeller för sulfat, kadmium, nickel och zink, med konduktivitet (EC) som enda förklaringsfaktor. OBS! enheten för konduktiviteten (EC) i modellerna är mS/m.

y-variabel	N	R ² _{adj}	F-signifikans	Residualer	Normalfördelning*	Ekvation
Sulfat (mekv/l)	17	0,99	<0,005	slumpmässiga	"possibly normal"	=10 ^{^(1,34977477920336* logEC-1,66753221778272)}
Kadmium (µg/l)	17	0,92	<0,005	slumpmässiga	"possibly normal"	=10 ^{^(1,08194940248075* logEC-2,1547163382082)}
Nickel (µg/l)	17	0,95	<0,005	slumpmässiga	"possibly normal"	=10 ^{^(1,2443269551787* logEC-0,427097559205143)}
Zink (µg/l)	17	0,96	<0,005	slumpmässiga	"possibly normal"	=10 ^{^(1,24302910882858* logEC+0,0904801698270418)}

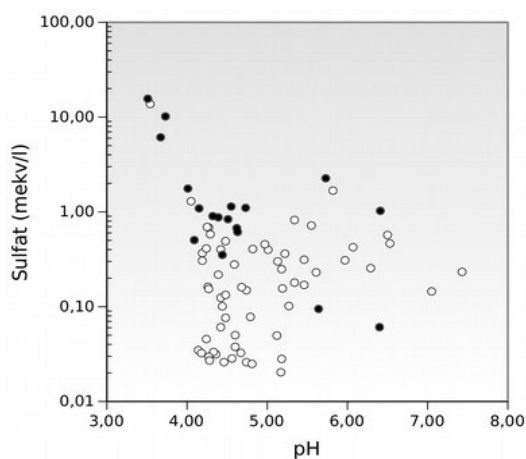
*Anderson-Darling-test för x och y (på logaritmerade värden)

3.2 pH-samband

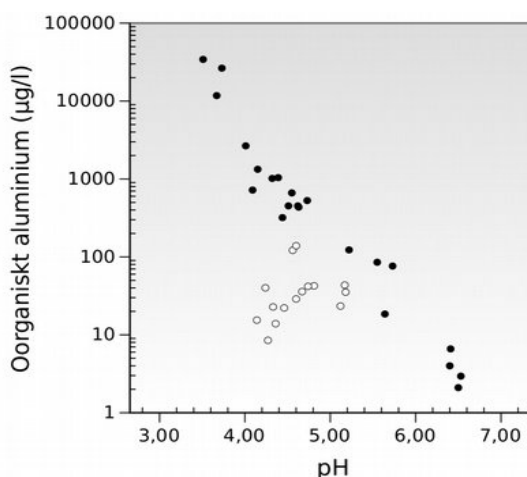
Gällande det eventuella sambandet mellan pH och sulfat i ytvattnet, visade 2013 års data endast en svag korrelation (svarta cirklar i Figur 1) som blev ännu svagare med tillägg av höglödesdata från projektet FLISIK (vita cirklar i Figur 1). Sambandet är i praktiken obefintligt, förutom vid de allra lägsta pH-värdena. Detta kan förklaras av att det sulfatjordspåverkade vattnet blandats med vatten som kan vara allt från starkt buffrande till naturligt surt (jfr. Figur 3) – förutom i direkt anslutning till avrinningen närmast sulfatjorden. Tvärån i Umeå är ett exempel där starkt buffrande grundvatten blandas med svavelsyra från sulfatjord, vilket leder till ett ganska högt pH-värde (se vidare Tväråns beskrivning i avsnitt 5.13). Om buffrande grundvatten däremot saknas samtidigt som sulfatjordpåverkan är stark, blir försurningspåverkan ofta mycket stark (exempelvis Högforsån i avsnitt 5.10.5). Likväl kan nästan lika låga pH-värden förekomma i områden med höga halter av organiska syror, men med skillnaden att halterna av skadligt aluminium behålls relativt låga (se nästa stycke).

2013 års data också ett tydligt samband mellan pH och den oorganiska fraktionen av aluminium (Figur 2), som är mycket skadlig för fiskar (Andrén 2012). Tolkningen blir att höga sulfathalter i kombination med lågt pH innebär ett skadligare vatten för vattenlivet än vad höga sulfathalter ger vid högre pH-värde, samt att låga pH-värden som inte har orsakats av sura sulfatjordar (vita cirklar i Figur 2) är betydligt mindre skadliga för fiskar.

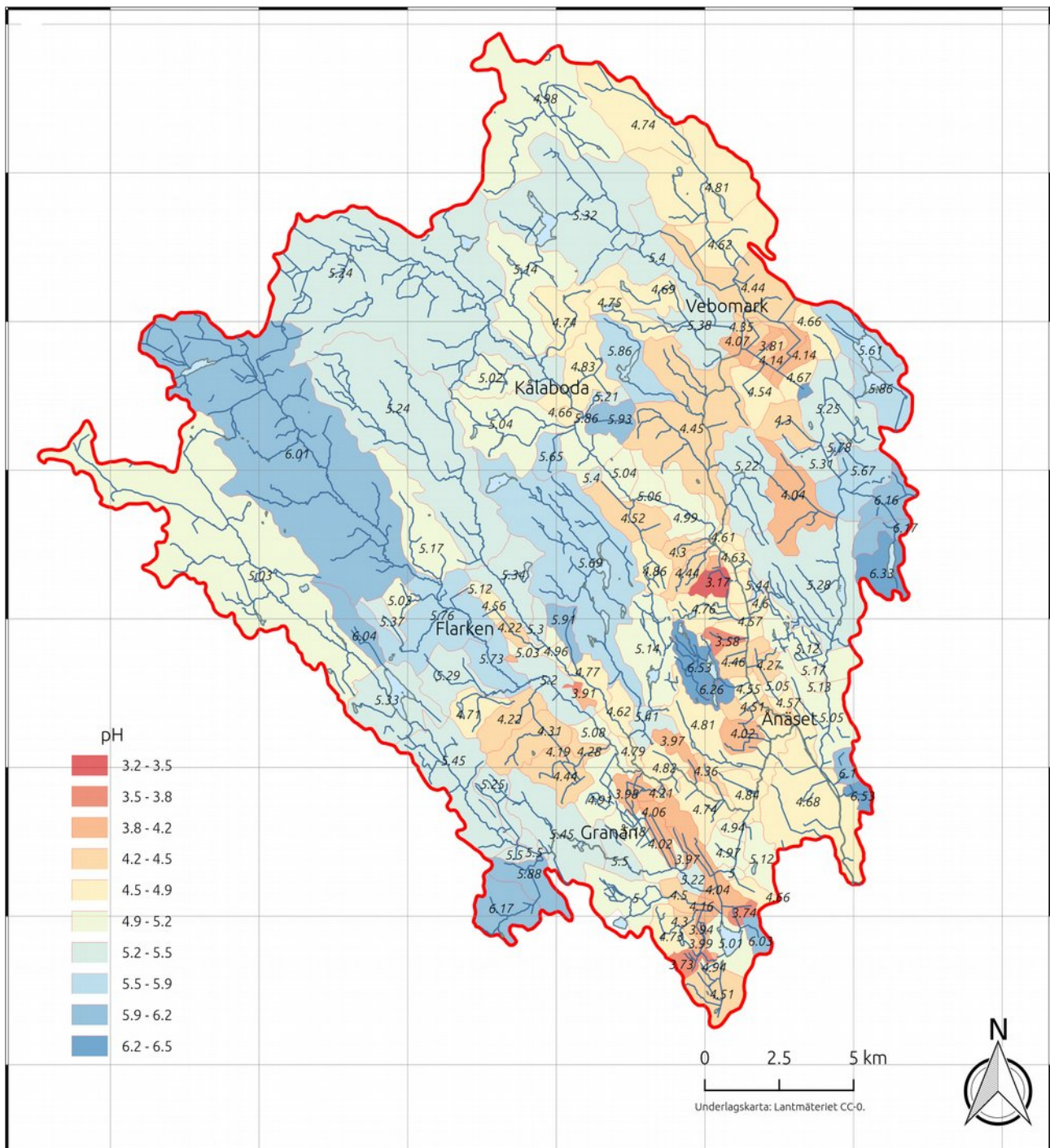
Att bevara fiskpopulationer genom kalkning kan därför fungera även vid sulfatjordspåverkan, men däremot kan det inte uteslutas att sådan kalkning både blir mycket dyr och ger oönskade miljöeffekter. Det kanske mest uppenbara negativa miljöeffekten av kalkrikt sulfatjordsvatten är de metallfällningar som draperar stenar och bottenstrukturer (i t.ex. Tvärån i Umeå) eller samlas i sediment, med potential att slå hårt mot bottenfaunan (Nuotio, Rautio, och Zittra-Bärsund 2009).



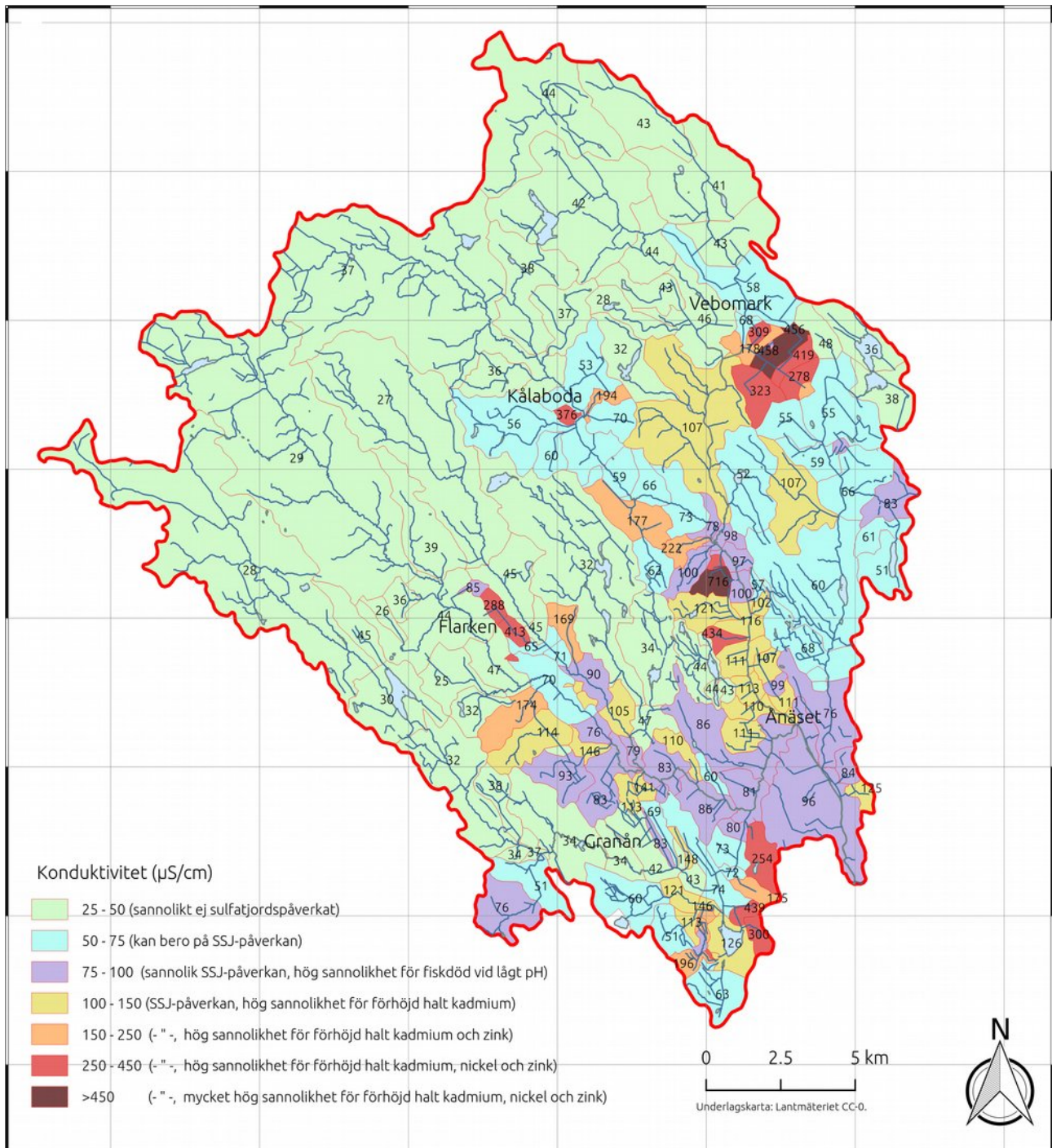
Figur 1. Sambandet mellan pH och sulfathalt var svagt. Data från projekt FLISIK (vita cirklar), samt 2013 års data i denna rapport (svarta cirklar).



Figur 2. Halten oorganiskt aluminium ökar med ökad surhet vid sulfatpåverkan, vilket visades i de sulfatjordsvatten som provtogs år 2013 för sulfatmodellen (svarta cirklar). Som mest uppmättes över 30 000 µg/l vid pH 3,5 (i dike D8, Västervikssjön). Halten oorganiskt aluminium i naturliga vatten strax uppströms Västervikssjön (vita cirklar; sura lokaler utan höga sulfathalter provtagna inom projektet FLISIK) följde dock inte detta mönster, utan låg som högst inom intervallet 50-120 µg/l vid omkring pH 4,5 och därefter sjunkande ned mot under 10 µg/l i vatten med mycket lågt naturligt pH-värde pga organiska syror.



Figur 3. pH-värden i Hertsångersälvens delavrinningsområden den 18 oktober år 2017. Det geografiska mönstret avslöjar att avrinningen på en och samma dag varierar från extremt surt till nära neutralt. Surheten orsakas av både naturliga humussyror och svavelsyra från sulfatjordarna i de nedre delarna av avrinningsområdet. Höga pH-värden härrör dels från naturligt pH-buffrande vatten (i t.ex. Flarkån uppströms byn Flarken, samt sjön Lobbsträsket i avrinningsområdet östligaste del), dels från antropogena källor (i form av kalkat vatten från Holmsjön nordväst om Anäset och urlakning av buffrande ämnen från Fagerlidens deponi - som framträder som ett blått område vänstra nedre hörnet av avrinningsområdet). Färgerna och de korresponderande värdena på kartan representerar pH i delavrinningsområdenas nedersta punkter.



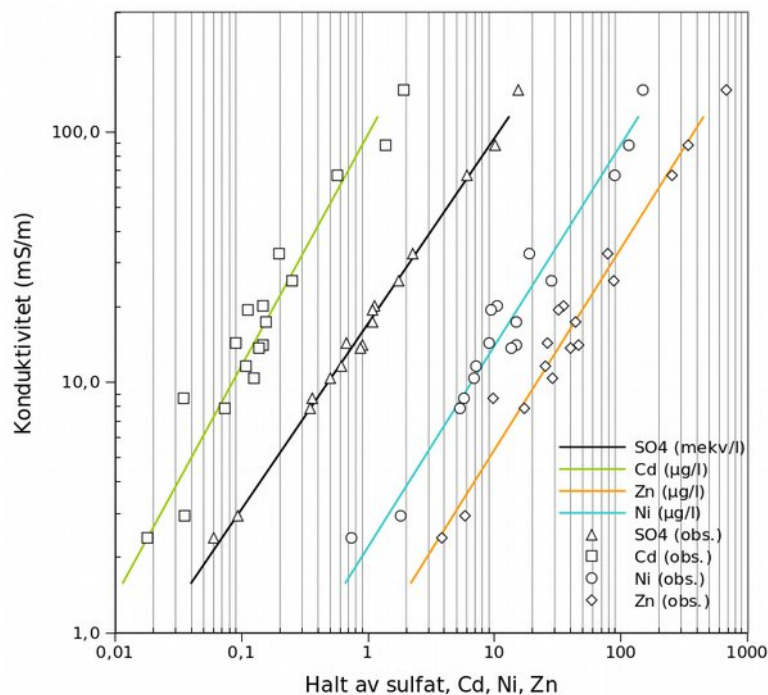
Figur 4. Konduktivitetsvärden ($\mu\text{S}/\text{cm}$) i Hertsångersälvens delavrinningsområden den 18 oktober år 2017. Sambandet mellan sulfat och konduktivitet var mycket starkt (se kap 3.3), vilket gör att konduktiviteterna på kartan visar graden av sulfatpåverkan med stor precision. Det geografiska mönstret visar att sulfatpåverkan från sura sulfatjordar är obetydlig i de övre delarna av avrinningsområdet (25-50 $\mu\text{S}/\text{cm}$), medan vattendragen i nedre delarna varierar från lite påverkade till mycket påverkade (>50 till >450 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Klassningen i figuren bygger på resonemanget i kap 6, Tabell 21.

Färgerna och de korresponderande värdena på kartan representerar konduktiviteterna i delavrinningsområdenas nedersta punkter.

3.3 Modeller för sulfat, nickel, kadmium och zink

Linjära regressionsmodeller beräknades utifrån 2013 års data för sulfat, nickel, kadmium och zink, med konduktiviteten som enda förklaringsfaktor (Tabell 4). De ingående variablerna bedömdes vara normalfördelade, medan residualerna mellan modellprediktionen och observerade värden var slumpmässigt fördelade (Tabell 4 och Figur 5). De justerade R^2 -värdena låg därtill genomgående över 0,9 (0,92-0,99), vilket indikerar att modellernas passning till indata var god. En generell tolkning blir därmed att höga konduktiviteter är kopplade till höga halter av sulfat, kadmium, nickel och zink (Figur 5). Sambanden mellan konduktiviteten och de tre nämnda metallerna är dock inte kausala eftersom det endast är sulfatjonerna som i detta fall har den fysiska förmågan att öka ledningsförmågan i vattnet. Det är dock ingen tvekan om att kadmium, nickel och zink visar starka samband med sulfat (orsakade av att svavelsyran i hög grad reglerar urlakningen av mineraler och metaller från sulfatjorden).

Resultaten av oberoende tester av modellernas prediktionsförmåga redovisas i nästa kapitel (kap 3.4 - validering av sulfatmodellen och metallmodellerna).



Figur 5. De fyra modellerna (linjerade) och dess ingående värden (observationer, som visas i form av ofyllda geometriska objekt), varav sulfatmodellen (svart linje) speglar det sanna sambandet mellan sulfatjonens elektriska ledningsförmåga och vattnets konduktivitet. De övriga ämnens linjer speglar inte sanna samband med konduktivitet, utan snarare indirekta starka samband med sulfat.

3.4 Validering av sulfatmodellen och metallmodellerna

Slutsats för avsnittet: Valideringen visar att en enkel fältmätning av konduktivitet vid högflöden, ger en god vägledning gällande de verkliga halterna av sulfat, kadmium, nickel och zink.

Sulfatmodellen (Tabell 4, rad 1) validerades med flera oberoende dataset från olika årtal. En översikt av sulfatmodellens förmåga att förutsäga sulfathalter ges i Figur 6. Spridningen av datapunkterna visar sammanfattningsvis att sulfatmodellen fungerar bra för att uppskatta den verkliga halten av sulfat vid högflöden, samt att sannolikheten för betydande underskattning av de verkliga värdena kan anses vara liten vid högflöden, utom i specialfall, som t.ex. vid havsvattenpåverkan eller i särskilt förorenade områden. Se även fördjupat resonemang på nästa sida.

Metallmodellerna (Tabell 4, rad 2-4) validerades med 2017 års data, och resultaten redovisas i jämförande tabeller per vattendrag i kapitel 5. Där framgår att metallmodellerna i praktiken ger god fingervisning om metallernas verkliga halter. I Strömsbäcken observerades den största avvikelser mellan observerade och predikterade värden, vilken antogs kunna bero på att den närliggande Ströcksjön, i uppströms riktning, kalkas så att metallerna fällt ut på sjöns botten.

FÖRDJUPAT RESONEMANG KRING SULFATMODELLENS FUNKTION (i Figur 6): Modellen hade svårt att förutsäga de låga sulfathalter som speglas av riksinventeringen av sjöar år 2000¹. Även i detta låga område ger dock sulfatmodellen en tydlig indikation på den maximalt möjliga sulfathalten vid låga konduktiviteter. Modellens förmåga att förutsäga de sulfathalter som samlades in genom projektet FLISIK år 2011-2012 (blå punkter i Figur 6) är generellt sett mycket god vid sulfathalter över 0,1 mekv/l, förutom när det gäller de två punkter som representerar Harrsjöbäcken vid Ursviken som har förhöjda halter av klorid, och som också troligen är kemiskt påverkad av det närliggande Rönnskärsverkets utsläpp. Denna rapport's data från 2014 (svarta punkter i Figur 6) har större residualer än FLISIK-data, genom ett innehåll av fler observationer där de uppmätta sulfathalterna är tydligt lägre än de halter som modellen förutsäger (punkterna tenderar att ligga under den linje som representerar modellen). I Figur 8 visas att den överskattning som modellen gör kan kopplas till halter av baskatjoner som är högre än median. Tolkningen av det blir att sulfatmodellen riskerar att överskatta halten sulfat i de fall då andra joner än sulfat bidrar till konduktiviteten – vilket främst sker vid lågflöde/basflöde.

Den sammanvägda bilden visar att sulfatmodellen fungerar mycket bra för att förutsäga den lägsta verkliga halten av sulfat vid högflöden. Detta bör kunna förklaras av att i stort sett alla elektricitetsbärande joner – utom sulfatjordssulfat – späds ut vid höga flöden. Valideringen visar också att den verkliga halten vid högflöden inte bör förväntas vara lägre än vad modellen försäger, och troligen mycket sällan överstiger 20% av de modellerade värdena. Sannolikheten för underskattning av de verkliga värdena kan alltså anses vara liten vid högflöden, utom i estuarier med saltvattenpåverkan, eller särskilt förorenade diken i närheten av industrier eller diken som avvattnar hårt saltade vägar.

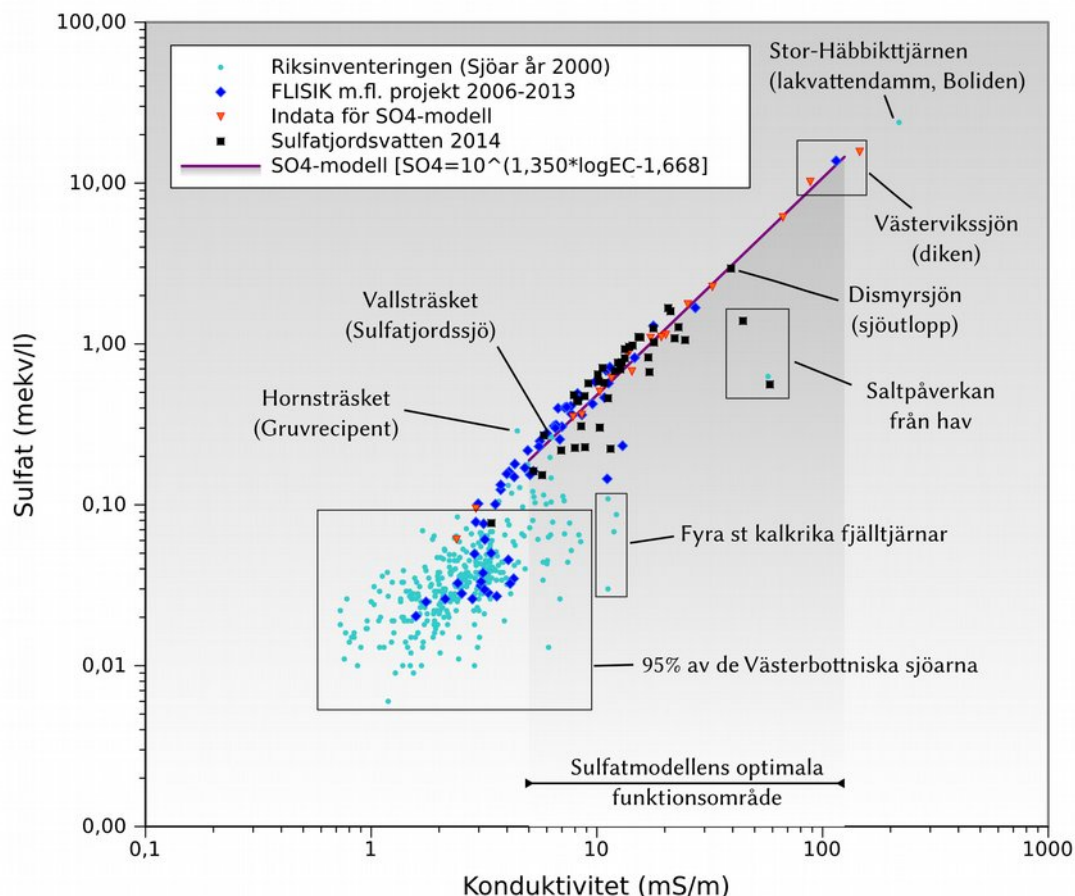
Andra punkter som är värda att notera angående sulfatmodellens användning:

- Vid basflöden ökar sannolikheten att sulfatmodellen överskattar sulfathalterna; dock vanligtvis inte mer än att halter över ca 10mS/m (100 µS/cm) – även vid basflöde – bör tolkas som en svavelhalt över 0,15 mekv/l (med hänvisning till Figur 8). Denna halt överstiger i sin tur bakgrundshalten i Västerbotten så pass mycket att påverkan från sur

¹ Data från SLU, institutionen för vatten och miljö:
[http://info1.ma.slu.se/ri/www_ri.acgi\\$Project?ID=2000KS](http://info1.ma.slu.se/ri/www_ri.acgi$Project?ID=2000KS)

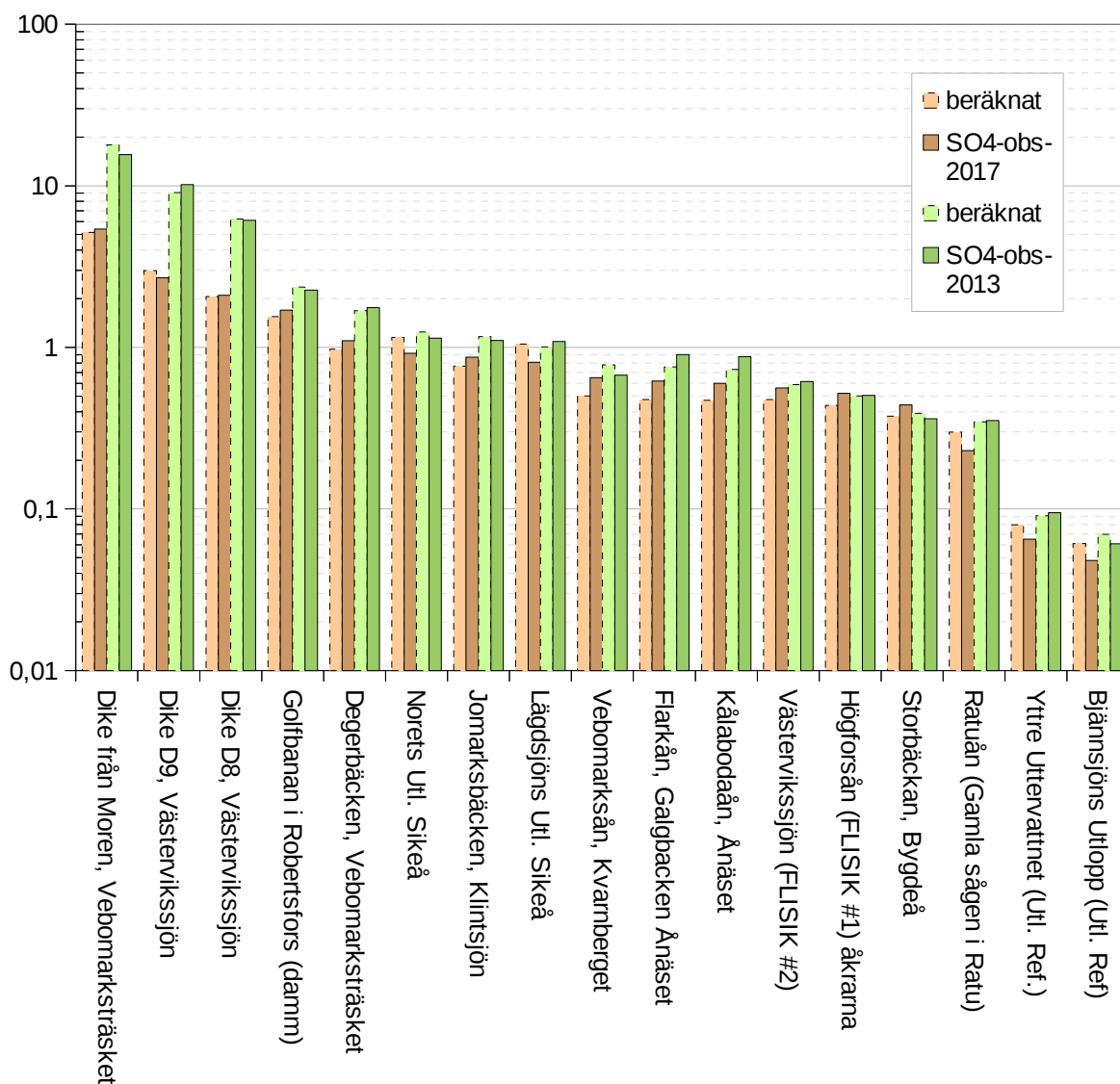
sulfatjord är mycket sannolik. Vid höglöden i misstänkta sulfatjordsvatten kan konduktiviteterna så låga som 5 mS/m (50 µS/cm) tolkas som påverkan (ca 0,2 mekv/l), medan 10 mS/m (100 µS/cm) vid höglöde motsvarar i storleksordningen 0,50 mekv/l, vilket är en mycket tydlig påverkan.

- Snabba ökningarna av konduktiviteten längs ett vattendrag under låga flöden kan tolkas sulfattillförsel, medan frånvaro av snabba ökningarna under låga flöden inte utesluter sulfatjordspåverkan vid höglöde (se vidare resonemang i Bilaga 2).
- Data indikerar att sjöar innehåller mindre sulfat i förhållande till den totala jonstyrkan, vilket gör att sannolikheten för sulfatöverskattning kan vara högre i sjöutlopp. En grundligare analys av sjöars och våtmarkers betydelse för sulfatreduktion ligger dock utanför ramen för denna rapportens syfte (ett kort resonemang förs dock i kapitel 7).
- Höga konduktiviteterna nära havsnivån, eller nära tätorter och industrier, bör dubbelkontrolleras för att utesluta eventuell påverkan från punktkällor av andra salter än sulfat.
- Instrumentens kalibrering är viktig. Kalibrering mot 0 och 84 µS/cm är lämpligt för screening av konduktivitet.



Figur 6. En översiktlig bild av sulfatmodellens förmåga att förutsäga sulfathalter: Passningen till modellens indata är mycket god ($R^2=0,99$), vilket borgar för god prediktionsförmåga vid höga flöden och i miljöer som inte förorenas av jonstarkt vatten. Dålig passning kan förekomma under icke-optimala förhållanden, så som exempelvis vid de låga sulfathalter som finns i icke-påverkade sjöar, eller de höga kloridhalter som finns i saltvatten.

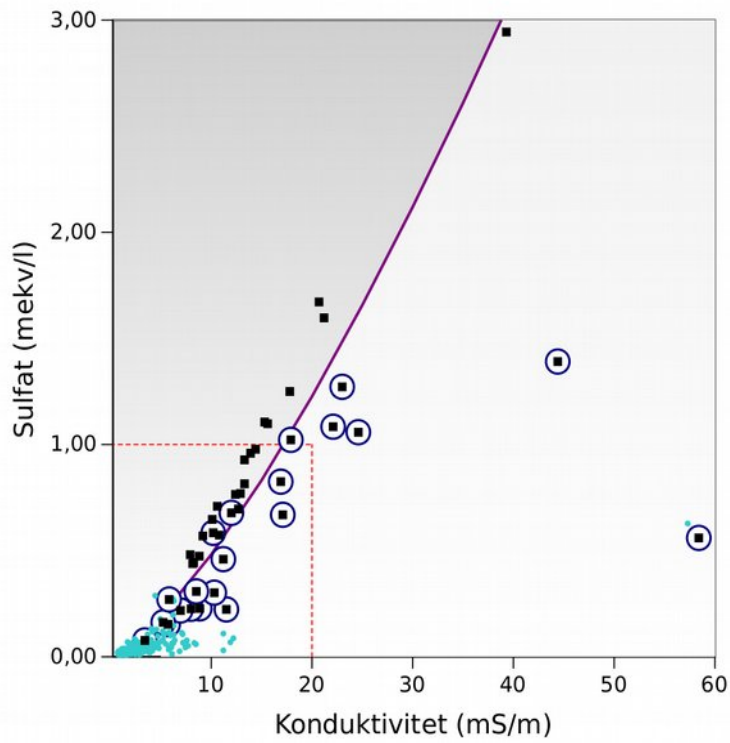
- Vatten med höga konduktiviteter ($> ca 300 \mu S/cm$) bör kontrolleras med avseende på eventuella densitets-skiktningar på djupet (konduktiviteten blir som högst närmast botten i svagt rinnande vatten). Detta är särskilt viktigt vid metallprovtagning med flera provflaskor. En lämpligt provtagningsmetod är då att fylla en enda stor väl omblandad flaska, varifrån provflaskorna från labbet fylls.
- Jämförelse mellan år 2013 och 2017 indikerade att modellens prediktionsförmåga inte förändrats över denna tid (Figur 7), men om nedfallet av sulfat från luften förändras i framtiden kommer andelen av konduktiviteten som kommer från surt regn att ändras. Den lokala bakgrundshalten av sulfat är dock idag mycket låg i förhållande till halterna i sulfatjordspåverkade vatten (ca 0,05 mekv/l jämfört med uppemot 2 mekv/l eller mer), vilket gör att det kommer att behövas starkt ökad luftburen försurning innan det behövs en revidering gällande modellens förmåga att peka ut sulfatjordspåverkan.



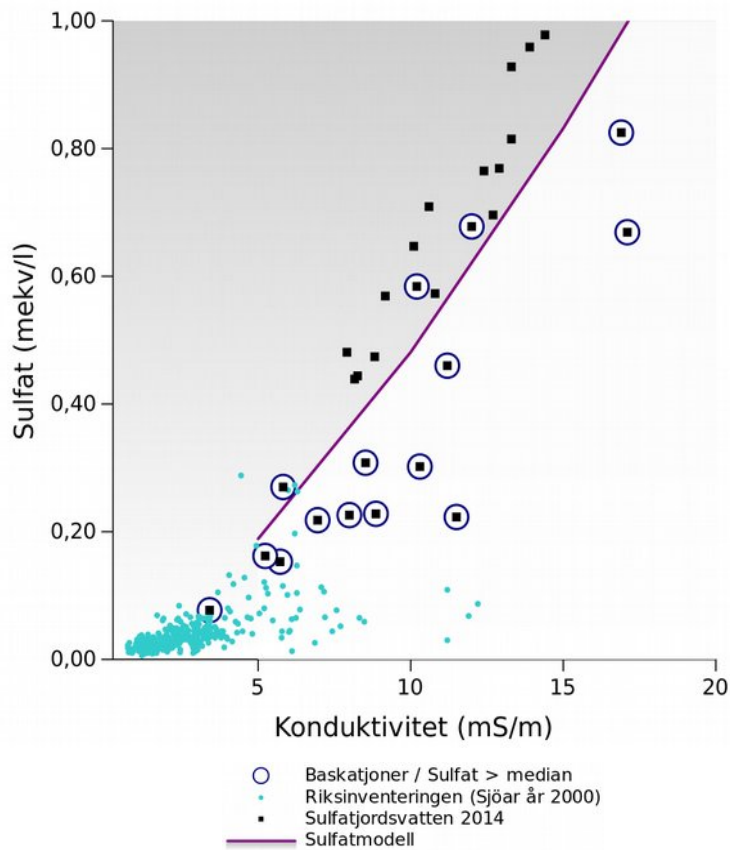
Figur 7. Sulfatmodellens prediktionsförmåga med 2013 års indata och 2017 års verifieringsdata.

Tolkning: Sambandet mellan konduktivitet och sulfat är obetydligt förändrat mellan år 2013 och 2017.

A



B



Figur 8. (A: överblick. B: detalj av A). Vid basflöden (inringade fyrkanter) ökar sannolikheten att sulfatmodellen överskattar sulfathalterna; dock vanligtvis inte mer än att halter över ca 10 mS/m (100 μ S/cm) även vid basflöde bör tolkas som en svavelhalt över 0,15 mekv/L.

4 Provfiskeresultat

4.1 Nätfiske i Dalkarlsåns och Hertsångersälvens estuarier

Slutsatser för avsnittet: Dalkarlsåns estuarie uppvisade fler fiskar och fiskarter, och betydligt högre medelvikt (räknat på abborre och mört) än Herstångersälvens. Geomorfologiska skillnader mellan estuarierna skulle eventuellt kunna förklara en del av detta, eftersom Dalkarlsåns estuarie exempelvis är grundare. Den mera sulfatjordspåverkade kemin i Hertsångersälven bör dock också beaktas: att mört dominerade på våren i Dalkarlsåns och Rickleåns estuarier, samtidigt som nästan ingen mört påträffades i Hertsångersälvens estuarie kan rimligen tolkas som en indikation på att fiskbestånden i Hertsångersälvens estuarie/Gumbodafjärden är negativt påverkade av sura sulfatjordar.

HÖSTNÄTFISKE 2014: Vid nätfisket i Dalkarlsåns och Hertsångersälvens estuarier hösten 2014 var medelviktarna och totalvikten högre i Dalkarlsåns estuarie (Tabell 26 och Tabell 29). I Dalkarlsåns estuarie fångades 14 arter, medan 11 arter fångades i Hertsångersälvens (Tabell 27). I jämförelse med Kinnbäckfjärdens referensdata var antalet fångade fiskar *något lägre* i Dalkarlsån och *betydligt lägre* i Hertsångersälven (Tabell 27).

VÅRNÄTFISKE 2015: Det vårliga nätfisket år 2015 i Dalkarlsåns och Hertsångersälvens estuarier indikerade i likhet med höstfisket en totalt sett mindre population av fisk i Herstångersälvens mynning (Bilaga 1, sidan 61). En särskilt tydlig skillnad var att förekomsten av mört var obetydlig i Hertsångersälvens mynning medan mörten vid samma tid dominerade tillsammans med abborre i Dalkarlsåmynningen. Även i Rickleåfjärden dominerade mört under våren (Bilaga 1, sidan 61).

4.2 Höst och vårfiske med ryssjor i Dalkarlsån, Hertsångersälven och Ratuån

Slutsatser för avsnittet: Fisket med ryssjorna (vår+höst) indikerade att de stationära fiskbestånden var negativt påverkade i de lokaler som låg relativt långt uppströms från havet men inom sulfatjordsområdena (här kallade mellanlokaler), medan högre liggande lokaler, uppströms sulfatjordsområdena, kunde uppvisa betydligt livskraftigare fiskbestånd. Lokaler närmast havet visade också livskraftigare fiskbestånd, vilket troligen kan kopplas till att fiskarna kan söka skydd i estuariet under perioder av sämre kemi i vattendraget. Det kan också konstateras att vandring av försurningskänsliga arter skedde förbi de mellanlokaler som uppvisade svaga eller obefintliga stationära fiskbestånd. Detta tyder i sin tur på att även ganska högt uppströms belägna lokaler kan fungera som lekområden för fisk från havet, förutsatt att vandringsvägarna inom vattendraget saknar fysiska vandringshinder.

FISKE MED RYSSJOR HÖSTEN 2014: Vid fisket med ryssjor i Dalkarlsån, Ratuån och Herstångersälven, noterades i särklass flest arter närmast mynningarna, medan mellanlokalerna (mellan havsnära lokaler och de bättre vattenkvaliteten uppströms sulfatjordarna) generellt sett hade minst antal fiskarter, och saknade förekomst av öring. Mellanlokaler med anmärkningsvärt lite fisk per ansträngning var Hertsångersälven/Kålabodaån vid Brände (ingen fisk alls under 5 dygn) och Estersmark (två små gäddor på 5 dygn), Hertsångersälven/Flarkån vid Vippersrönningen (ingen fisk, 2 dygn), Dalkarlsån vid Folkhögskolan i Dalkarlså (ingen fisk 3 dygn), samt Ratuån uppströms Ratuvägen (ingen fisk, 3 dygn). Endast en uppströmslokal, i Östra Dalkarlsån vid Stenfors, saknade fisk på ett liknande sätt. I uppströmslokaler i både Dalkarlsån (Västra Dalkarlsån), och

Hertsångersälven (Flarkån och Kålabodaån) påvisades livskraftiga öringsbestånd.

Höstvandring av lake från havet förekom inom alla tre provfiskade avrinningsområden (Ratuån, Hertsångersälven och Dalkarlsån). I Dalkarlsån och Ratuån skedde fångsten omkring mynningsområdet, och inte vid lokalerna vid Lillåbron och Yttre Åkulla. I Hertsångersälven fångades lake både vid mynningen och i uppströmslokalerna i Kålabodaån och Flarkån vid E4:an ca 6 km från mynningen (bilaga 1). Att laken i Dalkarlsån troligen vandrar även en bit uppströms från mynningen, och eventuellt mot Åsjön (i vilken lake förekommer) indikeras av att höstvandrande lake fiskades under 1990-talet i de långa forsarna i Dalkarlså by (Åberg 2012a).

Höstvandrande nejonögon fiskades i Ratuån och Dalkarlsån. Fångst uteblev i Ratuån, medan troligen både bäcknejonöga och flodnejonöga fångades vid Kvarnforsen i Dalkarlsån, drygt 10 km uppströms mynningen (Tabell 28). Eftersom nejonögon vandrar intensivast vid vissa bestämda väderlekar/tidpunkter kan det dock inte uteslutas att vandring skedde även i Ratuån, men vid en annan tidpunkt än de tre dygn i början av september 2014 som fiskades.

FISKE MED RYSSJOR VÅREN 2015: Våren 2015 indikerades vandring av abborre och mört i Ratuån, och gädda i Dalkarlsån (där även det som bedömdes vara stationär mört, lake och abborre fångades) medan ingen vandring indikerades och nästan ingen fisk fångades i Hertsångersälven (endast 1 abborre fångad under 4 fiskenätter, Bilaga 2). Genom en tidigare rapport i Dalkarlsån (Åberg 2012a), finns kompletterande data som visar på en viss vårvandring av abborre och en relativt stor vårvandring av både mört och id i Dalkarlsån.

Att Hertsångersälven inte uppvisade vårvandring av fisk kan mycket väl bero på den tidvis extrema vårflodskemin med halter av oorganiskt aluminium som kan nå uppemot 1mg/l (Sundqvist 2009), vilket är en betydligt högre halt än vad någon fiskart klarar långvarigt. Muntliga uppgifter från lokalbefolkning stöder att vårvandringen sedan lång tid tillbaka har varit obetydlig i Hertsångersälven, medan den på 40-talet däremot var betydande med t.ex. givande idfiske ända upp mot Änäset.

4.3 Vårfiske i mindre kustmynnande vattendrag

Slutsatser för avsnittet: Så länge vandringsvägarna är fria, och kemin och morfologin tillåter fisklek, sker vårvandring av fisk även i mycket små vattendrag (exemplet Fjärdarna i Bliska, se Figur 9). Sulfatjordspåverkan hämmar uppvandring, men likväl kan det påträffas enstaka individer även i starkt sulfatjordspåverkade kustbäckar: Harrsjöbäcken är ett sådant exempel, även om fångsten av fisk var ytterst liten i förhållande till ansträngningen (1 gädda och 1 mört under 13 fiskedygn).

RYSSJOR/OBSERVATIONER I SMÅVATTENDRAG: Betydande vandring av fisk kunde konstateras i flera mindre vattendrag längs kusten (Bilaga 1). De flesta lokaler var havsnära med en insjö nära uppströms, vilket gör att denna rapport saknar underlag för att avgöra om det finns skillnader mot de kustmynnande småvattendrag som inte har en sjö eller våtmark nära uppströms. Däremot gavs en indikation på att vandringen troligen var mycket liten i det sulfatjordspåverkade vattendraget Sandåsån trots att den går genom en insjö just innan utloppet till havet (ingen observation vid vårfisket 2015, men åtminstone enstaka gäddor enligt muntliga källor). I Harrsjöbäcken som både är sulfatjordspåverkad och saknar sjö/våtmark uppströms, gjordes en mycket liten fångst trots stor ansträngning, vilket troligen främst berodde på sulfatjordspåverkan. (det bör noteras att nya resultat kopplat till detta, kommer att rapporteras år 2019 genom den eDNA-inventering i 40 kustmynnande vattendrag som utfördes i Robertsfors kommun år 2018).



Figur 9. Utloppet från sjösystemet Fjärdarna i Djäknebodafjärden är litet men här skedde uppvandring av både abborre och mört våren 2015. Foto: Länsstyrelsen.



Figur 10. Ratuån nedströms bron i Ratu, våren 2015. Trots tidvis mycket lågt pH och höga halter oorganiskt aluminium från sur sulfatjord gick både abborre och mört in i ryssjan. En rimlig tolkning är att dessa fiskar antingen var på "tillfälligt besök" eller siktade mot de bättre kemiska förhållanden som återfinns längre uppströms i systemet. Foto: Länsstyrelsen.



Figur 11. Vissa sträckor av vattendragen saknade i stort sett stationära fiskbestånd. Uppströms de sulfatjordspåverkade sträckorna fanns däremot i flera fall livskraftiga bestånd av bland annat öring
Foto: Länsstyrelsen.



Figur 12. Sammanlagt 18 kg lake gick in i ryssjan i Kålabodaån vid E4:an. Höstvandrande lake påträffades även i Flarkån vid Stenfors, och strax uppströms mynningarna av Dalkarlsån och Ratuån.
Foto: Länsstyrelsen.

5 Sulfatjordspåverkan per vattendrag

I detta kapitel ges en detaljerad beskrivning av indikationer på påverkan i 11 huvudfårar och ett flertal biflöden. Resonemangen utgår från konduktivitetmätningar och konduktivitetens koppling till sulfatmodellen (Figur 6 och Tabell 21) samt övriga observationer som tyder på sulfatjordspåverkan.

5.1 Smedsmyrbäcken, Frostkåge (VIMLA)

Under höstfloden 2017 indikerades stark sulfatjordspåverkan vid provpunkten i Frostkåge ca 1 km uppströms väg E4 (252 μS vid pH 4,6). I likhet med Lillån strax söderut har närheten till det större vattendraget Kågeälven troligen bidragit till extra gynnsamma förutsättningar för bildning av potentiellt sur sulfatjord inom avrinningsområdet.

Tabell 5. Kemisk karaktär i Smedsmyrbäckens utloppspunkt 2017-11-08 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd $\mu\text{g/l}$	Ni $\mu\text{g/l}$	Zn $\mu\text{g/l}$	As $\mu\text{g/l}$	Pb $\mu\text{g/l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g/l}$	Tot-N $\mu\text{g/l}$
Analyserat	24	1,9	0,16	17	64	1,7	0,34	4,56	16,3	22,5	1480
Modell		1,57	0,218	19	64						

5.2 Lillån vid Kåge

Avrinningen i källområdet till Lillån indikerade år 2014 ingen eller liten påverkan (85-96 $\mu\text{S/cm}$ vid basflöde), medan avrinningen i huvudfåran från Ersmarksbodarna och nedströms indikerade en mycket tydlig sulfatjordspåverkan (308 $\mu\text{S/cm}$ uppmätt vid Kågegården). Samtliga provtagna biflöden indikerade påverkan: Raningsbäcken (257 $\mu\text{S/cm}$), Medbäcken (178 $\mu\text{S/cm}$), samt ett större dike som mynnar strax uppströms E4:an, med avrinning i riktning mot området kring travbanan (452 $\mu\text{S/cm}$).

Närheten till det större vattendraget Kågeälven pekar på att Kågeälvens tidigare estuarie över området haft gynnsamma förutsättningar för bildning av potentiellt sur sulfatjord.

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Lillån hade de högsta halterna av både sulfat (1,1 mekv/l) och oorganiskt aluminium (1500 $\mu\text{g/l}$) i en undersökning av 34 kustmynnande vattendragen i Västerbotten. Lägsta pH var 4,6 i Lillån.
- Lillån har i äldre tider haft förekomst av harr (Persson Okänt årtal).

5.3 Storbäcken, Innervik

I övre delen av avrinningsområdet indikerades år 2014 i stort sett ingen påverkan, tolkat utifrån följande konduktiviteter vid avtagande högflöde: Häggbäcken 44 $\mu\text{S/cm}$; Hundtjärnbäcken 33 $\mu\text{S/cm}$. Ett kärnområdet av sur sulfatjord indikerades däremot i vattnet med start öster om E4:an. En

successiv ökning av konduktiviteten nedströms indikerade en relativt jämn påverkan från finsedimenten i den gamla havsviken. Konduktiviteten 126 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid mynningen i havet indikerade mycket tydlig sulfatjordspåverkan eftersom vattenflödet var högt. Kärnområdet är med stor sannolikhet kopplat till torrläggningen av de finkorniga sediment som tidigare var en del av Skellefteälvens mynningsområde (en gynnsam bildningsmiljö för sur sulfatjord).

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Storbäcken visade mycket stark påverkan vad gäller lågt pH, hög sulfathalt och mycket hög halt av oorganiskt aluminium.
- Storbäcken (Rönnbäcken) vid golfbanan är fiskförande och är, åtminstone biologiskt sett, troligen ganska opåverkad av sulfatjordar. Vid mynningen i havet är dock påverkan otvetydig, med ett relativt avfärgat och högkonduktivt vatten med pH 4,69 och konduktiviteten 174 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (Åberg 2013).

5.4 Harrsjöbäcken

Översta delen av avrinningsområdet hade en konduktivitet på 89 $\mu\text{S}/\text{cm}$, mätt i utloppet av Hundtjärnen. Värdet indikerar möjligen en liten sulfatjordspåverkan, men kan också spegla resultatet av det långvariga basflödet hösten 2014 (Tabell 25), eller en kemisk påverkan från närliggande Skellefteå flygplats.

Harrsjöbäckens huvudfåra inom den torrlagda Harrsjömyran indikerar tydlig sulfatpåverkan (118 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Samma gäller huvudfåran längre nedströms inom den torrlagda Harrsjön (tidigare sjöytan ca 400ha) med konduktiviteter upp mot 137 $\mu\text{S}/\text{cm}$, och metallfällningar på bottenarna. Biflödet Svartbäcken var humöst, och saknade fällningar, men genom konduktiviteten 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indikeras sulfatpåverkan. Svavelkällan i det fallet kan vara antingen sur sulfatjord, eller lokalt sulfatnedfall från Rönnskärsverken.

Delar av avrinningsområdet ligger inom mäktiga isälvssediment, som delvis ingår i ett vattenskyddsområde för dricksvatten. Dessa avlagringar för med sig ett välbuffrat grundvatten till Harrsjöbäcken, vilket gynnar bildningen av metallfällningar direkt i bäckfåran. Kärnområdet är med stor säkerhet kopplat till de torrlagda sedimenten inom Harrsjön och Harrsjömyran. Nedfall från Rönnskärsverken komplicerar tolkningen, även om sura sulfatjordar med stor sannolikhet står för en stor del av den kemiska påverkan.

Andra observationer:

- Vid en undersökning i Harrsjöbäcken och 16 andra vattendrag runt Rönnskärsverken konstaterades Harrsjöbäcken hade den minst artrika bottenfaunan med endast fyra funna arter; därtill konstaterades de högsta halterna av aluminium (734 $\mu\text{g}/\text{l}$), kadmium (0,21 $\mu\text{g}/\text{l}$), zink (31,6 $\mu\text{g}/\text{l}$) och sulfat (0,74 mekv/l) (Persson och Lundbergh 1996).

5.5 Bäckån

I den övre delen av avrinningsområdet indikerades en liten eller obetydligt sulfatjordspåverkan, genom att konduktiviteten var mellan 46 och ca 60 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid en avrinning som var något högre än basflöde (ca 1,5mm/dag, Tabell 25). I Djupaåns biflöde Källmyrbäcken indikerades sulfatjordspåverkan genom att konduktiviteten ökade från 58 till 106 $\mu\text{S}/\text{cm}$ på sträckan genom finsedimenten i byn Övre Bäck. I det fallet kan den starkaste sulfatkällan troligen kopplas till den utdikade våtmarken som finns längs bäcken. Konduktivitetökningen för Gammboadbäcken genom Övre Bäck var lägre än i Källmyrbäcken, men fortfarande ganska stor med en ökning från 62 till 82 $\mu\text{S}/\text{cm}$. I Djupaåns huvudfåra nedströms Gammboadbäckens inlopp ökade därefter konduktiviteten

ytterligare till 122 $\mu\text{S}/\text{cm}$ före inflödet av Öttesmarksbäcken. Öttesmarksbäcken indikerade sulfatjordspåverkan först nedströms sjösystemet Degersjön-Öttesmarksträsket, genom att konduktiviteten på en kort sträcka ökade från 64 till 82 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Finsedimenten kring sänkta Öttesmarkstjärnen kan troligen vara ett bidragande kärnområde i det fallet.

Den något lägre konduktiviteten i Öttesmarksbäcken bidrog till att Djupaåns konduktivitet spädades ut till ca 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ efter sammanflödet. På grund av ett därefter litet tillskott av avrinning från finsediment behölls denna nivå från Djupaåstjärnen fram till inflödet i Storträsket (Stora Kåsböleträsket).

Den avrinning som mynnar i Storträskets södra ände (med vatten från bland annat Uttersjöträsket) indikerade tydlig sulfatjordspåverkan (120 $\mu\text{S}/\text{cm}$), som dock troligen har buffrats med avseende på pH tack vare Uttersjöträskets höga pH-värden. Från Storträskets och nedströms låg konduktiviteten på 88-90 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket indikerar tydlig sulfatjordspåverkan i detta fall. Detta stora sjösystem har dock uppenbarligen en förmåga att buffra låga pH-värden, så att försurningskänsliga fiskar överlever och reproducerar sig. Genom att sjöar i denna rapport visats ha något lägre sulfathalt i förhållande till konduktivitet, kan den lägre konduktiviteten i sjön, jämfört med huvudinloppen, också tolkas som att en viss sulfatreduktion och pH-höjning sker i sjön. En alternativ förklaring är att isälvsedimenten som finns i området kring Storträsket och Uttersjöträsket bidrar till märkbara inflöden av välbuffrat grundvatten.

Andra observationer:

- I Lövångersboken beskrivs grundligt hur sjösänkningar inom Öttesmarksbäcken och Djupaån ledde till decimerade fiskbestånd i detta vattensystem, som tidigare var fiskrikt, med givande husbehovsfiske (Holm 1942). Braxen hade dött ut från både Degerträsket och Öttesmarksträsket i början av 1940-talet (Holm 1942:183).
- Våren 2006 hade Bäckån den femte högsta sulfathalten av 34 studerade vattendrag (0,68 mekv/l) men förhållandevis låg halt oorganiskt aluminium (86 $\mu\text{g}/\text{l}$, vilket motsvarade 16:e högsta halten, eller strax högre än medianvärdet för de 34 undersökta vattendragen) (Sundqvist 2009).

5.6 Mångbyån

Mångbyån har ett stort och komplex avrinningsområde med både opåverkade och påverkade vatten. Därtill finns en relativt väldokumenterad historia kring sulfatjordsrelaterad fiskdöd inom avrinningsområdet.

Sjöområdet från Stora Lövvattnet och nedströms mot Ängessjön (>400 hektar) är troligen den minst sulfatpåverkade delen av avrinningsområdet, med låga konduktiviteter (ca 30-56 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid basflöde, Tabell 25). Stora Lövvattnets största inlopp Stavvattsbäcken hade en något högre konduktivitet än utloppet från Ängessjön (68 kontra 56 $\mu\text{S}/\text{cm}$), men ändå inte tillräckligt hög konduktivitet för att säkra slutsatser ska kunna dras kring sulfatjordspåverkan. Genom att Stavvattnet är sänkt kan det dock inte uteslutas att dess omgivning bidrar med sulfat, och att i synnerhet första perioden efter den permanenta nivåsenkningen (på 1930-talet?) bidrog med betydande urlakning av svavelsyra, som skulle kunna förklara 1930-talets utdöende av mört i Stora Lövvattnet. Det näst största inloppet mot Stora Lövvattnet, från sänkta Hötjärnen, indikerade en tydlig sulfatjordspåverkan genom att konduktiviteten var 117 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid basflöde; värdet var dock jämförelsevis lägre än från kärnombåden längre nedströms, samtidigt som avrinningsområdet är så litet att det späds ut kraftigt i de stora sjösystem som vattnet möter. Från Missjön och nedströms märktes dock snabbt en ökad påverkan på Mångbyåns vatten. Troligen kom påverkan delvis från

små diken som inte provtogs, men av det som provtogs konstaterades indikationer på kärnområden kring åtminstone sänkta sjön Träsket i byn Missjön (186 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i utloppet mot Mångbyån), samt från Österträsket (197 $\mu\text{S}/\text{cm}$) och den nedströms liggande Skravelbäcken (242 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid utloppet mot Mångbyån). Även längs huvudfåran mellan Bodan och utloppet i Gärdefjärden skedde en ökning av konduktiviteten (från 127 till 146 $\mu\text{S}/\text{cm}$) som tyder på en ganska stor sulfaturlakning i området mellan dessa punkter.

Vid Lövånger utspäddes konduktiviteten i Mångbyån genom inflöden från de endast måttligt sulfatpåverkade sjöarna Högfjärden och Älgräsket (75 respektive 68 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Gärdefjärdens utlopp (134 $\mu\text{S}/\text{cm}$) förblev trots det tydligt påverkat. Utspädning, och sannolikt även sulfatreduktion genom den nedströms liggande Avafjärden, bidrog därefter till den minskade konduktiviteten vid utloppet till havet (103 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Andra observationer:

- Holm (1942) redovisar många exempel på fiskdöd kopplat till dikning inom Mångbyåns avrinningsområde: Beståndet av mört gick kraftigt ned i Stora Lövvattnet redan på 1930-talet, och uppmärksammas massfiskdöd av i stort sett alla fiskarter skedde i Gärdefjärden och Avafjärden både på 1910-talet och 1930-talet (Gärdefjärden kallades "döda havet" av vissa). År 1937 påverkades även den uppströms liggande Högfjärden av liknande massfiskdöd, efter en dikning i utloppet och en stor nivå-sänkning av sjöytan.
- Sundqvist (2009) konstaterade att Mångbyån vid E4:an hade den 4:e högsta halten av sulfat av 34 undersökta kustvattendrag i Västerbotten (0,75 mekv/l), samtidigt som halten oorganiskt aluminium var 315 $\mu\text{g}/\text{l}$ (6:e högsta halten).

5.7 Lövseleån

Provtagningen skedde vid stigande flöde efter regn (avrinning ca 2,4 mm/dag, Tabell 25). Biflödet Brännkålsbäckens konduktivitet steg från 80 till 102 $\mu\text{S}/\text{cm}$ genom Västanbyn, vilket tyder på sulfatjordspåverkan sker i det området. Kråkvattsbäcken, med en troligen nästan opåverkad vattenkvalitet (70 $\mu\text{S}/\text{cm}$), mötte sedan Brännkålsbäcken, vilket bidrog till att konduktiviteten blev 89 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i huvudfåran. Inom de finkorniga sedimenten närmast havet konstaterades ett kärnområde av sur sulfatjord, genom att konduktiviteten 324 $\mu\text{S}/\text{cm}$ mättes i avrinningen från Ånget, Väster om Lövseleåns huvudfåra.

Påverkan från sulfatjordar i Lövseleån kan sannolikt vara som störst just närmast havet, medan Kråkvattsbäcken fungerar som en refug med bättre vattenkvalitet för vattenlivet.

Andra observationer:

- Holm (1942) skriver att sänkningen av Lilla Kråkvattnet år 1889-90 orsakade fiskdöd av både mört och gädda i stora Kråkvattnet. Stora Kråkvattnet återhämtades sig dock, så att sjön och dess utlopp ca 50 år senare var en uppmärksammas livsmiljö för storvuxen Ruda (vikter upp till 2kg) (Holm 1942). Enligt nutida muntliga uppgifter är fiskbeståndet i Kråkvattnet idag relativt artrikt, med förekomst av bland annat mört och id, vilket indikerar en ganska obetydlig kemisk påverkan, och eventuellt också en obruten kontakt med havet.
- Sundqvist (2009) konstaterade att Lövseleån vid mynningen hade den 5:e högsta halten av oorganiskt aluminium (ca 321 $\mu\text{g}/\text{l}$) av 34 undersökta kustmynnande småvattendrag i Västerbotten.

5.8 Sundsbäcken (VIMLA)

Provtagningen under höstfloden 2017 visade att de två huvudbiflödenas övre lopp troligen var opåverkade av sur sulfatjord; Björnabäcken strax nedströms väg E4 visade konduktiviteten 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$ medan Frängsmyrbäcken strax nedströms Fäbodjärnen visade 38 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Genom byn Grimsmark steg konduktiviteten i Frängsmyrbäcken från 38 till 95 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vilket indikerar sulfatjordspåverkan. Ca 2 km efter sammanflödet av de två bäckarna vid Noret nära havet, var konduktiviteten 87, vilket tyder på att Björnabäcken bidrog till utspädning av Frängsmyrbäckens vatten. Den 8 november 2017 var pH var 5,5 vid sulfathalten 0,29 mekv/l (SLU:s analysresultat).

Tabell 6. Kemisk karaktär i Sundsbäckens utloppspunkt (Norsbäcken) 2017-11-09 (höglöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd $\mu\text{g}/\text{l}$	Ni $\mu\text{g}/\text{l}$	Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	As $\mu\text{g}/\text{l}$	Pb $\mu\text{g}/\text{l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g}/\text{l}$	Tot-N $\mu\text{g}/\text{l}$
Analyserat	7,37	0,29	0,071	4,8	14	1,3	0,66	5,5	26,2	23,9	918
Modell		0,32	0,061	4	15						

Andra observationer

- Sundqvist (2009) konstaterade att Sundsbäcken hade det 4:e lägsta antalet arter av bottenfauna av 34 undersökta kustmynnande småvattendrag i Västerbotten, med lägsta pH-värde strax under 5 och en sulfathalt omkring 0,45 mekv/l.

5.9 Hertsångersälven

Herstångersälven redovisas per biflöde (6 st, från norr till söder), samt även med avseende på den relativt korta huvudfåran (ca 4km).

5.9.1 Lillån vid Änäset

Lillåns översta källor ligger vid Broträsket (36 m.ö.h.) och Lobbträsket (42 m.ö.h.). I Broträsket skedde fiskdöd av åtminstone gös, ål och brax för mer än 100 år sedan på grund av omfattande våtmarksdikningar (se stycket ”andra observationer” nedan). Idag är dock påverkan troligen i stort sett obetydlig med avseende på pH, eftersom sjön hyser bestånd av gädda, lake, abborre, mört och brax. Utloppet från Broträsket (Ängsbäcken) hade dock en relativt hög konduktivitet vid höstfloden (117 $\mu\text{S}/\text{cm}$, 2014-12-09) redan vid passagen av vägen i Ytterbyn, vilket bör tolkas som att påverkan sker ganska snart efter utflödet från sjön.

Lobbträsket indikerade en viss påverkan av sulfat redan i utloppet (65 $\mu\text{S}/\text{cm}$), men troligen utan att påverka fiskbeståndet nämnvärt. I den nedströms liggande Myrrisbäcken steg därefter konduktiviteten till 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$ strax innan inflödet i Ängsbäcken (där Lillåns huvudfåra kan sägas vara bildad). Strax nedströms sammanflödet av dessa två bäckar tillkommer Sältingbäcken, som hade en tydligt sulfatpåverkad kemi (170 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Genom att denna bäck är ganska liten ökade dock konduktiviteten bara från 116 till 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i Lillåns huvudfåra. Nedströms Sältingbäckens inflöde och fram till E4:an finns troligen sulfatjordar, men det sker tillsynes inget stort nettotillskott av sulfat (konduktiviteten var 124 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid E4:an), vilket kan bero både på att en del av tillflödena

på sträckan bidrar till utspädning och att Båtsjön eventuellt bidrar till att reducera sulfat. Från E4:an och fram till bron, som ligger ca 1 km uppströms mötet med Hertsångersälven, steg sedan konduktiviteten till 174 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket visar att det mellanliggande området på västra sidan av Storlidberget är ett kärnområde av sur sulfatjord (denna slutsats drog även under en betydligt mera utspädd avrinning år 2013, se punkt nedan).

Sammanfattningsvis är sjöarna Lobbträsket och Broträsket endast lite påverkade av sulfatjord, men har liten förmåga att späda ut det nettotillskott av sulfat som tillkommer på i stort sett hela sträckan nedströms fram till Hertsångersälven. Utterförekomsten i Lillån antyder dock att fiskvandring sker åtminstone vissa tider på året.

Andra observationer:

- Holm (1942) skriver att sänkningen av Broträsket bidrog till gösens och ålens försvinnande ur systemet redan på 1800-talet. Den första sänkningen av Broträsket var dock så stor att byn Broträsk blev frostlänt, vilket gjorde att nivån höjdes tillbaka ca 1m, men inte ända upp till ursprunglig nivå. Braxenbeståndet i Broträsket blev starkt decimerat särskilt efter omfattande ”myrtdikningen” runt sjön år 1911, men återhämtade sig inom några årtionden (Holm 1942) och verkar idag år 2016 vara relativt välmående.
- Vid en provtagning i Lillån våren 2013 indikerades endast en svag påverkan i Lillån vid E4:an. Från provpunkten vid E4:an och mötet med Hertsångersälven skedde dock en kraftig pH sänkning från 6,0 till 5,3, samtidigt som konduktiviteten ökade från 53 till 74 (Åberg 2013).

5.9.2 Vebomarksån

Det torrlagda Vebomarksträsket (tidigare sjöyta ”399,56 hektar” enligt Holm [1949:231]) innehåller många diken med mycket höga sulfathalter och låga pH-värden som tillsammans indikerar ett stort kärnområde av sur sulfatjord. Ett flertal diken uppvisade konduktiviteter över 600 $\mu\text{S}/\text{cm}$ år 2014, och vid provtagningen hösten 2013 noterades pH 3,7, konduktiviteten 667 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och en sulfathalt på 6,1 mekv/l i ett av de mera rikt flödande diken. I detta dike var halten oorganiskt aluminium 11 776 $\mu\text{g}/\text{l}$, vilket kan betraktas som mycket starkt avvikande (även om den högsta halten var 34 291 $\mu\text{g}/\text{l}$ i dike D8, i Västervikssjön, Tabell 23).

Degerbäcken vid Högholmssundet provtogs som mottagande recipient för hela södra delen av det torrlagda Vebomarksträsket. Vid provtagningen år 2013 låg pH på 4,01, med konduktiviteten 253 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och sulfathalten 1,8 mekv/l. Vid provtagningen 2014 konstaterades vidare att uppströmslokalen Hemraningsbäcken i jämförelse var betydligt mindre påverkad trots att den avvattnar betydande arealer jordbruksmark (96 $\mu\text{S}/\text{cm}$, och en tillsynes livskraftig bottenfauna).

Vid provtagningen hösten 2013 var nedströmslokalen Vebomarksån tydligt sulfatjordspåverkad med pH 4,3, konduktiviteten 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och en sulfathalt på 0,90 mekv/l. Vidare var metallhalterna höga med exempelvis 0,15 $\mu\text{g}/\text{l}$ kadmium, 1527 $\mu\text{g}/\text{l}$ aluminium, 47 $\mu\text{g}/\text{l}$ zink och 15 $\mu\text{g}/\text{l}$ nickel, vilket liknar kemin i Harrsjöbäcken år 1996 (se rubriken Harrsjönäcken). Vebomarksån har också en synlig metallpåverkan genom fällningar på stenar och bottenstrukturer.

Tabell 7. Kemisk karaktär i Vebomarksån (vid Kvarnberget) 2017-10-31 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	10,3	0,65	0,12	10	32	1,8	0,88	4,47	27,8	28,7	1080
Modell		0,50	0,087	7	22						

Andra observationer:

- Gunnar Holm (1949) redovisar att Vebomarksträskets första sänkning, för att skapa en dammäng, ”torde få anses som ett av de mera lyckade torrläggingsföretagen som blivit utförda i vårt land”; bruttointäkterna från höauktioner under denna period var uppemot 20 000 kr per år, motsvarande löner till ett värde av 20 miljoner kronor per år (50 000kr/ha sjöyta) mätt i dagens penningvärde².
- Carl Holm (1942) konstaterar att fisket efter abborre, lake, gädda, mört och braxen i dammängen Vebomarksträsket var ”mycket givande”, men att den permanenta torrläggningen – vilken inträffade omkring år 1918 enligt Karlsson och Lundmark (1989) – slog ut alla arter utom gäddan och laken. De långtgående planerna på fullständig torrläggning av Vebomarksträsket togs upp av Holm (1942) i följande ordalag: ”nu hotar fullständig torrläggning av träsket, med ödeläggelse även av dess utomordentliga fågelliv”. När torrläggningen några år senare genomfördes inträffade enligt muntliga uppgifter en omfattande fiskdöd nedströms, som varken Vebomarksåns och Kålabodaåns fiskbestånd ännu verkar ha återhämtat sig ifrån.
- Degerbäcken vid ”Kanalen” i före detta Vebomarksträsket hade den 23 maj 2013 pH 4,3 vid konduktiviteten 314 µS/cm. Vid samma tillfälle var pH 5,1 vid konduktiviteten 122 µS/cm strax innan Vebomarksåns sammanflöde i Kålabodaån, med hårdbottnar i Vebomarksån som var draperade av roströda fällningar (Åberg 2013).

5.9.3 Kålabodaån

Under högflödet den 10 december 2014 var konduktiviteten 50 µS/cm i huvudfåran mitt i Kålaboda by (vid bron strax nedströms museet). Inflödande bäckarna Olabäcken (48 µS/cm), och Hamptjärnbäcken (46 µS/cm) indikerade i stort sett opåverkat vatten, medan Kroksvattnsbäcken (60 µS/cm) och Bäckabäcken (84 µS/cm) indikerade en viss sulfatjordspåverkan.

Mellan Bäckfors och Brändfors steg konduktiviteten i huvudfåran från 66 till 82 µS/cm. Eftersom utspädningseffekten av huvudfårans stora flöde var stor i förhållande till de relativt små inflödena på denna sträcka, var denna ökning en tydlig indikation på sulfatjordspåverkan. Två mindre dikessystem strax uppströms Strand visade tydligt sulfatpåverkad konduktivitet (144 respektive 232 µS/cm), vilket ger en fingervisning om att det troligen finns ett kärnområde av sur sulfatjord kring det torrlagda selet/sjön i Kålabodaån i höjd med Strand.

Mellan Brändfors och strax uppströms inflödet av Vebomarksån steg sedan konduktiviteten successivt från 82 till 105 µS/cm, vilket visar på att den relativt lilla ytan finsediment på sträckan troligen innehåller ganska starka sulfatjordar. Ett provtaget dike från Hugget med konduktiviteten 319 µS/cm stryker detta antagande.

² Edvinsson, Rodney, och Söderberg, Johan, 2011, A Consumer Price Index for Sweden 1290-2008, *Review of Income and Wealth*, vol. 57 (2), sid. 270-292. (webbsida: <http://www.historia.se/Jamforelsepris.htm>)

Inflödet av det starkt sulfatpåverkade biflödet Vebomarksån (se separat rubrik) bidrog till att konduktiviteten i Kålabodaåns huvudfåra steg kraftigt från 105 till 142 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Detta värde ändrades därefter inte märkbart genom byn Estersmark, medan det därefter successivt steg ytterligare något upp till 154 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid vägbron i centrala Ånäset. På sträckan mellan Estersmark och Ånäset indikeras därmed också ett ganska betydande bidrag av sulfat från finsedimenten.

Genom Ånäset ökade konduktiviteten i Kålabodaån ca 10-20 $\mu\text{S}/\text{cm}$ både vid första och andra provtagningsomgången. Genom att delavrinningsområde som bidrog till denna ökning är litet, antydde en ganska stark påverkan omkring Ånäset. Den provtagna avrinningen från moränmarkerna omkring Ånäset avvek inte från övriga moränmarker som undersökts inom ramen för denna rapport (Fröbäcken: 56 $\mu\text{S}/\text{cm}$; det lilla biflödet till Homsjöns nordligaste vik: 36 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Troligen bidrog istället området närmare ån. Det troligen enskilt största påverkade utflödet på sträckan börjar uppströms byn i ett tidigare våtmarksområde, och som idag skär igenom Ånäsets samhälle i en kulvert; här var konduktiviteten 383 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket är en stark indikation på sulfatjordspåverkan.

Tabell 8. Kemisk karaktär i Kålabodaån (Ånäset) 2017-10-30 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO ₄ _IC mekv/l	Cd $\mu\text{g}/\text{l}$	Ni $\mu\text{g}/\text{l}$	Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	As $\mu\text{g}/\text{l}$	Pb $\mu\text{g}/\text{l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g}/\text{l}$	Tot-N $\mu\text{g}/\text{l}$
Analyserat	9,84	0,6	0,1	10	31	1,5	0,75	4,59	24	30,4	1150
Modell		0,47	0,083	6	21						

Andra observationer:

- I Ånäset den 23 maj 2013 var Kålabodaåns konduktivitet och pH (119 $\mu\text{S}/\text{cm}$ respektive pH 4,8), samtidigt som stenarna i forsarna var draperade med rödbruna fällningar (Åberg 2013).

5.9.4 Flarkbäcken

Flarkbäcken är endast måttligt påverkad av sulfatjordsförsurning uppströms byn Flarken, vilket indikerades av öringsförekomst från Pellaboda och uppströms, samt av att konduktiviteten var 61 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid skogsvägen mot Hamptjärnen (vid höstflod). Detta värde hann dock mer än fördubblas, till 132 $\mu\text{S}/\text{cm}$, redan vid Sigridsrönningen endast 4 km längre nedströms. Avrinningsområdet längs denna sträcka är ganska litet, varav ca hälften dessutom är morän (=kan inte innehålla sur sulfatjord), vilket betyder att sedimenten som avvattnas mot bäcken med stor sannolikhet bidrog med höga sulfathalter. Utloppsvattnet från Gammbystjärnen hade mycket hög konduktivitet (577 $\mu\text{S}/\text{cm}$) och pH-värden omkring 4,0. Även i tillrinnande diken mot Gammbystjärnen var konduktiviteterna höga (ca 480 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Den fortsatt ökande konduktiviteten nedströms Gammbystjärnens utlopp i Flarkbäcken indikerade därtill att även området nedströms mot Sigridsrönningen bidrog till den ökande konduktiviteten i Flarkbäcken.

Konduktiviteten i Flarkbäcken strax nedströms Ståvattsbäcken, indikerade att Ståvattsbäcken (ca 55 $\mu\text{S}/\text{cm}$) bidrog till att späda ut den höga sulfathalten i Flarkbäcken, eftersom konduktiviteten sjönk från 132 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid Sigridsrönningen, till 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid mötet med Flarkån i Strandfors (dess två punkter provtogs i stort sett samtidigt den 4 december 2014).

Det bör också noteras att Flarkbäcken provtogs vid ett separat tillfälle, två dagar i följd i ett starkt uppåtgående höstflöde (24-25 november 2014). Lokalen låg vid Strandfors strax uppströms inflödet av Ståvattsbäcken. Konduktiviteten ökade då från 168 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dag 1 till 317 $\mu\text{S}/\text{cm}$ dag 2, vilket visar på den stora betydelsen av flödesvariationer för avrinningen av sulfat från kärnområden av sur sulfatjord. Därtill indikerar denna observation att den extremaste kemien kan vara snabbt övergående och svår att mäta med traditionell fältprovtagning.

Andra observationer:

- Flarkbäcken ingår i ett nationellt miljöövervakningsprogram för typområden inom jordbruksmark. I databasen visas att pH-värdena sjunker mot 4,5 vid högflöden både på våren och hösten, samt att variationen i både pH och konduktivitet är stor (4,1-7,3 respektive 26-260 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Sveriges lantbruksuniversitet står som datavärd: <http://www.slu.se/mark/dv>

5.9.5 *Flarkån*

För Flarkån märks ett liknande mönster som i Flarkbäcken, men en relativt god kemi i övre loppet och en starkt sulfatjordspåverkan i nedre loppet: I byn Norrbäck var konduktiviteten ca 40 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket indikerar liten sulfatjordspåverkan. Vid Åbyn hade det skett en sulfatjordspåverkan (74 $\mu\text{S}/\text{cm}$), men likväl med så god status i vattnet att örting förekommer (vilket bland annat konstaterades vid projektet VIMLA:s elfiske hösten 2016). Från trumman under vägen mot Ultervattnet till bron i byn Flarkbäcken ökade konduktiviteten från 70 till 104 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Det största biflödet på sträckan ligger nedströms Åbyn och hade en tydligt sulfatjordpåverkad kemi (248 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Genom att denna bäck mestadels avvattnas från moränmark sydväst om Flarkens by, kan ett kärnområde av sur sulfatjord antas ligga inom finsedimenten mellan Isberget och Åbyn. Mellan bron vid byn Flarkbäcken och Flarkåns sammanflöde med Flarkbäcken i Strandfors ökade därefter konduktiviteten från 104 till 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket indikerar att det även på denna sträcka skett ett betydande tillskott av sulfat till vattnet.

I den därefter följande huvudfåran av Flarkån uppmättes värdet 134 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i Stenfors, vilket indikerade att varken en utspädning eller ökning av sulfathalten skett. Detta kan tolkas som att det rådde en balans mellan bidraget av sulfat från finsediment och utspädning från opåverkat vatten från omgivande morän- och torvmarker. Samtidigt betyder detta också att Flarkån hade en tydligt sulfatpåverkad kemi på en ganska lång sträcka från området nedströms Åbyn i Flarken till sammanflödet med Kålabodaån i Ånäset. Att de stationära fiskbestånden är svaga eller i stort sett utslagna på denna sträcka indikerades av provfisket, och stämmer även överens med uppgiften att gästerna på campingen Lufta vid Flarkån ofta provar att fiska, men att det aldrig hittills hänt att någon fått napp (enligt ägaren av campingen, intervjuad i september 2016). Inte desto mindre visade provfisket att det under korta perioder vår och höst kan finnas enstaka mörtar och lakar på vandring även på denna sträcka.

Tabell 9. Kemisk karaktär i Flarkån (Stenfors) 2017-10-30 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd $\mu\text{g}/\text{l}$	Ni $\mu\text{g}/\text{l}$	Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	As $\mu\text{g}/\text{l}$	Pb $\mu\text{g}/\text{l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g}/\text{l}$	Tot-N $\mu\text{g}/\text{l}$
Analyserat	9,93	0,62	0,079	8,7	25	1	0,54	4,7	22,2	25,6	1060
Modell		0,48	0,084	6	21						

Andra observationer:

- Åberg (2013) konstaterade att pH-värdet i Flarkån var relativt högt fram till mötet med Flarkbäcken (6,2 vid Flarkens kvarn och 6,0 strax uppströms Flarkbäcken), men sjönk till 5,7 en bit nedströms sammanflödet med Flarkbäcken, och därefter till 5,5 vid sammanflödet med Kålabodaån (som hade pH 4,8 – vilket motsvarar ca 25 ggr surare vatten än pH 6,2).

5.9.6 Granån

Granåns konduktivitet provtogs den 24 november 2014 under inledningen av ett högflöde. Både huvudinloppet och utloppet till Ultervattsträsket hade konduktiviteten 34 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vilket indikerar liten påverkan. Den uppmätta sulfathalten 0,095 mekv/l (2013-11-12) stödjer detta, även om värdet var något högre än den av sulfatjordar helt opåverkade Bjännsjön (0,061 mekv/l vid samma tid). Diket som ansluter till Ultervattsträskets norra vik hade konduktiviteten 56 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket eventuellt skulle kunna indikera en viss sulfatjordspåverkan. Den muntliga uppgiften att sjöns nivå är höjd från en lägre nivå med syfte att förbättra vattenkvaliteten är en annan indikation på att området runt sjön eventuellt innehåller en viss andel sura sulfatjordar.

I området nedströms Ultervattsträsket i byarna Buafors och Pellfäboda skedde endast en liten ökning av konduktiviteten upp till 41 $\mu\text{S}/\text{cm}$, trots en ganska stor andel uppodlade finsediment i delavrinningsområdet. Detta indikerar att sträckan knappast innehåller särskilt stora områden med faktiskt sur sulfatjord. Däremot kan det inte uteslutas att det förekommer potentiellt sura sulfatjordar som inte påverkar vattenkemin.

Vid Gumbodavägen i byn Granån hade konduktiviteten ökat till 59 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket kan indikera en viss sulfatjordspåverkan eftersom flödet var högt och utspädningen från omkringliggande moränområden bör ha varit ganska betydande. Ökningen berodde dock sannolikt inte på deponin Fagerliden³, utan istället på de områden med finsediment som ligger strax uppströms provpunkten vid Gumbodavägen. Fisk fångades i byn Granån (några gäddor) och Buafors (en lake), samtidigt det är känt att Ultervattsträsket håller bestånd av åtminstone gädda, abborre och lake, med en kemisk kvalitet som medger försäljning av fiskekort för bäcköring i Ultervattsån.

Vid Torsfäboda strax innan Granåns inflöde i Flarkån hade konduktiviteten ökat till 115 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vilket indikerar stark sulfatjordspåverkan jämfört med den föregående provpunkten vid Gumbodavägen i byn Granån (endast ca 4 km uppströms). Mellan dessa punkter skedde inflödet från den kraftigt sänkta Klintsjön (tidigare sjöyta 500 hektar, varav ca 50 hektar vattenspegel återstår idag). Detta inflöde var med stor sannolikhet den största källan av vatten med hög konduktivitet på sträckan (213 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Diken inom det torrlagda sjöområdet bidrog med konduktiviteter upp till åtminstone 585 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

3 Under den extra provtagningen år 2017 undersöktes den eventuella påverkan på konduktiviteten i Granån från deponin Fagerliden. Dessa mätningar visade att bäcken nedströms deponin visserligen hade ca dubbelt så hög konduktivitet som omgivande moränavrinning, men att bidraget av konduktivitet till Granån likväl späddes ut så att konduktiviteten förblev oförändrad i ån; i Figur 3 och Figur 4 på sidan 11 framträder deponins lokala effekt som ett avvikande delavrinningsområde i sydvästra hörnet, med både högre pH och konduktivitet.

Tabell 10. Kemisk karaktär i Granåns övre lopp (Ultervattnets utlopp) 2017-10-24 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	2,64	0,065	0,035	2	6,1	0,87	0,54	5,53	22	17,5	688
Modell		0,08	0,020	1	4						

Andra observationer:

- I Länsstyrelsens omdrevsprovtagning år 2014 och 2015 hade Klintsjön sulfathalterna 0,68 respektive 0,46 mekv/l efter långvariga basflöden.
- Granån ingick som referensobjekt i en undersökning av vattendrag med möjlig föroreningspåverkan från Rönnskärsverken (Persson och Lundbergh 1996). I den rapporten uppvisade Granån en något förhöjd sulfathalt (0,13 mekv/l, troligen delvis påverkad av det högre sulfatnedfallet från luften på den tiden), men i övrigt låga metallhalter och flest antal artgrupper av bottenfauna bland de studerade vattendragen.

5.9.7 Hertsångersälvens huvudfåra

Hertsångersälvens huvudfåra är relativt kort (ca 4 km) vilket innebär att bidraget av konduktivitet på sträckan kan antas vara i stort sett försumbar, även om marken i området har konstaterats innehålla sura sulfatjordar.

Några hundra meter nedströms Lillåns inflöde (alla större åars inflöden har då sammanförts) var konduktiviteten den 24-25 november 209-216 µS/cm, vilket innebär en mycket tydlig sulfatjordspåverkan.

Andra observationer

- Sundqvist (2009) konstaterade att Hertsångersälven nedströms Ånäset var starkt påverkad av sulfat (ca 1 mekv/l) och oorganiskt aluminium (>900 µg/l).

5.10 Dalkarlsån

Dalkarlsån redovisas per biflöde (5 st från norr till söder), samt även med avseende på den relativt långa huvudfåran (ca 11km).

5.10.1 Storbäcken

Storbäckens nedersta lopp rinner på botten en förkastning som löper parallellt med kustlinjen (De Geer 1918). Fram till för ca 1200 år sedan fanns här var en starkt skyddad fjärd som påverkades av Rickleåns utlopp och gynnade bildning av sur sulfatjord. Kopplingen mellan fjärden och Rickleån bröts sannolikt omkring år 800 varefter fjärden successivt grundades upp och slutligen, i början av 1800-talet, dikades ut.

Konduktiviteten i Storbäcken vid E4:an (vid inflödet i den ovan nämnda förkastningen) var 71 $\mu\text{S}/\text{cm}$ den 20 oktober 2014, vilket indikerar en viss sulfatjordspåverkan med tanke på att vattenflödet var högt. Vattenkemin i området uppströms medger dock förekomst av stationär bäcköring, vilket visar att den ekologiska påverkan är måttlig. I huvudfåran vid Strandmoren, öster om Öndebyn, hade konduktiviteten stigit till 102 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket indikerar att en sulfatjordspåverkan skett från punkten vid E4:an. På sträckan mättes utloppet från Dismyrsjön med konduktiviteten 393 $\mu\text{S}/\text{cm}$, pH 4,0 och en sulfathalt på 2,9 mekv/l, vilket visar en mycket stark sulfatjordspåverkan. Avrinningsområdet från Dismyrsjön är dock ganska litet, vilket innebär att konduktivitetsoökningen i huvudfåran totalt sett måste bero på ett flertal ytterligare tillflöden med förhöjda sulfathalter.

Mellan punkten vid Strandmoren och Fjärdbron vid Bygdeå kyrka, ökade konduktiviteten till 118 $\mu\text{S}/\text{cm}$. På denna sträcka var Rumpelbäcken ett av de större påverkade biflödena med en konduktivitet på 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$. På sträckan mellan Fjärdbron och en bron strax innan inflödet i Dalkarlsån ökade sedan konduktiviten knappt märkbart till 120 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket tyder på en balans mellan utspädning och tillskott av konduktivitet på denna sträcka. Ett ganska koncentrerat tillskott av sulfat och konduktivitet uppmättes i södra utloppet av den torrlagda Sandsjön, som ligger 300 meter sydost om sporthallen vid Bygdeå skola (omkring 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$, flera datapunkter i Tabell 24 på sidan 51). Flödet i detta utlopp är dock lågt, vilket innebär att den kemiska påverkan på Storbäcken troligen inte kan detekteras.

Mätningarna indikerade också att Storbäcken gav ett märkbart tillskott av sulfat till Dalkarlsåns huvudfåra och estuariet strax nedströms: vid högflödet den 2 december 2014 var konduktiviteten efter sammanflödet 84 $\mu\text{S}/\text{cm}$, medan Dalkarlsåns huvudfåra (strax uppströms Åsjön) hade 58 $\mu\text{S}/\text{cm}$ och Storbäckens huvudfåra 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (vid Fjärdbron vid Bygdeå kyrka)

Avrinningen från moränen längs förkastningen vid Storbäcken kan antas vara opåverkad av höga sulfathalter genom att konduktiviteterna låg mellan 44 och 54 $\mu\text{S}/\text{cm}$ på de lokaler som mättes.

Av de uppmätta biflödena till Storbäcken utmärkte sig Dismyrsjöns utlopp i Valsfäboda. Det totala bidraget från sjön till Storbäcken är troligen ganska litet, men likväl blir själva sjön ett exempel på en sötvattenmiljö med ytterst höga svavelhalter, som bland annat bidrar till att doften av sulfid kan vara kännbar även på sommaren. Både inloppen till sjön och utloppet hade konduktiviteter mellan 362 och 496 vid en extra provtagning den 2 december 2014.

Tabell 11. Kemisk karaktär i Storbäcken, Bygdeå, 2017-10-24 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	8,32	0,44	0,07	5,4	17	0,87	0,59	4,92	24,7	25,3	903
Modell		0,38	0,07	5	17						

Andra observationer:

- Under våren 2011 uppmättes det lägsta pH-värdet i hela Dalkarlsåns vattensystem i Dismyrsjön (pH 4,16, Åberg 2012a). Mätningar av pH-värdena längs Storbäcken under vårfloden 2011 visade också en tydlig pH-minskning från Valsfäboda och nedströms (Åberg 2012a). Samma undersökning visade dock också att uttrar och stim av mörkt vandrar på den försurade sträckan mellan havet och Valsfäboda.
- Dismyrsjön provtogs via Länsstyrelsens omdrevsprovtagning 2014-10-14 och 2015-10-07, båda tillfällena efter långvariga basflöden, vilket visades av relativt höga pH-värden (6,63 respektive 6,49) trots höga halter sulfat i vattnet (0,82 respektive 0,68 mekv/l).

5.10.2 Kroksjöbäcken

Kroksjöns utlopp indikerade sulfatjordspåverkan med konduktiviteten 115 µS/cm vid högflödet den 20 oktober 2014. Fram till trumman vid Väg 664 minskade detta värde till 90, vilket indikerade att den mellanliggande sträckan bidrog till viss utspädning av sulfathalten, även om vissa mindre diken i området troligen kan bidra med höga konduktiviteter. Vid en andra provtagning den 2 december visade Kroksjöns utlopp 48 µS/cm, och därefter endast en marginell ökning till 56 µS/cm fram till väg 664. Slutsatsen blir att det kan finnas ett område av sur sulfatjord som under inledningar av högflöden påverkar Slåttsjön och Kroksjöbäcken. Detta område ligger mest sannolikt inom de närmaste metrarna från nuvarande sjönivån. Södra delen av sjön, ”Vattusjön”, omges dock mest av morän och torv, med troligen liten andel sur sulfatjord. Vattusjön provtogs den 7 oktober 2015, med värden som inte indikerade sulfatjordspåverkan (sulfathalt: 0,028 mekv/l, vilken var i nivå med bakgrundsnivån i områdets referensjö Hamptjärnen öster om Bygdeå; 0,029 mekv/l).

Andra observationer:

- Fiskdöd i Kroksjön inträffade troligen redan i slutet av 1800-talet vid den stora sjösänkning som utfördes då. Sedan dess har mörten inte kommit tillbaka, medan abborre och gädda idag förekommer i sjön (Åberg 2012a). Kroksjöbäcken har under lång tid varit en omtalad vandringsled för lekmogna gäddor inom Dalkarlsåns vattensystem (Åberg 2012a).
- Länsstyrelsen provtog en mittpunkt i Kroksjön (”Vattusjön”) år 2013 och 2015. Sulfathalterna var vid dessa tillfällen lika låga som opåverkade referensvatten i närheten (omkring 0,03 mekv/l).

5.10.3 Åkullsjöån (Östra Dalkarlsån)

Den 20 oktober 2014 vid högflöde, var konduktiviteten i Åkullsjöån i Östra Sjulsmark 46 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket var i stort sett samma konduktivitet som det icke-sulfatjordspåverkade biflödet Kärrbäcken strax öster om Östra Sjulsmark (42 $\mu\text{S}/\text{cm}$). I Övre Åkulla, ca 8 km nedströms Östra Sjulsmark, var konduktiviteten i stort sett oförändrad (48 $\mu\text{S}/\text{cm}$), varefter en viss ökning hade skett vid punkten just uppströms Åkullsjöåns sammanflöde med Bjännsjöån (54 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Denna ökning förklaras sannolikt till stor del av Kroksjöbäckens relativt höga konduktivitet (90 $\mu\text{S}/\text{cm}$), men också till viss del av att det finns sulfatjordar inom finsedimenten mellan punkten i Övre Åkulla och sammanflödet med Bjännsjöån.

5.10.4 Bjännsjöån (Västra Dalkarlsån)

Den 20-21 oktober 2014, vid högflöde, var konduktiviteten 31 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid vägen i Nya Änaset, vilket indikerade en i stort sett obefintlig sulfatjordspåverkan. Samma gällde det närliggande biflödet Flottauvbäcken (32 $\mu\text{S}/\text{cm}$, provtaget strax uppströms Svarttjärnen). Konduktiviteten i Bjännsjöåns huvudfåra steg därefter endast marginellt fram till Västra Sjulsmark (34 $\mu\text{S}/\text{cm}$), Sörfors (36 $\mu\text{S}/\text{cm}$), och Övre Åkulla (36 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Mellan Övre Åkulla och sammanflödet med Åkullsjöån fördubblades dock konduktiviteten till 72 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Denna ökning kan till stor del förklaras av Högforsåns inflöde med både hög konduktivitet (127 $\mu\text{S}/\text{cm}$) från ett stort avrinningsområde i förhållande till övriga biflöden på sträckan (3 379ha mot ca 750ha). En liten andel av konduktivitetökningen kan dock även antas komma från det mindre området, vilket indikerades av att biflödet Fallbäcken indikerade viss sulfatjordspåverkan (64 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Tabell 12. Kemisk karaktär i Bjännsjöåns översta lopp (Bjännsjöns utlopp) 2017-10-24 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO ₄ _IC mekv/l	Cd $\mu\text{g}/\text{l}$	Ni $\mu\text{g}/\text{l}$	Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	As $\mu\text{g}/\text{l}$	Pb $\mu\text{g}/\text{l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g}/\text{l}$	Tot-N $\mu\text{g}/\text{l}$
Analyserat	2,17	0,048	0,018	1	4,2	0,48	0,35	5,99	15,5	10,2	468
Modell		0,06	0,016	1	3						

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Bjännsjöåns övre lopp hade den 3:e artrikaste bottenfaunan (48 arter) av 34 kustvattendrag i Västerbotten.

5.10.5 Högforsån

Högforsån provtogs strax uppströms utloppet till Västra Dalkarlsån under högflödet den 21 oktober 2014. Konduktiviteten var 127 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid pH 3,9 (SLU-data), samtidigt som Bjännsjöåns konduktivitet vid uppströmspunkten i Övre Åkulla endast var 36 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (fältdata visade även pH omkring 6 efter korrigering). Ca 600 meter nedströms Högforsåns inflöde i Bjännsjöån hade konduktiviteten ökat till 72 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (medan pH sjunkit till ca 4,8). Detta indikerade att Högforsån hade en stor påverkan på Bjännsjöån, och troligen även ger en märkbar negativ effekt i Dalkarlsåns huvudfåra.

Tabell 13. Kemisk karaktär i Högforsån 2017-10-24 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	9,33	0,52	0,081	8,7	38	0,33	0,13	5,36	14,8	18,5	514
Modell		0,44	0,078	6	20						

Andra observationer

- I projektet FLISIK år 2011-2012 konstaterades att Högforsån tidvis är extremt sur, och en stor källa av sulfat som påverkade hela Dalkarlsåns huvudfåra, samt att det inom Högforsåns avrinningsområde finns ett tydligt kärnområde av sur sulfatjord i den torrlagda sjön Västervikssjön (Åberg 2012b).

5.10.6 Dalkarlsåns huvudfåra

Vid sammanflödet av Åkullsjöån och Bännsjöån var konduktiviteten omkring 60 µS/cm den 2 december 2014. Detta värde var därefter i stort sett oförändrat genom byarna Åkulla-Gullmark-Bobacken fram till nästa provpunkt strax uppströms Åsjön (58 µS/cm), vilket visar att det på denna sträcka uppstod en balans mellan sulfattillförsel från sura sulfatjordar och utspädning från morän och torv, dvs att vissa biflöden på sträckan troligen hade förhöjda sulfathalter, medan ett flertal andra biflöden å andra sidan hade så låga halter att resultatet i huvudfåran blev i stort sett oförändrat. Efter inflödet av Storbäcken strax uppströms Dalkarlsåns mynning i havet ökade dock konduktiviteten till 84 µS/cm i huvudfåran, vilket visar på att Storbäcken var en märkbar källa av sulfat.

Tabell 14. Kemisk karaktär i Dalkarlsåns mynning i Bygdefjärden 2017-10-11 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	5,92	0,23	0,063	4,4	13	0,96	0,81	4,63	32,7	46,8	1070
Modell		0,24	0,048	3	11						

Andra observationer

- Åberg (2012a) drog slutsatsen att Dalkarlsån är både naturlig sur och försurad av sura sulfatjordar; samt att huvudfåran åtminstone vissa år medger kemiska förutsättningar för reproduktion av mört, trots årligt återkommande lägsta pH-värden på omkring 4,5.
- Sundqvist (2009) konstaterade att Dalkarlsåns utlopp (efter sammanflödet med Storbäcken) hade ett relativt lågt pH (ca 4,8) i kombination med en starkt förhöjd halt oorganiskt aluminium (ca 170 µg/l).

5.11 Ratuån

Ratuåns avrinningsområde mättes vid stabilt basflöde perioden 18-22 september 2014. Konduktiviteten var 34 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i de två huvudinloppen till Ösjön (Gårdtjärnbäcken och Ratubäcken), medan den nedströms liggande huvudfåran (vid Lillåbron, E4:an) hade en något lägre konduktivitet (28 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Dessa värden (och riksinventeringens sulfatvärde för Ösjön, 0,04 mekv/l⁴) indikerar att Ratuåns övre lopp (Ratubäcken/Lillån) är opåverkat av sura sulfatjordar. Några hundra meter nedströms E4:an går huvudfåran över i en ca 2 km lång kanal genom den torrlagda sjön Ratuträsket. Strax innan mötet med Nördstrandshålets utlopp i denna kanal hade konduktiviteten ökat till 44 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Nördstrandshålets utlopp bidrog därefter med en tydligt sulfatpåverkad konduktivitet (170 $\mu\text{S}/\text{cm}$) som blev bidragande till att konduktiviteten vid mynningen i havet var 58 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

I Djäknebodasjöns inlopp indikerades endast en liten sulfatjordspåverkan i biflödet Rossjöbäcken (60 $\mu\text{S}/\text{cm}$). Däremot var konduktiviteten tydligt förhöjd i det inlopp som kom från torrlagda Pattjärnen (221 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Djäknebodasjöns utlopp (Norsbäcken) hade konduktiviteten 140 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilken är en tydlig indikation på sulfatjordspåverkan. Fram till mötet med Ratuåns huvudfåra (i huvudkanalen i torrlagda Ratuträsket) ökade konduktiviteten till 169 $\mu\text{S}/\text{cm}$.

Sammanfattningsvis kan det konstateras att avrinningsområdet kring Ratuträsket och Djäknebodasjön indikerade tydlig sulfatjordspåverkan, trots att mätningarna gjordes under ett basflöde som pågått en längre tid. Vid höglöden kan påverkan vara betydligt större i mynningen (drygt 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid 0,5 mekv/l, enligt Sundqvist, 2009) vilket indikerar att mätningar vid höglöden troligen ännu tydligare kan bidra till att avgränsa varifrån den största sulfatjordspåverkan kommer.

Tabell 15. Kemisk karaktär i Ratuån 2017-10-24 (höglöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd $\mu\text{g}/\text{l}$	Ni $\mu\text{g}/\text{l}$	Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	As $\mu\text{g}/\text{l}$	Pb $\mu\text{g}/\text{l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g}/\text{l}$	Tot-N $\mu\text{g}/\text{l}$
Analyserat	7,02	0,23	0,051	4,1	14	0,9	0,94	4,26	37,5	29	884
Modell		0,30	0,058	4	14						

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Ratuån hade den 4:e högsta halten av oorganiskt aluminium av 34 kustvattendrag i Västerbotten (503 $\mu\text{g}/\text{l}$, vid sulfathalten 0,5 mekv/l).

4 Data från SLU, institutionen för vatten och miljö:
[http://info1.ma.slu.se/ri/www_ri.acgi\\$Project?ID=2000KS](http://info1.ma.slu.se/ri/www_ri.acgi$Project?ID=2000KS)

5.12 Sandåsån

Sandåsån provtogs den 16 oktober 2014 under första höglödet efter sommarens basflöde. Flera sjösänkningar/torrläggningar finns inom avrinningsområdet, varav sjöbottnen inom torrlagda Gryssjön (ca 170 ha) skapade den i särklass största ökningen av konduktiviteten (från omkring 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i inloppen till 131 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i utloppet). Nedströms denna punkt sjönk konduktiviteten successivt till 88 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i mynningen mot havet, vilket troligen förklaras av både utspädning från omgivande biflöden och viss sulfatreduktion när Sandåsån genomkorsade sjöarna Lillkvasjön och Ågrunds fjärden (som luktar sulfid åtminstone vintertid, enligt muntlig uppgift). Den relativt höga konduktiviteten i stora delar av systemet och det låga pH-värdet i Kvasjön den 14 oktober år 2014 (4,6, se punkt nedan) indikerade att livsmiljöerna kan vara besvärliga för stationär fisk. Det negativa resultatet från provfisket i Sandåsåns lägst belägna sjöutlopp stödjer det antagandet (se kap 4.3).

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Sandåsån hade en relativt artfattig bottenfauna (<30 arter, 7:e artfattigast av 26 studerade små kustvattendrag) i kombination med lågt pH (4,7-4,9), hög sulfathalt (0,2-0,4 mekv/l) och relativt hög halt oorganiskt aluminium (209 $\mu\text{g}/\text{l}$).
- Lill-Kvasjön provtogs i oktober 2013 och 2014 av Länsstyrelsen/SLU. Svavelhalten var 0,29 mekv/l och pH-värdet 4,6 den 14 oktober 2014 (fullständiga data kan hämtas via: <http://miljodata.slu.se/mvm/>).

5.13 Tvärån - Västerslätt (VIMLA)

Tvärån provtogs den 31 oktober 2017 under senare delen av höstfloden. I Kullabäcken fram till Forslundagymnasiet indikerades ingen sulfatjordspåverkan, genom att konduktiviteten var 48-52 $\mu\text{S}/\text{cm}$ med nära neutralt pH (6,6-6,7). Ca 3 km nedströms hade konduktiviteten stigit till 77 $\mu\text{S}/\text{cm}$ samtidigt som pH sjunkit till 6,4, vilket indikerar inströmning av sulfatjordspåverkat vatten på sträckan. Avrinningen från Grubbänget (åkermarker söder om Forslundagymnasiet och ner mot Klockarbäcken) provtogs separat i det utfallsdike som mynnar i Tvärån strax uppströms mötet med Klockarbäcken. I detta dike var konduktiviteten 536 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid pH 4,8, vilket indikerar stark sulfatjordspåverkan. Den av SLU uppmätta sulfathalten var 5 mekv/l med halter av kadmium och zink på respektive 0,47 $\mu\text{g}/\text{l}$ och 65 $\mu\text{g}/\text{l}$, samt en aluminiumhalt på 6 100 $\mu\text{g}/\text{l}$. Detta utfallsdike bidrog till en ökning av konduktiviteten i huvudfåran från 77 till 110 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Strax efter mötet med Klockarbäcken steg konduktiviteten sedan ytterligare till 138, och slutligen till 153 vid utloppet i Umeälven. Därmed indikeras att sulfathalterna inte enbart ökade på grund av avrinning från dikad åkermark, utan också från dräneringsystemen inom stadsbebyggelsen vid Tvärån. Trots höga sulfathalter pH-värdet i utloppet mot Umeälven var pH-värdet likväl högre än referenssjön Bjännsjön vid samma tidpunkt (6,25 i Tvärån mot 5,99 i Bjännsjön, båda proverna analyserade av SLU). Dessa värden ska sedan jämföras Kålabodaån som hade pH 4,6 vid samma tidpunkt (också SLU-data). Tvärån är därmed ett välbuffrat vattensystem som tål ett stort tillskott av svavelsyra utan att försuras till de nivåer som kan observeras inom t.ex. Hertsångersälvens vattensystem. Den buffrande förmågan i Tvärån förbättras i detta fall troligen både genom Kullabäckens relativt höga buffertkapacitet, och genom inflöden längre nedströms av välbuffrat grundvatten från Vindelälvsåsen (t.ex. via de artesiska källorna på Grubbängarna och via grundvattenutströmning inom Klockarbäckens delavrinningsområde).

Tabell 16. Kemisk karaktär i Tvärån (strax uppströms utflödet i Umeälven) 2017-10-31 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	15	0,77	0,088	14	32	0,71	0,63	6,25	15,8	33,1	729
Modell		0,83	0,131	11	36						

Andra observationer

- Umeå kommuns projekt "Tvärån- Tillsynsprojekt med utgångspunkt från en prioriterad vattenförekomst Delprojekt 1. Recipientprovtagning av metaller med miljö kvalitetsnormer för ytvatten". Detta projekt visar att påverkan av sulfatjordsmetaller som kadmium och zink i Tvärån generellt sett ökar påtagligt i höjd med Grubbängarnas och Klockarbäckens inflöden i Tvärån. En kraftig ökning av icke-sulfatjordsmetaller så som arsenik och bly indikerar därtill att de ökade metallhalterna inte enbart kommer från sura sulfatjordar, utan också från den industriella verksamhet omkring Tvärån.
<http://www.umea.se/download/18.1f81e37016262b6a74911eb9/1523356675701/Rapport%20Tv%C3%A4r%C3%A5n%20delprojekt%201.pdf>
- Tväråns fiskevårdsförening följer upp fångsterna av fisk: <https://www.fiskekort.se/tvaran/> Den ganska rikliga förekomsten av harr visar att sulfatjordsvattnet om det är buffrat, inte verkar utgöra ett akut problem för fiskarna. Däremot kan det inte uteslutas att de höga metallhalterna orsakar långtidseffekter, eller när de fällt ut på bottenarna minskar mängden bottenfauna i nedre delen av systemet.

5.14 Degernäsbäcken (VIMLA)

Röbäcken fram till Riksvägen i byn Röbäck hade konduktiviteten 58-63 µS/cm, och pH 6,7 den 1 november 2017. Därefter ökade konduktiviteten snabbt till 346 µS/cm vid E4:an, 418 µS/cm vid Degernäsvägen, och slutligen 455 µS/cm i utloppet från Degernässlättens naturreservat.

Sulfatjordspåverkan i Degernäsbäcken är därmed i samma storleksordning som Lillån vid Kåge (dvs en av de starkast påverkade i länet), men pH sjönk likväl bara till 5,7 vid utloppet i Umeälven, vilket visar att Degernäsbäckens vatten buffrar svavelsyran mycket effektivare än Lillåns vatten. Den buffrande förmågan kan troligast förklaras genom utflöden av grundvatten från Vindelälvsåsen, exempelvis från Röbäcks källa, men även från mera diffusa utflöden inom avrinningsområdet.

Tabell 17. Kemisk karaktär i Degenäsbäckens mynning mot Umeälven 2017-11-01 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	45,6	2,5	0,53	49	170	0,67	0,11	5,71	7,4	17,9	2430
Modell		3,73	0,44	43	142						

Andra observationer

- Redan på 1700-talet uppmärksammades Röbbäcks källa nationellt, genom Urban Hjärne och Carl von Linné. Källan innehåller ett mineralrikt grundvatten med höga halter reducerat järn, som bildar järnfällningar vid kontakten med luft.
- Eftersom vattnet trots sulfatjordspåverkan, inte blir särskilt surt, har det observerats försurningskänslig fisk som går upp från Umeälven. Det är oklart om det fortfarande finns öring, men mört har observerats.

5.15 Rovogsdiket (VIMLA)

Rovogsdiket är en mindre bäck mellan Strömsbäcken och Degernäsbäcken. Bäckens/diket visade sulfatjordspåverkan i hela loppet, vilket indikerades av konduktiviteten 192 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i övre loppet och 240 $\mu\text{S}/\text{cm}$ i utloppet mot Sjöbodviken i Västerfjärden, den 1 november 2017. Den analyserade sulfathalten vid utloppet var 1,6 mekv/l vid pH 5,89.

Liksom i fallet med Degernäsbäcken och Tvärån sker det troligen en grundvattenpåverkan från Vindeälvsåsen som bidrar till buffertkapacitet och relativt högt pH i vattnet trots den mycket höga sulfathalten. Inom avrinningsområdet finns också en kalkbehandlad sulfatjordsdeponi med en total volym om ca 10 000 m³, men deponins påverkan på bäcken är i stort sett försumbar, dels eftersom utflödet av vatten från deponin är litet, dels för att vattnet uppvisade konduktiviteter från 179-305 vid Alcontrols recipientkontroll år 2006 (vilket är värden i samma storleksordning som den av deponin ej påverkade uppströmslokalen i Rovogsdiket).

Tabell 18. Kemisk karaktär i Rovogsdikets mynning mot Västerfjärden 2017-11-01 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO ₄ _IC mekv/l	Cd $\mu\text{g}/\text{l}$	Ni $\mu\text{g}/\text{l}$	Zn $\mu\text{g}/\text{l}$	As $\mu\text{g}/\text{l}$	Pb $\mu\text{g}/\text{l}$	pH	TOC mg/l	Tot._P $\mu\text{g}/\text{l}$	Tot-N $\mu\text{g}/\text{l}$
Analyserat	23,4	1,6	0,22	26	60	0,8	0,3	5,89	15,1	42,3	1760
Modell		1,52	0,212	19	62						

5.16 Strömsbäcken (VIMLA)

Översta provet togs i Stöcksjöns utlopp. Där var konjunktiviten 123 $\mu\text{S}/\text{cm}$ den 7 november 2017. På sträckan därefter ner till havet var värdet relativt stabilt (122-137 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid pH 6,6-6,7, mätt på 5 provpunkter längs sträckan). I utloppet mot Umeälven var konduktiviteten 123 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Den analyserade sulfathalten visar en tydlig sulfatjordspåverkan med 0,44-0,46 mekv/l (SLU-data).

Bäcken visar en ganska stor sulfatjordspåverkan, men likväl också ett relativt välbuffrat, icke-surt vatten. Buffertförmågan kan troligen delvis förklaras av inflöden av grundvatten från Vindeälvsåsen, men Stöcksjön har också kalkats sedan ganska många år tillbaka, och kalkades även år 2017. I sjön finns fiskbestånd av gädda, abborre och mört.

Beräkningsmodellerna för metaller fungerade i detta fall mindre bra än på övriga punkter som validerades med 2017 års SLU-data. Detta kan troligen kopplas till att sjökalkningen har bidragit till utfällning av dessa metaller i Stöcksjön.

Tabell 19. Kemisk karaktär i Strömsbäckens utloppspunkt 2017-11-08 (nedåtgående högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	11,2	0,44	0,038	5,7	13	0,59	0,28	6,6	15,3	30,3	1040
Modell		0,56	0,096	8	25						

Andra observationer:

- Mörtbeståndet i Stöcksjön har gått från ett fåtaligt bestånd av gamla individer år 1993 till ett betydligt talrikare bestånd som också innefattade unga årsklasser år 2007 (Fångstam 2010).

5.17 Norrmjölån

Vid högflöden den 1 december 2014, var konduktiviteten i 38,5 µS/cm i utloppet av Bjännsjön. Vid nästa provpunkt, vid vägpassagen knappt 1 km nedströms reningsverket i Djäkneböle, hade konduktiviteten stigit till 52,5 µS/cm, vilket indikerar att åkermarkerna kan innehålla sur sulfatjord. Genom att ytan åkermark mellan de två punkterna var ganska stor, ca 280 ha, indikeras dock att bidraget var måttligt räknat per hektar. Nedströms Djäkneböle hade konduktiviteten stigit till 60,5 µS/cm i höjd med Stor-Åmyrans norra ände. Detta värde var i princip oförändrat vid E4:an (60 µS/cm), varefter det ökade marginellt till 62,6 µS/cm vid Stor-Finnsjön och 64 µS/cm vid mynningen i Norrmjölån.

Jämfört med Sörmjölån och Åhedån indikerade Norrmjölån en mera tydligt sulfatjordspåverkad kemi, som likväl inte hindrar förekomst av havsöring och en relativt rik bottenfaunan (enligt Sundqvist 2009). Den relativt måttliga kemiska påverkan i Norrmjölånskan kan belysas ytterligare av det data som samlades in år 2014, som visar att Norrmjölån var betydligt mindre påverkad än ett flertal vattendrag längre norrut längs kusten vid samma högflöde: Under högflödesprovtagningen år 2014 var sulfathalten i Norrmjölån som mest 0,27 mekv/l (vid pH 5,85, 1/12-14), samtidigt som t.ex. Storbäcken vid Bygdeå kyrka hade 0,77 mekv/l (vid pH 4,6, 2/12-14) och Flarkån 1,67 mekv/l (vid pH 4,46, 25/11-14).

Tabell 20. Kemisk karaktär i Norrmjölåns utloppspunkt 2017-09-27 (högflöde), inkl jämförelse mellan observerade halter och beräknade halter av sulfat, kadmium, nickel och zink utifrån modellerna i denna rapport (kap 3.3).

	Kond. mS/m	SO4_IC mekv/l	Cd µg/l	Ni µg/l	Zn µg/l	As µg/l	Pb µg/l	pH	TOC mg/l	Tot._P µg/l	Tot-N µg/l
Analyserat	6,27	0,27	0,03	3,9	10	0,75	0,53	6,06	21,8	29,4	664
Modell		0,26	0,051	4	12						

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Norrmjölån hade relativt höga naturvärden, trots förhöjd sulfathalt (strax över 0,2 mekv/l) och en halt av oorganiskt aluminium på 114 µg/l.

5.18 Åhedån

Övertsta provpunkten, uppströms åkermarkerna i Kasamark, visade 25 $\mu\text{S}/\text{cm}$ vid högflöde den 7 oktober 2014. Dvs ett vatten som troligen var helt och hållet opåverkat av sura sulfatjordar. Ca 3 km nedström, efter inflödena från i stort sett alla åkrar i Kasamark, hade konduktiviteten stigit till 78,5 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket indikerar sulfatjordspåverkan. Ytterligare ca 9 km lägre nedströms hade dock denna konduktivitet spätts ut till 48 $\mu\text{S}/\text{cm}$, vilket indikerade att inflödena nedströms Kasamark var till största delen lite påverkade av sura sulfatjordar. Konduktiviteten var därefter i stort sett oförändrad ner till mynningen i havet (50 $\mu\text{S}/\text{cm}$).

Tolkningen blir att Åhedån var påverkad av sur sulfatjord, men framförallt kring Kasamark, och totalt sett mestadels med marginella kemiska förändringar. Baserat på kemin kan troligen hela huvudfåran hyra stationära fiskbestånd, men det bör noteras att avrinningsområdet är långsmalt med få större sidovatten. Detta kan bidra till att ökad sårbarhet vid störningar i huvudfåran – vilket i sin tur pekar på att åtgärder för att behålla eller öka den morfologiska variationen i vattnet kan vara avgörande för fiskbeståndens livskraftighet.

Andra observationer:

- Sundqvist (2009) konstaterade att Åhedån hade lägre halt än 50 $\mu\text{g}/\text{l}$ oorganiskt aluminium, endast marginellt förhöjd sulfathalt jämfört med bakgrundsivån (strax över 0,1 mekv, jämfört med ca 0,07 mekv), samt en relativt artrik bottenfauna.

6 Sammanvägning av resultaten

6.1 Kemisk påverkan och ekosystemets respons med avseende på fisk

Provfisket (kap 4) i kombination med den rumsliga screeningen av sulfat (kap 5), visade att vattenkvaliteten uppströms sulfatjordsområdena oftast är så god att stationära livskraftiga fiskbestånd kan förväntas. När vattendragen däremot rinner in i sulfatjordsområden, försämras oftast kemin, antingen successivt eller stötvis, så att ett flertal vattendrag i stort sett saknar stationära fiskbestånd.

Skalan från opåverkat till påverkat tillstånd för fiskbestånden, är dock ganska komplex, vilket framgår av punkterna nedan:

- **Vattendrag som är starkt försurade ända ut i havet:** På grund av stark aciditet blir flera vattendrag påverkade ända ner till havsmynningen, vilket inte bara innebär att de stationära bestånden i stort sett slås ut, utan också kan innebära tidvisa kemiska vandringshinder redan i estuariet (exempel Hertsångersälven, som uppvisade lite mört i estuariet). Inte desto mindre är kemin betydligt mindre skadlig under lågflöden, så att fiskar från havet kan vandra upp och förbi de försurade sträckorna – förutsatt att det finns refuger att vandra till. Exempel är vandrigen av lake i Kålabodaån och Flarkån, och vandrigen av mört i Storbäcken i Bygdeå.
- **Vattendrag med korta surstötar:** Vid konduktiviteter mellan 50 och 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$ (0,19-0,48 mekv/l, enligt sulfatmodellen) återfinns vattendrag som kan förväntas hysa någon form av stationärt fiskbestånd. Dalkarlsåns huvudfåra är ett sådant exempel, som visserligen har pH-värden ner mot 4,5, men troligen med endast korta perioder då halterna av oorganiskt aluminium överstiger 100 $\mu\text{g}/\text{l}$. Ett annat exempel är Norrmjöleån som har ett lägsta uppmätt pH på omkring 5, med högsta uppmätta halt av oorganiskt aluminium på 114 $\mu\text{g}/\text{l}$.
- **Vattendrag som är mest påverkade i biflöden:** I vissa huvudfåror sker kemiska förbättringar på vattnets väg nedströms, exempelvis genom att det finns sjöar eller inflöden som buffrar i nedre delen av vattensystemet. Detta gynnar fisköverlevnaden och vandrigen av fisk mellan hav och sötvatten (exempel är t.ex. Mångbyån och Bäckån).
- **Vattendrag där variation i vattenlandskapet gynnar fisköverlevnaden:** I avrinningsområden där flera större biflöden och sjöar kopplas ihop relativt nära havet – t.ex. Bäckån, Mångbyån, Hertsångersälven och Dalkarlsån – skapas en komplexitet i vattensystemet både gällande den tidsmässiga och geografiska variationen i vattenkemin (exempel på geografisk variation ges i Figur 3 och Figur 4). Denna typ av komplexitet leder i sin tur till att påverkan från sulfatjordarna blir svår att bedöma med bara kemiska mätningar som grund. Hertsångersälven är ett tydligt exempel, med tidvis akut toxiskt vatten för fisk och avsaknad av stationära fiskbestånd, men som ändå fungerar som vandringsled för åtminstone lake och nejönöga (och troligen även andra arter).
- **Vattendrag som är starkt påverkade, men ändå inte sura:** En liten andel av vattendragen hade höga metallhalter från sura sulfatjordar, men var ändå inte starkt försurade. Sådana förhållanden är gynnsamma för fisköverlevnaden, samtidigt som bottenfaunan ändå kan vara starkt negativt påverkad av de metallfällningar som oftast draperar bottenarna. Tvärån i Umeå är t.ex. en fungerande miljö för försurningskänslig harr från Umeälven, medan det har observerats mört i den starkt sulfatjordspåverkade Degernäsbäcken som rinner genom Röbbäcksslätten söder om Umeå.

6.2 Bedömning av risk för överskridande av gränsvärden för metaller

SULFAT-OORGANISKT ALUMINIUM: Om fältprovtagningen utförs med hänsyn till sulfatmodellens begränsningar (se kap 3.4) kan provsvaret användas för att bedöma halten oorganiskt aluminium och fiskpåverkan, enligt resonemanget nedan (som även sammanfattas i Tabell 21 på sidan 46):

- En konduktivitetmätning som vid ett högflöde visar över 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ indikerar att sulfathalten har orsakats av sur sulfatjord (50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ motsvarar omkring 0,2 mekv/l, enligt modellen). Om pH-värdet är lågt vid samma tillfälle indikeras därtill en risk för höga halter av oorganiskt aluminium, som är skadlig för fisk (sidan 10, Figur 2 svarta cirklar).
- Den halt av oorganiskt aluminium som är skadlig för fisk kan inte förutsägas exakt, eftersom den negativa effekten kan mildras av exempelvis höga humushalter och andra faktorer (Laudon m.fl. 2005). Inte desto mindre blir en rimlig tolkning av forskningen att 100 $\mu\text{g}/\text{l}$ oorganiskt aluminium i de flesta fall kan vara en starkt skadlig nivå, även för relativt försurningståliga fiskar som bäcköring (Laudon m.fl. 2005; Andrén 2012). Vattenförhållanden där pH-värdet är lägre än 5 i kombination med konduktiviteter över 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$ riskerar därför att vara skadliga för fiskbestånden. Om försurningen däremot mestadels orsakas av humussyror (oftast lägre konduktivitet än 50 $\mu\text{S}/\text{cm}$) blir de oorganiska aluminiumhalterna inte lika höga (sidan 10, Figur 2, vita cirklarna).

KADMIUM; NICKEL; ZINK: När de gäller modellerna för kadmium, zink och nickel, indikeras följande med avseende på gränsvärden:

- Kadmium: gränsvärdet för kadmium utifrån HVMFS 2015:4 (baserad på direktiv 2013/39/EU), riskerar att överskridas med avseende på medelhalt (0,08 $\mu\text{g}/\text{l}$) vid medelkonduktiviteter omkring 100 $\mu\text{S}/\text{cm}$, och med avseende på maxhalt (0,45 $\mu\text{g}/\text{l}$) vid konduktiviteter omkring 450 $\mu\text{S}/\text{cm}$. Det bör noteras att halten av kadmium avser löst halt (45 μm -filtrering eller motsvarande, enligt HVMFS 2015:4), men att totalhalter också kan användas för riskbedömning eftersom skillnaden mellan totalhalt och löst halt för kadmium statistiskt sett är mycket liten i de flesta fall (Köhler 2014).
- Zink: Bedömningsgrunden för särskilda förorenande ämnen i inlandsytvatten omfattar bland annat zink och anger gränsvärdet 5,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ biotillgängligt zink (HVMFS 2015:4). Detta motsvarar grovt räknat ca 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ löst fraktion (Havs- och vattenmyndigheten 2016, 52), samtidigt som totalhalten av zink sällan är högre än 1,5 ggr den lösta halten (Köhler 2014). Gränsvärdet 5,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ biotillgänglig zink motsvarar därmed – grovt räknat – totalhalter omkring 30 $\mu\text{g}/\text{l}$. Denna halt motsvarar i sin tur en konduktivitet omkring 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ utifrån zink-modellen i denna rapport. Observera att detta sätt att räkna är relativt grovt, och att det därmed vid brytpunkten 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$ kan förekomma både högre och lägre halter än 5,5 $\mu\text{g}/\text{l}$ biotillgängligt zink. Det starka sambandet mellan konduktivitet och zink i denna rapport visar likväl att sannolikheten att zinkhalterna överskrider gränsvärdet, ökar i takt med att konduktiviteten ökar över 130 $\mu\text{S}/\text{cm}$, och att gränsvärdena troligen i stort sett alltid överskrids i vatten inom kärnområden av sur sulfatjord (se vidare i Tabell 21, sidan 46). När det gäller den typ av noggrannhet som eftersträvas vid *statusklassningar* hänvisas till Havs- och vattenmyndighetens vägledning (Havs- och vattenmyndigheten 2016, 55–73).
- Nickel: det tidigare gränsvärdet för nickel räknades på totalhalten 20 $\mu\text{g}/\text{l}$ ⁵, vilket motsvarar konduktiviteter omkring 250 $\mu\text{S}/\text{cm}$, enligt nickelmodellen i denna rapport. Idag används gränsvärdet 4 $\mu\text{g}/\text{l}$ för den biotillgängliga fraktionen (HVMFS 2015:4), vilket troligen korresponderar ganska väl med en totalhalt på 20 $\mu\text{g}/\text{l}$, eftersom ungefär samma antagande

5 <http://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/HTML/?uri=CELEX:32008L0105&from=FI>

som för zink gäller (i enlighet med punkten ovan, förutom att skillnaden mellan löst och total halt Nickel är ännu mindre).

6.3 Geografiska mönster?

Vid en geografisk sammanvägning av sulfatjordspåverkan framträder åtminstone följande tendenser på landskapsnivå:

1. Små vattendrag vid större åar och älvar har ofta en starkt sulfatjordspåverkad kemi. Exempelvis Lillån vid Kågeälven, Storbäcken vid Skellefteälven, Harrsjöbäcken vid Bureälven, samt utloppen från Dismysjön och Lägdsjön vid Rickleån.
2. Stora torrlagda sjöar kan ge en starkt sulfatjordspåverkad kemi i nedströms liggande vattendrag. I flera fall ligger dessa sjöar ganska långt upp i vattensystemen, vilket leder till stark påverkan längs långa sträckor nedströms. Exempelvis, Västerviksjön (114 ha, Högforsån), Klintsjön (500 ha, Granån), Vebomarksträsket (400 ha, Vebomarksån) och Gryssjön (170 ha, Sandåsån).
3. Skyddade sedimentationsmiljöer bakom kustparallella förkastningar har varit gynnsamma bildningsmiljöer för potentiellt sur sulfatjord. Exempelvis "Bygdeå-linjen" mellan Djäkneboda och Sikeå, samt av de två "Lövångerlinjerna" mellan Ånäset och Bäckfjärden, respektive Munkviken och Bjuröklubb (jfr. De Geer 1918).
4. Sulfatjordspåverkade vattendrag som påverkas påtagligt av grundvatten från rullstensåsar (främsta exemplet i denna rapport är Vindelälvsåsen) kan få en mindre sur kemi, som gör att försurningskänsliga fiskar klarar sig i större utsträckning. Det högre pH-värdena minskar vattnets akuta toxicitet för vattenlevande djur, men totalhalterna av metaller kan ändå vara starkt förhöjda.
5. Surstötarna under ett högflöde sprids genom avrinningsområdet på ett komplext sätt eftersom delavrinningsområdena buffrar på olika sätt; Detta gäller både med avseende på (a) kemisk buffring, på grund av delavrinningsområdenas olika geologiska förutsättningar, och (b) kemisk-hydrologisk buffring, vid blandningar av olika vattenkvaliteter – t.ex. vattendrag möter vattendrag, eller vattendrag möter sjö. Sammantaget skapas stora geografiska variationer i pH och konduktivitet, vilket exemplifieras av Herstångersälven år 2017 i Figur 3 och Figur 4 på sidan 11 och 12. (se även kap 7.1 - Fällningsprocesser och ackumulation av fällningar)

6.4 Resonemang kring möjliga åtgärder

De starkast påverkade vattendragen har halter av sulfat och oorganiskt aluminium som är 10-20 gånger högre än vad som skulle krävas för att återskapa ett acceptabelt kemiskt tillstånd för livskraftiga stationära fiskbestånd (kap 6.1). En rimlig slutsats av det blir att direkta åtgärder för att förbättra kemin kan bli omfattande både rent geografiskt, och i termer av förarbeten, tillåtlighetsprövningar och fysiska resurser.

Å andra sidan visar resultaten att det inte bara är kemin som räknas. Exempelvis fungerar både Kålabodaån och Flarkån, i sina nuvarande starkt påverkade tillstånd, som tillfälliga vandringsleder för försurningskänsliga fiskar (kap 4.2). Ett alternativ till att satsa stora resurser på att förbättra huvudfårornas kemi, kan därför vara att öka tillgången på icke-påverkade vattenbiotoper i närheten av huvudfårorna – exempelvis genom att öppna upp stängda vandringsvägar, skapa och gynna vattenbiologiska "hotspots" eller på annat sätt skapa god vattenkemi *i närheten av* huvudfårorna.

En tredje strategi kan vara att satsa på åtgärder som är både tydligt kemiförbättrande och

biotopskapande. Ett förslag på en sådan åtgärd har getts för Dalkarlsån (Åberg 2012b), där en återställning av den torrlagda Västervikssjön inte bara skulle återskapa en ekologiskt betydelsefull sjö, utan också skulle förbättra kemin i hela Dalkarlsås huvudfåra.

Vid prioriteringar av åtgärdsinsatser bör också det naturliga urlakningsförloppet beaktas. Urlakningen av sulfat bidrar till successivt minskade surstötter, och en successiv kemisk-biologisk återhämtning. Detta är särskilt tydligt i de vattenmiljöer där det redan för mer än 100 år sedan observerades massfiskdöd på grund av torrläggning av sura sulfatjordar (Åberg 2017, 49–52). Urlakningsförloppet i vatten som ännu idag saknar stationära fiskbestånd, kan dock generellt sett antas vara långsamt, med halveringstider av svavel på omkring 30 år och återhämtningstider på uppemot 100 år innan nivåerna blir biologiskt acceptabla (Österholm och Åström 2004; Åberg 2017, 22–23). Därtill finns oklarheter kring de miljöeffekter som kan uppstå när urlakade metaller fälls ut och ackumuleras på bottnarna i vattendrag, sjöar och fjärdar (se kap 7.1)

Tabell 21. Konduktivitet som indikerar kemiska och biologiska brytpunkter (jfr äv. kap 3.3).

Konduktivitet och modellresultat	Tolkning	Exempel på miljöer i Västerbotten
<p><50 µS/cm vid pH under 5, ofta med sjunkande konduktivitet när flödet ökar <i>sulfathalt <0,19 mekv/l, enligt suldatmodellen</i></p>	<p>Tillståndet indikerar inte helt säkert en sulfatjordspåverkan, utan kan istället indikera ett ”naturligt surt” vatten, som visserligen sällan är gynnsamt för fisk av flera olika skäl, men som likväl kan hysa ett artrikt och fungerande vattnekosystem (Dangles, Malmqvist, och Laudon 2004).</p>	<p>Pålböleån, Ratuåns övre lopp (Ratubäcken, Lillån), Högforsåns övre lopp (Vänforsbäcken)</p>
<p>>50 µS/cm vid ett högflöde samtidigt som pH understiger 5 ofta med stigande konduktivitet när flödet ökar. <i>sulfathalt >0,19 mekv/l, enligt sulfatmodellen</i></p>	<p>Konduktiviteten indikerar sulfatjordspåverkan, som vid pH<5 innebär en risk för mer än 100 µg/l oorganiskt aluminium, vilket är en toxisk nivå för fisk (Andrén 2012)</p>	<p>Flertalet av de mindre kustmynnande vattendragen, ligger minst på denna nivå.</p>
<p>100 µS/cm <i>modellerna ger då:</i> sulfat: 0,48 mekv/l kadmium: 0,08 µg/l zink: 22 µg/l nickel: 6,5 µg/l</p>	<p>Tydlig indikation på sulfatjordspåverkan oavsett flöde i vattendraget. Risk för starkt skadliga förhållanden för fisk om pH-värdet är lågt. Vid denna konduktivitet finns också en risk att gränsvärdet med avseende på kadmium för medelhalt i ytvatten (0,08 µg/l) överskrids. I vissa fall överskrids troligen även gränsvärdet för biotillgängligt zink (5,5 µg/l)</p>	<p>Tydligt sulfatjordspåverkade vattendrag, så som Kålabodaån, Flarkån, Högforsån och Mångbyån, samt sjön Avafjärden och delar av sjön Gärdefjärden.</p>
<p>250 µS/cm <i>modellerna ger då:</i> sulfat: 1,65 mekv/l kadmium: 0,23 µg/l zink: 67 µg/l nickel: 20 µg/l</p>	<p>Fisklösa och artfattiga vatten. Gränsvärdet för i synnerhet zink, men även nickel (5,5 µg/l respektive 4 µg/l biotillgänglig halt) riskerar att överskridas.</p>	<p>Starkt sulfatjordspåverkade sjöar och vattendrag så som Degerbäcken, Lillån vid Kåge, Dismysjön och Lägdsjön.</p>
<p>450 µS/cm <i>modellerna ger då:</i> sulfat: 3,66 mekv/l kadmium: 0,43 µg/l zink: 139 µg/l nickel: 42 µg/l</p>	<p>Starkt sulfatjordspåverkat. Gränsvärdet för kadmium med avseende på maxhalt (0,45 µg/l) riskerar att överskridas. Därtill stor sannolikhet att halterna av zink och nickel ligger över gränsvärderna.</p>	<p>De flesta diken inom kärnområden av sura sulfatjordar.</p>

7 Hypoteser och resonemang att gå vidare med

7.1 Fällningsprocesser och ackumulation av fällningar

Att kalkning kan fungera mot fiskdöd beror till stor del på att halten oorganiskt aluminium minskar när pH-värdet höjs. Låga pH-värden i kombination med höga aluminiumhalter betyder att en stor del av aluminiumet uppträder i form av oorganiskt aluminium, som är extra skadligt för både fiskar och de flesta övriga vattenlevande organismer.

När ett starkt metallhaltigt sulfatjordsvatten buffras av ett kalkrikt vatten är det ändå inte säkert att miljöeffekten blir enbart positiv. Vissa metaller fälls ut i så stor mängd att de skapar ett svärkoloniserat bottenstratum för bottenfauna (t.ex. i Harrsjöbäcken och Vebomarksån). I dataunderlaget till denna rapport indikeras också att t.ex. nickel, kadmium och zink inte verkar fällas ut så snabbt av högt pH, eftersom totalhalterna är förhöjda även i sulfatjordsvatten med högt pH (sulfathalten, snarare än pH, avgör totalhalten av dessa metaller: jfr Figur 5). Kopplat till detta finns ett behov av att beskriva effekterna av höga totalhalter i sig. Därtill finns behovet av att beskriva de metallbeläggningar som skapas redan i vattendragen, samt de fällningsprocesser som uppenbarligen sker långsammare och därmed mer utspritt, eller som kräver en fysiska eller kemiska förutsättning som finns först längre nedströms i systemen, t.ex. i sjöar eller havet.

Det är känt att sjöar och våtmarker kan vara effektiva miljöer för fällningar av metaller, både genom kemiska processer och genom att metaller binder till de partiklar som bildar sjöns sediment. Utloppet av Lägdsjön provtogs då det fortfarande ledde direkt ut i våtmarken Noret⁶ (Tabell 22). Genom att Norets utlopp provtogs vid samma tillfälle gavs en indikation på en möjlig effekt av en våtmark (även om mer data behövs för att dra statistiskt säkerställda slutsatser): Resultaten av mätningarna visade att pH värdet ökade ca 0,2 enheter, vilket motsvarade en halverad aciditet. Sulfathalten minskade dock bara marginellt, vilket skulle kunna tyda på att pH-ökningen snarare berodde på att TOC-halten (~halten organiska syror) minskade med ca 15%. Aluminium, koppar och kadmium minskade med omkring 20%, medan zink och nickel minskade knappt 10%. Järn minskade med drygt 10%, medan manganhalten var oförändrad. Blyhalten minskade allra mest, ca 50%, vilken kanske kan förklaras av att bly binder till TOC/humus och att bly-humuskomplexen har en stark benägenhet att fällas ut i våtmarker.

Tabell 22. Indikation på kemisk effekt av en våtmark, vars tillflöde är ett starkt sulfatjordspåverkat vatten. Provtagning skedde vid högflöde den 4 november 2013. (se vidare förklaring i text).

Station	pH	Alk./ Aciditet	TOC mg/l	Ca mekv/l	SO4 mekv/l	Al (Ali) µg/l	Al (Tot) µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Co µg/l	Ni µg/l
Lägdsjöns utlopp, (Norets inlopp)	4,55	-0,081	17,1	0,6098	1,1390	663	1660	1413	226,5	4,73	35,4	0,150	0,32	3,96	10,54
Norets utlopp	4,73	-0,045	14,7	0,6023	1,1029	529	1347	1237	239,6	3,70	32,4	0,113	0,15	3,73	9,52

6 Lägdsjöns sänkningskanal har under de senaste åren varit uppgrundad vilket lett till att flödet skett genom det gamla utloppet mot Noret. Kanalen rensades dock år 2016-2017, med följd att utflödet nu återigen sker mot Rickleån, i enlighet med vattendomen. Uppföljande studier av Norets effekt som ”metallfilter” kan därmed inte längre göras.

7.2 Sulfatreduktion i sjöar och våtmarker

I t.ex. Dismyrsjön som innehåller mycket höga sulfathalter, märks en sulfiddoft i luften omkring stränderna, även sommartid. Processen som skapar den doften är i själva verket samma process som bildar *potentiellt sur* sulfatjord, dvs sulfatreduktion. Sulfatreduktion i sjöar märks ganska sällan på doften omkring själva sjön, men är likväl en betydande process i de flesta sjösediment.

Sulfatreduktionen leder till inte minst till ökad alkalinitet (och ökat pH) i vattenmassan. Underlaget till denna rapport visar att större sjöar inom t.ex. Mångbyån och Bäckån, mildrar de negativa effekterna av sulfatjordspåverkade inflöden. Det är dock oklart hur stor del av den positiva miljöeffekten som beror på sulfatreduktion, då en stor vattenmassa i sig själv har förmågan att jämna ut åtminstone tillfälliga surstötter och även kan ha andra skyddande effekter jämfört med strömmande vatten.

7.3 Effekter av kadmium

Som redan noterats i kap 3.3 ligger halterna av kadmium troligen över gränsvärdena i de mest påverkade vattendragen. Det bör dock noteras att Kemikalieinspektionen i nuläget bedömer att kunskapsläget som otillräckligt för att dra slutsatser kring miljöeffekten av kadmium i mjuka (~sura) ytvatten⁷. Kring detta finns det därmed frågeställningar som lämpar sig för ytterligare forskning.

8 Referenser

- Andersson, Kim. 2012. "Varför multifunktionella våtmarker? En studie om våtmarksimplementering och aktörssamverkan i Sverige".
<http://www.sei-international.org/publications?pid=2254>.
- Andrén, Cecilia M. 2012. "Toxicity of Inorganic Aluminium in Humic Streams".
Doktorsavhandling, Stockholm: Stockholms universitet, ITM.
<http://su.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2:556606>.
- Bydén, Stefan, Anne-Marie Larsson, Mikael Olsson, och Calle Bergil. 1996. *Mäta vatten: undersökningar av sött och salt vatten*. Göteborg: Institutionen för tillämpad miljövetenskap, Göteborgs universitet.
- Dalziel, T. R. K., F. Kroglund, L. Lien, och B. O. Rosseland. 1995. "The REFISH (restoring endangered fish in stressed habitats) project, 1988-1994". *Water, Air, & Soil Pollution* 85 (2): 321–26. doi:10.1007/BF00476849.
- Dangles, Olivier, Björn Malmqvist, och Hjalmar Laudon. 2004. "Naturally Acid Freshwater Ecosystems Are Diverse and Functional: Evidence from Boreal Streams". *Oikos* 104 (1): 149–55. doi:10.1111/j.0030-1299.2004.12360.x.
- De Geer, Sten. 1918. "Bidrag till Västerbottens geomorfologi". I *Geologiska föreningens förhandlingar*, 40:711–25. Stockholm.
- Fängstam, Hasse 2010. Analys av fisksamhället i sjöar i Västerbotten - Kalkeffektuppföljning". 9:2010. Meddelandeserien. Umeå: Länsstyrelsen i Västerbotten. <http://www.lansstyrelsen.se/>

7 "Inga storskaliga effekter (liknande de som orsakats av bly och kvicksilver på mikrobiologisk aktivitet) har kunnat påvisas som följd av kadmiumökningen i mark. Några effekter hos marklevande djur på grund av förhöjda kadmiumhalter har inte heller kunnat påvisas. Toxiciteten av kadmium i mycket mjuka vatten, typiska för nordiska förhållanden, skall undersökas ytterligare innan slutsatser för dessa vatten kan dras." Citat från kemikalieinspektionens hemsida (åtkommen i januari 2017): <http://www.kemi.se/prio-start/kriterier/prio-amnens-egenskaper/sarskilt-farliga-metaller>

[vasterbotten/Sv/Publikationer/2010/Analys%20av%20fisksamh%C3%A4llet%20i%20sj%C3%B6ar%20i%20V%C3%A4sterbottens%20l%C3%A4n%20-%20kalkEffektUppf%C3%B6ljning.pdf](http://www.vasterbotten.se/Sv/Publikationer/2010/Analys%20av%20fisksamh%C3%A4llet%20i%20sj%C3%B6ar%20i%20V%C3%A4sterbottens%20l%C3%A4n%20-%20kalkEffektUppf%C3%B6ljning.pdf)

- Havs- och vattenmyndigheten. 2016. "Miljögifter i vatten – klassificering av ytvattenstatus". 2016:26. Göteborg: Havs- och vattenmyndigheten. <https://www.havochvatten.se/>.
- Holm, Carl. 1942. "Fiskar". I *Lövånger: en sockenbeskrivning under medverkan av flere fackmän. D. 1*, 166–86. Umeå.
- Köhler, Stephan. 2014. "Faktorer som styr skillnader mellan totalhalter och lösta halter metaller i ett antal svenska ytvatten". 2012:21. Uppsala: Institutionen för vatten och miljö, SLU.
- Laudon, Hjalmar, Antonio B.S. Poléo, Leif Asbjørn Vøllestad, och Kevin Bishop. 2005. "Survival of brown trout during spring flood in DOC-rich streams in northern Sweden: the effect of present acid deposition and modelled pre-industrial water quality". *Environmental Pollution* 135 (1): 121–30. doi:10.1016/j.envpol.2004.09.023.
- Nordqvist, Oscar. 1918. "Våra sjöars fiskavkastning". *Statsvetenskaplig tidskrift* Vol 21, extrahäfte: 1–48.
- Nuotio, Eeva, Liisa Maria Rautio, och Sofia Zित्रa-Bärsund. 2009. "På väg mot kontroll av de sura sulfatjordarna - förslag till riktlinjer för minskning av de olägenheter som sura sulfatjordar orsakar". Arbetsgruppspromemoria jsm 2009:8a. Jord- och skogsbruksministeriet.
- Persson, Bo-Göran. Okänt årtal. "Sammanfattande tabeller kustvattendrag i Skellefteå kommun".
- Persson, Bo-Göran, och Klas Lundbergh. 1996. "Undersökning av bottenfauna och vattenkemi i 17 vattendrag kring Rönnskärsverken". 1:1996. Skellefteå: Skellefteå kommun.
- Sundqvist, Mattias. 2009. "Kustmynnande vattendrag i Västerbottens län - Bedömning av naturvärde och påverkansgrad". 1:2009. Meddelandeserien. Umeå: Länsstyrelsen i Västerbotten. <http://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/Sv/Publikationer/2009/Kustmynnande%20vattendrag%20i%20V%C3%A4sterbottens%20l%C3%A4n.pdf>.
- Toivonen, J., och P. Österholm. 2010. "Identifying the impact of acid sulfate soils on a humic boreal Lake." I , 60–63. Brisbane, Australia. <http://www.iuss.org>.
- Åberg, Jan. 2012a. "Dalkarlsån - fiskdöd, fiskliv och vattenvård". Robertsfors kommun. <http://janaberg.se/dalkarlsan/>.
- . 2012b. "Högforsån - ett kustnära småvatten som undersökts för att finna förslag på åtgärder som minskar negativa effekter av sura sulfatjordar". Arbetsrapport. Länsstyrelsen i Västerbotten.
- . 2013. "Screening av sura sulfatjordar i Västerbotten - Inledande provtagning år 2013". Arbetsrapport. Länsstyrelsen, Västerbottens län.
- . 2017. "Miljöproblemet sura sulfatjordar - Ett kunskapsunderlag och en beskrivning av Länsstyrelsen Västerbottens och Länsstyrelsen Norrbottens strategiska arbete". Umeå: Länsstyrelsen i Västerbotten. <http://www.lansstyrelsen.se/Vasterbotten/Sv/publikationer/2017/Sidor/miljoproblemet-sura-sulfatjordar.aspx>.
- Åström, Mats, och Alf Björklund. 1995. "Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland". *Journal of Geochemical Exploration*, Geochemical Exploration 1993, 55 (1–3): 163–70. doi:10.1016/0375-6742(95)00018-6.
- Österholm, Peter, och M. Åström. 2004. "Quantification of current and future leaching of sulfur and metals from Boreal acid sulfate soils, western Finland". *Soil Research* 42 (6): 547–51.

Bilaga 1. Tabelldata

Innehåll i bilaga 1

Bilaga 1. Tabelldata.....	50
2013 och 2014 års provtagningar:.....	51
Provtagningsdatum och -platser.....	52
Fältdata jämfört med labdata.....	53
Fångster med nät och nettingstockar.....	54
Fångster i Ryssjor hösten 2014.....	56
Lekvandring i femton sulfatjordspåverkade vattendrag.....	60
Nätfiske i tre mynningar våren 2015.....	61

2013 och 2014 års provtagningar:

Tabell 23. Data 2013: indata för sulfatmodellen →

Station	Datum	pH	Kond. mS/m	Alk/Acid	TOC mg/l	Ca mekv/l	SO4 mekv/l	Al (Ali) µg/l	Al (Tot) µg/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Cu µg/l	Zn µg/l	Cd µg/l	Pb µg/l	Co µg/l	Ni µg/l
Dike D8, Västervikssjön	13/11/4	3,51	146	-4,726	13,3	6,7069	15,6266	34291	51175	13355	3545	9,64	687,5	1,913	1,05	86,72	151,07
Dike D9, Västervikssjön	13/11/4	3,73	88,2	-3,535	10,4	3,1633	10,1684	26452	38100	4432	2237	17,68	340,1	1,389	0,95	61,52	115,33
Dike från Moren, Vebomarkstrasket	13/11/12	3,67	66,7	-1,429	11,4	2,2017	6,1239	11754	14800	3438	1527	24,37	253,6	0,574	0,25	35,52	89,71
Damm på golfbanan i Roberstfors	13/11/4	5,73	32,5	0,166	6,6	1,528	2,2631	76	669	982	521,9	4,89	78,9	0,2	0,05	7,05	18,94
Degerbäcken, i Vebomarkstrasket	13/11/12	4,01	25,3	-0,410	28,8	0,7133	1,7635	2661	4762	2418	421,4	8,79	88,7	0,253	1,21	12,45	28,41
Lägdssjöns utlopp, Sikeå	13/11/4	4,55	20,2	-0,081	17,1	0,6098	1,139	663	1660	1413	226,5	4,73	35,4	0,15	0,32	3,96	10,54
Norets utlopp, Sikeå	13/11/4	4,73	19,3	-0,045	14,7	0,6023	1,1029	529	1347	1237	239,6	3,7	32,4	0,113	0,15	3,73	9,52
Vebomarksån	13/11/12	4,32	14	-0,149	24,2	0,4176	0,9031	1017	2500	1985	217,8	4,75	46,6	0,15	0,78	6,56	15,05
Kålabodaån, Änåset	13/11/12	4,39	13,6	-0,136	19	0,4222	0,876	1040	2165	1441	239,4	5,03	40,6	0,138	0,62	5,87	13,58
Flarkån, Galgbacken, Änåset	13/11/12	4,62	14,3	-0,056	18,4	0,3451	0,674	452	1649	1300	259,6	4,2	26,3	0,09	0,5	3,95	9,17
Storbäcken, Bygdeå	13/11/4	4,63	11,6	-0,057	19,9	0,3427	0,6143	435	1632	1587	191,8	4,03	25,3	0,108	0,7	3,13	7,22
Högforsån huvudfåra (FLISIK 1) åkrarna	13/11/4	4,09	10,3	-0,179	29,9	0,2566	0,5042	721	1961	1557	124,3	2,71	28,7	0,125	0,96	3,1	6,91
Västervikssjöns huvudkanal (FLISIK 2)	13/6/10	5,22	8,58	-0,013	55,6	0,335	0,3622	123	1643	10060	115,7	3,11	9,8	0,035	1,54	1,32	5,8
Ratuån (gamla sågen i Ratu)	13/11/4	4,44	7,84	-0,074	23,6	0,1727	0,352	319	1170	1590	59,5	2,57	17,3	0,074	0,71	1,97	5,35
Yttre Uttervattnet (utl, referens)	13/11/12	5,64	2,91	0,022	17,2	0,1244	0,0947	19	427	1118	29	1,34	5,9	0,036	0,44	0,65	1,84
Bjännjöns utlopp (utl, referens)	13/11/4	6,4	2,39	0,074	8,4	0,1015	0,0608	4	157	592	7	1,05	3,9	0,018	0,27	0,14	0,74

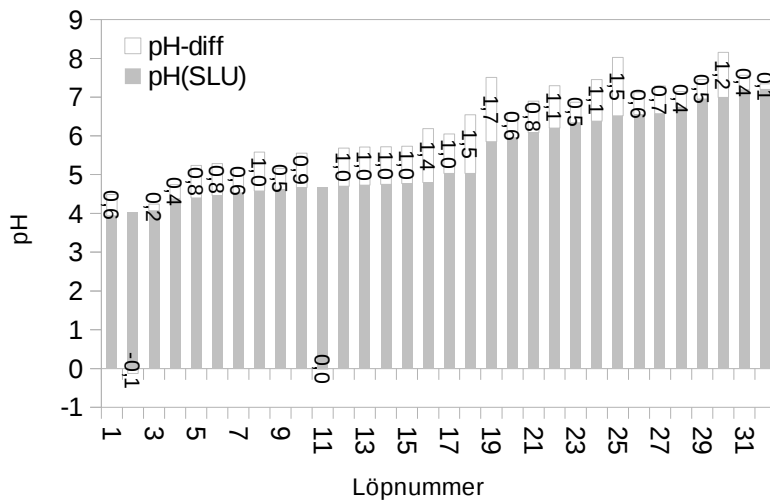
Tabell 24. Data 2014: referensdata i samband med fältmätningar av konduktivitet ↓↓↓

Platsnamn	Provtaget	Registrerat	pH	Kond. mS/m	Alk./Acid mekv/l	TOC mg/l	Tot-N_Tnb µg/l	NH4_N µg/l	NO2+NO3_N µg/l	PO4_P µg/l	Tot_P µg/l	SO4_IC mekv/l	Cl mekv/l	F mg/l	Ca mekv/l	Mg mekv/l	Na mekv/l	K mekv/l	Fe µg/l	Mn µg/l	Al µg/l	As µg/l	Cd µg/l	Co µg/l	Cr µg/l	Ni µg/l	Cu µg/l	Pb µg/l	V µg/l	Zn µg/l	Si µg/l
Dimrysjöns utlopp (6)	2014-10-20	2014-10-21	4,02	39,3	-0,739	12,1	1860	901	501	2	22,9	2,944	0,384	0,5	1,06	0,872	0,603	0,119	2100	620	6600	0,49	0,41	14	1,2	27	10	0,31	0,6	110	20
Harrsjöbäcken, biflöde vid E4:an (2)	2014-10-14	2014-10-15	6,08	58,4	0,149	9,7	569	59	83	5	18,3	0,56	4,198	0,11	0,864	0,454	3,36	0,22	1000	150	120	1,6	0,23	1,6	1,3	5,4	7,8	0,37	1,5	52	8,6
Flarkbäcken, strax uppstr Aron-Olsabäckens inflöde (10)	2014-11-25	2014-11-27	4,38	21,2	-0,358	15,8	1340	465	480	8	51,2	1,597	0,107	0,35	0,68	0,54	0,196	0,0673	3500	1100	5900	0,91	0,21	14	1,8	28	12	0,51	1,3	78	11
Harrsjöbäcken, mynning	2014-10-14	2014-10-15	6,38	12	0,088	14	856	96	315	3	25	0,678	0,159	0,21	0,47	0,217	0,25	0,0699	1700	140	440	2,8	0,21	1,6	0,55	3,5	3,3	1	0,66	33	8,1
Storbäcken Innervik, biflöde (4)	2014-10-15	2014-10-16	4,73	13,3	-0,098	13,9	662	105	237	<1	8,6	0,815	0,182	0,14	0,357	0,24	0,313	0,0396	760	340	2000	2,1	0,16	3,9	0,62	7,8	4,6	0,56	0,54	38	9,3
Flarkån, strax uppströms mötet med Flarkbäcken (11)	2014-11-25	2014-11-27	4,46	20,7	-0,346	13,1	1280	506	397	2	49,4	1,672	0,08	0,32	0,626	0,486	0,17	0,0628	3100	910	4900	0,81	0,15	11	1,6	23	9,2	0,49	1,4	66	11
Storbäcken Innervik, mynning	2014-10-13	2014-10-14	5,03	12,4	-0,037	15,5	724	78	280	1	19,4	0,765	0,174	0,18	0,401	0,242	0,276	0,057	1100	370	1800	2,4	0,15	4,2	0,65	8,2	5,6	0,63	0,69	39	8,7
Högforsån, Djupmyravägen (11)	2014-10-21	2014-10-22	3,94	12,7	-0,31	33,5	739	28	28	3	21,5	0,696	0,044	0,13	0,296	0,176	0,107	0,0159	1500	140	2600	0,95	0,15	4,1	0,88	9,4	4,1	0,85	1,3	30	5,8
Degerbäcken, Högholmssundet (39)	2014-11-25	2014-11-27	4,4	17,8	-0,151	23,8	1140	369	186	13	42,8	1,25	0,114	0,21	0,553	0,419	0,245	0,0455	3200	300	2300	1,8	0,13	6,9	0,87	15	4	0,82	0,92	51	11
Lövseleån, mynning	2014-10-13	2014-10-14	4,75	8,2	-0,069	23,5	868	64	197	7	31,5	0,474	0,112	0,09	0,296	0,157	0,182	0,0312	1900	97	1100	1,8	0,13	2,4	0,86	5,9	3,2	0,79	1,6	22	6,4
Kålabodaån, E4 (strax nedströms Änåset) (3)	2014-11-25	2014-11-27	4,67	15,3	-0,094	11,5	835	252	306	2	25	1,106	0,11	0,19	0,497	0,339	0,23	0,0529	2300	320	2000	0,88	0,11	6,7	0,72	14	4,1	0,36	0,63	46	11
Hertsångersälvens huvudfåra, nedströms Lillåns inflöde	2014-11-25	2014-11-27	4,62	15,6	-0,117	12,7	858	267	267	3	34,1	1,098	0,134	0,19	0,475	0,336	0,24	0,05	2200	360	2400	0,84	0,11	6,8	0,89	13	4,5	0,39	0,85	45	9,7
Granån, Vippersrönningen (12)	2014-11-25	2014-11-27	4,53	14,4	-0,12	16,1	945	222	327	<1	31,8	0,978	0,128	0,17	0,438	0,304	0,233	0,0438	2100	250	2100	0,82	0,11	5,7	0,97	12	4,6	0,44	1	41	9,3
Hertsångersälvens huvudfåra, nedströms Lillåns inflöde	2014-11-24	2014-11-25	4,77	13,9	-0,066	12,9	816	237	332	3	22,9	0,959	0,128	0,17	0,444	0,306	0,228	0,0447	1900	320	1800	0,88	0,11	6	0,63	12	4	0,33	0,71	40	9,3
Storbäcken, Fjärdbron Bygdeå Kyrka (3)	2014-12-02	2014-12-03	4,58	12,9	-0,096	19,7	936	177	322	6	18,7	0,769	0,149	0,15	0,356	0,261	0,246	0,0353	1500	210	1800	0,88	0,11	4,5	0,82	9,8	4,4	0,51	0,99	33	8,9
Kålabodaån, Reningen (2,5 km uppströms Änåset) (28)	2014-11-25	2014-11-27	4,8	13,3	-0,054	13,6	926	271	280	10	39	0,928	0,094	0,14	0,454	0,3	0,196	0,0578	2400	280	1800	0,92	0,095	5,1	0,73	12	3,6	0,41	0,73	36	11
Högforsån, Djupmyravägen (11)	2014-12-01	2014-12-03	4,07	10,8	-0,224	25,7	591	41	16	4	13,4	0,573	0,045	0,11	0,245	0,144	0,106	0,0126	1400	120	1900	0,8	0,095	3,8	0,79	8,7	3,2	0,72	1,2	29	6,6
Dalkarsåns mynning, Sunduddforsen	2014-10-21	2014-10-22	4,69	8,16	-0,074	26,8	797	51	125	6	27,6	0,439	0,092	0,1	0,256	0,176	0,158	0,0281	1600	130	1200	0,92	0,091	2,4	0,7	5,1	2,5	0,53	1,1	19	6
Sandsjöns södra utlopp (VIMLA-objekt) (2)	2014-12-02	2014-12-03	5,67	9,17	0,043	11,3	525	71	74	8	26,1	0,569	0,079	0,12	0,317	0,171	0,225	0,0405	1200	57	410	0,47	0,07	2,6	0,79	5,9	3,8	0,2	0,66	23	11
Mångbyån, mynning	2014-10-01	2014-10-02	5,95	11,2	0,255	51,9	1430	<3	9	48	214	0,46	0,108	0,19	0,245	0,187	0,465	0,122	12000	150	1000	8,9	0,07	3,3	2,2	9,7	4,6	2	5,6	23	8,7
Sandsjöns södra utlopp (VIMLA-objekt) (2)	2014-11-24	2014-11-25	5,62	10,6	0,051	9,1	495	72	75	4	21,2	0,709	0,069	0,12	0,366	0,188	0,259	0,0424	1600	72	290	0,37	0,069	2,6	0,44	5,5	2,3	0,08	0,44	23	13
Sandsjöns södra utlopp (VIMLA-objekt) (2)	2014-12-09	2014-12-10	5,54	10,1	0,063	10,2	540	68	78	10	23,8	0,647	0,077	0,11	0,345	0,191	0,248	0,069	2,3	60	340	0,36	0,069	2,6	0,6	5,2	2,8	0,13	0,48	20	12
Dalkarsåns mynning, Sunduddforsen	2014-12-02	2014-12-03	4,7	8,26	-0,06	21,1	700	101	143	8	19,4	0,444	0,1	0,1	0,24	0,163	0,165	0,0231	1500	120	1200	0,78	0,068	2,6	0,68	5,9	2,8	0,5	0,97	20	6,7
Klintsjöns nuvarande sjöutlopp (48)	2014-12-09	2014-12-10	5,03	17,9	-0,006	13,5	739	119	81	<1	21,4	1,022	0,387	0,16	0,544	0,326	0,497	0,0634	1500	160	940	0,67	0,066	4,5	0,39	9	1,7	0,34	0,5	35	5,3
Sandsjöns södra utlopp (VIMLA-objekt) (2)	2014-11-27	2014-11-28	5,54	7,91	0,026	14,1	569	40	75	7	17,1	0,481	0,067	0,1	0,289	0,154	0,184	0,0382	1200	48	440	0,47	0,059	2	0,72	4,9	3,5	0,16	0,6	18	9,9
Lillån Nordmaling, mynning	2014-11-27	2014-11-28	5,24	3,41	-0,012	23,3	593	28	97	11	20,6	0,077	0,078	0,13	0,118	0,057	0,11	0,0148	1300	25	680	0,78	0,043	0,75	0,8	1,9	1,4	0,57	1,5	9,5	4,3
Täfteån, mynning	2014-10-22	2014-10-24	4,81	5,23	-0,051	28,9	661	12	36	5	20,6	0,162	0,072	0,06	0,168	0,084	0,114	0,0183	1500	57	610	0,72	0,04	0,92	0,66	2,2	1,4	0,64	1,1	8,7	4,6
Normjöleån, biflöde vid E4:an	2014-12-01	2014-12-03	6,2	10,2	0,15	21,3	484	34	38	1	8,8	0,584	0,065	0,07	0,613	0,163	0,149	0,0329	1000	31	480	0,62	0,039	1	0,81	6,6	2,2	0,56	0,94	9,4	4,8
Normjöleån, mynning	2014-12-01	2014-12-03	5,85	5,82	0,022	17	644	84	169																						

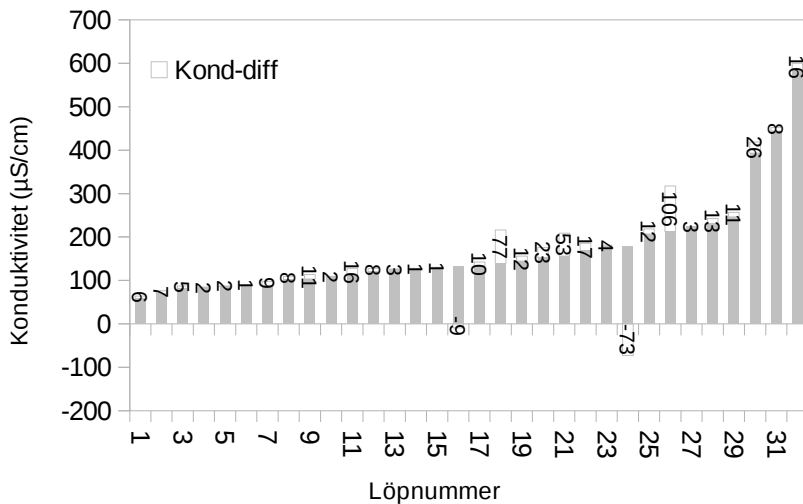
Provtagningsdatum och -platser.

Tabell 25. Sammanställning av provtagningsdatum och -platser, inklusive avrinning baserat på flödet vid mynningen och avrinningsområdets yta.

Datum	ARO	Flödestyp	Flöde (m ³ /s)	Yta (km ²)	Avrinning (mm/dag)	Källa
2014-09-18	Ratuån	Basflöde	0,114	100	1,0	S-HYPE
2014-09-22	Ratuån	Basflöde	0,101	100	0,9	S-HYPE
2014-09-24	Mångbyån	Basflöde	0,237	218	0,9	S-HYPE
2014-09-25	Mångbyån	Basflöde	0,227	218	0,9	S-HYPE
2014-09-29	Byskebacken	Basflöde	0,0371	40	0,8	S-HYPE
2014-09-30	Kinnbacken	Basflöde	0,0279	27	0,9	S-HYPE
2014-09-30	Lillån vid Kåge	Basflöde	0,0331	44	0,6	S-HYPE
2014-10-06	Normjöleån	Basflöde	0,148	78	1,6	S-HYPE
2014-10-07	Åhedån	Basflöde	0,0795	62	1,1	S-HYPE
2014-10-08	Normjöleån	Ökande efter regn	0,443	78	4,9	S-HYPE
2014-10-08	Småvatten Ratan	Tidigt höstflöde	0,0484	10	4,2	S-HYPE
2014-10-13	Storbäcken Innervik	Avtagande höstflöde	0,280	29	8,3	S-HYPE
2014-10-13	Lövseleån	Efter regn	0,07	25	2,4	S-HYPE
2014-10-14	Bäckån	Något över basflöde	0,203	120	1,5	S-HYPE
2014-10-14	Harrsjöbacken	Avtagande flöde efter regn	0,0748	36	1,8	S-HYPE
2014-10-15	Bäckån	Något över basflöde	0,202	120	1,5	S-HYPE
2014-10-16	Sandåsån	Något över basflöde	0,0872	30	2,5	S-HYPE
2014-10-20	Dalkarlsån	Höstflod	4,5	347	11,2	SMHI-station
2014-10-21	Dalkarlsån	Höstflod	4,7	347	11,7	SMHI-station
2014-10-24	Hertsångersälven	Avtagande höstflöde	3,1	506	5,3	S-HYPE
2014-10-25	Hertsångersälven	Höstflod	8,6	506	14,7	S-HYPE
2014-11-28	Åhedån (omdrev)	Höstflod	1,38	62	19,2	S-HYPE
2014-12-01	Normjöleån (omdrev)	Höstflod	1,3	78	14,4	S-HYPE
2014-12-02	Dalkarlsån (fördjupning)	Höstflod	3,84	347	9,6	SMHI-station
2014-12-09	Hertsångersälven (fördjupning)	Höstflod	3,87	506	6,6	S-HYPE
2014-12-10	Hertsångersälven (fördjupning)	Höstflod	3,65	506	6,2	S-HYPE
2014-12-11	Hertsångersälven (fördjupning)	Höstflod	6,83	506	11,7	S-HYPE
2017-10-31	Tvärån	Höstflod	1,17	54	18,7	S-HYPE
2017-11-01	Strömsbacken	Höstflod	1,05	51	17,7	S-HYPE
2017-11-01	Degernäsbacken	Höstflod	0,46	36	10,1	S-HYPE
2017-11-01	Rovogsdiket	Höstflod	-	ca 3	ca 15	S-HYPE
2017-11-01	Sundsbacken Grimsmark	Höstflod	0,24	19	11,0	S-HYPE
2017-11-08	Smedsmyrb. Frostkåge	Höstflod	0,42	27	13,5	S-HYPE



Figur 13. pH-värdena var generellt sett ganska högt överskattade vid fältmätningarna.



Figur 14. Konduktiviteten skiljde generellt sett lite mellan fältvärdena och labvärdena.

Fältdata jämfört med labdata

Jämförelsen mellan fältdata och labdata visade att pH-värdena som togs i fält hösten 2014 var generellt sett överskattade (Figur 13; median 0,82; medel 0,77, intervall -0,12 till 1,66; n=32). Vad detta kan berott på är delvis oklart. Kalibreringsfel kan rimligen inte vara ensam orsak på grund av den relativt stora variationen. Det bör därtill kunna uteslutas att transporten till labbet påverkat resultaten, eftersom fältmätningarna som gjorde i Högforsån inom projektet FLISIK (Åberg 2012b)

visade endast en liten underskattning (tolkat som främst en kolsyra-avgasning) jämfört med labvärdena (median -0,05; medel -0,06; intervall +0,04 till -0,18; n=22). Oavsett orsak till skillnaden mellan lab- och fältmätningar blir pH-värdenas användbarhet begränsad för 2014 års höstprovtagning.

Konduktiviteten som mättes i fält var däremot generellt sett väl överensstämmande med labdata (Figur 14). Bortsett från 4 st tydligt utstickande värden var medelavvikelsen från lab-data +5% (inom intervallet: -7% till 14%). En möjlig förklaring till de fyra utstickande värdena är att vissa jonstarka diken/vattendrag bildar densitets-skiktningar (ungefär som i saltvatten), och därmed endast ger samma värden om både fältmätningen och de olika provflaskorna som krävs för ett prov, utgår från vatten i en enda huvud-provflaska (vilket inte praktiserades).

Fångster med nät och nettingstockar

Tabell 26. Totalvikt vid nätfiske i Dalkarlsåns och Hertsångersälvens estuarier hösten 2014.

ESTUARIE	DATUM	NÄTNR/FÅNGST(g)					Totalt (g)
		1	2	3	4	5 (finmaskigt)	
Dalkarlsån	20140909	4671	4295	2519	3062		14547
	20140912					9992	9992
	20140916	978	2653	2022	3851	1243	10747
	20140926	1788	1480	2024	4265	699	10256
	20140930	715	4541	5338	5806	992	17392
Hertångersälven	20140910	1389	171	883	799		3242
	20140911	730	1130	1553	657	5694	9764
	20140917					3915	3915
	20140923	2286	1698	1815	2946	601	9346
	20141001	3314	796	325		1496	5931

Tabell 27. Jämförelse med Kinnbäcksfjärden medelvärde för perioden 2004-2013 (data från <http://www.slu.se/faktablad-kustfisk>)

Estuarie	Antal arter	Antal fiskar/nät/natt
Dalkarlsån (2014)	14	20,5
Hertsångersälven (2014)	11	14,75
Kinnbäcksfjärden (2004-2013)	10,4 (8-14)	24

Tabell 28. Antal fångade nejonögon hösten 2014.

DATUM	Dalkarlsån, Kvarnforsen	Dalkarlsån Mynning	Ratuån Uppströms bron i Ratu
20140909	0	Ej fiskat	Ej fiskat
20140910	0	Ej fiskat	0 (3 dygn)
20140911	0	Ej fiskat	Ej fiskat
20140919	Ej fiskat	0	Ej fiskat
20140924	12 (8-9 dygn)	Ej fiskat	Ej fiskat

Tabell 29. Antal fiskar och mängd per art i Dalkarlsån och Hertångersälven hösten 2014. Provfiskeresultat baserat på fiske under 4 dygn, med 5 nät varav ett finmaskigt

FISKART	ANTAL FISKAR		MEDELVIKT PER FISK(g)	
	Dalkarlsån	Hertångersälven	Dalkarlsån	Hertångersälven
ABBORRE	68	188	236	51
BENLÖJA	21		44	
BRAX	1		552	
GÄDDA	1	1	2500	288
GÄRS	38	16	36	30
HARR	1	1	420	322
HAVSNÅL	1		Uppgift saknas	
HORNSIMPA	7	7	74	167
ID	1		289	
LAKE		5		747
MÖRT	234	26	137	50
NORS		1		35
SIK	29	42	273	308
SKARPSILL	1		18	
STRÖMMING	7	7	42	44
STÄM	1		51	
ÖRING		1		2000
Totalt	411	295		

Fångster i Ryssjor hösten 2014

Tabell 30. Fångster i ryssjor hösten 2014. Flersidig tabell.

VATTENDRAG	LOKAL	DATUM	Abborre	Gädda	Gärs	Lake	Mört	Öring	Ej fångst	Tot	
DALKARLSÅN	Folkhögskolan	20140909							1	1	
		20140910							1	1	
		20140911							1	1	
	Mynning	20140905								1	1
		20140909		1							1
		20140910	1								1
		20140911	1								1
		20140915	1	1							2
		20140917								1	1
		20140918	1	3							4
		20140919		2							2
		20140922		1		1					2
		20140925	1								1
		20140930		1							1
		20141001		1							1
		20141002					1				1
		20141003	1				1				2
		Yttre Åkulla	20140903	3							
	20140904		6								6
	20140905		4								4
	BJÄNNSJÖÅN (V. Dalkarlsån)	Bjännsjövägen	20140925						2		2
			20140926					2			2
		Granfors	20140930						9		
20141001								10			10
20141002				1							1
20141003								3			3
Nya Änäset		20140930							2		2
		20141001								1	1
		20141002								1	1
		20141003						1			1
V-Sjulsmark		20140924		1							1
		20140925		1							1
		20140926							1		1

VATTENDRAG	LOKAL	DATUM	Abborre	Gädda	Gärs	Lake	Mört	Öring	Ej fångst	Tot	
	Övre Åkulla, Sågforsen	20140915							1	1	
		20140916		1						1	
		20140917							1	1	
		20140918			1					1	
		20140919							1	1	
ÅKULLSJÖÅN (Ö. Dalkarlsån)	Stenfors	20140924							1	1	
		20140925							1	1	
		20140926							1	1	
	Uppstr Kvarnforsen	20140905							1	1	
	Övre Åkulla, Bro	20140915								1	1
		20140916								1	1
		20140917	1	1							2
		20140918			1						1
		20140919	2	1							3
	FLARKÅN	Jonasmarken	20140924						2		2
20140925									1	1	
20140926									1	1	
Stenfors		20140910	1			1					2
		20140911							1		1
		20140912	1								1
		20140923							1		1
		20140924							1		1
		20140925		1		4					5
Strandfors		20140916		1				1			2
		20140917					1				1
		20140918							1		1
		20140919		1							1
Vippers- rönningen		20140911								1	1
		20140912								1	1
GRANÅN	Buafors	20140930							1	1	
		20141001							1	1	
		20141002				2					2
	Granån	20140930		1							1
		20141001		1							1

VATTENDRAG	LOKAL	DATUM	Abborre	Gädda	Gärs	Lake	Mört	Öring	Ej fångst	Tot	
		20141002							1	1	
		20141003		1						1	
HERTSÅNGERS ÄLVEN	Mynningen	20140912	5		1					6	
		20140916	2	2	2	1	2			9	
		20140917	3					11			14
		20140918			4	1	1				6
		20140923			1	1					2
		20140924			1	1					2
		20140925			1		1				2
KÅLABODAÅN	Brände Ö	20140916							1	1	
		20140917							1	1	
		20140918							1	1	
		20140919							1	1	
		20140922							1	1	
	E4	20140910				1					1
		20140911								1	1
		20140912			1						1
		20140923				2					2
		20140924				11					11
		20140925				5					5
	Estermark	20140916								1	1
		20140917								1	1
		20140918								1	1
		20140919								1	1
		20140922			2						2
	Gubbgårdarna	20140916								1	1
		20140917								1	1
		20140918							1		1
	Ö Kålaboda	20140924							10		10
		20140925								1	1
		20140926							1		1
	LILLÅN vid Öreälven	Väg Näsåker- Innerbyn, Bro	20140924							1	1
20140925			1			2				3	
RATUÅN	Lillåbron	20140918							1	1	
		20140919	1							1	
		20140922							1	1	

VATTENDRAG	LOKAL	DATUM	Abborre	Gädda	Gärs	Lake	Mört	Öring	Ej fångst	Tot	
		20140924							1	1	
	Mynning nedstr bron	20140905					5			5	
		20140909							1	1	
		20140910	2					1		3	
		20140911	1					1		2	
		20140917	7							7	
		20140918				3				3	
		20140919				2				2	
		20140923	2	1		4				7	
		20140924		1		1				2	
		20140925	2	1						3	
		20141002								1	1
		20141003								1	1
		Uppstr bro, Norumvägen	20140909							1	1
			20140910							1	1
	20140911								1	1	
TÄFTEÅN	mynning, Uppstr båthamn	20140917							1	1	
		20140918							1	1	
		20140919	1							1	
		20140923				1				1	
		20140925							1	1	
	S Täfteböle	20140918							1	1	
	Täfteböle, bron	20140917							1	1	
	Uppstr bro	20140919							1	1	
Totalt Resultat			51	34	10	45	23	43	57	263	

Lekvandring i femton sulfatjordspåverkade vattendrag

Tabell 31. Lekvandring i femton sulfatjordspåverkade vattendrag längs Västerbottenskusten. Fet stil indikerar vandring, kursiv antal fångade fiskar.

Lokal:	Gädda	Abborre	Mört	*Lake	Antal fiskenätter
Brottviken	13 st	<i>(17 st)</i>	779 st	<i>(1 st)</i>	13
Harrsjöbäcken	<i>(1 st)</i>		<i>(1 st)</i>		13
Norrviken	30 st	<i>(1 st)</i>	53 st		13
Kulbäcken	<i>(1 st)</i>	44 st	6 st	8 st	10
Hertsångersälven		<i>(1 st)</i>			4
Storbäcken	1 st	<i>(2 st)</i>	<i>(6 st)</i>	<i>(1 st)</i>	13
Dalkarlsån	13 st		<i>(1 st)</i>		7
Pattjärnen	<i>(5st)</i>	<i>(4 st)</i>			11
Ratuån		18 st	5 st		7
Hartsjöbäcken	7 st		32 st		1
Sandåsån (insjön Ågrunds-fjärden)	Ingen fisk observerades				Visuellt (3 besök)
Maragrunds-fjärden (ung insjö)	Visuellt (lekande i bäcken)	Visuellt (vandrande bäcken + romsträngar i sjön)			Visuellt (4 besök)
Fjärdarnas utlopp i Djäknebodafjärden	<i>(1 st)</i>	26 st	5 st		1
Storsandbäcken	Ingen fångst				2
Burötjärnen	Ingen fångst (dock småspigg i bäcken)				2

*Laken följer antagligen med abborren i sitt födosök.

Nätfiske i tre mynningar våren 2015

Fältpersonalens rapport:

Dalkarlsån: I Dalkarlsåns mynningsområde fiskades det med nät under 4 dygn, ett dygn per vecka under en fyraveckorsperiod. Under de fyra provfiskena fångades gädda, abborre, mört, sik, hornsimpa, gärs. Mörten och abborren var dominerande under fiskena. Mörten och abborren leker åtminstone i mynningsområdet. Det är oklart om de vandrar upp i någon större omfattning från havet. Även gärsen verkar leka i fjärden under den här perioden.

Hertsångersälven: I Gumbodafjärden utanför Hertsångersälven fiskades det även här under 4 dygn, ett dygn per vecka under fyraveckorsperioden. Här fångades abborre, gädda, sik, en harr, några norsar, två lakar samt några hornsimpor. I jämförelse med Dalkarlsåns mynning var det lite mindre med fisk i Gumbodafjärden. Abborre var dominerande men även lite sik fanns i viken. Här var botten stenigare än vid Dalkarlsån där det var mera sand.

Referens: Rickleån: Ån som är känd för sitt fina öring och laxfiske valdes som referens för ett opåverkat vattendrag, med god vattenkvalitet. Här bedrivs även fiske efter flodnejonöga varje höst. Under de tre nätfiskena i Rickleåns mynningsområde fångades abborre, mört, sik, harr, öring, hornsimpa, lake, och nors. Mörten och hornsimpan var klart dominerande, en öring och fyra harrar visar på att ”ädelfisk” finns i mynningsområdet och går upp i vattendraget.

Bilaga 2. Jämförelse mellan högflöde och lågflöde

I Norrmjöleån och Åhedån ökade konduktiviteten mellan översta och nedersta punkterna inom huvudfårorna, både under lågflöde och högflöde. Nedströms områden med företrädesvis skogsmark var den procentuella stigningen i de flesta fall liten. Mellan punkt 2 och 3 i Åhedån vid högflöde skedde även utspädning av konduktiviteten (Tabell 32). Jordbruksområdena i Djäkneböle (Norrmjöleån) och Kasamark (Åhedån) uppvisade däremot en högre procentuell stigning under högflödet jämfört med basflödet. Den rimligaste tolkningen i det fallet är att de ytligare lagren av åkermarkerna i dessa områden är starkare källor av sulfat än de djupare lagren. Denna typ av högflödes-konduktivitet kan därtill härledas till att lösligt sulfat är den i särklass viktigaste elektricitetsbäraren vid höga flöden.

Mellan den näst nedersta och nedersta punkten i Åhedån var ökningen av konduktiviteten betydligt mindre markerad vid högflödet än vid basflödet, vilket är en motsatt effekt än vad som kan förväntas från sulfatjord. En möjlig förklaring i det fallet är att basflödet vid denna punkt (som ligger nära havsnivån endast några hundratal meter från åmynningen), var påverkad av havsvatten, som innehåller en hög koncentration av starka elektricitetsbärande joner.

Tabell 32. Jämförelse mellan högflöde och lågflöde i Norrmjöleån och Åhedån. Notera dock att pH-värdena (fältvärden) generellt sett är överskattade.

Vattendrag	ID	Basflöde			Högflöde		
		Kond.	Förändr.	pH	Kond.	Förändr.	pH
Norrmjöleån 1. Översta provet. Uppströms åkermarken i Djäkneböle.	9	89,5	-	7,7	38,5	-	8,0
Norrmjöleån 2. Nedströms (+1km) större delen av Djäkneböle åkermark.	8	95,5	1,07	7,2	52,5	1,36	7,3
Norrmjöleån 3. Nedströms (+3km) mestadels skog med visst inslag av åker.	7	103,5	1,08	7,1	60	1,14	7,2
Norrmjöleån 4. Nedströms (+4km) mestadels skog.	4	111,5	1,08	7,6	62,5	1,04	7,2
Norrmjöleån 5. Nedersta provet. Nedströms (+3km) mestadels skog.	0	113,5	1,02	7,1	64	1,02	7,5
Åhedån 1. Översta proven. Uppströms åkermarken i Kasamark.	15+ 16	50,5		7,2	25		6,7
Åhedån 2. Nedströms (+3km) större delen av åkermarken i Kasamark.	12	75	1,49	7,3	78,5	3,14	6,9
Åhedån 3. Nedströms (+9km) mestadels skog med inslag av relativt små åkrar.	1	77,5	1,03	7,6	48	0,61	6,6
Åhedån 4. Nedersta provet. Nedströms (+4km) mestadels skog.	0	98	1,26	8,2	50	1,04	6,8

En generell slutsats som borde kunna dras av jämförelsen är att snabba nedströms ökningar av konduktivitet som observeras under låga flöden vanligen kan tolkas som att det kan finnas källor av sulfat uppströms, men att snabba ökningar som sker nära havet bör analyseras extra för att utesluta påverkan från havet. En ytterligare slutsats är att frånvaro av snabba ökningar under lågflöde inte utesluter sulfatjordspåverkan vid högflöde.

Tabell 33. Lista med provpunkterna i Åhedån och Norrmjöleån (kopplat till ID-kolumnen i Tabell 32).

ID	X	Y	Vattendrag
15	740459	7082882	Åhedån
16	741293	7083397	Åhedån
12	742647	7081565	Åhedån
1	748090	7074693	Åhedån
0	749718	7071317	Åhedån
9	749190	7081300	Norrmjöleån
8	749914	7080589	Norrmjöleån
7	751781	7077491	Norrmjöleån
4	752501	7073535	Norrmjöleån
0	752827	7070806	Norrmjöleån



Länsstyrelsen Västerbotten

Storgatan 71 B, 901 86 Umeå

www.lansstyrelsen.se/vasterbotten
vasterbotten@lansstyrelsen.se
010-225 40 00