



# Konduktivitet i vattendrag som indikator på sura sulfatjordar

Maria Myrstener



Länsstyrelsen  
Västerbotten



EUROPEISKA UNIONEN  
Europeiska regionala  
utvecklingsfonden

## Student

Examensarbete i geovetenskap/naturgeografi 15 hp  
Avseende kandidatexamen

Rapporten godkänd: 21 november 2012

Handledare: Hans Ivarsson och Mattias Sundqvist



# **CONDUCTIVITY IN RUNNING WATERS AS A METHOD OF IDENTIFYING ACID SULPHATE SOILS**

Maria Myrstener

## **Abstract**

Increasing attention is being given to acid sulphate soils wherever they occur. The problems that leaching sulphate soils gives with significant lowerings of pH and mobilization of heavy metals influence large spectra of our society from fisheries to agriculture to construction. Mapping these soils is consequently of great importance and the methods of doing this is very much lacking in function and precision. This study was therefore carried out to investigate whether conductivity in running water can be used as a simple instrument to identify acid sulphate soils in the catchment. 31 coastal streams in the county of Västerbotten were analyzed for different catchment properties such as occurrence of marine sediments and basic water chemistry including conductivity and sulphate. Sulphate proved to be the dominant factor controlling conductivity in most streams, constituting up to 90 % of the anions. The results also showed that the concentrations of sulphate correlated to 67 % with marine sediments in the catchment. Where conductivity values exceeded 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  the influence of acid sulphate soils could be determined for certain. The major conclusion drawn from this study is that high conductivity values serves as a reliable indicator of leaching acid sulphate soils whereas lower values can not exclude them.

Key words: Acid sulphate soils, Conductivity, Water chemistry, Stream water



## **Förord**

Tillsammans med Finland startades 2011 projektet FLISIK, För Livskraftiga Småvattendrag i Kvarkenregionen. Det är ett projekt som ingår i EU-programmet Botnia-Atlantica och syftar till att förbättra livskraften i småvattendrag genom att sprida kunskap och information om vattenfrågor. Mattias Sundqvist, projektsamordnare på Länsstyrelsen i Västerbotten, såg möjligheten att inkludera universitetet i projektet och skapade förslaget till det här examensarbetet. Det är tack vare honom jag fått möjligheten att genomföra denna undersökning och tillföra ny kunskap till det arbete som utförs inom FLISIK. Som handledare på universitetet har Hans Ivarsson med stort engagemang bidragit till att göra arbetet så bra som möjligt. Slutligen vill jag tacka Joel Avenius, även han examensarbetare inom FLISIK, som agerat viktigt bollplank under hela arbetet!



# **Innehållsförteckning**

<b>1 Inledning och syfte</b>	<b>1</b>
<b>2 Material och metod</b>	<b>2</b>
<b>2.1 Undersökningsområdet</b>	
<b>2.1.1 Analys av avrinningsområdena</b>	<b>4</b>
<b>2.2 Vattenprovtagning</b>	<b>5</b>
<b>2.3 Kemiska analyser</b>	<b>5</b>
<b>2.4 Databearbetning</b>	<b>6</b>
<b>3 Resultat</b>	<b>6</b>
<b>3.1 Avrinningsområdenas karaktär och avrinning</b>	<b>6</b>
<b>3.2 Vattenkemi</b>	<b>8</b>
<b>3.3 Samband mellan konduktivitet och sulfat</b>	<b>9</b>
<b>3.4 Sulfatets ursprung</b>	<b>10</b>
<b>4 Diskussion</b>	<b>11</b>
<b>4.1 Samband mellan konduktivitet och sulfat</b>	<b>11</b>
<b>4.2 Samband mellan sulfathalt och sura sulfatjordar         i avrinningsområdet</b>	<b>12</b>
<b>4.3 Provtagningsstidpunktens betydelse för sulfathalten</b>	<b>14</b>
<b>4.4 Slutsatser</b>	<b>14</b>
<b>5 Referenser</b>	<b>16</b>





# 1. Inledning och syfte

I världen uppskattas det finnas 12-14 miljoner hektar sulfidrika jordar (Beek m. fl. 1980) med den största andelen i Sydostasien. I Sverige uppgår ytan till 140 000 hektar (Öborn 1994). I Sverige och Finland skapades dessa jordar för 3000 till 8000 år sedan (Sohlenius 1996, Boman m. fl. 2010) då Littorinahavet bredde ut sig över vad som idag utgörs av Östersjön. Havsytan låg då närmare 100 meter högre än idag varför kontakten med Nordsjön var större. Ett varmare klimat, högre salthalt och dålig cirkulation samtidigt som produktionen var hög ledde till syrefria bottenförhållanden med anaeroba mikrober som tillgodogör sig energi genom att reducera sulfatjoner ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) till svavelväte ( $\text{H}_2\text{S}$ ). På grund av den höga tillgången av löst järn bildades sedan järnsulfid (Kilminster m. fl. 2011). Allt eftersom landmassorna sedan höjdes och vattnet drog sig undan började dessa sedimentbottnar utgöra dagens kust. Vid syrefria förhållanden då jorden ligger under grundvattenytan föreligger järnsulfiderna fortfarande i reducerad form som monosulfid ( $\text{FeS}$ ) eller pyrit ( $\text{FeS}_2$ ) (och benämns här efter sulfidjord). Då jorden utsätts för syre oxiderar dock järnsulfiderna varvid sura sulfatjordar som läcker järnhydroxid och svavelsyra bildas ( $\text{FeS} + \text{H}_2\text{O} + \text{O}_2 \rightarrow \text{Fe}(\text{OH})_3 + \text{H}_2\text{SO}_4$ ) (Boman m. fl. 2010).

Problemen med dessa jordar är liknande världen över, dock blir konsekvenserna svårare i områden med dålig buffringskapacitet, till exempel längs Norrlandskusten. Svavelsyran sänker pH i jorden markant vilket ökar den kemiska vittringen och tidigare immobiliserade tungmetaller löses i markvattnet och lakas så småningom ut med rinnande vatten (Åström och Björklund 1995). Toxiska halter av aluminium ger förutom negativ påverkan på akvatiska miljöer med fiskdöd som yttersta konsekvens (Urho m. fl. 1990 och Laudon m. fl. 2001) även hämmad tillväxt hos grödor (Kilminster m. fl. 2011). Jordarnas sura miljöer leder dessutom till ökad korrosion och upplösning av material som betong, järn, stål och aluminium vilket till exempel kan vara ett problem vid grundvattenuttag (Kilminster m. fl. 2011). Även sulfidjordarnas fysikaliska egenskaper skapar problem. Det höga innehållet av organiskt material ger upphov till dålig bärighet vilket försvårar många typer av byggverksamhet inklusive infrastruktur (Schwab 1976).

Sveriges riksdag har antagit sexton nationella miljömål. Två av dessa är *Levande sjöar och vattendrag* och *Bara naturlig försurning*. Det har länge funnits en bild av att de sura förhållanden som råder i många vattendrag och sjöar i Sverige beror på surt nedfall av sulfat och nitrat (till exempel Laudon m. fl. 2000). Därför har man gjort och gör fortfarande omfattande kalkningsinsatser för att återställa pH till vad man ansett vara naturliga bakgrundsförhållanden. 2010 kalkades totalt 3100 sjöar och 11000 kilometer vattendrag (Naturvårdsverket 2010). Områden som är sura till följd av läckande sulfatjordar kan dock inte kalkas på samma vis som områden som är sura på grund av atmosfärisk deposition (Weppling 1993) och läckaget från sura sulfatjordar är i många fall permanent inom rimliga tidsaspekter (Beek m. fl. 1980). De stora mängder tungmetaller som lakas ut påverkas heller inte nödvändigtvis av kalkning (Åström m. fl. 2006). I sådana system är tidig upptäckt och förebyggande insatser före det att jorden redan dikats för djupt helt avgörande.

På grund av den problematik som sura sulfatjordar ger upphov till är det angeläget att ta fram metoder för att identifiera och kartlägga dem. SGU har i Sverige utfört ett gediget arbete med detta. I första hand används jordartskartan och Littorinahavets utbredning som en första fingervisning om var sulfidjordar potentiellt finns. Vidare har SGU karterat delar av

Sverige med hjälp av olika typer av geofysiska metoder där man tittat på jordens elektriska ledningsförmåga (Sohlenius m. fl. 2007.) Det har visat sig användbart för att identifiera sulfidjordar som på grund av sitt innehåll av FeS och FeS<sub>2</sub> (och nära anknytning till kloridhaltiga sediment) har hög elektrisk ledningsförmåga. De har också använt sig av biogeokemiska data för metaller i växter då förhöjda halter ofta finns i nära anknytning till de oxiderade sulfatjordarna (Sohlenius och Öborn 2001). I GEONAT-projektet (Sohlenius m. fl. 2004) kombinerade man resultaten av ovan beskrivna metoder med arkivstudier över sulfidjordar gjorda hos Banverket och Vägverket. Undersökningar utfördes över Mälardalen och Västerbottens kustland och jämfördes med studier i fält för att validera resultaten. I rapporten fastslås att det finns brister i metoderna var för sig men att en kombination av dem gör det möjligt att identifiera *sulfidhaltiga jordar*.

Metoderna för att kartlägga sulfidjordar regionalt är följaktligen bra idag. Dock finns fortfarande stora kunskapsluckor vad gäller de sura sulfatjordarna. De biogeokemiska data som finns ger en bra fingervisning om var metaller mobiliseras och de sura sulfatjordarna kan finnas. Problemet med dessa data är den höga upplösningen. Ett prov per sex km<sup>2</sup> (Sohlenius m. fl. 2004) är otillräckligt som underlag för identifiering av lokala sura sulfatjordar och för alla mindre verksamheter som verkar inom potentiella riskområden för sura sulfatjordar. Idag efterfrågas därför enkla och mer exakta metoder för att identifiera sura sulfatjordar och på så vis effektivare kunna åtgärda och förhoppningsvis även förebygga dess negativa effekter. Eftersom oxidering av sulfidjordar leder till utlakning av stora mängder sulfat ökar sulfatjordarna konduktiviteten i avrinnande vatten. Detta har visats i flertalet studier (till exempel Weppling 1993 och Åström och Åström 1997).

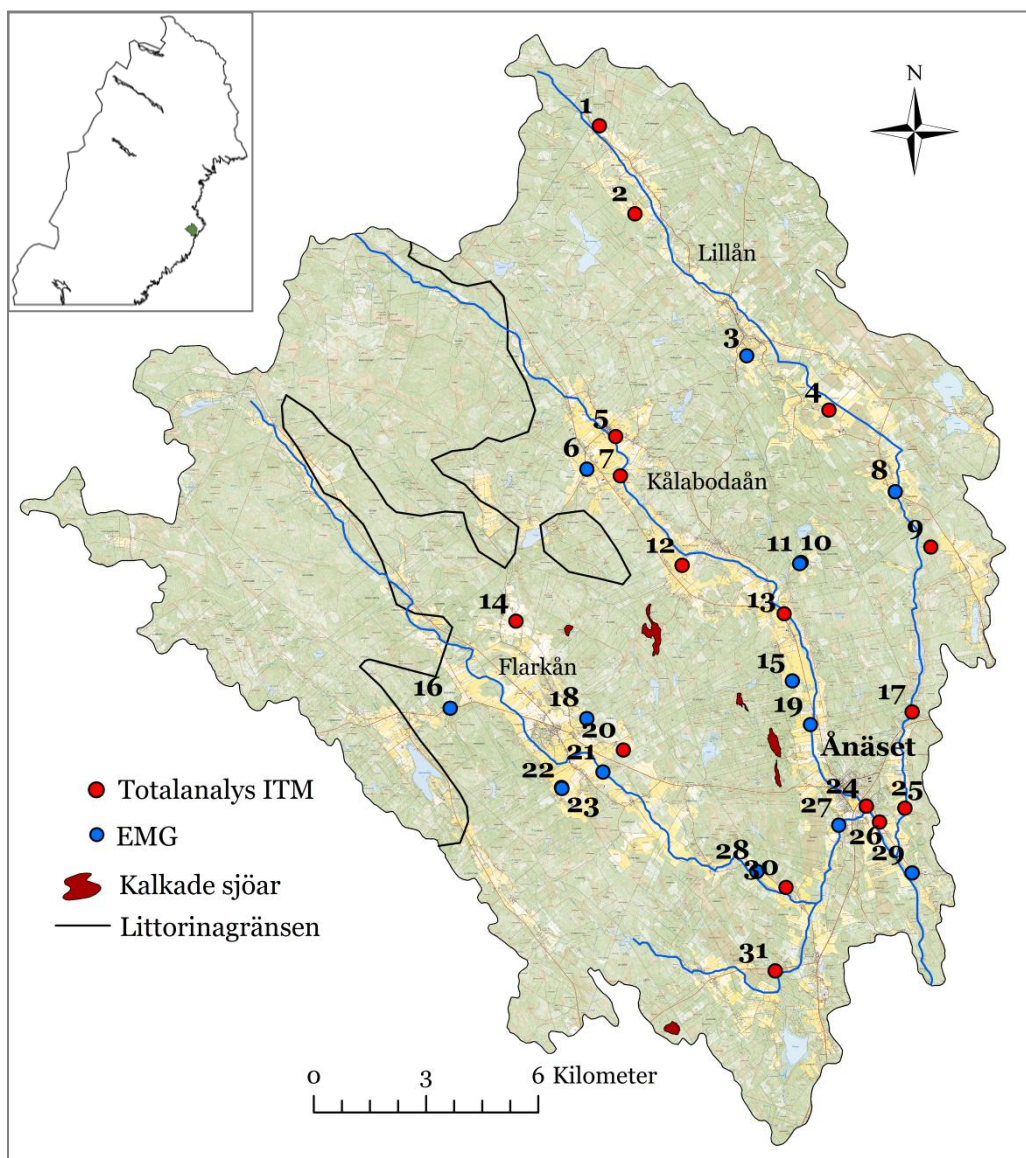
Syftet med den här undersökningen är därför att utreda om det går att identifiera sura sulfatjordar inom ett sulfidjordspåverkat område med hjälp av konduktivitetmätningar i vattendrag. Hur väl korrelerar konduktiviteten och sulfathalten i vattendragen och hur väl beskriver sulfathalten den sulfatjordspåverkan som finns i området?

## **2. Material och metod**

### **2.1 Undersökningsområdet**

Undersökningsområdet utgörs av Kålabodaåns huvudavrinningsområde i Robertsfors Kommun, Västerbottens län (figur 1). Området valdes på grund av dess kända sulfidjordsfyndigheter (Svedlund 2010) och den höga graden av försurning (VISS 2012) som ger starka indikationer på att området även är påverkat av oxiderade, sura sulfatjordar. Den begränsade storleken på Kålabodaåns huvudavrinningsområde gjorde det också möjligt att minimera variansen i de parametrar exklusive sulfathalten som påverkar vattendragens kemi. Kålabodaåns huvudavrinningsområde utgörs av en kustslätt som sträcker sig ett par mil inåt i landet och når som högst endast 200 meter över havet. Berggrunden domineras av metamorfoserade, sedimentära bergarter, till exempel fyllit och skiffer med inslag av yngre, sura intrusivbergarter som granit och granodiorit (Svedlund 2010). Noterbart är att det lokalt i vissa delar av Västerbotten finns lågmetamorfoserade skiffrar med en betydande medelhalt av svavel (0,16 %) (Andersson m. fl. 1999).

Isrörelsen i området var väldigt likriktad i nordnordvästlig riktning vilket kan ses på ryggar, läsidesmoräner och isräfflor (Svedlund 2010). I höjdområdena mellan de större vattendragen dominerar morän och torv medan fläckvis exponerad berggrund förekommer på de mest utsatta platserna. Isälvsediment finns endast vid enstaka platser. Högsta kustlinjen ligger långt över området, omkring 255 meter över havet och på grund av låg vågexponering har endast begränsad svallning förekommit. Detta gav istället bra förutsättningar för att stora mängder havssediment kunde avsättas. Littorinagränsen, som nådde 100 meter över dagens havsnivå, går rakt genom området varför sulfidjordar förekommer i de finkorniga havssedimenten. Totalt utgörs idag Kålabodaåns huvudavrinningsområde av 13 % jordbruksmark (VISS 2012) vilket gör det till ett av Västerbottens läns största jordbruksområden (Länsstyrelsen Västerbotten 2011). På grund av försurningsproblemen är fyra områden inom avrinningsområdet kalkade enligt Västerbottens läns regionala åtgärdsplan för försurade områden, Aron-Olsaträsket, Holmsjön, Hamptjärnen och Jomarkstjärnen (figur 1). I dagsläget kalkas alla dessa sjöar utom Hamptjärnen (Länsstyrelsen Västerbotten 2011).



Figur 1. Kålabodaåns huvudavrinningsområde och provtagningsområdet avgränsat av Littorinahavets utbredning. Punkterna representerar provtagningsplatserna (bäckarna) och färgerna vilka analyser som utförts.

Årsmedeltemperaturen i Västerbottens kustland är två grader (SMHI 2012 A) och årsmedelnederbörden 600 mm (SMHI 2012 B). Medelavrinningen under vår och höst var 2003-2011 mellan 50 och 200 mm medan den under sommar och vinter var < 50 mm (SMHI 2012 C). I Hertsångersälven (utloppet i Kålabodaåns huvudavrinningsområde) inträffar vårfloden som regel under april till maj med flöden upp emot 75 m<sup>3</sup>/s (SMHI D 2012).

Årsmedelhalterna av sulfat och nitrat i luften har i Västerbotten (uppmätt i Rickleå) minskat till mellan 1-2 ug/m<sup>3</sup> och 0,5 ug/m<sup>3</sup> respektive (Naturvårdsverket 2009). Sulfathalten i nederbörden var 2010 0,009 mekv/l i Rickleå (IVL 2012). Laudon m. fl. (2000) visade att NO<sub>3</sub>-tillskottet till norrländska bäckar från atmosfären idag är närmast obefintligt. Klorid tillskottet från luften och nederbörden är 0,014 mekv/l.

De 31 bäckarna som valdes ut för provtagning är lokaliserade längs de tre huvudflödena Lillån, Kålabodaån och Flarkån (Figur 1). Nordligaste och sydligaste provpunkterna har koordinaterna (x , y) 784970, 7161950 respektive 790260, 7136500. För att rikta provtagningen till förväntade sulfidjordsområden inom avrinningsområdet valdes bäckarna medvetet utifrån vissa kriterier. Bäckarna ligger alla under Littorinagränsen och avvattnar finsediment i olika hög grad för att möjliggöra analysen av dess olika påverkan på vattendragen. Där kontakt med tidigare sänkta sjöar fanns valdes dessa (uppgifter från Avenius 2012). Bäckarnas avrinningsområden är oberoende av varandra och opåverkade av målsjöar och målvattendrag för kalkning. En provpunkt placerades dessutom där Kålabodaån och Flarkån rinner ihop ("utloppet", punkt 24) för att få ett "medelvärde" att jämföra delavrinningsområdena med. På grund av dålig framkomlighet på vägarna fick vissa bäckar bytas ut efter hand mot mindre optimala alternativ men inga kriterier frångicks.

### **2.1.1 Analys av avrinningsområdena**

Area och höjd över havet för bäckarnas avrinningsområden bestämdes i ArcGis 10 utifrån höjdkurvorna i fastighetskartan, skala 1:10 000 (SLU 2012). En viss osäkerhet är sammankopplad med den här metoden då höjdkurvorna inte ger exakt information om hur vattnet rör sig. Undersökningsområdet är dessutom väldigt flackt vilket försvårar bestämningen av avrinningsområdena. Fastighetskartan användes även för att beräkna andelen åkermark i varje avrinningsområde. Andelen finsediment bestämdes utifrån jordartskartan, skala 1:100 000 (SGU 2012). Jordartskartans indelning följdes utan undantag, inga antaganden gjordes alltså om var det kan finnas finsediment överlagrat av torv eller älvssediment. Osäkerheten i framtagningen av andelen finsediment är kopplad till jordartskartans noggrannhet. Analysfelet i andelen åkermark uppskattas vara mycket litet då fastighetskartan uppdaterades 2012 och är mer högupplöst. Littorinahavets utbredning har hämtats från Ivarsson m. fl. (1999).

Uppgifter om vattenföringen utgörs av dygnsvärden uppmätta i Dalkarlsån då det är den station som ligger närmast Kålabodaåns utlopp i havet. Dalkarlsåns relativa avrinning antas vara representativ då dess utlopp endast ligger två mil söder om Kålabodaåns utlopp.

## 2.2 Vattenprovtagning

Provtagningen utfördes mellan den andra och fjärde maj 2012 under höglödessituation.

Alla prov insamlades i rena polyetenflaskor med hjälp av en teleskoparm för att proven skulle kunna tas så centralt som möjligt i vattendragen (figur 2). Totalt provtogs 31 bäckar (Figur 1).

De prov som inte kunde skickas för analys direkt förvarades i kyl och de prov som senare analyserades för sulfat på Umeå Universitet hölls frysta.



Figur 2. Provtagningsutrustningen i fält.

## 2.3 Kemiska analyser

I undersökningen fanns endast resursunderlag för att ett urval av 15 representativa bäckar (figur 1) kunde analyserades på ackrediterat laboratorium, Institutionen för tillämpad miljöforskning (ITM) vid Stockholms Universitet. ITM analyserade pH, konduktivitet, TOC, sulfat, klorid, alkalinitet och basketjoner (kalcium, kalium, magnesium och natrium). Undersökningen utökades genom att 16 bäckar utöver detta analyserades för pH, konduktivitet, sulfat, klorid och nitrat på Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG) vid Umeå Universitet. För att kontrollera analys säkerheten och möjliggöra att resultaten från de två laboratorierna kunde kombineras analyserades också replikat från ITM-bäckarna på EMG.

De analysmetoder som användes av ITM (tabell 1) omfattas alla av Svensk standard. Kontroller utfördes likadant för alla parametrar; dels genom intern kvalitetskontroll i enlighet med Naturvårdsverket (1987), dels genom deltagande i Naturvårdsverkets provtagningsjämförelser och sist genom användning av eget standardmaterial.

Tabell 1. Analysmetoder och mätosäkerhet för analyserna gjorda av ITM.

<b>Analysvariabel</b>	<b>Metod</b>	<b>Mätosäkerhet</b>
Alkalinitet	SS 028139-1	10 %
Kalcium	ofilt. FAAS SS 028161-2	2 – 5 %
Kalium	ofilt. FAAS SS 028160-2	2 – 12 %
Klorid	löst jonkromatograf Std.met. 4110 1989	5 – 13 %
Konduktivitet	SSEN 27888-1	2 %
Magnesium	ofilt. FAAS SS 028161-2	3 – 7 %
Natrium	ofilt. FAAS SS 028160-2	12 %
pH	SS 028133-2	0,2 enheter
Sulfat	löst jonkromatograf Std.Met. 4110 1989	3 - 7 %
TOC	SS-EN 1484	4 – 10 %

Konduktiviteten mättes vid EMG på 25 °-vatten med HANNA Instruments modell 98311 med automatisk temperaturkorrigering efter kalibrering vid 25 °C och kontroll med blanka prover. pH mättes på rumstempererade prov med HANNA Instruments modell 9126 efter kalibrering med två standardlösningar. Osäkerheten i analyserna av de 15 bäckar och respektive replikat som analyserats av ITM och EMG uppskattades till 0,2 enheter eller 4 % för pH och 3 µS/cm eller 3 % för konduktivitet.

Sulfat, klorid och nitrat analyserades på rumstempererade, filtrerade prov (porstorlek 0,45 µm) med hjälp av jonkromatografi (instrument 883 Basic IC plus). Kalibreringskurvan togs fram enligt Svensk standard (SS-EN ISO 10304-1:2009) där sju standardlösningar inklusive blanka prov användes. Initialt analyserades två blanka prover och efter var tionde prov analyserades en kontroll. Lägsta detektionsgräns för instrumentet är ≤ 0,002 mekv/l för sulfat och osäkerheten ± 10 %. Prov med en sulfatkoncentration över ~0,4mekv/l späddes 1:4 och analyserades om.

## **2.4 Databearbetning**

pH -korrigering gjordes av konduktiviteten med hjälp av en metod beskriven av Bydén m.fl. (2003) där man utifrån en pH-korrigeringsstabell räknar bort vätejonernas ledningsförmåga och därmed dess tillskott till konduktiviteten. Med undantag av pH är inga analyserade parametrar normalfördelade. För att kunna analysera korrelationer och samband med hjälp av regressionsanalyser har detta lösts genom att antingen logaritmera data eller exkludera ett fåtal extremvärden som avviker så pass att de ensamma gör hela dataset icke normalfördelade. När normalfördelning inte gick att uppnå användes den ickeparametriska analysmetoden Spearmans ranking test.

De kemiska parametrar som analyserats av både Umeå Universitet och ITM jämfördes statistiskt med t-test för normalfördelade data och Mann-Whitneys U-test för icke normalfördelade data för att testa om de var signifikant lika. Konduktivitetens värden > 200 µS/cm togs bort i analysen för att få normalfördelade dataset, det rörde sig om 3 par värden som var exakt lika mellan ITM och EMG:s analyser så när som på 2 µS/cm.

En laddningstäthet på 0,0067 mekv/mg C har använts för uppskattning av halten organiska anjoner (A-) enligt Ivarsson och Jansson (1994). TOC utgörs normalt av 95 % DOC som i sin tur utgörs av koncentrationen lösta organiska joner. Alkaliniteten representerar vidare HCO<sub>3</sub>-koncentrationen .

## **3. Resultat**

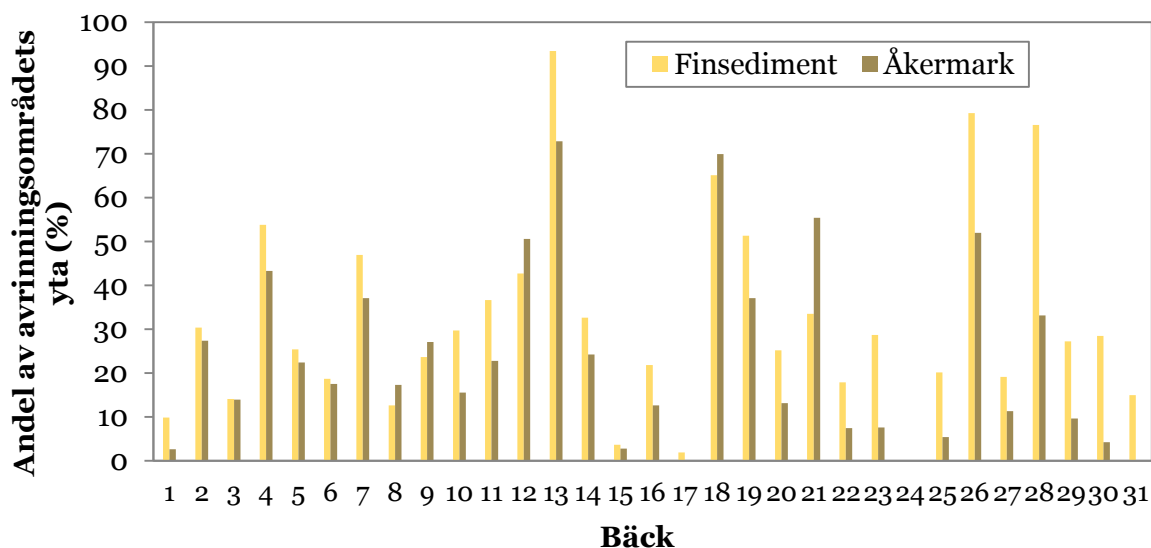
### **3.1 Avrinningsområdenas karaktär och avrinning**

Resultatet av GIS-analyserna rörande avrinningsområdenas karaktärer är sammanfattade i tabell 2. Bäckarnas avrinningsområden är alla under 3,4 km<sup>2</sup> och medelavrinningsområdet är 1,1 km<sup>2</sup> (tabell 2). Höjden över havet varierar mellan 5 och 75 meter med ett medel på 37 m.ö.h. Andelen finsediment i avrinningsområdena har ett medel på 33 % och spridningen är från 2 till 93 %. Åkermarksandelen är något lägre. Två bäckar, nummer 17 och 31, saknar helt åkermark i avrinningsområdet medan nummer 18 och 13 har högst andel, 73 resp. 70 % (figur 3). Medel är 24 %. Utloppet saknar värden för finsediment och åkermarksandel eftersom den representerar hela Kålabodaåns huvudavrinningsområde.



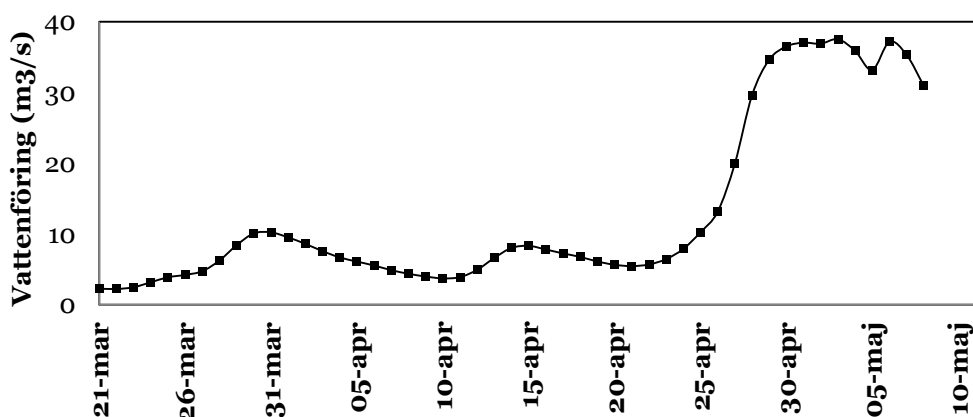
Tabell 2. Medelvärden och spridning gällande karaktärer i avrinningsområdena.

	Lägsta	Medel	Median	Högsta
Area (km <sup>2</sup> )	0,19	1,1	0,8	3,36
H.ö.h. (m)	5	37	40	75
Finsediment	2%	33 %	28 %	93%
Åkermark	0%	24 %	17 %	73%



Figur 3. Andelen finsediment och åkermark i bäckarnas avrinningsområden. Utloppet, nummer 24, är inte analyserad.

Vattenföringen i Dalakarlsån (figur 4) uppvisade en liten ökning från vinterbasflödet (~1 m<sup>3</sup>/s) under en vecka i månadsskiftet mars, april (~10 m<sup>3</sup>/s) och återgick därefter till basflöden igen. Vårfloden inleddes runt den 25 april och nådde sin topp den 6 maj (37,2 m<sup>3</sup>/s). Efter det sjönk flödet stadigt fram till 1 juni (1,7 2 m<sup>3</sup>/s). Lokalt i området fanns dock stora skillnader i hur långt snösmältningen kommit. Vattenföringen varierade betydligt mellan vissa bäckar (figur 5).



Figur 4. Uppmätt vattenföring i Dalkarlsån 2012, Robertsfors Kommun. Okontrollerade värden (SMHI 2012 E).



Figur 5. Illustration av variationen i snösmältning och vattenflöde i undersökningsområdet.

### 3.2 Vattenkemi

Resultatet av de vattenkemiska analyserna representerade med medelvärden och spridning kan ses i tabell 3. Ingen signifikant skillnad finns mellan ITM:s analyser och respektive replikat analyserat av EMG, pH (tvåsvansat, parat t-test,  $p=0,43$ ), konduktivitet (tvåsvansat, parat t-test,  $p=0,62$ ,  $n=12$ ), sulfat och klorid (Mann-Whitneys U-test,  $U=87$  resp.  $108$ , tabellerat  $U=55$ ,  $\alpha=0,05$ ,  $n=14$ ). Halterna av anjoner i bäck 15 och 29 (sulfathalter på  $0,006$  resp.  $0,004$  mekv/l) har uteslutits helt ur resultatet då de är orimligt låga. För bäck 29 har värdet ersatts med uppmätt sulfathalt av Avenius (2012) som provtogs vid samma tillfälle och analyserades med samma metod av ITM. Bäck 29 är också det vattendrag som har kontakt med en sänkt sjö.

Generellt är pH i bäckarna mycket lågt. Beräknat medel är  $4,8$  och lägsta uppmätta värdet var  $3,8$  (tabell 3). De 3 bäckar som har högre pH-värden,  $> 5,5$ , har låg sulfathalt. Konduktiviteten varierar mellan  $17$  och  $304 \mu\text{S}/\text{cm}$  med ett glapp utan värden mellan  $90$  och  $140 \mu\text{S}/\text{cm}$  vilket ger relativt stor skillnad mellan medelvärde och median. Detsamma gäller för sulfathalten som varierar från  $0,06$  mekv/l till  $2,55$  mekv/l med medelhalten  $0,47$  mekv/l och ett medianvärde på  $0,17$  mekv/l. Sex bäckar med värden över  $1$  mekv/l sulfat står tydligt ut från övriga (figur 9). Utloppet (provpunkt 24) har en sulfathalt på  $0,35$  mekv/l. De organiska anjonerna (A-) beräknad från TOC-halten uppgår i medeltal till  $0,12$  mekv/l och varierar från  $0,06$  och  $0,17$  mekv/l. Nitrathalten är under  $0,2$  mekv/l i alla bäckar utom nummer 4 och 18 ( $0,25$  resp.  $0,42$  mekv/l) och medelhalten är  $0,09$  mekv/l. De två bäckarna är även bland de med störst andel åkermark i avrinningsområdet (figur 3). Endast bäckarna 17 och 24 (utloppet) uppvisar någon betydande halt av klorid,  $0,26$  resp.  $0,19$  mekv/l, vilket är 7-8 gånger högre än medianvärdet på  $0,03$ . Alkalinitet/aciditet mättes av ITM varför det bara finns data för 15 av bäckarna. Av dessa hade 4 en alkalinitet mellan  $0,02$  och  $0,14$  mekv/l (medel  $0,03$ ) medan 11 hade en negativ alkalinitet med ett medel på  $-0,13$  mekv/l. Inga metaller har analyserats i undersökningen dock noterades synliga utfällningar av järn i vissa bäckar (figur 6).

Baskatjonernas förhållande i bäckarna är  $\text{Ca} > \text{Mg} > \text{Na} > \text{K}$  med endast några få avvikelser (figur 7). Respektive medelvärde är  $0,33 > 0,17 > 0,11 > 0,05$  mekv/l. Högst halter baskatjoner har bäck 13,  $1,53$  mekv/l, och lägst har bäck 1,  $0,17$  mekv/l, medel för alla analyserade bäckar är  $0,7$  mekv/l (tabell 3).

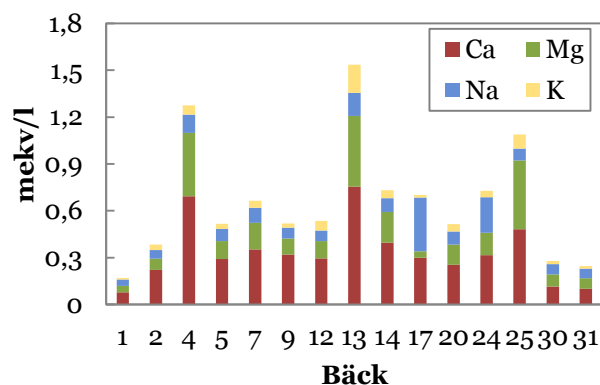


Tabell 3. Medelvärden och spridning gällande bäckarnas kemi.

	Lägsta	Medel	Median	Högsta
pH	3,8	4,8	4,8	5,7
Konduktivitet ( $\mu\text{S}/\text{cm}$ )	17,2	80,9	54,3	303,9
TOC (mg/l)	8,5	16,9	16,3	24,2
A- (mekv/l)	0,06	0,12	0,11	0,17
Alkalinitet (mekv/l)	0,00	0,02	0,00	0,14
Aciditet (mekv/l)	0,00	0,13	0,03	0,51
SO <sub>4</sub> (mekv/l)	0,06	0,47	0,17	2,55
Cl (mekv/l)	0,00	0,05	0,03	0,26
NO <sub>3</sub> (mekv/l)	0,00	0,09	0,06	0,42
BC (mekv/l)	0,17	0,66	0,53	1,53



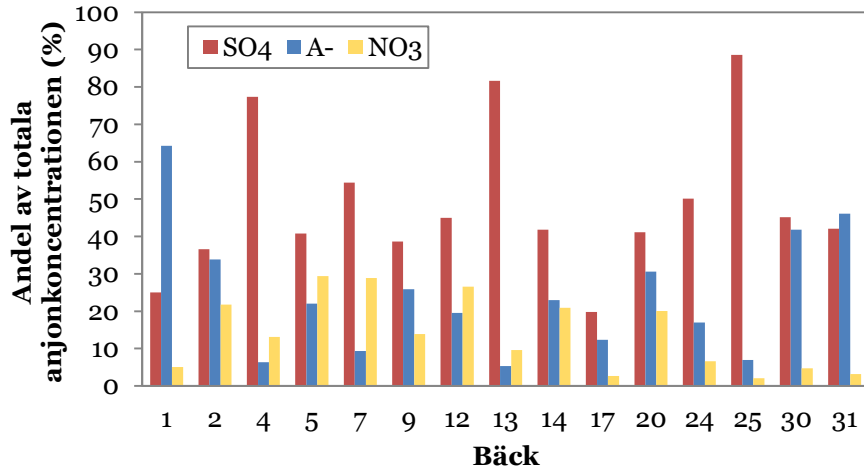
Figur 6. Exempel på tydliga metallutfällningar i bäck 21 som var den bäck som hade högst sulfathalt.



Figur 7. Baskatjonernas fördelning i undersökta bäckar.

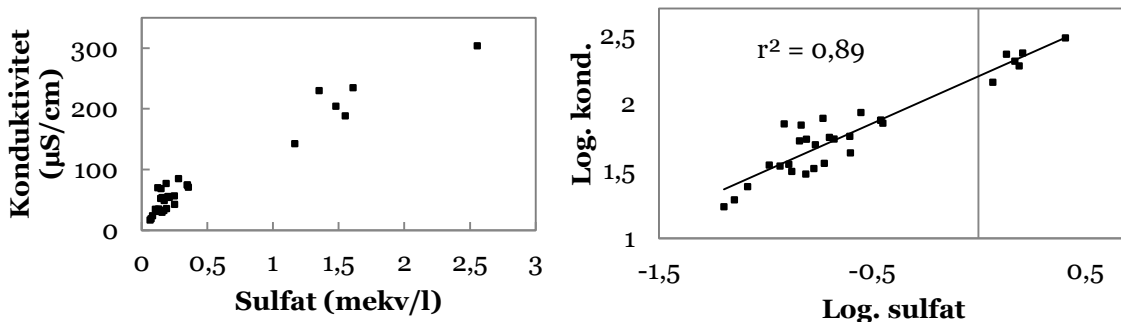
### 3.3 Samband mellan konduktivitet och sulfat

Sulfat utgör den dominerande anjonen i alla undersökta bäckar utom tre stycken, nummer 1, 17 och 31 som istället domineras av klorid eller organiska anjoner (figur 8). Det genomgående förhållandet är  $\text{SO}_4 > \text{A}^- > \text{NO}_3 > \text{Cl} > \text{HCO}_3$ . I alla bäckar med en konduktivitet över 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  står sulfat ensamt för över 75 % av anjonerna. Med minskande sulfathalt och därmed sjunkande konduktivitet ökar de organiska anjonernas påverkan på konduktiviteten. De organiska anjonerna står för mellan 5 och 65 % av totala anjonkoncentrationen och nitrat utgör mellan 2 och 30 %. Klorid och vätekarbonat har uteslutits som huvudkomponenter på grund av deras låga halter.



Figur 8. Huvudjonernas procentuella andel av totala anjonkoncentrationen. Då A- endast analyserats för 15 av bäckarna visas inte övriga bäckar.

Konduktiviteten och sulfathalten i vattendragen uppvisar en stark korrelation (figur 9). Sulfathalten är dock långt ifrån normalfördelad. Vid regressionsanalys på logaritmerade värden fås ett normalfördelat dataset och ett  $r^2$ -värde på 0,89 ( $p < 0,001$ ). Ett starkare samband kan ses ju högre konduktivitet vattendragen har ( $r^2 = 0,77$  för värden  $> 90$  mekv/l jämfört med  $r^2 = 0,49$  för värden  $\leq 90$  mekv/l,  $P < 0,01$ ).

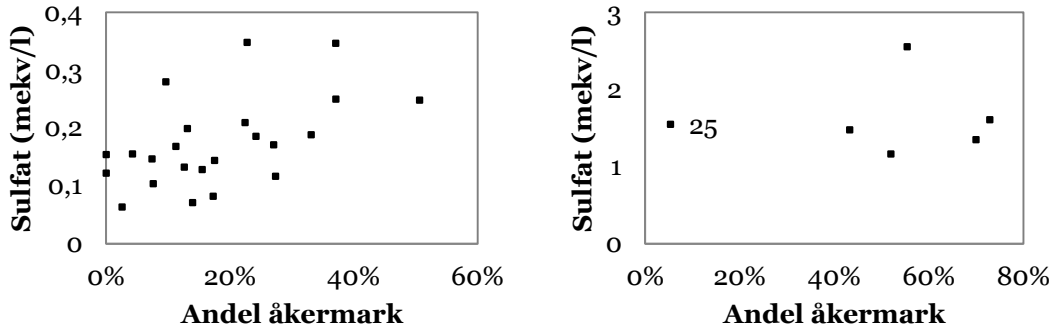


Figur 9. Sambandet mellan konduktivitet och sulfat för alla 30 vattendrag. Till höger, logaritmerade värden inklusive beräknat  $r^2$ -värde.

### 3.4 Sulfatets ursprung

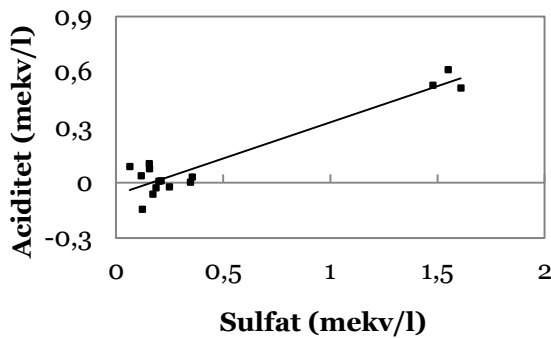
Andelen finsediment och andelen åkermark i avrinningsområdena uppvisar en tydlig korrelation. Då data för andelen finsediment inte är normalfördelat kan inget  $r^2$ -värde redovisas, de har däremot en signifikant ranking-korrelation på 0,81 (Spearman's ranking test,  $\alpha = 0,01$ ).

Sulfat korrelerar med andelen finsediment i avrinningsområdet till 70 % (Spearman's ranking test,  $\alpha = 0,01$ ). På grund av att sulfathalterna inte är normalfördelade kunde en regressionsanalys inte göras. Sulfathalten korrelerar vidare med andelen åkermark till 67 % (figur 10) efter exkludering av det extremvärde (bäck 25) som gjort residualerna icke normalfördelade.



Figur 10. Sambandet mellan sulfat och andelen åkermark. Till vänster, sulfathalter < 0,4 mekv/l och till höger, > 1 mekv/l med bäck 25 utmarkerad.

Sulfathalten kan inte förklaras av bäckarnas höjd över havet ( $r^2 < 0,05$ ). Dock befinner sig alla bäckar med de högsta sulfathalterna ( $> 1$  mekv/l)  $\leq 40$  m.ö.h. Avrinningsområdets storlek visar varken något samband med konduktiviteten eller sulfathalten ( $r^2 < 10$ ). Sulfathalten korrelerar med aciditeten till 70 % (regressionsanalys på logaritmerade värden,  $p < 0,001$ ). Även här ses en mycket tydlig skillnad mellan bäckarna med sulfathalter  $> 1$  mekv/l och de med lägre halter (figur 11).



Figur 11. Sambandet mellan aciditet och sulfat för de 15 bäckar som analyserats för aciditet.

## 4. Diskussion

### 4.1 Samband mellan konduktivitet och sulfat

Resultatet av studien visar att konduktiviteten i området styrs framförallt av sulfat. De sex bäckar som klart står ut från övriga med konduktivitetvärden  $> 90 \mu\text{S}/\text{cm}$  har en sulfatandel på över 75 % av totala anjonkoncentrationen. I resterande bäckar utgör sulfat fortfarande den dominerande jonen i de flesta fall men då sulfathalten minskar, ökar givetvis övriga joners relativa inflytande på konduktiviteten. Organiska anjoner, klorid, nitrat och vätekarbonat är de huvudsakliga joner som i övrigt, normalt påverkar konduktiviteten. Dess betydelse i denna studie diskuteras därför nedan.

De organiska anjonernas tillskott är ungefär detsamma i hela området (tabell 3) vilket gör att inflytandet på konduktiviteten blir som störst där vattnet i övrigt är jonfattigt och sulfatjordarnas påverkan är mindre. I bäckarna med konduktivitet  $> 90 \mu\text{S}/\text{cm}$  utgör A-mindre än 7 % av anjonerna. I bäck 1 däremot uppgår andelen organiska anjoner till hela 64

% men där är konduktiviteten endast 17  $\mu\text{S}/\text{cm}$  och sulfathalten obetydlig. Man bör vara medveten om att med all uppskattning av organiska anjoner följer dessutom en viss osäkerhet då de inte kan mätas direkt i vattnet. Om de organiska anjonerna överskattas är det ett problem för konduktivitetmätningar som metod för sulfatjordsindikator. Till exempel ökar dissociationsgraden av syrorna och därmed laddningstätheten vid högre pH. I sulfatpåverkade vatten är pH bevisligen mycket lågt varför halten organiska anjoner överskattas om standardiserade värden för laddningstätheten används.

Eftersom sulfidjordarna avsattes i salt havsvatten måste potentiellt höga halter klorid tas i beaktande. Det har dock inte påverkat undersökta bäckar som har så pass lågt kloridinnehåll att det är obetydligt för konduktiviteten (tabell 3). Endast en bäck i området, nummer 17, har förhöjda halter. Där finns dock endast 0,13 mekv/l sulfat och 2 % finsediment så sulfidjordar saknas mest troligt i det avrinningsområdet. Förklaringen till den höga kloridhalten är troligen vägsalt från Europaväg 4 som går rakt igenom bäckens avrinningsområde.

Nitrat visar sig ha relativt stor betydelse för konduktiviteten i sex av femton bäckar där det utgör mellan 20 och 30 % av anjonerna (konduktiviteten är där mellan 30 och 75  $\mu\text{S}/\text{cm}$ ). Detta beror sannolikt på läckage av nitrat från jordbruket (nitralterna förklaras till 48 % av åkermarksandelen i avrinningsområdet). Att nitralterna korrelerar med jordbruket på samma vis som sulfathalterna, gör dock att förhållandet mellan sulfat och konduktivitet inte påverkas märkbart av nitratillförseln. I de bäckarna med högst konduktivitet ( $> 90 \mu\text{S}/\text{cm}$ ) är nitratandelen obetydlig, endast 2 till 13 % av totala anjonkoncentrationen.

Vätekarbonat finns endast i fyra av bäckarna och halterna av baskatjoner är i likhet med Ivarsson och Jansson (1995) så någon tydlig effekt av kalkning kan inte ses i resultatet. Inget avrinningsområde är påverkat av målområden för kalkning av sjöar och vattendrag, dock observerades kalkning lokalt på många åkrar i undersökningsområdet. Ytlig kalkning av mark har visat sig ha mycket liten påverkan på både sulfat- och kalciumhalterna i avrinnande vatten (Åström m. fl. 2006) i områden med sura sulfatjordar.

#### **4.2 Samband mellan sulfathalt och sura sulfatjordar i avrinningsområdet**

Det råder ingen tvekan om att sex av bäckarna är kraftigt påverkade av sura sulfatjordar. Dessa sex bäckar avviker från övriga med sulfathalter över 1 mekv/l (figur 9). De uppvisar dessutom helt avvikande aciditet från övriga bäckar vilket tyder på höga vätejonkoncentrationer ( $\text{pH} < 4,4$ ) och utlakning av aluminium. Vidare befinner de sig alla vid eller under 40 m.ö.h.

Fyra bäckar har sulfathalter  $\leq 0,1$  mekv/l varför påverkan från sura sulfatjordar kan uteslutas. Sulfattillskottet från nederbörden är 0,009 mekv/l (IVL 2012). Det geologiska tillskottet av sulfat från berggrunden är inte undersökt men enligt Andersson m. fl. (1999) ligger undersökningsområdet inom en zon där gnejsen kan innehålla lokala sulfidmineraliseringar. I samma rapport beskrivs skillnaden mellan ytvatten med och utan påverkan från sulfidbärande berggrund vara 0,067 mekv/l. Bakgrundsförhållandena skulle alltså kunna uppskattas till ungefär 0,08 mekv/l.

Resterande 20 bäckar med sulfathalter mellan 0,1 och 0,36 mekv/l kan med säkerhet varken sägas om de är påverkade av sura sulfatjordar eller inte. Tidigare gjorda studier ovan

Littorinagränsen i norra Sverige redovisar sulfathalter på högst 0,4 mekv/l (Andersson m. fl. 1999), 0,2 mekv/l (Fölster 2001) och 0,08 mekv/l (Laudon 2000). Dessa halter bör dock inte användas som norm för vilket bäck som är sulfatjordspåverkad eller inte. Att sulfat och finsediment är positivt korrelerade till 70 % (Spearman's  $r$ ) visar att även de lägre sulfathalterna är långt ifrån slumpmässiga och att vissa av bäckarna med sulfathalter  $< 0,4$  mekv/l förmodligen också är påverkade av sura sulfatjordar. Korrelationen mellan sulfat och finsediment kan dessutom inte förväntas vara fullständig. Halterna av sulfat från de sura sulfatjordarna påverkas av ett antal variabler i avrinningsområdet vilka diskuteras nedan.

Sulfidjordarnas mäktighet är avgörande för hur mycket sulfid som kan oxideras och lakas ut. Ingen korrelation sågs mellan bäckarnas sulfathalt och höjd över havet men alla sex bäckar med de högsta sulfathalterna ligger, som tidigare nämnt,  $\leq 40$  m.ö.h. Tidigare studier har visat liknande resultat, att den största sulfidjordsbildningen varit vid just 30-40 m.ö.h (Sohlenius m. fl. 2004).

Eftersom provtagningen utfördes en bit in i vårfloden (figur 4) då maxflöden redan uppnåtts och legat stabilt i flera dagar förväntas vissa av bäckarna vara påverkade av utspädning. Vissa bäckar var delvis snötäckta och nästan stillastående vid provtagningstillfället medan andra var översvämmade (figur 5) vilket naturligtvis gett lokala skillnader i hur mycket av det oxiderade sulfatet i de olika avrinningsområdena som antingen redan hade spolats ut eller låg kvar under frusen mark. Avrinningsområdets storlek visade sig endast ha marginell påverkan på sulfathalten. Inte heller uppkoncentration på grund av avdunstningen bör påverka resultatet, varken i undersökningsområdet eller andra delar av Norrlandskusten (Jansson och Broberg 1994).

Variansen i sulfathalter mellan bäckarna beror förutom snösmältningen även på dikningsfrekvens och kanske framförallt dikning av myrar, vilka inte inkluderats i den här undersökningen. Ju mer grundvattenytan sänks, desto mer sulfid kan oxideras. På grund av detta valdes bland annat en bäck med direktkontakt med en tidigare sänkt sjö. Den bäcken verkar dock vara näst intill opåverkad av sulfat (0,19 mekv/l). Något som också skulle kunna påverka sulfathalterna är residualt sulfat i jorden från tidigare atmosfärisk deposition men Andersson m. fl. (1999) visar på en avsaknad av samband mellan svaveldeposition och svavelretention och drar slutsatsen att läckage av tidigare deponier av sulfat inte bör påverka kvantifieringen av geologiskt sulfat om inte det atmosfäriska tillskottet är väldigt stort, vilket det inte är i Norrland.

En ytterligare aspekt som påverkar läckaget av sulfat är skillnaden mellan naturlig och antropogen sänkning av grundvattenytan (Boman m. fl. 2010). Detta beror av hastigheten med vilken jordarna syresätts, urlakas och eventuell täcks av torv. Naturlig sänkning på grund av landhöjningen går så pass sakta att det ofta bara blir ett initialt läckage av syra och tungmetaller då jordarna sedan täcks av torv och syrefria miljöer uppstår igen. Detta gör givetvis att läckaget blir mycket mindre per tidsenhet vid landhöjning och då blir effekterna heller inte lika svåra.

### 4.3 Provtagnings-tidpunktens betydelse för sulfathalten

Sambandet mellan sulfathalter och vattenföring är komplext och förekomsten av sura sulfatjordar komplicerar förhållandet ytterligare. I områden med sura sulfatjordar kan inte halten av sulfat som urlakas kopplas direkt till vattenföringen eftersom oxideringen av sulfidjordarna beror av grundvattennivån och hur den varierar. Generellt bör första ökningen av flödet efter en längre torka ge de högsta sulfathalterna. Det betyder att hur sulfathalterna avspeglas i höst- och vårflod beror på hur både sommaren, hösten och vintern innan sett ut. Vintern innebär generellt en längre torrperiod än sommaren men kallare temperaturer gör att alla kemiska processer går långsammare. Följaktligen kan heller inga tydliga mönster ses i de tidigare studier som gjorts. Jansson och Ivarsson (1994) visar på relativt stabila sulfathalter över hela året trots varianser i flödet medan Åström och Åström (1997) visar på en generell sänkning av pH och ökning av jonkoncentrationen med ökat flöde under hösten. Wepppling (1993) studerar sulfatjordspåverkade vattendrag under vårfloden och presenterar sulfathalter uppemot 14 mekv/l men menar trots detta att högsta sulfathalterna normalt ses under hösten. I likhet med det visar Palko och Yli-Halla (1993) i sin studie gjord under sex år på högre aciditet under högflöden på hösten än under vårfloden varje år. Den slutsatsen som dock kan dras är att i de studier som är gjorda över flera säsonger kan påverkan från de sura sulfatjordarna ses både under hösten och under vårfloden.

Det finns betydande praktiska problem med en vattenprovtagning under vårfloden. För det första är det i det närmsta omöjligt att helt förutse när vårfloden kommer inträffa och för det andra inträffar den givetvis inte samtidigt på olika platser. Provtar man för tidigt då marken fortfarande är tjälad kommer bäckarnas vatten i huvudsak spegla smältvattnet från snön. Görs provtagningen istället för sent kommer de största mängderna av sulfatet redan ha spolats ut och vattnet i bäckarna kommer att vara rejält utspädd. Vidare kan framkomligheten på de finsediment där sulfatjordarna finns vara mycket begränsad under vårfloden.

Det mesta pekar på att en provtagning i början av hösten vid en första ökning från basflödena då sulfidjordarna oxiderats under sommaren ger den mest rättvisa bilden av den sulfatjordspåverkan som finns i området. Om det är då den kraftigaste surstöten inträffar går aldrig att säga säkert men inflytandet av ojämn snösmältning och de praktiska problemen med vårfloden undviks.

### 4.4 Slutsatser

Konduktiviteten uppvisar ett mycket starkt samband med sulfathalten, framförallt i de uppenbart sulfatjordspåverkade bäckarna. Övriga anjoner utgör tillsammans endast en fjärdedel av sulfathalterna i dessa bäckar med en konduktivitet över 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Eftersom sulfatillskottet från luften, berggrunden och residualt sulfat är så pass litet beskriver konduktiviteten den påverkan som de sura sulfatjordarna hade på bäcken vid provtagningsstillfället mycket väl. En provtagning under sensommaren vid de första höstregnen hade kunnat jämna ut de skillnader som uppkommit beroende på den ojämna snösmältningen och gett en mer rättvis bild av sulfidjordarnas påverkan på bäckarna i förhållande till varandra. Det är förmodligen även då sulfatjordarna påverkar bäckarna som mest i och med utlakningen av det sulfat som oxiderat under sommaren. En provtagning som inleds under basflöden och fortsätter in i stigande vattenflöden i början av hösten är förmodligen optimalt för användningen av konduktiviteten som indikator på sura sulfatjordar.

Så länge provtagningen inte utförs precis efter en vårflood eller efter kraftiga höstregn kan konduktivetsmätningar med största sannolikhet fungera mycket bra som sulfatjordsindikator även utanför undersökningsområdet. Resultatet av denna studie visar att endast förhöjda sulfathalter kan ge konduktivetsvärden över 90  $\mu\text{S}/\text{cm}$  i undersökningsområdet. Huruvida det kan fungera som riktlinje för vilka vattendrag som är sulfatjordspåverkade och inte bör undersökas vidare men i de områden i norra Sverige där sulfidjordar finns (kustregionen, under Littorinagränsen) varierar inte jonkoncentrationen till följd av vittringspotential, atmosfärisk deposition eller organiska syror tillräckligt mycket för att de mönster som setts i den här studien ska ändras helt. Konduktiviteten kan inte med säkerhet utesluta sulfatjordspåverkan i bäckar med låg konduktivitet men definitivt påvisa påverkan i bäckar med hög konduktivitet.

## 5. Referenser

- Andersson, T., Ivarsson, H., Bergqvist, A. och Brydsten, L. 1999. Slutrapport för projektet sulfatkällor för ytvatten i norra Sverige. Institutionen för ekologi och geovetenskap. Umeå Universitet.
- Avenius, J. 2012. Sänkta sjöars inverkan på ytvatten i Västerbottens kustland, Samband mellan sänkningsnivåer och vattenkemi i sjöar på sulfidrika sedimentjordar. Examensarbete. Institutionen för ekologi miljö och geovetenskap. Umeå Universitet.
- Beek, K. J., Blokhuis, W. A., Driessen, P. M., van Breemen, N., Brinkman, R. och Pons, L. J. 1980. Problem soils; their reclamation and management. International Institute for Land Reclamation and Improvement, Publikation 27:43 - 48.
- Boman, A., Fröjdö, S., Backlund, K. och Åström, M. E. 2010. Impact of isostatic land uplift and artificial drainage on oxidation of brackish-water sediments rich in metastable iron sulfide. *Geochimica et Cosmochimica Acta*, 74:1268–1281.
- Bydén, S., Larsson, A-M. och Olsson, M. Mäta vatten. Undersökningar av sött och salt vatten. 2003. Institutionen för miljövetenskap och kulturvård. Göteborgs Universitet.
- Fölster, J. 2001. Significance of processes in the near-stream zone on stream water acidity in a small acidified forested catchment. *Hydrological Processes*, 15:201–217.
- IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL). 2012. Datavärdsrapport för luftkvalitet, sulfathalt i nederbörd. [http://www3.ivl.se/db/plsql/dvsnedar\\$b1.actionquery](http://www3.ivl.se/db/plsql/dvsnedar$b1.actionquery) 2012-06-01.
- Ivarsson, H. och Jansson, M. 1994. Temporal variations in the concentration and character of dissolved organic matter in a highly colored stream in the coastal zone of Northern Sweden. *Archiv fur Hydrobiologie*, 132:45-55.
- Ivarsson, H. och Jansson, M. 1995. Sources of acidity in running waters in central northern Sweden. *Water, Air and Soil Pollution*, 84:233-251.
- Ivarsson, H., Persson, A., Andersson, T. och Bergqvist, A. 1999. Sulfidjordar i norra och mellersta Sverige. Arbetsrapport. Institutionen för ekologi och miljö- och geovetenskap. Umeå universitet.
- Jansson, M. och Broberg, A. 1994. Abiotiska faktorers karaktäristika, funktion och omsättning i sötvatten. Limnologiska Institutionen. Uppsala Universitet.
- Jansson, M. och Ivarsson, H. 1994. Causes of acidity in the River Lillån in the coastal zone of central northern Sweden. *Journal of Hydrology*, 160:71-87.
- Kilminster, K., Norton, S. och Miller, F. 2011. Assessing the influence of acid sulfate soils on water quality in south-western Australian catchments and estuaries. Water Science technical series, rapport 19.
- Laudon, H., Westling, O. och Bishop, K. 2000. Cause of pH decline in stream water during spring melt runoff in northern Sweden. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 57:1888-1900.
- Laudon, H., Westling, O., Poléo A. B. S., och Vøllestad, L-A. 2001. Naturligt sura och försurade vatten i Norrland. Naturvårdsverket. Rapport 5144.
- Länsstyrelsen Västerbotten. 2011. Försurning och kalkning av sjöar och vattendrag i Västerbottens län. Regional åtgärdsplan för 2010-2015. Bilaga 23 – Kålabodaån. <http://www.lansstyrelsen.se/vasterbotten/SiteCollectionDocuments/Sv/Publikationer/2011/Bilagor-atg%C3%A4rdsplan-kalkning-2010-2015/k%C3%A5laboda.pdf> 2012-06-11.
- Naturvårdsverket. 1987. Intern kvalitetskontroll: handbok för vattenlaboratorier. Rapport 3372.
- Naturvårdsverket. 2009. Luften i Sverige 2009. Årlig sammanställning och uppföljning av Sveriges miljökvalitetsnormer.
- Naturvårdsverket. 2010. Kalkning av sjöar och vattendrag. Handbok 2010:2.



- Palko, J. och Yli-Halla, M. 1993. Assessment and management of acidity release upon drainage of acid sulphate soils in Finland. Selected Papers of the Ho Chi Minh City Symposium on Acid Sulphate Soils. International Institute for Land Reclamation and Improvement. Publikation 53, s. 411-418.
- Schwab, E. F. 1976. Bearing capacity, strength and deformation behaviour of soft organic sulphide soils. Doktorsavhandling. Institutionen för Jord- och bergmekanik. Kungliga Tekniska Högskolan.
- Sveriges Geologiska Undersökning (SGU). 2012. Jordartskartan. Kartgeneratör. [http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder\\_sv.html](http://maps2.sgu.se/kartgenerator/maporder_sv.html) 2012-04-12.
- Sveriges Lantbruksuniversitet (SLU). 2012. Fastighetskartan. Digitala kartbiblioteket. <http://atlas.slu.se/get> 2012-04-26.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 A. Normal årsmedeltemperatur. <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/temperatur/1.3973> 2012-04-17.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 B. Normal uppmätt årsmedelnederbörd, medelvärde 1961-1990. <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord/1.4160> 2012-04-17.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 C. Avrinningskartor 2003 - 2011. <http://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenforing/Avrinningskartor/kartvisare2.php?year=Alla> 2012-04-17.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 D. Modellerade värden för vattenföringen i Hertsångersälven. Vattenwebben. <http://vattenweb.smhi.se/> 2012-04-17.
- Sveriges meteorologiska och hydrologiska institut (SMHI). 2012 E. Okontrollerade mätningar för vattenföringen i Dalkarlsån. Vattenwebben. <http://vattenweb.smhi.se/> 2012-05-09.
- Sohlenius, G. 1996. The history of the Baltic proper since the Late Weichselian deglaciation as recorded in sediments. Doktorsavhandling. Institutionen för kvartärgeologi. Stockholms Universitet.
- Sohlenius, G., Persson, L. och Bastani, M. 2007. Geofysiska metoder för att identifiera områden med sulfidhaltiga sediment. SGU-rapport 2007:31.
- Sohlenius, G., Persson, L., Lax, K., Andersson, L. och Daniels, J. 2004. Förekomsten av sulfidhaltiga postglaciala sediment. SGU-Rapport 2004:9.
- Sohlenius, G. och Öborn, I. 2001. Geokemisk karakterisering av sulfidhaltiga jordar. Slutrapportering av SGU-finansierat FoU projekt.
- Svedlund, J-O. 2010. Beskrivning till kvartärgeologiska kartan 21K Robertsfors / 21L Ånäset, serie Ak. Sveriges geologiska undersökning.
- Urho, L., Hildén, M. och Hudd, R. 1990. Fish reproduction and the impact of acidification in the Kyronjoki River estuary in the Baltic Sea. *Environmental Biology of Fishes*, 27: 273-283.
- Vestin, J. L. K., Nordström, S. H., Bylund, D., Mellander, P. E. och Lundström U. S. 2008. Soil solution and stream water chemistry in a forested catchment I: Dynamics. *Geoderma*, 144: 256-270.
- Vatteninformationssystem Sverige (VISS). 2012. Jordbruksmark i Kålabodaåns huvudavrinningsområde. <http://www.viss.lst.se/MapPage.aspx> 2012-05-10.
- Weppling, K. 1993. Hydrochemical factors affecting the neutralization demand in acid sulphate waters. *Vatten*, 49: 161-170.
- Åström, M. och Björklund, A. 1995. Impact of acid sulfate soils on stream water geochemistry in western Finland. *Journal of Geochemical Exploration*, 55:163-170.

- Åström, M. och Åström, J. 1997. Geochemistry of stream water in a catchment in Finland affected by sulphidic fine sediments. *Applied Geochemistry*, 12: 593-605.
- Åström, M., Österholm, P., Bärlund, I. och Tattari, S. 2006. Hydrochemical Effects of Surface Liming, Controlled Drainage and Lime-Filter Drainage on Boreal Acid Sulfate Soils. *Water, Air and Soil Pollution*, 179: 107-116.
- Öborn, I. 1994. Morphology, Chemistry, Mineralogy and Fertility of Some Acid Sulfate Soils in Sweden. Doktorsavhandling. Institutionen för markvetenskap. Sveriges lantbruksuniversitet. Uppsala.





Institutionen för ekologi, miljö och geovetenskap (EMG)  
901 87 Umeå, Sweden  
Telefon 090-786 50 00  
Texttelefon 090-786 59 00  
[www.umu.se](http://www.umu.se)