

Hårdhetsvariation i grundvatten längs Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta

Manuel Entrambasaguas

REFERAT

Hårdhetsvariation i grundvatten längs Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta

Manuel Entrambasaguas

Hårdhetsgrad anger koncentration av kalcium- och magnesiumjoner i vatten. Vatten med höga koncentrationer av dessa joner betecknas som hårt och vice versa. Både för hårt och för mjukt vatten innebär tekniska och ekonomiska problem. På uppdrag av Midvatten AB har ett försök att kartlägga och förklara variationen i grundvattnets hårdhet i Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta genomförts. I arbetet användes olika GIS-program, såsom ArcView, ArcInfo, IDRISI, och ett geokemiskt modelleringsprogram, PHREEQC. GIS-programmen användes för digitalisering av geologiska och hydrologiska kartor och sammanställning av dessa kartor med andra typer av data. I PHREEQC genomfördes simuleringar av kemiska jämvikter.

Den absolut viktigaste faktorn som påverkar grundvattnets hårdhet är upplösning av kalkrika mineral. Upplösningen styrs av tillgången på kalkrika mineral och vattnets pH-värde. Jordprover som upptogs längs Badelundaåsen visar på att det finns kalkrika mineral i marken och att karbonathalten i materialet varierar betydligt. Jämviktssimuleringar med PHREEQC visade dock att prover från de flesta brunnar var mättade med avseende på kalcit. Det innebär att tillgången på karbonat inte är den begränsande faktorn. Dessa simuleringar visade dessutom att koldioxidtrycket är en viktig faktor som påverkar pH-värde och hårdhet. Koldioxidtrycket i atmosfären är mycket lägre än det som råder under markytan och därför förändras den kemiska jämvikten i grundvattnet så fort det kommer i kontakt med atmosfärluften. pH-mätningar i fält är tidskrävande och brukar inte utföras vid vanlig provtagning. I examensarbetet ingick inte några egna vattenprovtagningar. Analysresultat som användes i examensarbetet var framtagna på laboratorium, d.v.s. pH-mätningar utfördes inte i fält.

Salt som sprids ut på vägar under vintertid har också en hårdhetsökande effekt. Från flera vattentäkter som ligger i närheten av riksväg 70 (Rv70) erhöles tidsserier som visade på stigande trender i både kloridhalter och hårdhet. Den ökade trafikbelastningen på riksväg 70 har sannolikt en betydande påverkan på grundvattenkvalitet. Beräkningar och simuleringar utförda inom ramen för detta examensarbete visade att vägsaltets effekt på grundvattenhårdhet är av sekundär betydelse.

Inblandning av ytvatten respektive relikvatten förklarade exceptionellt låga respektive höga hårdhetsvärden i vissa brunnar.

Nyckelord: Hårdhet, grundvatten, kalcium, magnesium, GIS, Badelundaåsen.

ABSTRACT

Hardness variation in groundwater along Badelunda esker between Leksand and Avesta

Manuel Entrambasaguas

Water hardness indicates the concentration of calcium and magnesium ions in water. Water with high concentrations of these ions is described as hard water and water with low concentrations is described as soft water. Water that is too hard or too soft can lead to technical and economical problems. In collaboration with Midvatten AB, groundwater hardness in the Badelunda esker between Leksand and Avesta has been mapped, and an attempt has been made to explain the variations. For this purpose, different GIS programs, such as ArcView, ArcInfo, IDRISI, and one geochemical modelling program, PHREEQC, has been used. GIS programs were used for digitising geological and hydrological maps and then for combining them with other kinds of data. Simulations of chemical equilibria have been accomplished using PHREEQC.

The absolutely most important factor that affects groundwater hardness is dissolution of carbonate minerals. The dissolution is controlled by access to these minerals and pH value of groundwater. Soil samples taken along Badelunda esker indicated the presence of carbonate minerals, and showed significant variation in carbonate content. PHREEQC simulations have indicated that samples from most of wells were saturated with calcite, it means there is no lack of carbonates. The simulations indicated even the importance of carbon dioxide pressure for pH and hardness in groundwater. Because this pressure is much higher under the ground than in the atmosphere the pH value will change as soon the water comes in contact with atmospheric air. Measurements of pH in field are quite complicated and are not usually performed in the field. In this work, pH values were obtained from laboratory analyses, and no measurements were made in the field.

Also road salt effects hardness. From several wells located closely to way 70 were received data showing rising chloride contents and hardness during last 30-40 years. The direct effect of road salt on hardness (exchange of Ca^{2+} by Na^+) was investigated using simulation in PHREEQC. Results of simulations showed that effect of road salt on groundwater hardness are of secondary significance.

In some cases, extreme values in groundwater hardness could be explained by infiltration of surface water or by the occurrence of relict seawater.

Key words: Hardness, groundwater, calcium, magnesium, GIS, Badelunda, esker.

FÖRORD

Detta examensarbete omfattar 20 poäng och har utförts inom civilingenjörsprogrammet i miljö- och vattenteknik vid Uppsala Universitet. Arbetet har utförts på uppdrag av Midvatten AB i samarbete med Institutionen för geovetenskaper vid Uppsala Universitet. Handledare har varit Per-Arne Rytter och Jonatan Strömgren på Midvatten AB. Ämnesgranskare har varit Roger Herbert vid Institutionen för geovetenskaper, luft- och vattenlära, Uppsala Universitet.

Jag vill framföra ett stort tack till Per-Arne Rytter och Jonatan Strömgren på Midvatten AB som har hjälpt mig att samla och tolka data och har stöttat mig under hela examensarbetets gång.

Jag vill även tacka Roger Herbert som med sin entusiasm och sitt breda kunnande inom geokemi har inspirerat och hjälpt mig under arbetets gång.

Ett stort tack till Per-Olof Hården som har ägnat åtskilliga timmar för att hjälpa mig komma igång med GIS.

Borlänge, december 2006

Manuel Entrambasaguas

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	3
1.1	BAKGRUND	3
1.2	SYFTE OCH GENOMFÖRANDE	3
1.3	BADELUNDAÅSENS UTSTRÄCKNING	4
1.4	BERGGRUND OCH JORDARTER	4
1.5	BILDNINGSSÄTT	5
2	TEORI	6
2.1	HÅRDHET	6
2.2	KALCIUM	6
2.3	MAGNESIUM	7
2.4	ALLMÄNT OM JÄMVIKTER	7
2.5	KOLSYRASYSTEMET	7
2.6	ALKALINITET	9
2.7	MÄTTNADSGRAD	10
2.8	JONBYTE	11
2.8.1	<i>Adsorptionens beroende av pH</i>	11
2.9	FÖRSURNING	12
2.9.1	<i>Svavelförsurning</i>	12
2.9.2	<i>Kväveförsurning</i>	13
2.9.3	<i>Försurning till följd av ökat biologisk aktivitet</i>	14
2.10	SALT GRUNDEVATTEN	15
2.10.1	<i>Vägsalt</i>	15
2.10.2	<i>Relikt havsvatten</i>	15
3	METODER	16
3.1	SAMMANSTÄLLNING AV DATA I ARCVIEW	16
3.2	GEOKODNING AV DEN SKANNADE JORDARTSKARTAN	17
3.3	GRUNDEVATTENDATA	18
3.4	ANALYS AV GRUNDEVATTENDATA MED HJÄLP AV PHREEQC	18
3.4.1	<i>Beräkning av mättnadsgrader</i>	18
3.4.2	<i>Titring av jord som innehåller katjonutbytesplatser med NaCl</i>	18
3.4.3	<i>Felkällor</i>	19
3.4.4	<i>Modellering av pHs, CO₂-tryckets och temperaturs påverkan på hårdhet och mättnadsgrader</i>	19
3.5	JORDPROVTAGNING	20
3.6	ANALYS AV CO ₃ -HALTEN	21
4	RESULTAT	22
4.1	TRENDER I BADELUNDAÅSEN	22
4.1.1	<i>Trend i hårdhet och mättnadsgrader</i>	22
4.1.2	<i>Trend i kloridhalter</i>	22
4.1.3	<i>Resultat av karbonatanalyser</i>	24
4.2	ANALYS AV LOKALA VARIATIONER	25
4.2.1	<i>Sundet – Insjön</i>	25
4.2.2	<i>Gräv - Bäsna</i>	28
4.2.3	<i>Lenheden</i>	29
4.2.4	<i>Borlänge</i>	31

4.2.5	<i>Solvarbo - Viggensnäs</i>	32
4.2.6	<i>Hedemora – Avesta</i>	34
4.3	EN TIDSSTUDIE ÖVER FÖRÄNDRINGAR AV HÅRDHET I GRUNDEVATTEN VID INSJÖN, PETERSBURG, VIGGESNÄS, GRÅDÖ, GERMUNDSBO OCH MÄSTERBO.....	35
4.3.1	<i>Sundet</i>	35
4.3.2	<i>Insjön</i>	37
4.3.3	<i>Tallbacken, Brunn 3</i>	38
4.3.4	<i>Petersburg</i>	39
4.3.5	<i>Viggensnäs</i>	41
4.3.6	<i>Grådö</i>	42
4.3.7	<i>Germundsbo</i>	43
4.3.8	<i>Mästerbo</i>	45
4.4	TITRERING AV KATJONUTBYTESPLATSER MED NaCl.....	46
4.5	RESULTAT AV KÄNSLIGHETSANALYSER.....	48
5	DISKUSSION OCH SLUTSATSER	49
5.1	PH OCH ALKALINITET.....	49
5.2	SULFAT.....	49
5.3	ÖKNING I HÅRDHET I BADELUNDAÅSEN.....	50
6	REFERERAD LITTERATUR	51
7	ANVÄNT KARTMATERIAL	53
8	BILAGOR	53

1 INLEDNING

1.1 BAKGRUND

Vatten är en livsviktig resurs och det är viktigt att kunna behålla och förbättra dess kvalitet till kommande generationer. Både yt- och grundvatten kan ge mycket bra dricksvatten. Helst vill man dock använda grundvatten som råvara i dricksvattenframställning, eftersom det har flera fördelar jämfört med ytvatten. Grundvattnet har lägre och jämnare temperatur, mindre mängd organiska ämnen, färre bakterier och är enklare att bereda i ett vattenverk. Det har också ett bättre naturligt skydd mot föroreningar än ytvatten, eftersom många av föroreningarna filtreras bort i marken. Nackdelen är att om grundvattnet väl en gång har blivit förorenat, tar det ofta många generationer innan det blir rent igen. Ungefär hälften av vårt dricksvatten framställs av ytvatten, en fjärdedel av naturligt grundvatten och resten genom grundvatten med konstgjord infiltration (Svenskt vatten, 2003).

Badelundaåsen, som sträcker sig från Siljan ner förbi Mälaren, är en av Sveriges större isälvsavlagringar. Åsen utgör en mäktig akvifer och vattentäkt för ett stort antal kommuner i Dalarna och Västmanland. Vattnet uppvisar typiska egenskaper för grundvatten, d.v.s. låg halt av organiska ämnen och relativt hög jonhalt. Hårdheten, vilket speglar kalcium- och magnesiumhalter, varierar dock kraftigt längst åsens sträckning. Grundvatten med en hög hårdhet har höga kalcium- och magnesiumhalter, och tvärtom för grundvatten med en låg hårdhet. Varken för hårt eller för mjukt vatten är särskilt bra.

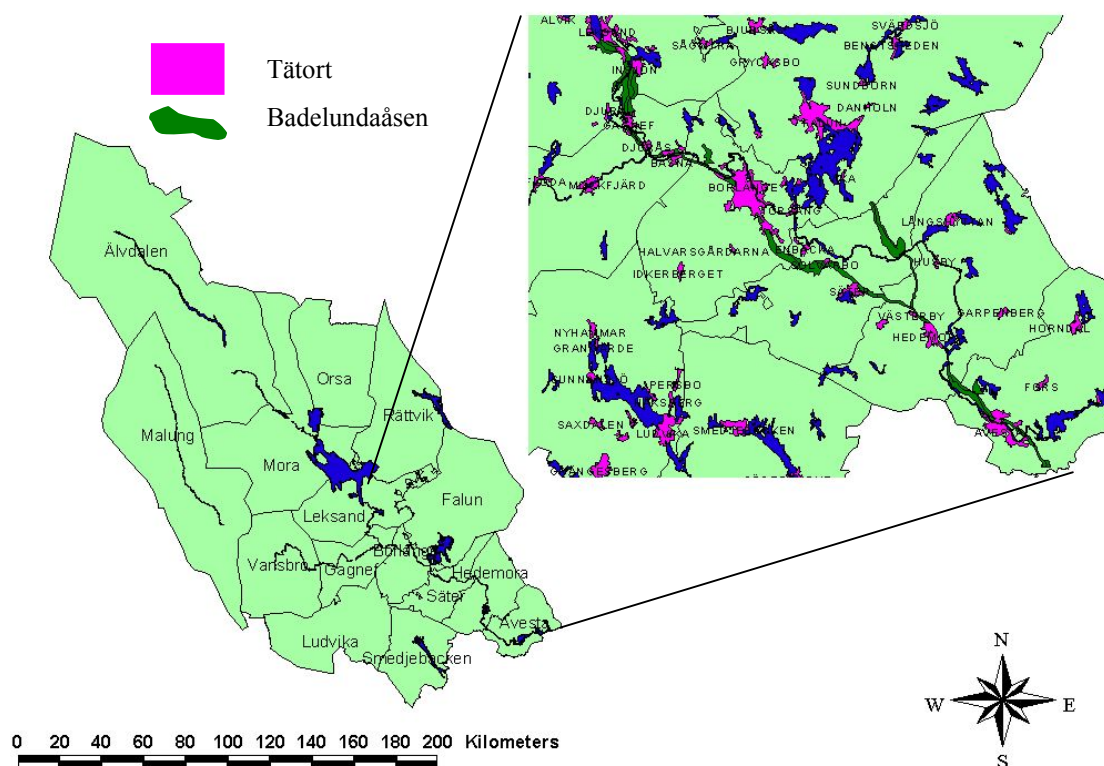
1.2 SYFTE OCH GENOMFÖRANDE

Examensarbetets syfte är att på uppdrag av Midvatten AB kartlägga grundvattenkvalitet med fokus på hårdhet längs Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta och att undersöka variationens orsaker. Grundvattens hårdhet påverkas av jordlagrens egenskaper, uppehållstider, förekomst av relikthavsvatten, försurning samt kontaminering (t.ex. vägsalt, avfallsupplag, dammbekämpningsmedel i grustäkter). På grund av undersökningsområdets stora geografiska utsträckning och projektets tidsbegränsning på 20 veckor har ingen detaljerad grundvattenmodell byggts. Istället gjordes ett försök att förklara ursprunget av Ca- och Mg-joner i grundvattnet genom att studera dess sammansättning. Resultatet av en sådan undersökning skulle kunna visa om eventuella skillnader i hårdheten beror på kontaminering, upplösning av kalkrika mineral eller utspädning med ytvatten från till exempel Dalälven.

För kartläggningen av grundvattenkvalitet längs Badelundaåsen användes resultat av kemiska analyser från tidigare genomförda utredningar (refererad litteratur, utredningar) som sammanställdes i GIS med geografiska och geohydrologiska data. Sedan har avvikelser i hårdhet undersökts och förklarats. Modelleringsprogrammet PHREEQC (Parkhurst, 1999) har tillämpats för att beräkna jämvikter mellan grundvatten och kalkrika mineral, såsom kalcit och dolomit.

1.3 BADELUNDAÅSENS UTSTRÄCKNING

Badelundaåsen är en av mellansveriges längsta och mäktigaste rullstensåsar. Åsen tar sin början som ett stort delta vid Ludgo, ca 2 mil nordöst om Nyköping. Därifrån går den med vissa avbrott upp genom Södermanland, kan spåras i Mälaren och fortsätter sedan upp genom Västmanland förbi Badelunda strax öster om Västerås. Åsen följer Dalälven upp mot Hedemora, där den delar sig i en nordlig del, Svärdsjöåsen, som går öster mot Svärdsjö, och en västlig del, som följer Dalälven mot Leksand. Efter åsförgreningen vid Västerby är åsen mestadels täckt av mäktiga sedimentlager, varför man inte alltid kan följa den i landskapet. Borrningar har visat, att den går i stort sett obrutet ända upp till Siljan (Nygårds och Perers, 1970). Åsens utsträckning inom undersökningsområdet framgår av figur 1.3.1.



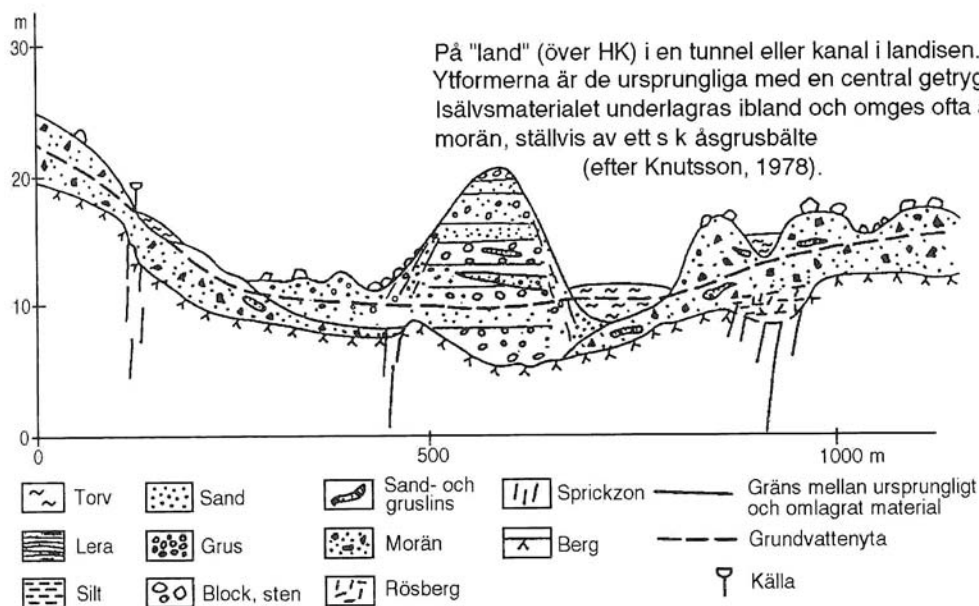
Figur 1.3.1 Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta.

1.4 BERGGRUND OCH JORDARTER

Berggrunden inom undersökningsområdet utgörs av urberg som består dels av leptitformationens bergarter, dels av graniter av olika åldrar och utbildning, ofta tillsammans med grönstenar. Största förekomster av kalksten finns framförallt i Silurringen runt Siljan, men mindre formationer förekommer även på andra platser inom undersökningsområdet, se bilaga 1 (berggrundskarta). Områdets jordarter utgörs övervägande av morän. Sand, lera och isälvsavlagringar finns längst åsens utsträckning, se bilaga 2 (jordartskarta).

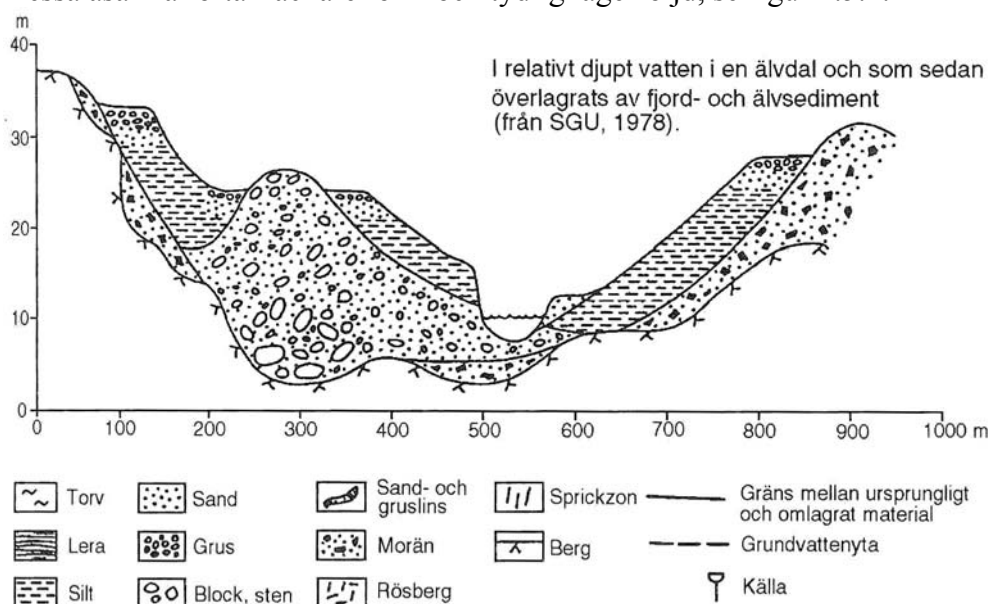
1.5 BILDNINGSSÄTT

Rullstensåsar kan delas upp i två huvudgrupper efter deras bildningssätt. Den ena gruppen kallas för *supraakvatisk* och har bildats inne i isen: i tunnlar, kanaler och issjöar. Dessa åsar ligger ofta över högsta kustlinjen, har smal slingrande form med branta sidor och ingen tydlig sedimentationsföljd. Den typiska formen är den så kallad getryggen, se figur 1.5.1.



Figur 1.5.1 Principskiss av supraakvatisk rullstensås. (Knutsson och Morfeldt, 1993)

Den andra huvudgruppen kallas för *subakvatisk*. Åsar tillhörande denna kategori har avsatts under högsta kustlinjen i djupa vatten utanför en isfront eller i stora issjöar. Dessa åsar har ofta flackare form och tydlig lagerföljd, se figur 1.5.2.



Figur 1.5.2 Principskiss av subakvatisk rullstensås. (Knutsson och Morfeldt, 1993)

De brukar vara kontinuerliga i längsled, men kan delas upp i mindre grundvattenmagasin av tvärgående bergtrösklar. Ett karakteristiskt tvärsnitt består av en central,

valvformig åskärna, som består av grovt material och ligger direkt mot berg, och ett finare material på sidor, den s.k. manteln. Manteln överlagras ofta av ännu finkorningare sediment, ofta leror, vilka i sin tur överlagras av svalgrus, se figur 1.5.2. Badelundaåsen är ett typexempel av en sådan subakvatisk rullstensås avsatt i en älvdal.

2 TEORI

2.1 HÅRDHET

Vattnets hårdhet är ett mått på koncentration av kalcium- och magnesiumjoner och mäts i mmol/l eller tyska hårdhetsgrader (dH), där 1° dH motsvarar 0,179 mmol/l kalcium och magnesium. I Sverige anges total hårdhet vanligen i tyska hårdhetsgrader, varvid 1° dH = 10 mg CaO/l vatten eller 7,19 mg MgO/l vatten (Knutsson och Morfeldt, 1993). Hårdheten från kalcium- och magnesiumkoncentrationer beräknas enligt:

$$^{\circ}\text{dH} = 0,14 \cdot \text{Ca (mg/l)} + 0,23 \cdot \text{Mg (mg/l)} \quad (2.1.1)$$

Följande klasser används vanligen som beteckning för vattnets totalhårdhet, se tabell 2.1.1.

Tabell 2.1.1 Klassificering av vatten efter hårdhet. (Knutsson och Morfeldt, 1993)

	Kalcium (mg/l)	Hårdhet (°dH)
Mycket mjukt	0 - 15	0 - 2,1
Mjukt	15 - 35	2,1 - 4,9
Medelhårt	35 - 70	4,9- 9,8
Hårt	70 - 150	9,8 - 21
Mycket hårt	>150	>21

Hårdheten varierar kraftigt i grundvattnet beroende på den geokemiska miljön. I områden med kalkrika, basiska bergarter påträffas ofta vatten med höga koncentrationer av kalcium- och magnesiumjoner.

Både för hårt och för mjukt vatten är olämpliga för produktion av dricksvatten. Hårt vatten ger kalciumkarbonat utfällningar i kokkärl, uppvärmningssystem o s v. Dessutom ökar åtgången av tvål och tvättmedel. Mjukt vatten har ofta lågt pH-värde vilket leder till att ledningar fräts sönder, vilket i sin tur ger ökade koncentrationer av järn-, koppar- och zinkjoner, beroende på ledningsmaterialet, vilket försämrar vattnets kvalitet (Knutsson och Morfeldt, 1993).

2.2 KALCIUM

Kalcium är den vanligast förekommande alkalimetallen och är huvudkomponent i många vanliga mineraler, såsom kalcit (CaCO_3) och dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$). Kalcium är ett nödvändigt element för både växter och djur och är ofta rikligt förekommande i naturligt vatten (Drever, 1997). Kalcium har bara en oxidationsform - Ca^{2+} . Dess koncentration i naturliga akvatiska system bestäms i stor grad av jämvikter med karbonater, och därmed tillgången på lätt vittringsbara kalciumrika mineral, som kalcit och dolomit, men även koldioxidtrycket har stor betydelse när man betraktar grundvattnets hårdhet. Markens katjonbyteskapacitet är också viktig, eftersom

jonbytesprocesser utgör ett betydande bidrag till koncentration av kalcium i grundvatten, se 2.8.

2.3 MAGNESIUM

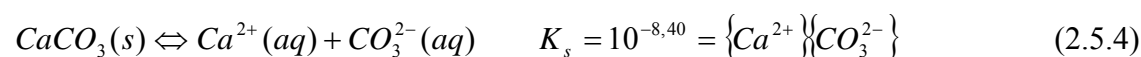
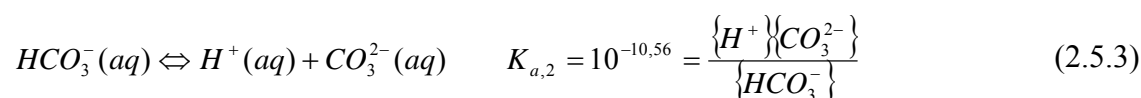
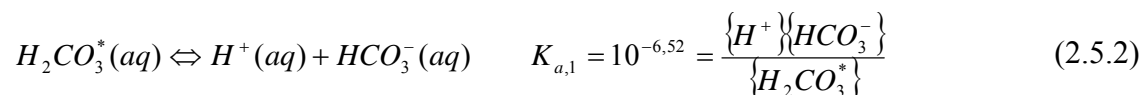
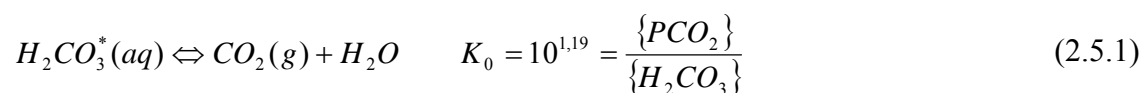
Magnesium ingår i de flesta magmatiska bergarter, särskilt de som innehåller olivin, pyroxiner och amfiboler. I metamorfa bergarter förekommer magnesium i form av klorit och serpentin (Drever, 1997). Sedimentära former av magnesium omfattar karbonater som magnesit, dolomit och hydromagnesit. I dolomit förekommer magnesium och kalcium i lika stora mängder. I vissa aspekter har magnesiumjoner samma effekt på vattenkemin som kalciumjoner, huvudsakligen för deras bidrag till vattnets hårdhet, men magnesium skiljer sig geokemiskt betydligt från kalcium. Magnesiumjoner är mindre än kalciumjoner och ryms därför i mellanrummet mellan sex vattenmolekyler och bildar på det sättet ett hydrokomplex. Det är en mycket viktig egenskap eftersom det gör att magnesium får högre löslighet i vatten. Detta leder till en anrikning av Mg^{2+} i grundvatten, eftersom Ca^{2+} fälls ut först som t.ex. $CaCO_3$. När magnesium slutligen fälls ut innehåller den vatten eller hydroxid vilket beror troligen på dess benägenhet att bilda hydrokomplex (Drever, 1997).

2.4 ALLMÄNT OM JÄMVIKTER

Vattenkemin styrs av en rad olika kemiska reaktioner, som till exempel syrabasreaktioner, komplexbildning, adsorption och upplösning av mineral. Det tar olika lång tid för dessa reaktioner att uppnå jämvikt. Vissa är snabba, som t.ex. syrabasreaktioner, andra är långsamma, t.ex. upplösning av mineral. I grundvattenzonen sker alltid en bortförsl av vittringsprodukter och därför hinner de långsamma reaktionerna ofta inte uppnå jämvikt. Upplösning av kalkrika mineral, som kalcit och dolomit, påverkar i hög grad grundvattnets hårdhet. Dessa mineral är lätt vittringsbara vid låga pH-värden och buffrar därför effektivt mot försurning. Kalcit eller kalciumkarbonat ($CaCO_3$) är den vanligast förekommande karbonatmineralen i svenska jordar och upplösningen av den styrs i hög grad av kolsyrasystemet, se 2.5.

2.5 KOLSYRASYSTEMET

Bland de reaktioner som bestämmer koncentration av Ca-joner i grundvattnet är jämvikt med kalciumkarbonat och kolsyra av stor betydelse. De följande ekvationer ingår i kolsyrasystemet och är särskilt viktiga, ekvation 2.5.1-2.5.4.



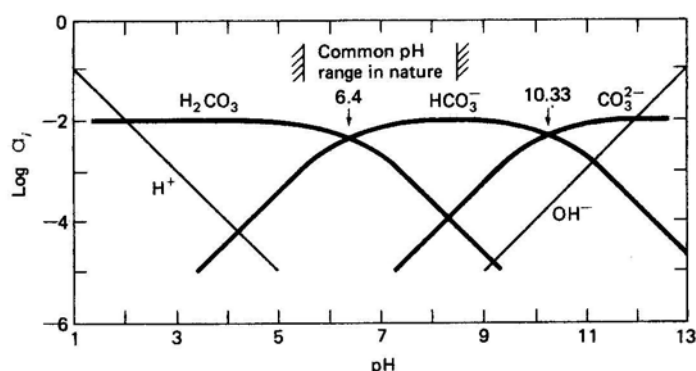
Alla konstanter gäller vid 5°C.

Jämviktskonstanterna är temperaturberoende, se 2.5.1. Löslighetsprodukten för CaCO_3 ($\log K_s$) minskar med ökande temperatur. Detta förklarar problemet med kalkutfällningar i kokkärl och uppvärmningssystem, eftersom CaCO_3 lösligheten minskar med ökade temperatur.

Tabell 2.5.1 Temperatureffekter på konstanter i kolsyrasystemet. (Drever, 1997)

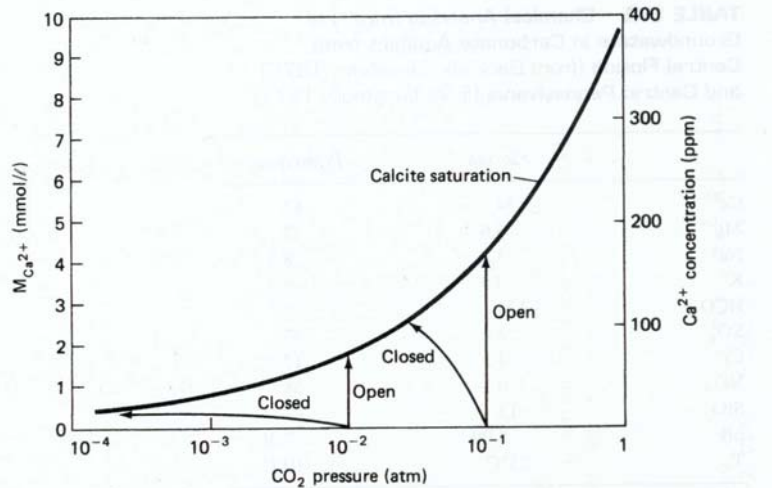
T (°C)	$\log K_0$	$\log K_{a1}$	$\log K_{a2}$	$\log K_s$
0	1,11	-6,58	-10,62	-8,39
5	1,19	-6,52	-10,56	-8,4
10	1,27	-6,47	-10,49	-8,41
15	1,34	-6,42	-10,43	-8,43
20	1,40	-6,38	-10,38	-8,45
25	1,47	-6,35	-10,31	-8,47
45	1,67	-6,29	-10,20	-8,62
60	1,78	-6,29	-10,14	-8,64

Från figur 2.5.1 framgår det att i de flesta naturliga vatten är aktiviteten av karbonatjoner (CO_3^{2-}) liten jämfört med aktiviteten av bikarbonatjoner (HCO_3^-).



Figur 2.5.1 Aktiviteter för olika komponenter i kolsyrasystemet som funktion av pH vid 25°C. (Drever, 1997)

Enligt ekvationer 2.5.1-2.5.4 bestäms koncentration av kalciumjoner av tillgången på kalciumkarbonat, koldioxidtrycket och av jonstyrkan. Figur 2.5.2 illustrerar hur koncentration av kalciumjoner beror på koldioxidtrycket. Koldioxidtrycket i atmosfären ligger på ca 30 Pa (ca $10^{-3,5}$ atm) och i marken kan uppgå till 1000 Pa (ca 10^{-2} atm) (Matthess, 1992). Av denna figur framgår det att kalcitens löslighet och således kalciumhalter i lösningen ökar med ökat koldioxidtryck. När systemet är slutet, d.v.s. det finns inget utbyte med omgivningen, minskar koldioxidtrycket allt eftersom kalcit fälls ut.



Figur 2.5.2 Kalciumkoncentration i vatten som står i jämvikt med kalcit som funktion av koldioxidtrycket. (Drever, 1997)

Jonstyrka är ett mått på mängden lösta joner i vattnet, och används för att beräkna ”störningseffekten” när joner i vattnet reagerar med varandra och beräknas enligt:

$$I = 0,5 \cdot \sum m_i z_i^2 \quad (2.5.5)$$

där I är jonstyrkan, m_i betecknar molaliteten och z_i är ämnets laddning.

De joner som kemiskt reagerar med varandra i en vattenlösning störs om det förekommer andra lösta joner i lösningen eftersom sannolikheten att de träffar på varandra blir något mindre. Ju fler andra joner det finns i lösningen, desto större är deras inverkan och således krävs det desto fler reagerande joner för att reaktionen ska ske. För att korrigera för det infördes begreppet aktivitet. Aktiviteten förhåller sig till ämnets koncentration (i mol/l) enligt följande:

$$\log a_i = \log c_i + \log \gamma_i \quad (2.5.6)$$

$$\log \gamma_i = -0,5 z_i^2 \left(\frac{\sqrt{I}}{1 + \sqrt{I}} - 0,3 I \right) \quad (2.5.7)$$

där a_i är aktiviteten, c_i är koncentrationen och γ_i är aktivitetskoefficient för ämnet i .

2.6 ALKALINITET

Alkalinitet anger systemets buffertkapacitet:

$$\text{Alkalinitet} = [HCO_3^-] + 2 [CO_3^{2-}] + [OH^-] - [H^+] \quad (2.6.1)$$

En positiv alkalinitet kan bara uppstå genom upplösning av kalkrika mineral, som t.ex. $CaCO_3$, och därför finns ett tydligt samband mellan hårdhet och alkalinitet. Alkalinitet anges ofta i form av koncentration av bikarbonatjoner (HCO_3^-). För att villkoret om laddningsbalans ska vara uppfyllt i lösningen gäller:

$$[H^+] = [HCO_3^-] + 2[CO_3^{2-}] + [OH^-] \quad (2.6.2)$$

Vid upplösning av kalcit (CaCO_3) sker följande reaktion:



Eftersom det har tillkommit Ca-joner måste följande laddningsbalansekvation gälla:



Från figur 2.5.1 framgår det att $[\text{HCO}_3^-] \gg 2[\text{CO}_3^{2-}] + [\text{OH}^-] + [\text{H}^+]$ vid naturliga pH, 5 - 8. Eftersom vätejoner härstammar från upplösning av bikarbonat och autohydrolys av vatten är koncentrationer av karbonat- och hydroxidjoner lika med koncentrationen av vätejoner. Ca^{2+} är ingen bas och finns inte med i Ekvation 2.6.1. Alkalinitet är alltså lika med koncentrationen av bikarbonatjoner och härstammar från upplösning av kalcit.

Enligt livsmedelsverket bör inte alkaliniteten (vätekarbonathalten) i dricksvatten understiga 60 mg/l (1 mekv/l). Tabell 2.6.1 visar naturvårdsverkets klassificering av grundvatten m.a.p. alkalinitet.

Tabell 2.6.1 Naturvårdsverkets klassificering av grundvatten m.a.p. alkalinitet.

(<http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/grv/grvdok/grvalk.html>)

Klass	Benämn.	Alkalinitet (mg/l)	Alkalinitet (mekv/l)	pH	Beskrivning
1	Mycket hög alkalinitet	> 180	> 3	> 6,5	Tillräcklig alkalinitet för att även i fortsättningen bibehålla acceptabel pH-nivå
2	Hög alkalinitet	60–180	1–3	> 6,0	
3	Måttlig alkalinitet	30–60	0,5–1,0	5,5–7,5	Otillräcklig alkalinitet för att i framtiden ge en stabil och acceptabel pH-nivå i område med kraftigt syranedfall
4	Låg alkalinitet	10–30	0,2–0,5	5,0–6,0	Otillräcklig alkalinitet för att ge stabil och acceptabel pH-nivå
5	Mycket låg alkalinitet	< 10	< 0,2	< 6,0	Alkaliniteten ger oacceptabel pH-nivå

2.7 MÄTTNADSGRAD

Om grundvatten står i jämvikt med kalkrika mineral innebär det att hårdheten i hög grad beror på deras upplösning eller utfällning. Teoretiskt uppnås jämvikten när mättnadsgraden, SI (saturation index), för ett visst mineral, t ex kalcit, är lika med 0, se Ekvation 2.7.1. Negativa mättnadsgrader tyder på att lösningen är undermättad med avseende på det mineralet, d.v.s. att det kan lösas upp mer, och positiva mättnadsgrader tyder på att lösningen är övermättad och att det kan ske en utfällning av det mineralet. För definition av mättnadsgraden för kalcit se ekvation nedan:

$$SI = \log \frac{\{Ca^{+2}\}\{CO_3^{-2}\}}{K_{sp}} \quad (2.7.1)$$

där $K_{sp} = \{Ca^{+2}\}\{CO_3^{-2}\}$ då jämviktsförhållanden råder.

2.8 JONBYTE

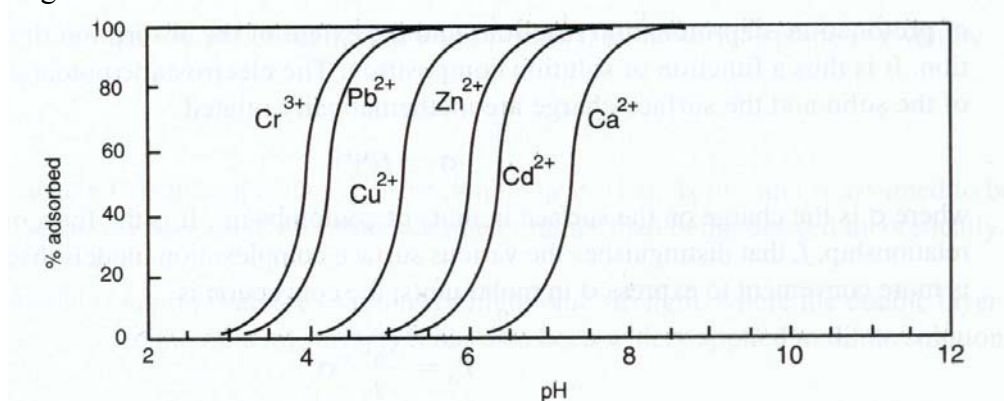
Jonbytesprocesser kan ha betydande inverkan på koncentration av Ca- och Mg-joner i grundvatten. Jordpartiklarnas ytor är övervägande negativt laddade. Det orsakar elektrostatisk adsorption av katjoner. Eftersom detta är en relativt svag typ av bindning kan de ofta ersättas av andra katjoner, som har starkare laddning eller förekommer i högre koncentration. Dessa joner kallas därför utbytbara katjoner. I svenska jordar är de framförallt Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ , K^+ , Al^{3+} och H^+ . En viktig indikator av markens förmåga att binda utbytbara katjoner är katjonbyteskapacitet (CEC). Katjonbyteskapaciteten bestäms av styrkan på jordpartiklars permanenta laddningar och deras specifika yta. Grövre partiklar som sand och grus har relativt liten specifik yta och har därför i regel lägre CEC. I svenska jordar är partiklar av lermineral, oxider och humusämnen av störst betydelse eftersom de har partikelytor upp till hundratals m^2/g (Gustafsson et al., 2001).



där X betecknar adsorptionsplats på partikelytan. Reaktionen har en utbyteskonstant $\log K_{Na/Ca} = 0,4$ (Parkhurst och Appelo, 1999). Från ekvation 2.8.1 framgår att vid höga natriumkoncentrationer i grundvatten kan Na-joner byta ut Ca-joner på partikelytor och därmed öka koncentration av kalcium i grundvatten.

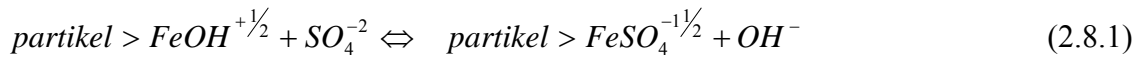
2.8.1 Adsorptionens beroende av pH

pH-värde är den enskilt viktigaste faktorn som styr adsorption av joner, se figur 2.8.1. Från denna figur framgår att adsorption av kalciumjoner är betydande bara vid pH 7 och högre.



Figur 2.8.1 Adsorption av metalljoner på järnhydroxidernas ytor som funktion av pH. (Dzombak och Morel, 1990)

Det beror på att vätejoner konkurrerar med andra katjoner om platser på partiklarnas ytor. Men det finns även en omvänd relation. Till exempel adsorption av SO_4^{-2} skulle leda till en höjning av pH, eftersom annars skulle partikelytans negativa laddning bli för stor, det kompenseras med adsorption av H^+ :



I jordar med hög sulfatadsorption fördröjs försurningen med 5-20 år (Gustafsson et al., 2001).

Adsorption av andra katjoner än vätejoner kan leda till en sänkning av pH-värdet eftersom det kan leda till desorption av H^+ . Från tabell 2.8.1 kan utläsas att jonbytesprocesser med lermineral är mycket viktiga för adsorption av kalcium.

Tabell 2.8.1 Grad av adsorption vid pH 6. (Gustafsson et al., 2001)

Typ av yta	Dominerande adsorptions- mekanism	Adsorption av kalcium
Lermineral	Jonbyte	+++
Fe/Al-oxid	Ytkomplex	0
Mn-oxid	Ytkomplex	+
Humusämnen	Ytkomplex	++

2.9 FÖRSURNING

I det föregående kapitlet har det visats att adsorption av katjoner är i hög grad pH-beroende. Eftersom en del av kalcium- och magnesiumjoner är bundna till jordpartiklar genom adsorption påverkar förändringar i pH deras koncentrationer i grundvattnet. Olika typer av mänsklig verksamhet har ofta lett till kraftig försurning. Antropogen försurning kan vara orsakad av svavel- eller kväveutsläpp.

2.9.1 Svavelförsurning

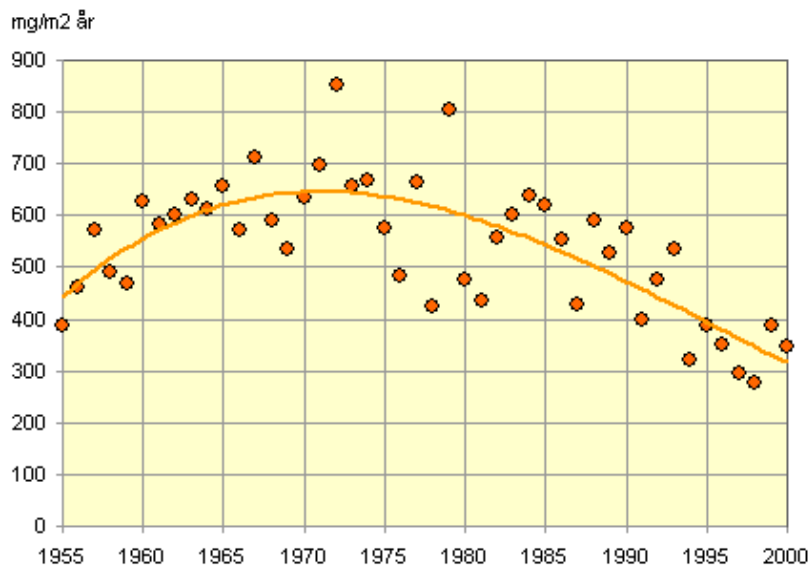
Det är främst frigörandet av stora mängder reducerat svavel från fossila bränslen som orsakar försurning. Dessa bränslen bildades under anaeroba förhållanden med sulfat som oxidationsmedel:



Svavelsyra binds i denna process. Sedan omsätts ofta svavelväte till pyrit. Vid förbränning av fossila bränslen frigörs den svavelsyra som under lång tid var bunden.



Figur 2.9.1 visar det genomsnittliga nedfallet av svavel (i form av sulfat) med nederbörden över Mellansverige sedan 1955. Till detta "våta svavelnedfall" kommer också ett "torrt nedfall" av gas- och partikelformiga svavelföreningar.



Figur 2.9.1 Det genomsnittliga nedfallet av svavel (i form av sulfat) med nederbörden över Mellansverige sedan 1955. (Naturvårdsverket, 2003a)

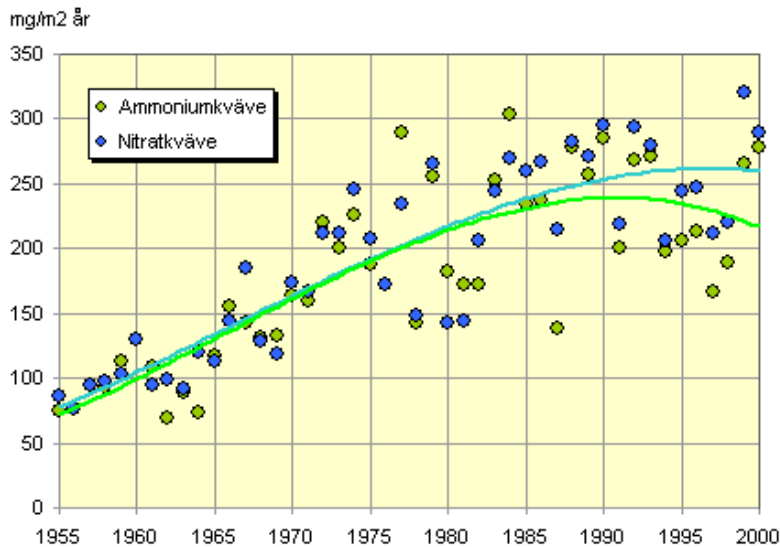
Atmosfärisk deposition av svavel över undersökningsområdet är 0,2 mekv/l. Typisk alkalinitet är 1-3 mekv/l. Det ger kvot på 5-15 d.v.s. ingen till måttlig påverkan, se tabell 2.9.1.

Tabell 2.9.1 Klassificering av grundvatten m.a.p. sulfatföroreningar. (Naturvårdsverket, 2003b)

Klass	Benämning	Uppmätt alkalinitet (mekv/l)/ beräknat sulfattillskott (mekv/l)
1	Ingen eller obetydlig påverkan	> 10
2	Måttlig påverkan	10-5
3	Påtaglig påverkan	5-2
4	Stark påverkan	2-1
5	Mycket stark påverkan	< 1

2.9.2 Kväveförsurning

En del av kvävetillförseln sker genom direkt gödsling men en stor del kommer också från atmosfäriskt nedfall. Nedfallet av kväve i form av nitrat- och ammoniumjoner, som trefaldigades från 1950- till 1980-talet, har visat tendenser att avta först under de senaste åren (Naturvårdsverket, 2003a). Figur 2.9.2 anger det våta nedfallet av kväve över Mellansverige.



Figur 2.9.2 Det våta nedfallet av kväve över Mellansverige. (Naturvårdsverket, 2003a)

De två största källorna av luftburna kväveföreningar är jordbruket, som producerar ammoniakgas (NH_3), och förbränningsmotorer, som producerar kväveoxider (NO_x). Dessa oxideras i atmosfären till salpetersyra vars anjon är nitrat. Trots att ammonium och nitrat kommer från olika källor förekommer de i nära ekvivalenta mängder i atmosfären, år 2001 beräknas 53 650 ton ammoniak ha nått ut i luften från svenska källor (Naturvårdsverket, 2003a).

Kväveförsurning kan även orsakas av läckage från övergödd mark. Så länge det föreligger kvävebrist hos vegetationen tas nitraten upp i utbyte mot OH^- -joner och ammonium upp i utbyte mot H^+ -joner. Resultatet blir vatten och ingen försurning sker. Om tillgången på kväve överstiger vegetationens behov kan ammoniumjoner nitrifieras och salpetersyra bildas, se ekvation 2.9.3, vilket leder till kraftig försurning.



2.9.3 Försurning till följd av ökat biologisk aktivitet

På grund av långsamt utbyte mellan markluften och atmosfäriska luften hinner inte koldioxid trycket i marken utjämnas med atmosfäriska koldioxidtrycket. En ökad biologisk aktivitet i markzonen leder då till ökat koldioxidtryck och till väteproduktion. Om vätejonerna inte konsumeras genom mineralvittring kommer vätejonöverskottet att leda till försurning:



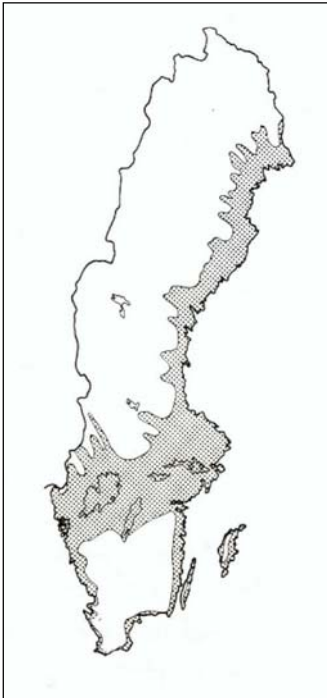
2.10 SALT GRUNDVATTEN

2.10.1 Vägsalt

I Dalarna län, som på de flesta håll i Sverige, används NaCl för avisning av vägar under vinterhalvåret. Riksväg 70 är den största vägen inom undersökningsområdet och på den sprids mellan 8 och 14 ton NaCl per kilometer och år (Ryttar, 2002). NaCl är löslig och förekommer följaktligen i vatten nästan enbart som Na- och Cl-joner. Kloridjoner reagerar i liten utsträckning med jordpartiklar och deras koncentration påverkas nästan enbart av utspädning. Natriumjoner deltar aktivt i jonbytesprocesser vilket ofta leder till ökade halter av andra katjoner i grundvatten. Läs mer om dessa processer i kapitlet 2.8. I sin studie av vägsaltets effekt på kolloid dispersion i vägnära markområden har Norrström och Bergstedt (2001) konstaterat att natriumjoner effektivt ersätter kalciumjoner på jordpartiklarnas utbytesplatser. En annan studie (Ryttar, 2002) tyder på att det finns samband mellan vägsaltets användning och ökning i grundvattnets hårdhet. Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta sammanfaller i hög grad med sträckningen av riksväg 70. Det ger anledning att misstänka att vägsaltet kan vara en av de faktorer som påverkar hårdheten i grundvatten.

2.10.2 Relikt havsvatten

Salt grundvatten kan också bero på saltvatteninträngning från Östersjövatten eller på relikthavsvatten som finns på många platser i Sverige som ligger under högsta kustlinjen, se figur 2.11.1. På grund av högre densitet lägger sig relikthavsvatten under sött grundvatten och dras upp bara när uttaget ur akviferen överskrider nybildningen. Problemet med inblandning av relikthavsvatten förekommer i djupborrade brunnar i områden under högsta kustlinjen. På grund av sitt höga salthalt leder inblandning av



relikthavsvatten till ökning av grundvattnets hårdhet. Grundvatten påverkad av relikthavsvatten eller nutida havsvatten uppvisar förutom förhöjda kloridhalter även avvikande proportioner mellan halterna av klorid, natrium, kalcium, magnesium och sulfat jämfört med opåverkat grundvatten. Sulfathalten överstiger vanligen det tillskott av sulfat som grundvattnet får via atmosfäriskt nedfall. Det finns flertal avancerade metoder för bestämning av grundvattnets ålder, såsom t.ex. isotopbestämning av kolet, men de är dyrbara och kräver speciell utrustning för provtagning. Ett enklare sätt att få en indikation om hur länge vattnet har uppehållit sig i en akvifer är att jämföra dess Cl/SO₄-kvoter. Eftersom sulfatet långsamt reduceras av mikroorganismer under anaeroba förhållanden men kloridhalter förblir mer eller mindre konstanta indikerar höga kvotvärden att vattnet har funnits länge i akviferen. Kvoten är i allmänhet hög i svenska relikthavsvatten (Lindewald, 1985).

Figur 2.10.1 Högsta kustlinje i Sverige. Skuggade områden var täckta av hav under senaste istiden. (Lindewald, 1985)

Ett annat sätt att skilja recent från relik saltvatten är genom att beräkna Mg/Cl-kvoter (Lindewald, 1985). Den metoden är dock tillämpningsbar bara för vatten i kristallin svensk berggrund. Kvoter för relik havsvatten är alltid mindre än 0,06.

3 METODER

3.1 SAMMANSTÄLLNING AV DATA I ARCVIEW

GIS står för Geographic Information System. Det är ett datasystem för sammanställning, förvaring, behandling och presentation av geografiskt relaterad information (USGS, 2003). Det finns en mängd olika program som används för dessa syften, t.ex. ArcView, ArcInfo, MapInfo och IDRISI. I ett GIS-system lagras all data på två principiellt olika sätt - i vektorform eller i raster. De båda sätten har sina för- och nackdelar. De ovannämnda programmen är ofta specialiserade på att hantera ett av formaten.

Sammanställning av befintlig data, i form av brunn- och rörsdjup, analysresultat, samt Gröna Kartan och olika geologiska och hydrologiska kartor, har genomförts i ArcView 3.2. Ett punkttema, "Brunnar", har skapats och i attributtabeln till det temat har provplatsernas namn, datum för provtagningen, resultaten från kemiska analyser av grundvattnet, x- och y-koordinater i RT90 referenssystem, samt kommentarer och i vissa fall djup lagts in.

För att kunna utföra analys av samband mellan hårdhet i grundvatten och geologin har jordartskartan, berggrundskartan och kartan över grundvattnet i Dalarnas län digitaliserats. Kartorna skannades in och sparades i Tiff-format, för att sedan enkelt kunna importeras till ArcView. I ArcView hamnar de skannade bilderna i ett lokalt koordinatsystem. Det enklaste sättet att transformera bilderna till RT90 koordinatsystem är genom att använda verktyget "Align" som finns tillgänglig i tillbyggnadsmodulen "Image Analysis extension". Principen är att man med hjälp av musen parvis kopplar ihop punkter som ska överlappa varandra på två olika kartor. Eftersom Gröna Kartan redan ligger i RT90 får den andra kartan efter transformationen också koordinater i samma koordinatsystem. Anpassningsgraden ofta förbättras av att välja flera fixpunkter vid transformationen.

GIS-verktygen användes för att få en överblick över tillgänglig information såsom: förekomster av kalksten, grundvattendelare, flödesriktningar, grustäkter, vägar, Badelundaåsens utsträckning och m.m. Med hjälp av GIS beräknades kortaste avstånden från provplatserna till riksväg 70, vilket var användbart när effekter av vägsaltsanvändning studerades. Alla brunnar har klassificerats efter hårdhet i fyra olika klasser:

- mycket mjukt vatten (0,9°-4,2° dH)
- mjukt (4,3°- 7,5° dH)
- hårt (7,6°-10,2° dH)
- mycket hårt (10,3°-16,2°).

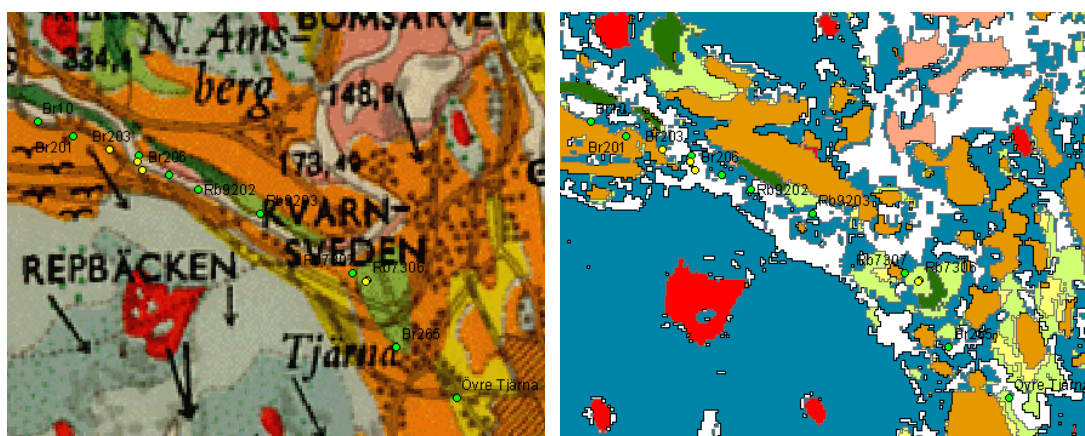
Den klassificeringen gjorde för att åskådliggöra på bästa sättet skillnader i vattenkvalitet mellan olika provtagningsplatser och skiljer sig från klassificeringen som gjordes av Knutsson och Morfeldt, se avsnitt 2.1.

3.2 GEOKODNING AV DEN SKANNADE JORDARTSKARTAN

För att undersöka om det finns samband mellan de olika jordarterna och hårdhet i grundvatten har ett försök att klassificera den skannade jordartskartan genomförts. Klassificeringen gjordes med hjälp av färganalys i IDRISI. Innan bilden importerades till IDRISI har den redigerats i Adobe Photoshop 6.0, då text och andra kartografiska symboler har tagits bort.

Den redigerade bilden har sparats i TIFF-format för att sedan importeras till IDRISI. Vid importen konverterades bilden till IDRISI-format och delades upp i tre olika band. Klassificeringen har genomförts med hjälp av signaturer, små polygoner som innefattar pixlar karaktäristiska för varje klass. Det var önskvärt att först dela upp jordartskartan i 9 klasser: "Isälvsmaterial", "Älvsediment", "Grus och Sand", "Mjäla", "Lera", "Morän", "Kalt berg", "Vatten" och "Skräp". I "Skräp" hamnar allt som har redigerats bort i Photoshop. IDRISI erbjuder goda möjligheter till redigering av signaturer, eftersom det finns tillgång till statistiska verktyg som hjälper att analysera de uppsättningar av pixlar som ingår i signaturer. Det är till exempel enkelt att upptäcka "outliers" genom att granska fördelningshistogram för alla tre banden för varje signatur. De färdiga signaturerna används sedan i olika "Classifiers" för att dela upp hela bilden i 9 klasser. Klassificerare använder olika statistiska metoder för att tilldela alla pixlar i bilden till någon av de 9 klasserna. Flera klassificerare har testats men bästa resultatet erhöles med "Mindist" klassificeraren. Pixlar i klassen "Skräp" har sedan tilldelats värden från närmastliggande icke-skräppixlar. Resultatet blev en karta med 8 klasser, text och annan oönskad information har smält in i bilden.

Geokodning av den inskannade jordartskartan med hjälp av IDRISI gav tyvärr inte tillfredställande resultat, se figur 3.2.1. På grund av att den ursprungliga kartan innehöll stor mängd kartografiska symboler har en omfattande redigering i Photoshope genomförts. Oundviklig följd av dessa åtgärder är att en del väsentlig information har gått förlorad. Särskilt svåra var övergångarna mellan två olika färgområden. Dessa var ofta väldigt svårt definierade och därför svåra att hantera. Ville man ta bort dessa så försvann en del av färg i de både områden som man ville behålla, vilket försämrade kontrasten. På grund av dessa omständigheter användes den inskannade kartan i det fortsatta arbetet.



Figur 3.2.1 Jämförelse mellan inskannade och klassificerade jordartskartor.

3.3 GRUNDVATTENDATA

Största delen av data använt i examensarbetet har hämtats från arkiv på Midvatten AB. Analys- och brunnsdata för Viggensås- och Petersburgsvattentäkter har erhållits från Hedemora Energi AB. Alla analys har utförts av ackrediterade laboratorium. Sammanställning av använd data finns i bilaga 4 och 5.

3.4 ANALYS AV GRUNDVATTENDATA MED HJÄLP AV PHREEQC

PHREEQC är en av de mest kraftfulla geokemiska modellerna (Parkhurst and Appelo, 1999). Den används för beräkning av:

- fördelningar mellan olika komponenter i en lösning och deras mättnadsgrader
- satsvisa reaktioner och endimensionella transportberäkningar
- invers modellering

Windowsversionen av programmet kan kostnadsfritt laddas ner från:

<http://www.geo.vu.nl/users/posv/PHREEQC.html>.

I projektet användes PHREEQC för att undersöka om grundvatten står i jämvikt med kalciumrika mineral, sådana som kalcit (CaCO_3) och dolomit ($\text{CaMg}(\text{CO}_3)_2$), utbytesförhållandena mellan natrium och kalcium, samt modellera pH-värdets och temperaturens påverkan på hårdhet och mättnadsgrader.

3.4.1 Beräkning av mättnadsgrader

Ett sätt att undersöka om tillgången på kalkrika mineral förklarar variationer i hårdhet är att titta på om grundvatten står i jämvikt med de vanligaste kalkrika mineral, såsom kalcit och dolomit. Om grundvatten är mättad med kalcium- och magnesiumjoner innebär det att det finns tillräckligt med kalk och variationer i markens kalkhalt är ointressanta. Mättnadsgrader och felkoefficienter har beräknats med avseende på kalcit och dolomit mineral, se bilaga 5 för exempel på koden.

Teoretiskt uppnås jämvikt när mättnadsgraden är lika med noll, se avsnitt 2.7, men eftersom indata till modellen inte är fullständig utökas mättnadsområde till intervallet (-0,5) - (+0,5). De flesta lösningarna är neutralt laddade vid naturliga förhållanden och därför erbjuder beräkning av laddningsbalansen ett enkelt sätt att kontrollera om man har med alla väsentliga komponenter i lösningen. I PHREEQC används felkoefficienter (percent error) för att illustrera grad av laddningsbalansen i lösningen. Negativa tal indikerar då ett överskott på negativa joner och vice versa. Det vill säga att ju större positiva eller negativa felkoefficienter desto större risk för att någon väsentlig komponent saknas. Om felet är större än 10 % är analysdata otillräcklig eller felaktig.

Information om vattnets temperatur vid provtagningen saknas i de flesta fallen. Vid modelleringen användes temperatur 6°C för samtliga prover. Det utgör en potentiell felkälla vilket diskuteras nedan.

3.4.2 Titring av jord som innehåller katjonutbytesplatser med NaCl

Genom spridning av vägsalt (NaCl) på riksväg 70 tillförs stora mängder natrium- och kloridjoner till grundvattnet. Det är känt att natriumjoner har förmåga att byta ut kalciumjoner på partikelyornas utbytbara platser, se 2.8. Det höjer halter av kalcium i grundvatten. För att studera storleksordningen på bidraget från jonbyte mellan natrium och kalcium har genomförts en simulering av titring av jord som innehåller

katjonutbytesplatser med NaCl i geokemiskt modelleringsprogram PHREEQC. Modellen hade följande förutsättningar:

- 0.01 mol utbytesplatser/kg vatten
- jämviktskonstanter i PHREEQC databasen
- Ca halt i lösningen bestäms av jämvikt med kalcit vid $P_{CO_2} = 0.01$ atm
- Utbytesplatser i jämvikt med Ca i lösningen innan titrering börjar

Dessa parametrar är rimliga för svenska jordar enligt Roger Herbert.

3.4.3 Felkällor

Verkligheten är alltid mer komplicerad än den bästa modellen därför är det viktigt att göra en analys av potentiella felkällor och deras inverkan på resultatet. Analysrapporter som innehåller inparametrar för modellen varierar i omfattning och saknar information om provhantering. Analyser har utförts på olika laborationer och under olika tidsperioder. Det innebär många potentiella felkällor, tre största av dem har sammanställts nedan.

- 1 Jämviktskonstanterna och mängd utbytesplatser på partiklarnas ytor kan vara annorlunda för materialet i undersökningsområdet än i modellen.
- 2 Koldioxidtrycket i jorden kan variera ganska kraftigt.
- 3 Temperatur, pH och alkalinitet mättes inte i fält och kunde ha förändrats under transporttiden eftersom koldioxidtrycket i provet ändras.

Modellens känslighet med avseende på de två sistnämnda felkällor studeras i nästa avsnitt.

3.4.4 Modellering av pHs, CO₂-tryckets och temperaturns påverkan på hårdhet och mättnadsgrader

Uppgifter om temperatur och pH vid provtagning är mycket bristfälliga. Oftast finns uppgifter om temperatur vid uppäckning av prover vid ankomst till laboratoriet. pH har i samtliga prover mäts på laboratoriet, det vill säga efter avsevärt lång tid efter provtagning. Det måste betraktas som en potentiell felkälla vid beräkning av kemiska jämvikter eftersom båda parametrar ingår i modellen. För att undersöka modellens känslighet för ändringar av dessa parametrar har följande simuleringar genomförts.

pH-värdet sänktes för samtliga prover med en halv enhet och de nya mättnadsgraderna erhöles. Ursprungligen hade cirka 54% av prover pH mellan 8 och 9, cirka 41% hade pH mellan 7 och 8, resten av prover hade pH mellan 6 och 7. Temperaturen sattes till 6°C (vanlig temperatur för grundvatten). Sedan återställdes pH-värdena och temperaturen ändrades till +15°C för samtliga prover.

En modellering har genomförts som visar hur ändring i koldioxidtrycket påverkar pH-värde i en vattenlösning mättad med kalcit. En körning av programmet gjordes då koldioxidtrycket var 10^{-2} atm. (i jorden), och andra körningen gjordes då koldioxidtrycket var $10^{-3,5}$ atm. (i atmosfären).

Programkod för ovannämnda körningar redovisas i bilagor 5 och 6.

3.5 JORDPROVTAGNING

För att undersöka om det förekommer karbonatmineral i marken och för att studera variationer i markens kalkhalt inom undersöknings området har fem jordprover tagits från fem olika grustäkter i Badelundaåsen. Ytterligare två prover togs i samband med rörborrningar Rb0202, från 36-38 meter djup, och rör Rb0203, från 54-56 meter djup.

För att undvika påverkan av jordmånsbildningsprocesser på karbonathalten var det viktigt att ta prover från några meter under den ursprungliga markytan. För att minimera sådana risker har prover tagits i grustäkter från färskavrottytor. Prover från flera olika platser i varje grustäkt blandades och analysen gjordes på ett samlingsprov. Provet från Tjärna sandtäkt togs ungefär från 10 meters djup under den ursprungliga markytan.

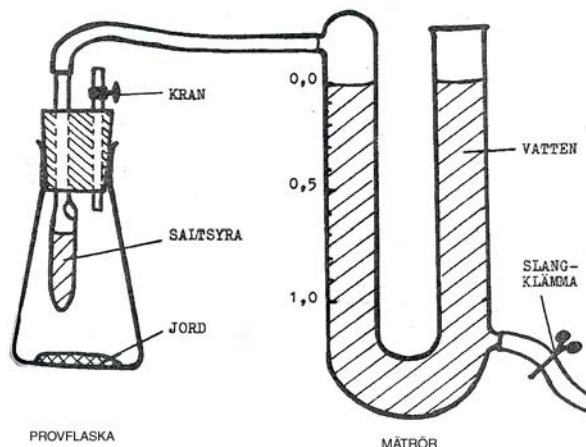
Provtagningen vid grustäkten i Gustafs har skett på cirka 15 meters djup under den ursprungliga markytan.

Grustäkten vid Viggensnäs, där nästa provtagning skedde var nedlagd och delvis återställd. Proverna togs från cirka 6 meters djup under den ursprungliga markytan.

Proverna från grustäkten vid Grådö togs från ungefär 8 meters djup under den ursprungliga markytan.

3.6 ANALYS AV CO₃-HALTEN

För kvantitativ bestämning av karbonathalten användes Passons apparat, se figur 3.5.1. Kalcit (CaCO₃) är det dominerande karbonatet i våra jordar och därför låter man resultatet vara ett mått på CaCO₃-halten. Om jorden innehåller även andra karbonater, till exempel MgCO₃ eller FeCO₃, måste man använda andra mer tidskrävande analysmetoder.



Figur 3.6.1 Apparat (Passons apparat) för bestämning av karbonathalt.

Metoden bygger på volumetrisk mätning av den koldioxid som utvecklas vid reaktion mellan karbonat och saltsyra:



Lämplig mängd jord placeras i provflaskan och fuktas med några ml destillerat vatten. Sedan fylls saltssyreröret med 10 %-ig saltsyra (HCl). Mätörret fylls med vatten så att vattenmenisken står vid skalans nollsträck. Reaktionsflaskan lutas så att saltsyra rinner ut på jordprovet. Den därvid utvecklade koldioxiden tränger undan vatten i mätörret. När gasutvecklingen avstannar justeras vattnet i de båda skänkarna till samma nivå, för att koldioxiden i mätörret ska få den yttre luftens tryck, och en avläsning görs. Viktprocent karbonat beräknas enligt:

$$\text{CaCO}_3 = \frac{\text{avläsning på skalan} \cdot 20}{\text{jordprovets massa (g)}} \quad (3.6.2)$$

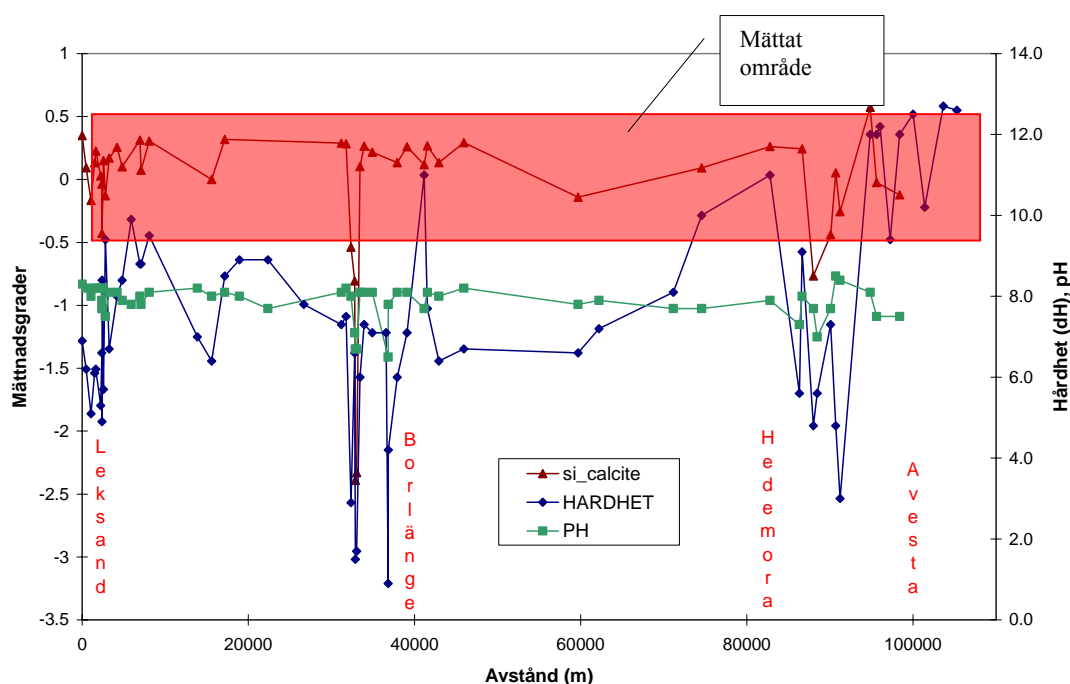
Innan jordprover analyserades har en kalibrering med rent kalciumkarbonat (CaCO₃) genomförts. Kalibreringen gjordes med 0,05 g, 0,1 g, 0,15 g och 0,2 g CaCO₃.

4 RESULTAT

4.1 TRENDER I BADELUNDAÅSEN

4.1.1 Trend i hårdhet och mättnadsgrader

Vattnets hårdhet varierar kraftigt i Badelundaåsen, från 0,9°dH till 12,7°dH. Resultat från modellering med PHREEQC visar på att vatten står i jämvikt med kalcit i de flesta av grundvattenproverna från Badelundaåsen, se figur 4.1.1. Teoretiskt uppnås jämvikt när mättnadsgraden är lika med noll, se avsnitt 2.7, men eftersom indata till modellen inte är fullständig utökas mättnadsområde till intervallet (-0,5) - (+0,5). Mättnadsgraderna för dolomit redovisas inte eftersom dessa låg utanför mättnadsområdet.

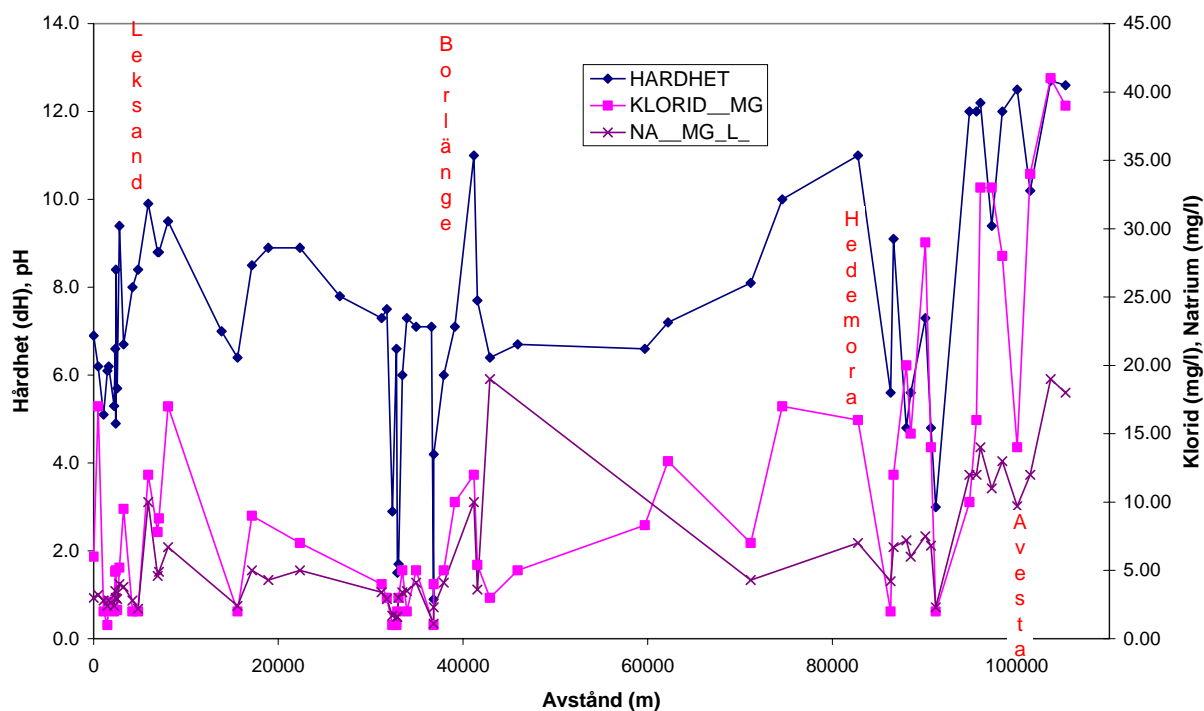


Figur 4.1.1 Mättnadsgrader m.a.p. kalcit, hårdhet och pH i grundvattenprover tagna från Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta.

Upplösning av kalcit leder till ökad alkalinitet, se avsnitt 2.6. Korrelation mellan hårdhet och alkalinitet är mycket stark ($r^2=0,69$).

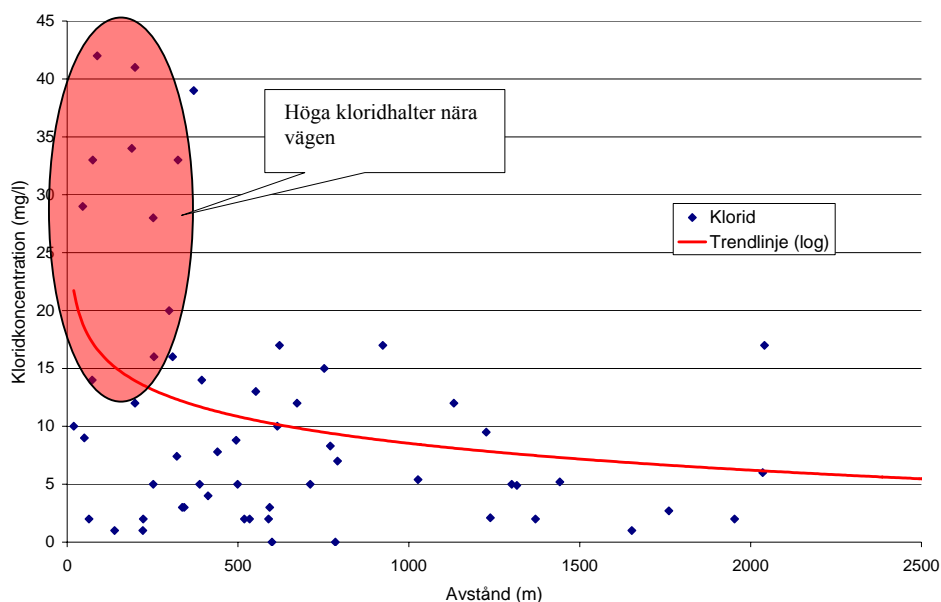
4.1.2 Trend i kloridhalter

Det finns också en viss korrelation mellan kloridkoncentration och hårdhet ($r^2=0,39$) i jordbrunnar, se figur 4.1.2. Den är dock mycket svagare än korrelation mellan alkalinitet och hårdhet ($r^2=0,69$). Korrelation mellan kloridhalter och hårdhet kan bero på användning av vägsalt (NaCl), se avsnitt 2.10. Den svagare korrelationen mellan klorid och hårdhet skulle i så fall betyda att inte alla brunnar är påverkade av vägsaltet.



Figur 4.1.2 Hårdhet, klorid- och natriumkoncentrationer i grundvattenprover tagna i Badelundaåsen.

Denna relation är särskilt tydlig i området runt Avesta. Ett annat sätt att illustrera i vilken grad vägsaltet påverkar grundvattenkemin är genom att studera kloridkoncentrationer relativt avståndet från riksvägen Rv70, se figur 4.1.3.



Figur 4.1.3 Kloridhalter i grundvatten från Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta relativt avståndet från riksväg 70.

Anpassning med logaritmisk regressionsmodell visar på en tydlig trend – kloridkoncentrationerna är högre närmare riksväg 70. Att inte alla prover tagna från brunnar nära riksväg 70 uppvisar höga kloridhalter kan bero på att vägen inte passerar deras tillrinningsområden. Från figur 4.1.3 framgår också att kloridkoncentrationerna avtar med avståndet från riksväg 70 mot 5 mg/l, vilket är bakgrundsvärde för klorid i svenskt grundvatten (Naturvårdsverket, 1999).

Avvikande höga kloridhalter har noterats bara i Br105 (90 mg/l). Cl/SO₄-kvoten för denna brunn är 4,74, vilket är mycket högre än i andra undersökta brunnar och rör. Höga Cl/SO₄-kvoter indikerar enligt Pomper (1981) att vattnet har funnits länge i akvifären. En bergborrad brunn (Br107) som ligger cirka 2 km nordväst om Br105 uppvisar dessutom tecken på inblandning av relik havsvatten. Cl/Mg-kvoten i denna brunn är 0,04, vilket är karakteristiskt för grundvatten i kristallin berggrund påverkad av relik havsvatten (Lindewald, 1985).

4.1.3 Resultat av karbonatanalyser

Karbonatanalys av uttagna jordprover visade att åsen innehåller karbonatmineral. Dessutom visar resultaten att halter kalciumkarbonat i jorden avtar i sydlig riktning, se tabell 4.1.1, vilket är rimligt eftersom avståndet ökar från Siljaringen där det finns stora kalkstensförekomster.

Tabell 4.1.1 Uppmätta CaCO₃-halter.

Provplats	Vikt (g)	Avläsning	$CaCO_3 = \frac{\text{avläsning} \cdot 20}{\text{massa jord}} (\%)$
Rb0202 Leksand	2	0,78	7,8
	2	0,78	7,8
Rb0203 Leksand	2	0,54	5,4
	2	0,54	5,4
Tjärna i Borlänge	5	0,44	1,8
	5	0,44	1,8
Gustafs	10	0,50	1,0
	10	0,48	1,0
Viggesnäs	5	0,20	0,8
	10	0,38	0,8
Grådö	10	0,10	0,2
	20	0,38	0,8
Saxbo	20	0,08	0,1
	20	0,06	0,1

Det finns dock en ganska stor källa till osäkerhet. Alla prover förutom Rb0202 och Rb0203 är tagna från sand- och grustäkter, se 3.5, och därför kan ha varit utsatta för vittring under en viss tid. Vittrings effekt på dessa prover är svår att uppskatta.

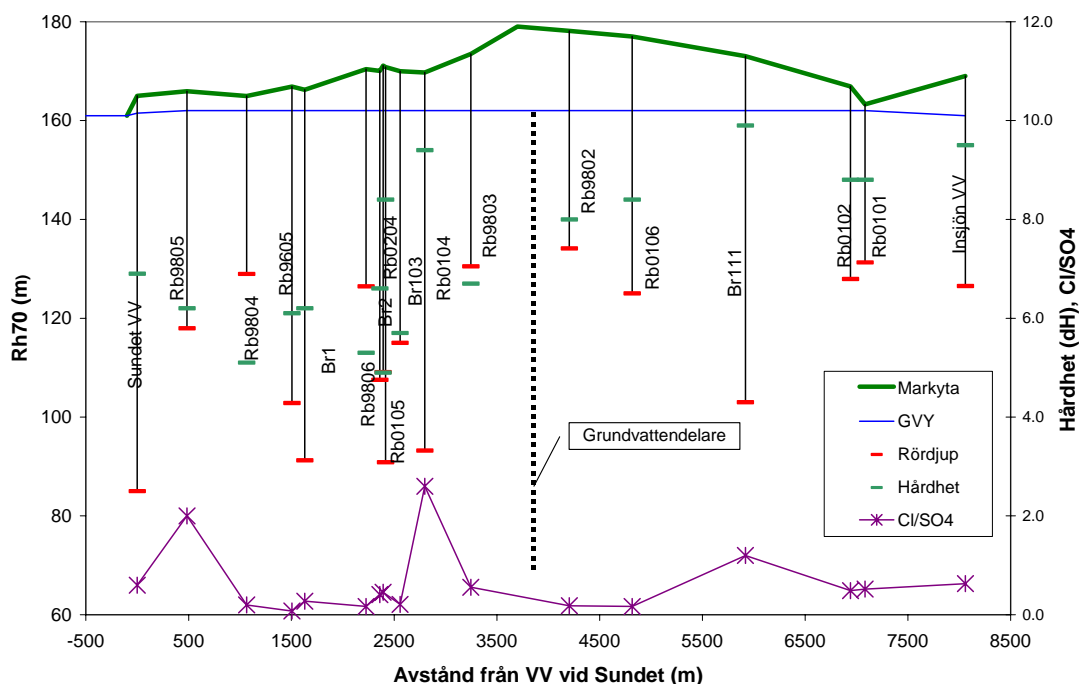
Provet från Rb0202 innehöll drygt 2 % högre halt CaCO_3 än provet från Rb0203. Dessa prover är tagna från ett stort djup under markytan och därför kan betraktas som opåverkade av yttre faktorer.

4.2 ANALYS AV LOKALA VARIATIONER

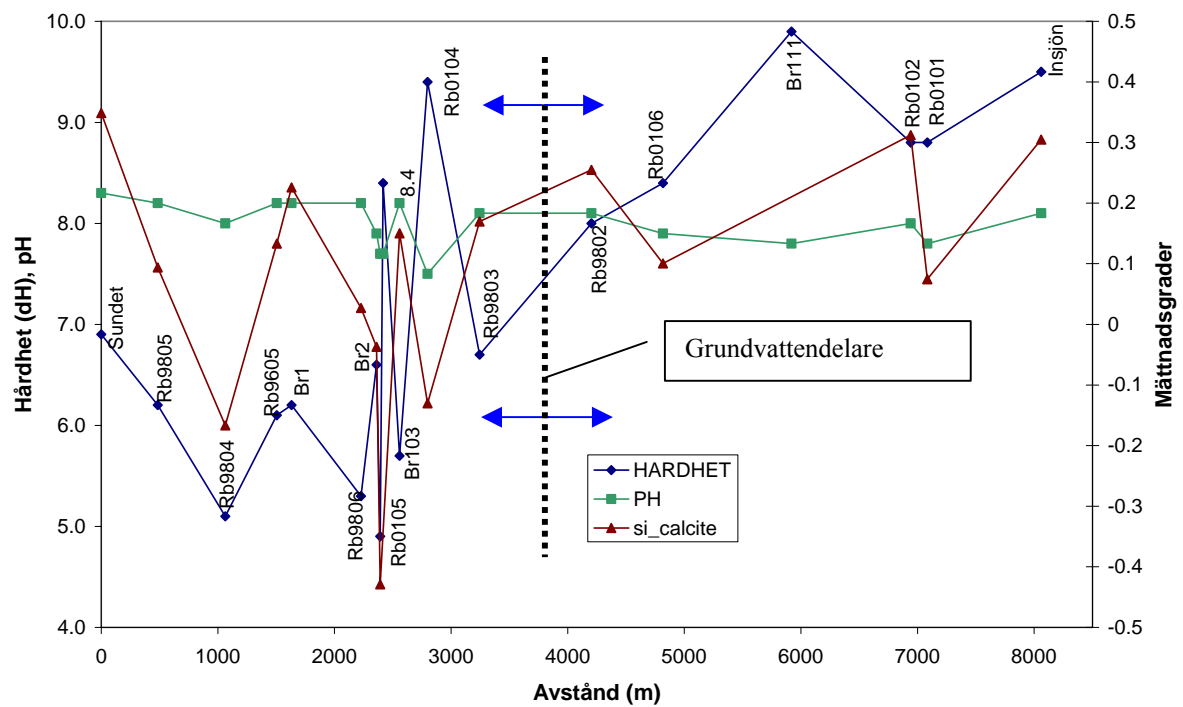
För att underlätta analysen har undersökningsområdet delats upp i mindre delar. Eftersom provplatserna är ojämnt utspridda längs åsens utsträckning har sträckor med hög provfrekvens betraktats separat. Nedan följer resultat av dessa analyser.

4.2.1 Sundet – Insjön

Badelundaåsen mellan Leksand och Insjön delas i två delar av en vattendelare, se figur 4.2.1. Båda delarna har liknande geologi, grundvattnet är dock hårdare i den södra delen. Inget tydligt samband kan avläsas mellan hårdhet och provtagningsdjup. Genom att studera Cl/SO_4 -kvoter har ett försök gjorts att förklara variationer i hårdhet med grundvattens ålder, se 2.10.2. Ett ”gammalt” grundvatten har haft längre tid på sig att komma i jämvikt med kalcit. Jämförelsen av hårdhet och Cl/SO_4 -kvoter är dock svårtolkad. Det kan betyda att grundvatten vid samtliga provplatser är tillräckligt gammalt för att uppnå jämvikt med kalkrika mineral. Denna hypotes stärks vid beräkning av mättnadsgrader med avseende på kalcit, se figur 4.2.2. Mättnadsgraderna är något högre i den södra delen av området där det har också noterats högre hårdhet. Resultaten av karbonatanalyser visar att även halten av CaCO_3 är högre i åsmaterialet från den södra delen, se 4.1.3.

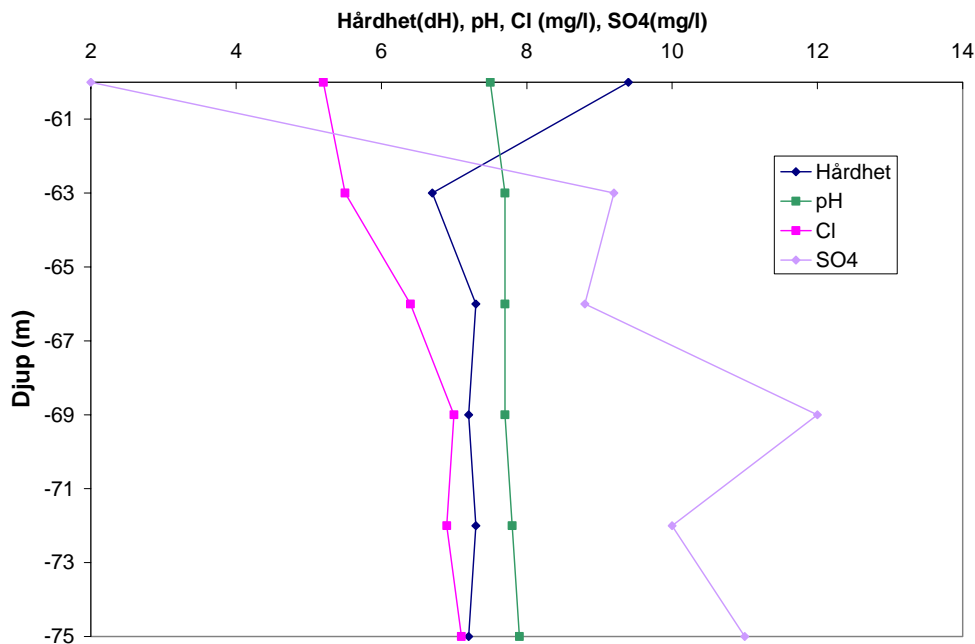


Figur 4.2.1 Grundvattenprofil med rördjup, Cl/SO_4 och hårdhet mellan Leksand och Insjön. Höjderna är angivna i rikshöjdsystemet Rh70.



Figur 4.2.2 Hårdhet och mättnadsgrader i grundvattnet mellan Leksand och Insjön.

Provet från Rb0104 uppvisade högre hårdhetsgrad, men lägre pH och mättnadsgraden med avseende på kalcit än prover från närliggande platser. Analys av felkoefficienter visar att Rb0104 ligger på 10 procent. Det är ett högt värde som indikerar att jonbalansen inte är uppnådd, d.v.s. att lösningen har ett överskott på positiva joner. Figur 4.2.3 illustrerar hur pH, klorid, sulfat och hårdhet i grundvattnet varierar i djupled vid Rb0104.



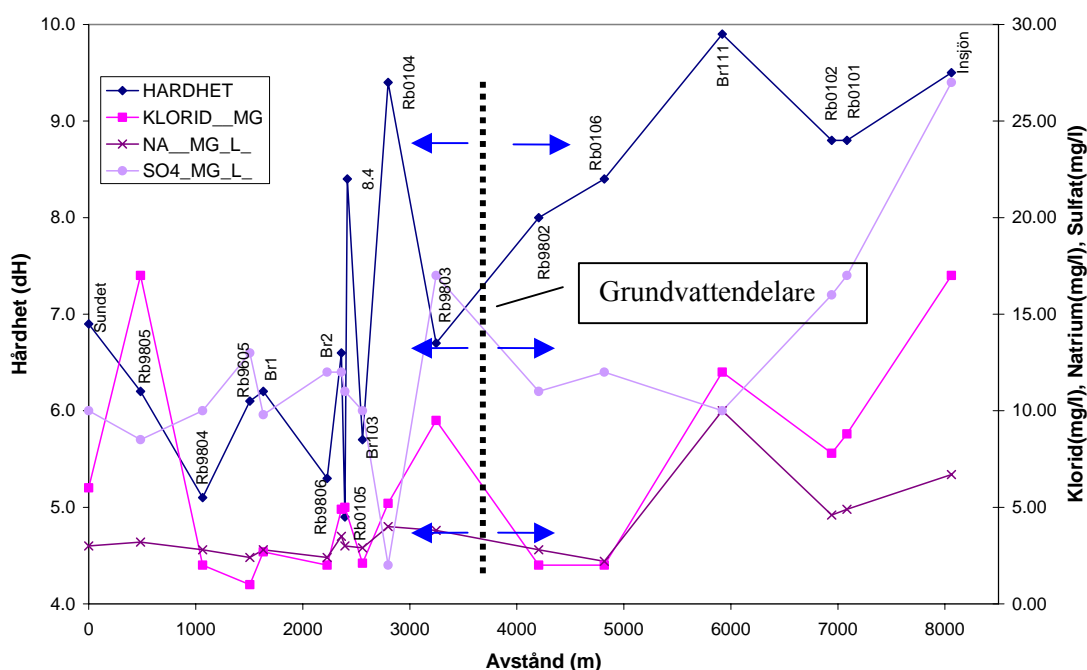
Figur 4.2.3 Hårdhet-, klorid-, sulfat- och pH-varianter i djupled vid Rb0104.

Från denna figur framgår det att vatten från större djup än 65 meter uppvisar större likheter med de andra proven från närliggande brunnar, men även de har höga felkoefficienter, se tabell 4.2.1. Det mest anmärkningsvärda är järnkonzentrationen som uppgår till 34 mg/l på 60 meters djup, medan i prover från de övriga djupen ligger den på mellan 1,4-3 mg/l, se tabell 4.2.1. Denna avvikelse är så kraftig att den förmodligen beror på felaktig analys. Men även järnhalter på 3 mg/l är ganska höga, de vanliga koncentrationerna av järn i grundvatten ligger på mellan 0-1 mg/l (Wikner, 1999).

Tabell 4.2.1 Hårdhet, pH, felkoefficienter, HCO₃, Ca, Mg, SO₄, Cl, Na och Fe på olika djup vid Rb0104.

Djup meter	Hårdhet dH	pH	Felkoeff %	HCO ₃ mg/l	Ca mg/l	Mg mg/l	SO ₄ mg/l	Cl mg/l	Na Mg/l	Fe mg/l
-60	9,4	7,5	10,0	170	60	4,8	2,0	5,2	4,0	34,0
-63	6,7	7,7	7,9	140	44	2,7	9,2	5,5	3,2	3,0
-66	7,3	7,7	14,2	130	48	2,9	8,8	6,4	3,2	1,5
-69	7,2	7,7	14,3	130	47	2,9	12,0	7	3,1	1,6
-72	7,3	7,8	14,5	130	48	2,9	10,0	6,9	3,2	1,4
-75	7,2	7,9	13,4	130	47	2,8	11,0	7,1	3,0	1,5

Genom södra delen av området passerar riksväg 70 som är den troligtvis största källan till klorid och natrium och därför finns anledning att närmare undersöka dess inverkan på vattenkemin. Figur 4.2.4 redovisar sulfat-, klorid- och natriumkoncentrationer i prover tagna från Badelundaåsen mellan Leksand och Insjön. Korrelationen mellan kloridhalt och hårdhet ($r^2=0,19$) är ganska svag. Korrelationen mellan hårdhet och alkalinitet är mycket tydligare ($r^2=0,86$). Det tyder på att hårdheten till stor del orsakas av upplösning av kalcit.



Figur 4.2.4 Hårdhet, natrium-, klorid- och sulfatkoncentrationer mellan Leksand och Insjön.

4.2.2 Gräv - Bäsna

Mättnadsgrader kunde bara beräknas för två prover, Moje och Tallbacken. Felkoefficienterna för de övriga beräkningar var för höga. Både vid Moje och vid Tallbacken står grundvattnet i jämvikt med kalcit, se bilaga 3. Korrelationen mellan hårdhet, klorid- och natriumkoncentrationer är ganska tydlig, se figur 4.2.5. Hårdheten ökar med ökade klorid- och natriumkoncentrationer. En enkel beräkning ger en fingervisning om i vilken grad effekten av vägsaltet maximalt skulle kunna påverka hårdheten. Om all klorid härstammar från vägsaltet skulle det innebära att skillnaden mellan klorid- och natriumkoncentrationer är de natriumjoner som adsorberades till jordpartiklarna. Även om varje adsorberad natriumjon skulle byta ut en kalciumjon, vilket inte är särskilt sannolikt, skulle det bara kunna förklara en liten del av ökningen i hårdhet.

$$[Cl^-]_{Tallbacken} = 9 \text{ (mg/l)} \quad (4.2.1)$$

$$[Na^+]_{Tallbacken} = 5 \text{ (mg/l)} \quad (4.2.2)$$

$$^{\circ}dH = 0,14 \cdot [Ca^{2+}] \quad (4.2.3)$$

$$\frac{[Cl^-]}{M(Cl)} = \frac{9 \text{ (mg/l)}}{35,45 \text{ (g/mol)}} = 0,254 \text{ (mmol/l)} \quad (4.2.4)$$

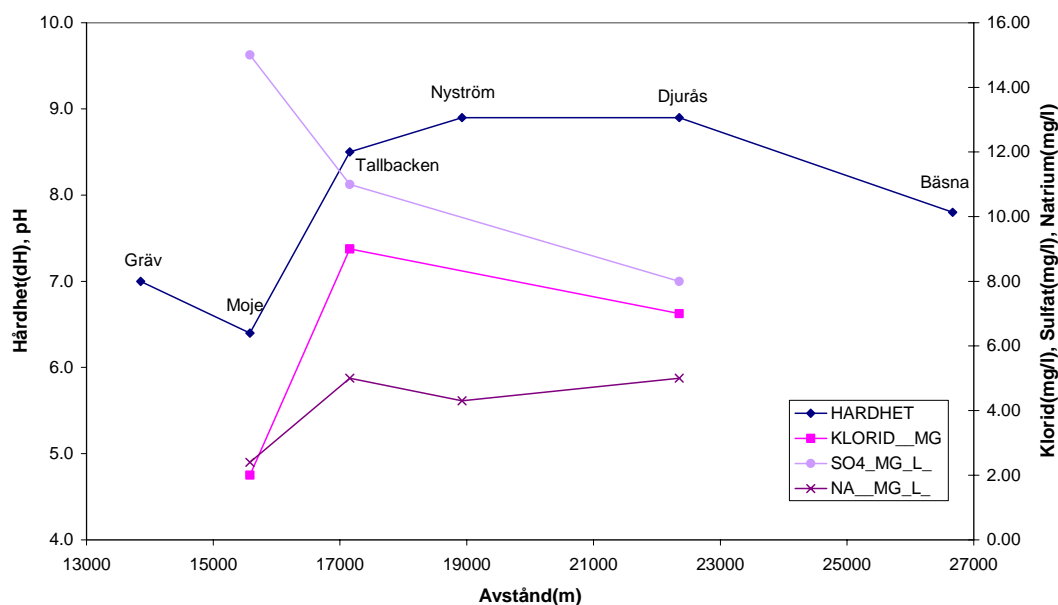
$$\frac{[Na^+]}{M(Na)} = \frac{5 \text{ (mg/l)}}{22,99 \text{ (g/mol)}} = 0,217 \text{ (mmol/l)} \quad (4.2.5)$$

$$0,254 \text{ (mmol/l)} - 0,217 \text{ (mmol/l)} = 0,037 \text{ (mmol/l)} \quad (4.2.6)$$

$$m(Ca^{2+}) = 0,037 \cdot M(Ca) = 1,48 \text{ (mg/l)} \quad (4.2.7)$$

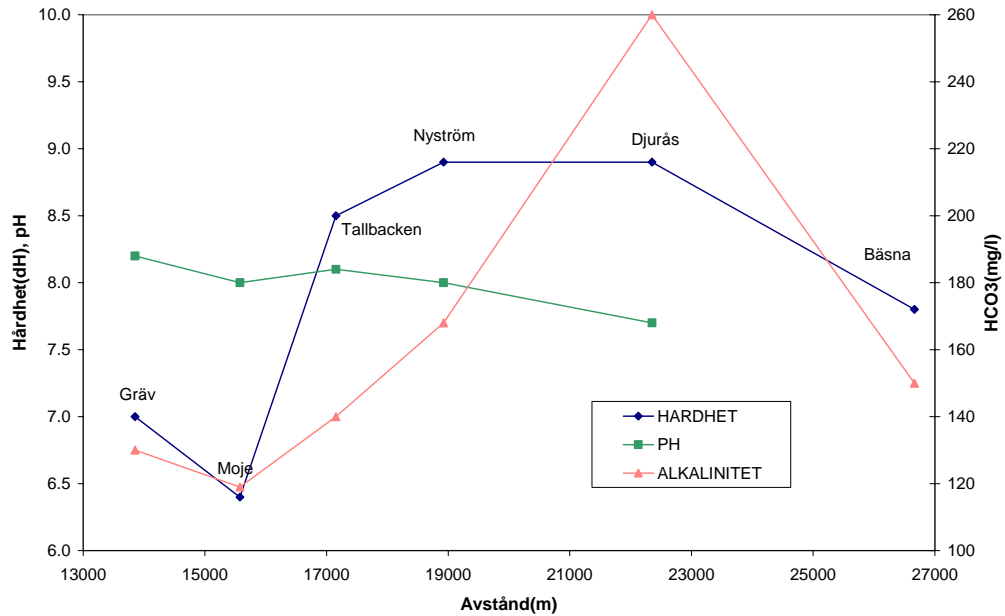
$$0,14 \cdot 1,48 \text{ (mg/l)} = 0,21^{\circ}dH \quad (4.2.8)$$

Från ekvationer 4.2.1.- 4.2.8 framgår att vägsaltet skulle kunna orsaka en höjning av grundvattnets hårdhet med maximalt 0,21°dH. Koncentrationen av klorid vid Tallbacken och Djurås är något högre än bakgrundsvärdena för klorid i grundvatten i Svealand och Norrland, som ligger på 5 mg/l (Naturvårdsverket, 1999).



Figur 4.2.5 Hårdhet, natrium och klorid i grundvatten mellan Gräv och Djurås.

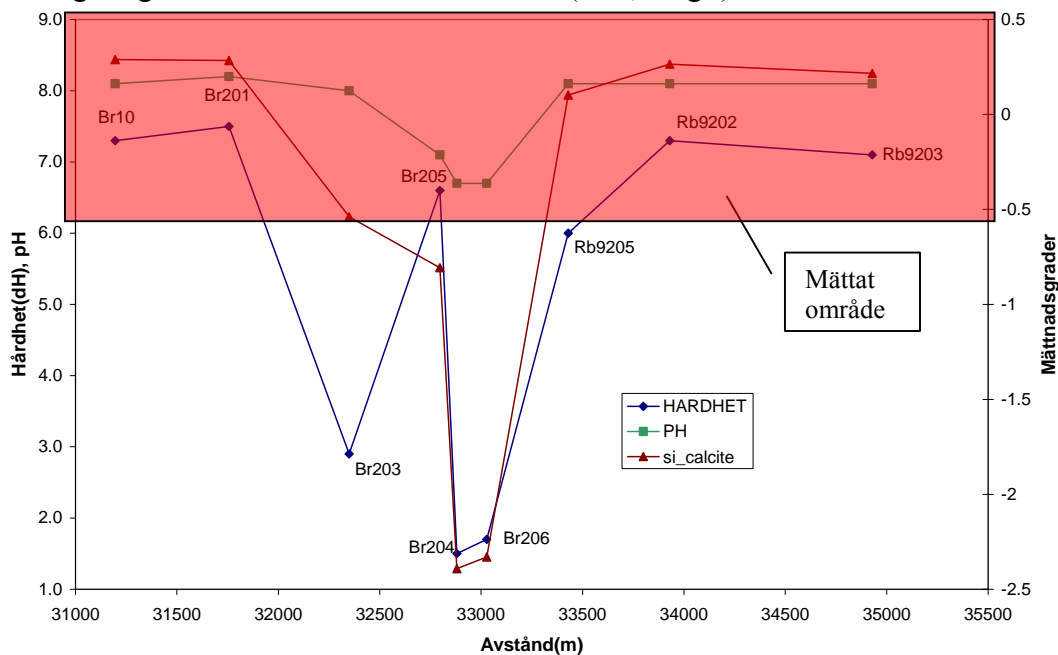
Vägsaltanvändning kan bara förklara en mindre del av variationen i hårdhet mellan Gräv och Bäsna. Den största orsaken till variationen är troligtvis upplösningen av kalcit. Figur 4.2.6 visar ett tydligt samband mellan alkalinitet och hårdhet ($r^2=0,48$).



Figur 4.2.6 Hårdhet, pH och alkalinitet mellan Gräv och Bäsna.

4.2.3 Lennheden

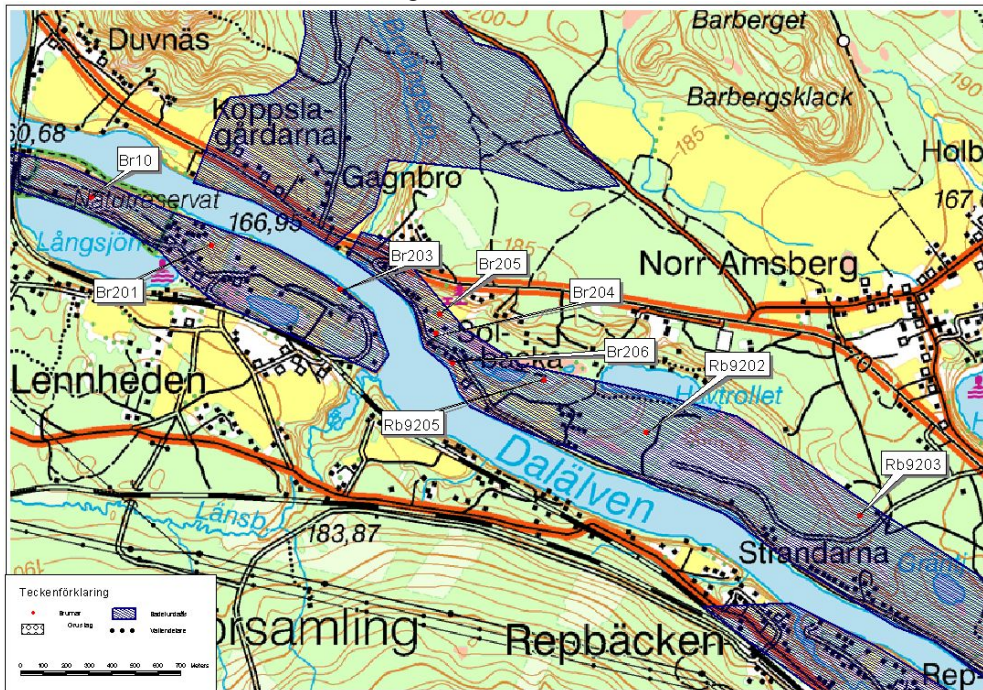
I åsen mellan Bäsna och Borlänge följer grundvattnets hårdhet mätnadsgrader med avseende på kalcit, se figur 4.2.7. De extremt låga värdena i Br203, Br204 och Br206 kan förklaras med infiltration från Dalälven, eftersom vatten i Dalälven har pH ca 7,0 och hårdhet ca 0,6 dH. Ytvatteninfiltrationen kan också förklara de för grundvatten ovanligt höga COD-halterna i dessa brunnar (ca 1,5 mg/l).



Figur 4.2.7 Hårdhet, pH och mätnadsgrader för kalcit i grundvatten längst Badelundaåsen mellan Bäsna och Borlänge.

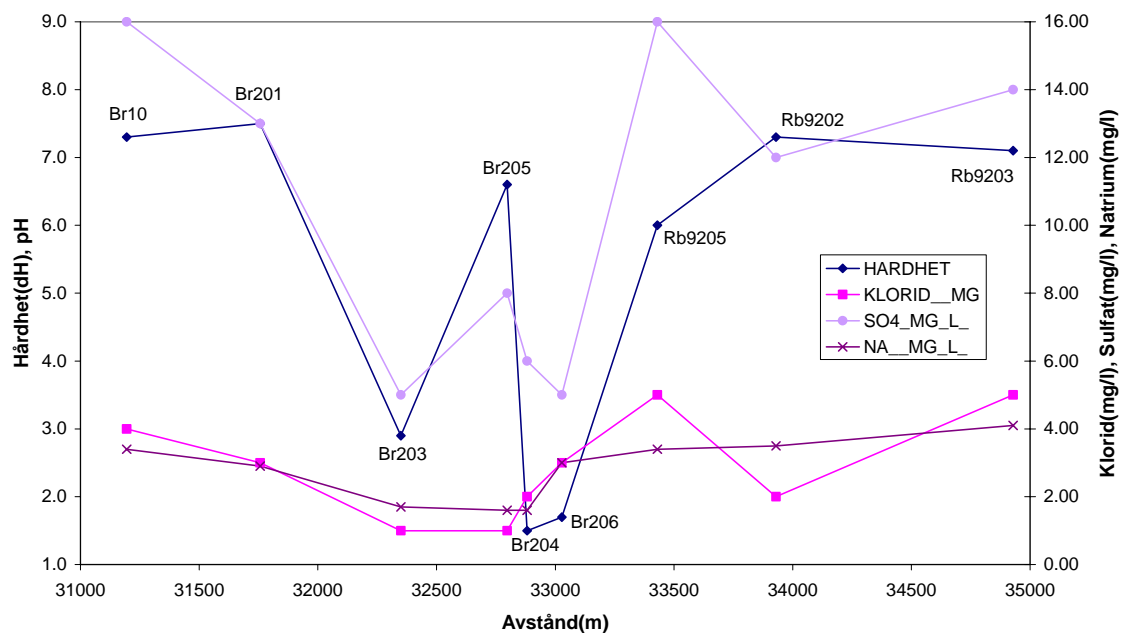
Från figur 4.2.8 framgår det att de brunnarna ligger väldigt nära Dalälven, varför infiltrationen av älvvatten är mycket sannolik.

© Lantmäteriverket Gävle 2006. Medgivande I 2006/2222



Figur 4.2.8 Översiktspild över Lennheden.

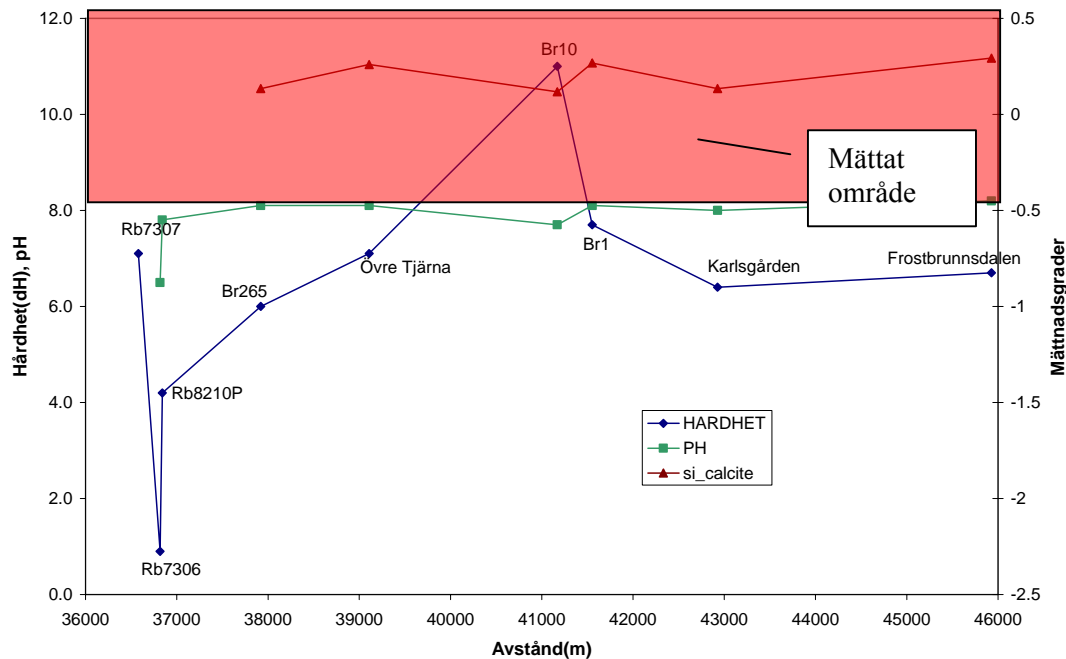
Figur 4.2.9 visar att sulfatkoncentrationerna och hårdheten är korrelerade ($r^2=0,68$). Denna korrelation tyder på att sulfatjoner kan ha samma ursprung som kalcium- och magnesiumjoner, d.v.s. vittring av mineral. Kloridhalterna är ganska låga, ligger nära bakgrundsvärde på 5 mg/l (Naturvårdsverket, 1999.), d.v.s. ingen påverkan från vägsalt.



Figur 4.2.9 Hårdhet, sulfat-, natrium- och kloridkoncentrationer i grundvattnet mellan Bäsna och Borlänge.

4.2.4 Borlänge

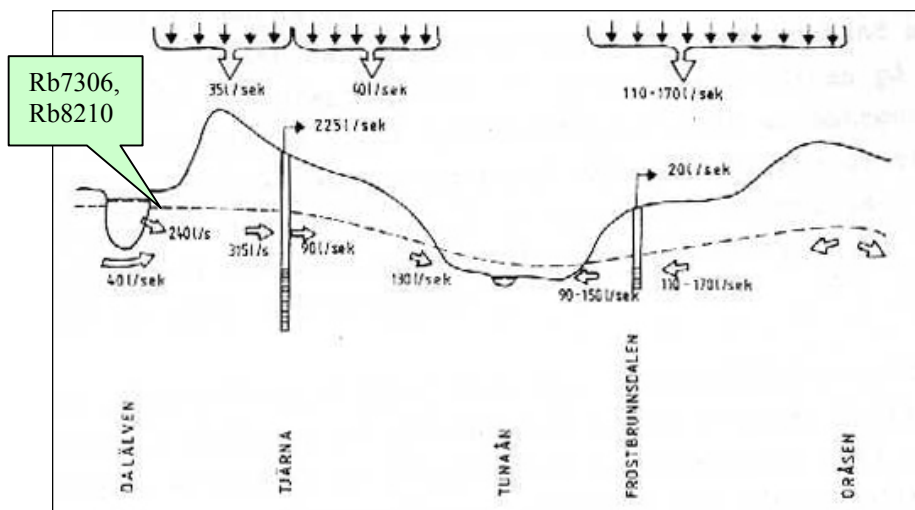
Prover från Borlänge visar att grundvattnet står i jämvikt med kalcit på nästan hela sträckan, se figur 4.2.10.



Figur 4.2.10 Variationer i hårdhet, pH och mättnadsgrader m.a.p. kalcit i grundvatten från Badelundaåsen i Borlänge.

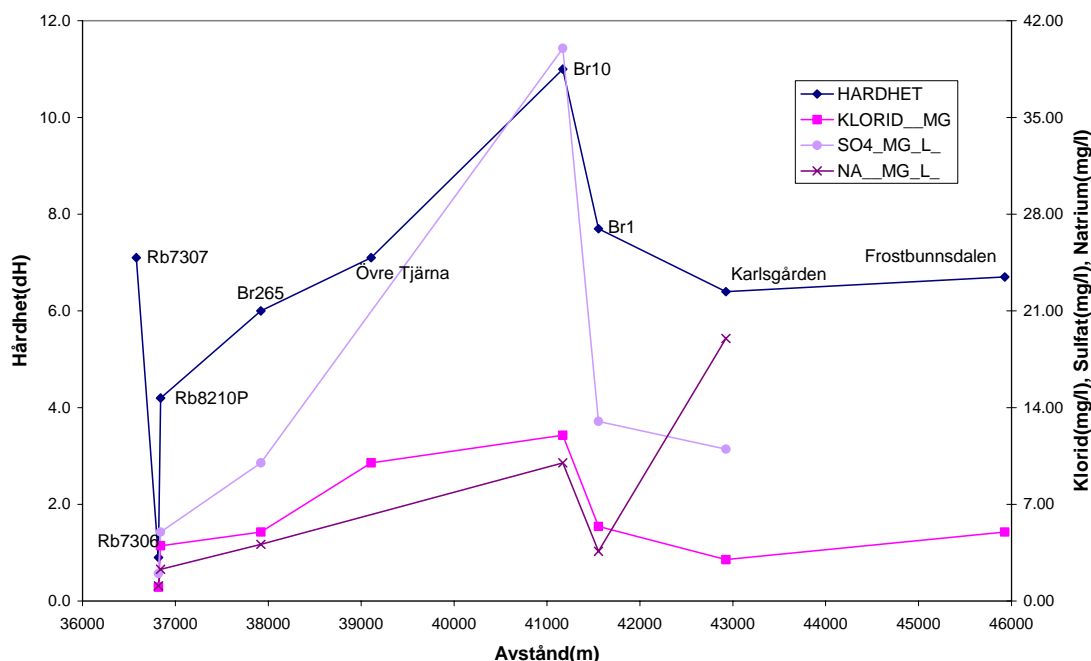
Det var inte möjligt att beräkna mättnadsgraderna för Rb7307, Rb7306 och Rb8210P, eftersom det fattades uppgifter om pH-värdet för Rb7307 och felkoefficienterna för prover Rb7306 och Rb8210P var för höga, se bilaga 3.

Prover från Rb7306 och Rb8210P uppvisar en betydligt lägre hårdhetsgrad än de övriga proverna från det området. Eftersom de ligger väldigt nära Dalälven, se bilaga 10, finns det anledning att misstänka utspädning av grundvatten med vatten från älven. Utredning av reservvattentäkt i Borlänge genomförd 1983 stärker den teorin, se figur 4.2.10. I utredningen framgår att det infiltrerar ca 240 l/s från Dalälven in i Badelundaåsen.



Figur 4.2.11 Principprofil längs Badelundaåsen vid Borlänge. (Ryttar, 1983)

Grundvattenprovet från Br10 visar något lägre pH-värde och mättnadsgrad med avseende på kalcit, samt högre hårdhet än prover från närliggande platser. Från figur 4.2.12 framgår det att även andra joner ökar i koncentration i det provet.

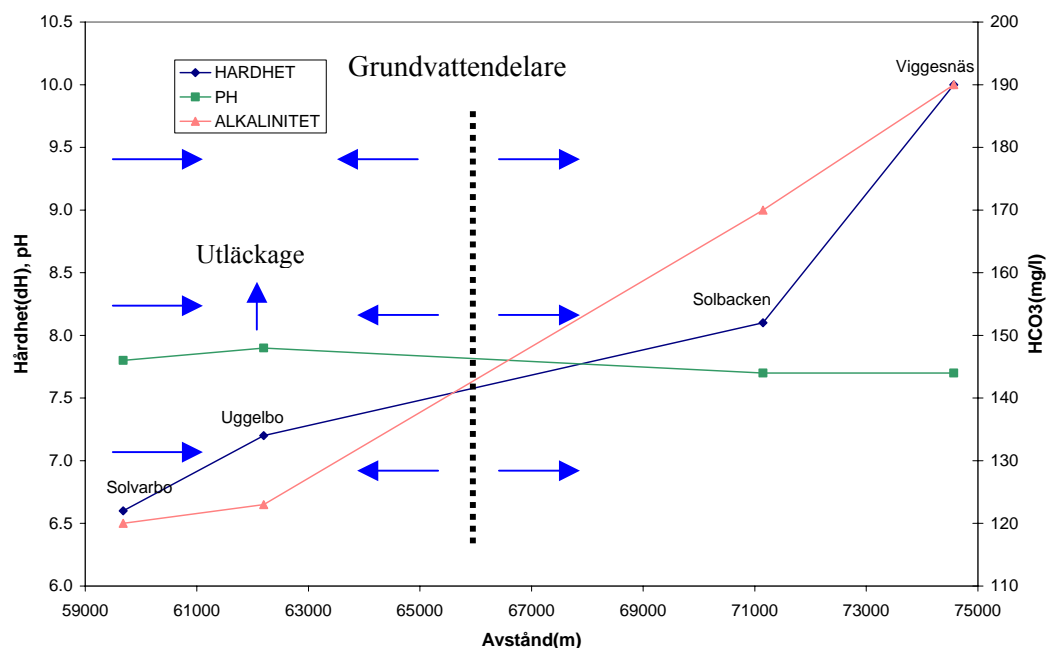


Figur 4.2.12 Variation i hårdhet, sulfat, natrium, klorid och nitrat i grundvatten från Badelundaåsen i Borlänge.

Den höjning av hårdhet som sker vid Br10 förklaras av de 900 kg kalciumhydroxid ($\text{Ca}(\text{OH})_2$) som spreds efter en olycka på bangården i Borlänge, där 7,5 ton koncentrerad salpetersyra (HNO_3) läckte ut (Ryttar, 1999). Salpetersyran har också neutraliserats av kalkrik slagg som finns i bangårdens underlag.

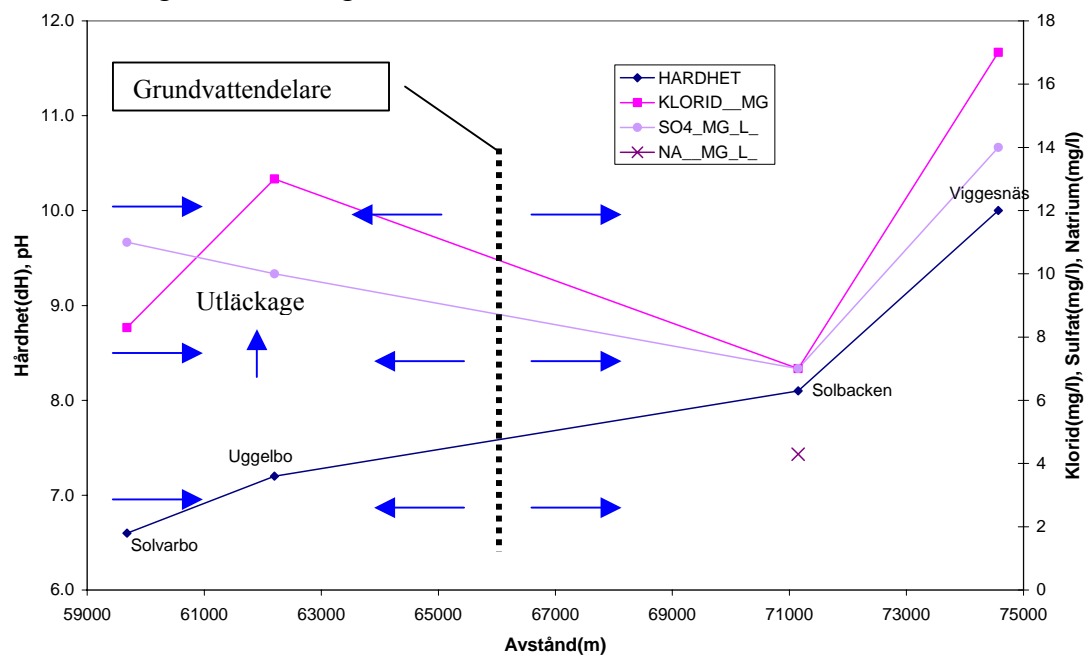
4.2.5 Solvarbo - Viggesnäs

Sträckan Solvarbo - Viggesnäs är inte lika bra dokumenterad som de andra områdena. På den sträckan finns bara tillräckliga uppgifter för att beräkna mättnadsgrader för två platser, Solvarbo och Viggesnäs. Båda dessa prover står i jämvikt med kalcit vilket innebär att tillgången på kalcit inte är den avgörande faktorn för den kraftiga skillnaden i hårdheten mellan Solvarbo och Viggesnäs, se bilaga 3. Figur 4.2.13 visar att det finns en grundvattendelare mellan Uggelbo och Solbacken, d.v.s. att de tillhör olika grundvattenmagasin. Både hårdhet och alkalinitet är mycket högre vid Solbacken och Viggesnäs. Viggesnäs ligger efter Solbacken i flödesriktningen och har de högsta värdena på alkalinitet och hårdhet. En rimlig förklaring är att vattnet vid Viggesnäs har haft längre kontakt med kalkrika mineral.



Figur 4.2.13 Variationer i hårdhet, pH och alkalinitet i grundvatten mellan Solvarbo och Viggensnäs.

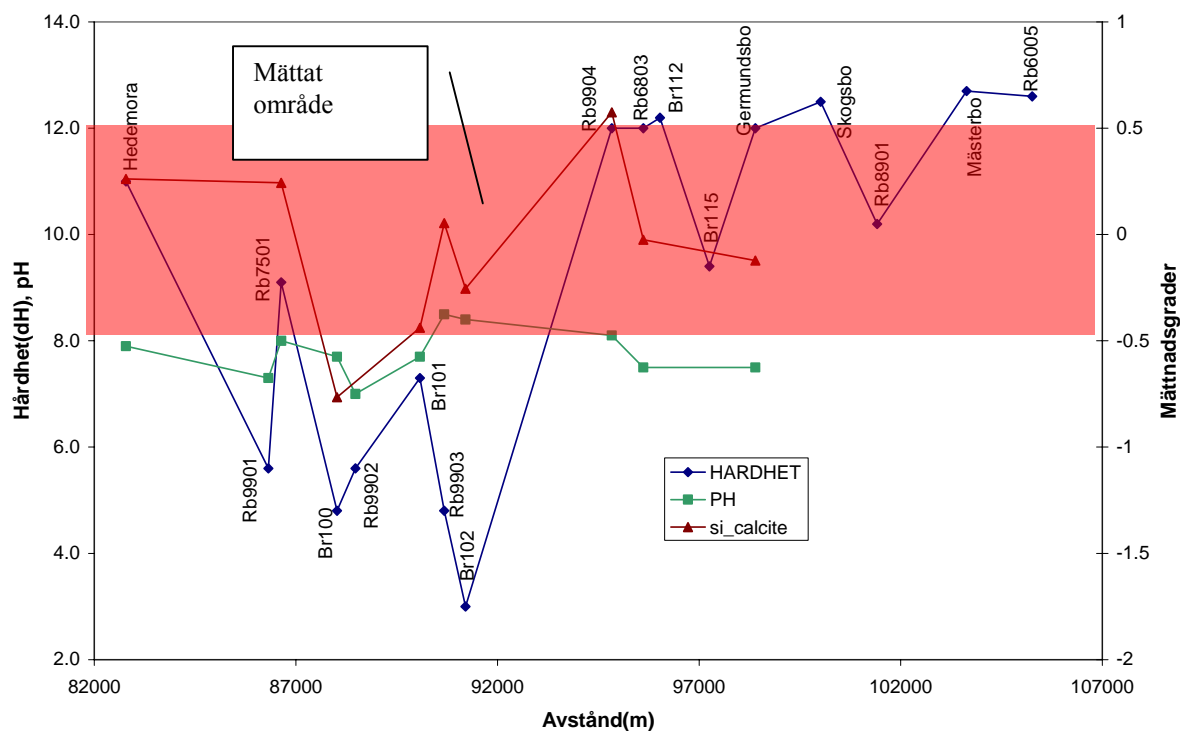
Kloridhalterna ligger mellan 8,30 mg/l och 17 mg/l, vilket är något högre än bakgrundsvärdet för klorid i svenskt grundvatten, vilket är 5 mg/l (Naturvårdsverket, 1999). Grundvattendelare mellan Uggelbo och Solbacken gör att det är först och främst relevant att jämföra vattenkvalitet i Solvarbo med Uggelbo och Solbacken med Viggensnäs. Vid den jämförelsen framgår det att höga kloridhalter förekommer i prover med hårdare vatten. I Viggensnäs uppmättes både högsta hårdhet och högsta kloridhalt, se figur 4.2.14. Dessa observationer styrker teorin om att spridning av vägsalt kan orsaka ökning av hårdhet i grundvatten.



Figur 4.2.14 Variation i hårdhet, sulfat, natrium, klorid och nitrat i grundvatten från Badelundaåsen mellan Solvarbo och Viggensnäs.

4.2.6 Hedemora – Avesta

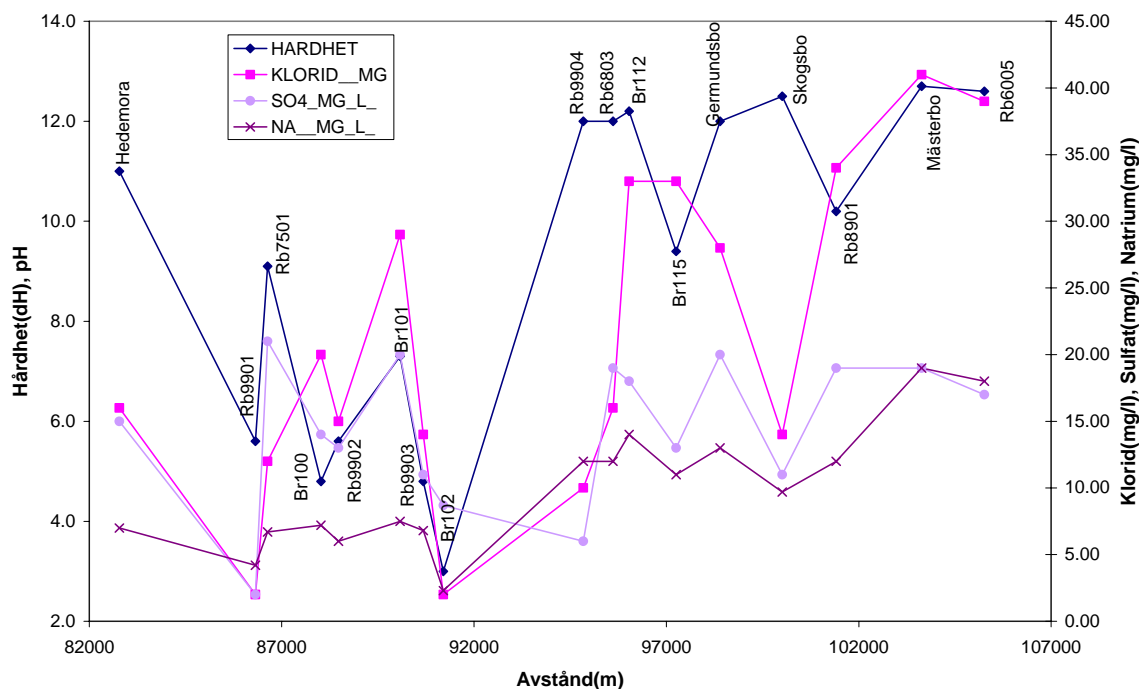
Vattenkvalitet varierar kraftigt mellan Hedemora och Avesta. Detta beror på att inom området förekommer många höga berggrundslägen som delar upp åsen i flera mindre akvifärer. Från figur 4.2.15 framgår det att grundvatten står i jämvikt med kalcit på alla ställen, där det var möjligt att beräkna mätnadsgraden, förutom Br100. I denna brunn har också uppmätts relativt låg hårdhet.



Figur 4.2.15 Hårdhet och mätnadsgrader mellan Hedemora och Avesta.

Prover från brunnar Br106, 107 och 108 är kraftigt avvikande och redovisas inte i figur 4.2.15. Dessa brunnar är bergborrade och uppvisar tecken på påverkan av relict havsvatten, Cl/Mg-kvoten i brunn Br107 är 0,04 vilket är karakteristiskt för grundvatten i kristallin berggrund påverkad av relict havsvatten (Lindewald, 1985). Avvikande höga kloridhalter har noterats även i Br105 (90 mg/l). Denna brunn är relativt djup, ca 43 m, men inte bergborrade och därför Cl/Mg-kvoten inte kan tillämpas för att påvisa inblandning av relict havsvatten. Istället studeras Cl/SO₄-kvoten för denna brunn och närliggande brunnar. Cl/SO₄-kvoten i Br105 är 4,74, vilket är mycket högre än i andra undersökta brunnar och rör. Höga Cl/SO₄-kvoter indikerar enligt Pomper (1981) att vattnet har funnits länge i akvifären, se 4.1.2.

För att förklara skillnader i hårdhet undersöktes även klorid-, sulfat- och natriumkoncentrationerna, se figur 4.2.16.



Figur 4.2.16 Hårdhet, klorid- och natriumkoncentrationer i Badelundaåsen mellan Hedemora och Avesta.

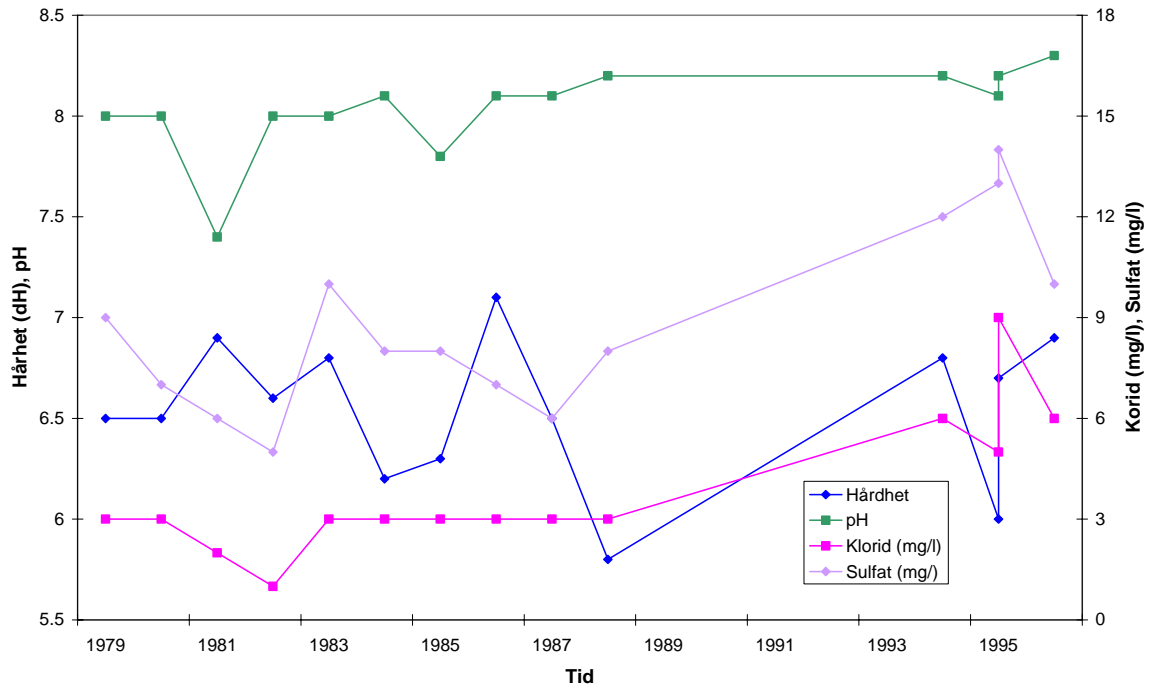
Från denna figur framgår det att det finns en viss korrelation mellan hårdhet och kloridkoncentration ($r^2=0,29$). Skillnader mellan klorid- och natriumkoncentrationer är ganska stora, upp till 22 mg/l vid Mästerbo, Rb9801 och Br115. Om denna skillnad beror på adsorption av natriumjoner kan det maximalt ge en höjning med drygt 1,9°dH. (Beräkningssättet är samma som i ekvationerna 4.2.1 - 4.2.8).

4.3 EN TIDSSTUDIE ÖVER FÖRÄNDRINGAR AV HÅRDHET I GRUNDVATTEN VID INSJÖN, PETERSBURG, VIGGESNÄS, GRÅDÖ, GERMUNDSBO OCH MÄSTERBO.

Resultaten av grundvattenanalyser från Sundet, Insjön, Tallbacken, Petersburg, Grådö, Germundsbo och Mästerbo sammanställdes i tidsserier för att undersöka om det har förekommit ökning i klorid- eller sulfatkoncentrationer samt om det har förekommit upplösning av kalcit. Alkalinitet i form av bikarbonatkoncentrationer har använts för att påvisa förekomst av kalcitupplösning, eftersom ökning i alkalinitet motsvarar upplösning av kalkrika mineral, se 2.6.

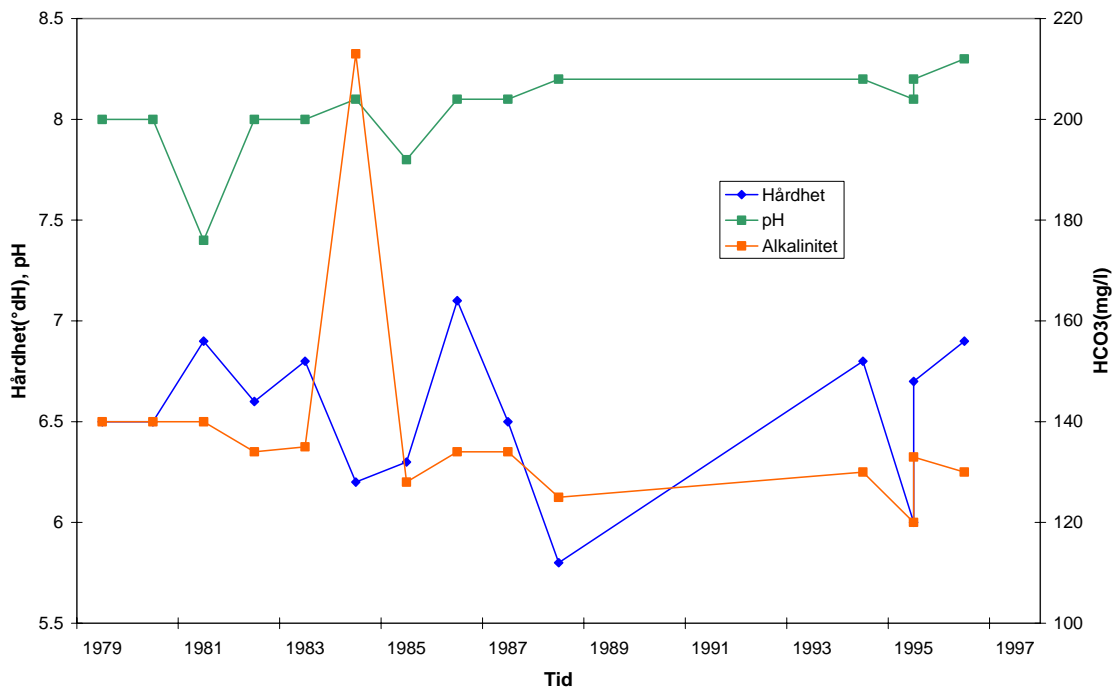
4.3.1 Sundet

Från figur 4.3.1 och figur 4.3.2 framgår det att vattenkvaliteten vid vattentäkten i Sundet har varierat ganska lite mellan åren 1979 och 1996, förutom år 1984 då en kraftig topp i alkalinitet noterades, se figur 4.3.2. Korrelationen mellan klorid- och sulfatkoncentrationer är tydlig, $r^2=0,77$, medan korrelationen mellan hårdhet och kloridkoncentrationer är liten, $r^2=0,016$.



Figur 4.3.1 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Sundets vattentäkt som funktion av tiden.

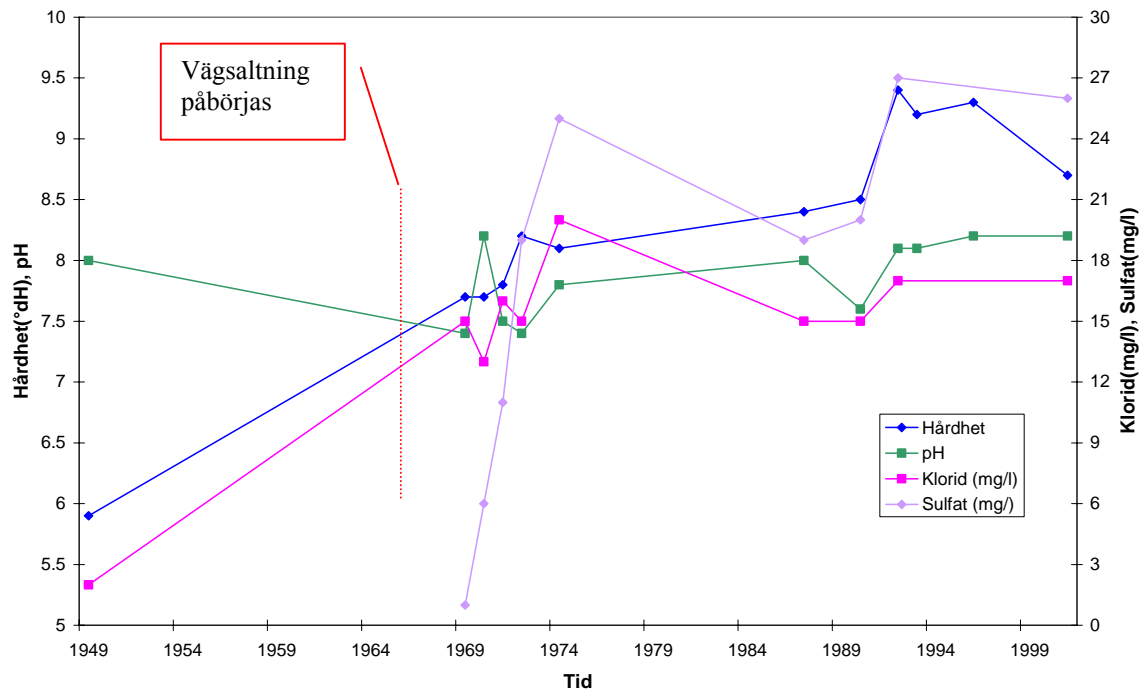
Om man bortser från det extrema värdet för år 1984 är korrelationen mellan alkalinitet och hårdhet starkare än mellan klorid och hårdhet, $r^2=0,35$. Eftersom variationen i hårdhet är ganska liten (standardavvikelse=0,35 °dH) är det svårt att hitta några entydiga orsaker till denna.



Figur 4.3.2 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Sundets vattentäkt som funktion av tiden.

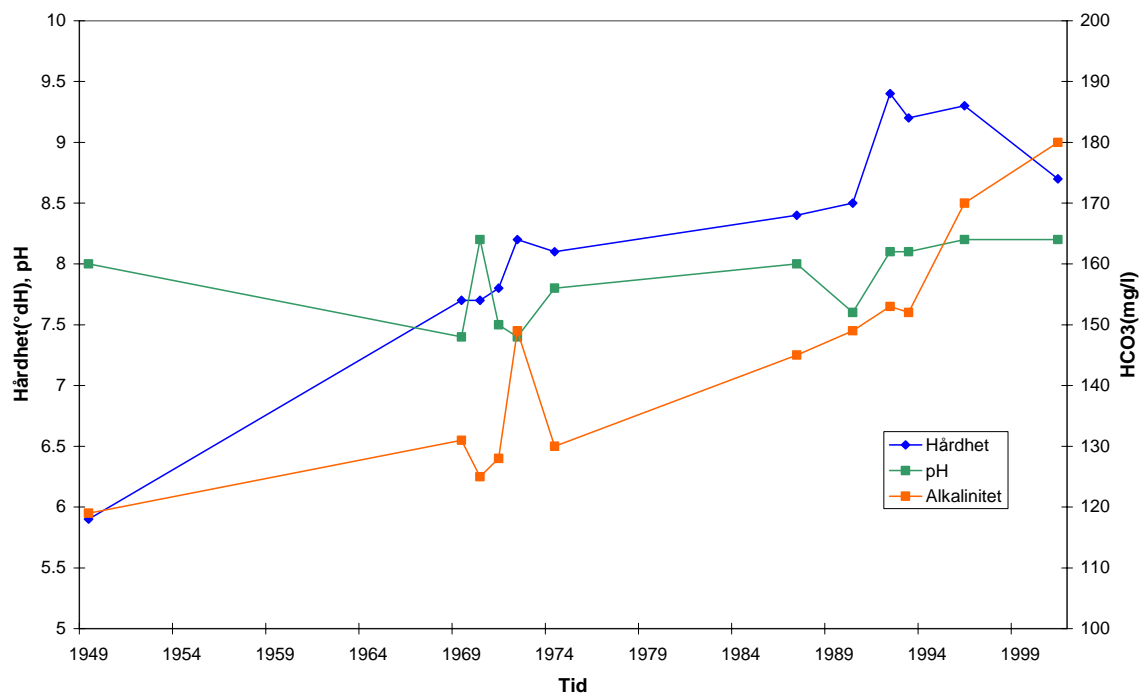
4.3.2 Insjön

Vid vattentäkten i Insjön har vattnets hårdhet ökat från 5,9°dH 1949 till 8,7°dH år 2001. I samma takt har även koncentrationer av klorid och sulfat ökat. Dessa två uppvisar en tydlig korrelation ($r^2=0,42$), se figur 4.3.3.



Figur 4.3.3 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Insjöns vattentäkt som funktion av tiden.

Även alkaliniteten har ökat kraftigt under perioden 1949-2001, från 119 mg/l HCO_3^- till 180 mg/l HCO_3^- , se figur 4.3.4.



Figur 4.3.4 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Insjöns vattentäkt som funktion av tiden.

Från figur 4.3.4 framgår det att hårdheten har ökat i samma takt med kloridkoncentrationen fram till 1974, varefter hårdhetsökningen fortsatte medan kloridhalter började sjunka. Efter 1974 beror ökningen i hårdhet troligtvis på upplösning av kalcit eftersom alkaliniteten fortsatte att öka.

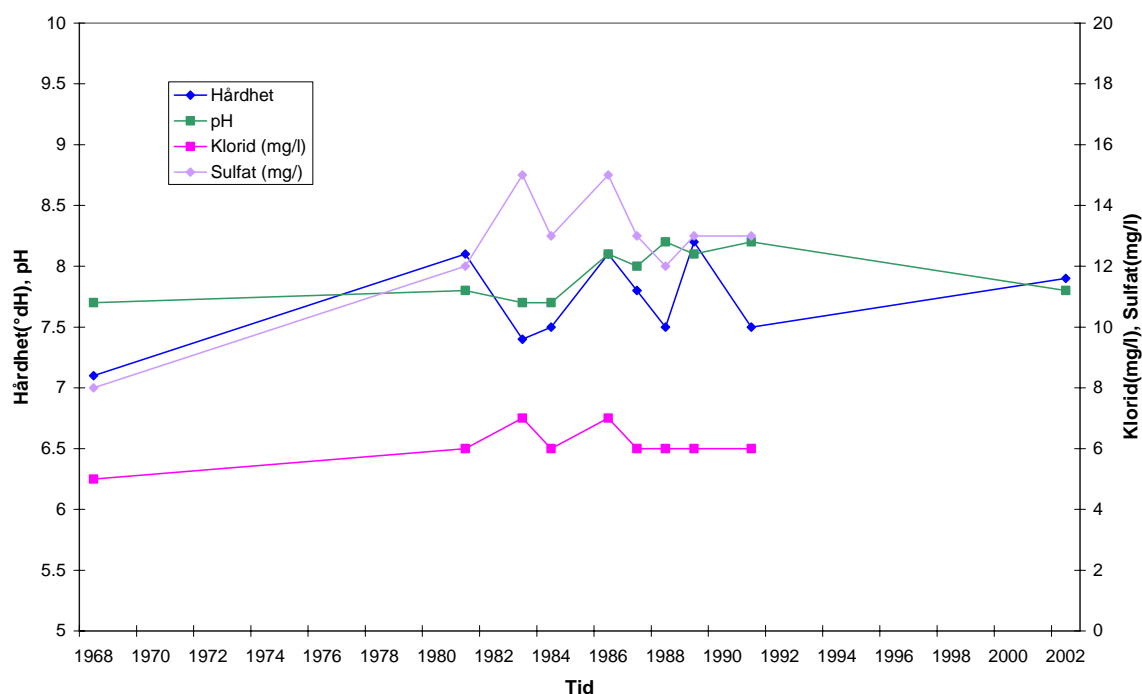
Från tabell 4.3.1 framgår att det råder en stark korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer. Det stärker hypotesen om att ökning i hårdhet delvis kan förklaras av kalcitupplösning, som följd av svavelförsurning, och delvis av jonbytet med natrium från vägsaltet.

Tabell 4.3.1 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer för prover tagna vid vattentäkt i Insjön under perioden 1949-2001.

r^2 (hårdhet, klorid)	0,69
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,66
r^2 (hårdhet, alk.)	0,58
r^2 (alk., sulfat)	0,44
r^2 (klorid, sulfat)	0,42

4.3.3 Tallbacken, Brunn 3

Tallbackens vattentäkt är belägen ungefär 350 meter från riksväg 70, därför skulle man kunna förvänta sig förhöjda kloridhalter i prover från denna brunn. Men de höga kloridhalterna uteblir, se figur 4.3.5. De ligger nära bakgrundsnivån och därför utesluts påverkan från vägsaltet. Hårdheten ökar ganska lite under perioden 1968-2002, se figur 4.3.5 och framför allt är det ingen stadig ökning.

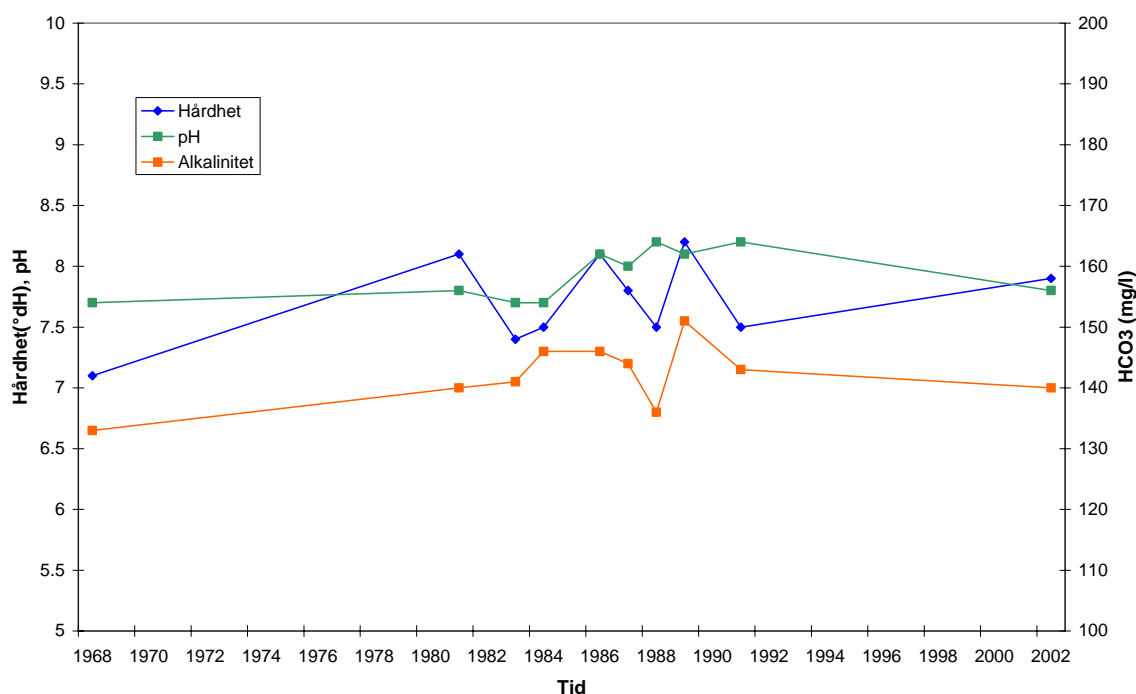


Figur 4.3.5 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Tallbacken som funktion av tiden.

Från tabell 4.3.2, figur 4.3.5 och figur 4.3.6 framgår att det finns en tydlig korrelation mellan hårdhet och alkalinitet, klorid och sulfat, och alkalinitet och sulfat. En sannolik hypotes är att variationer i hårdhet orsakas av variationer i infiltration av försurande ämnen, som leder till upplösning av kalcit. Dessa variationers skulle kunna bero på surt regn, eftersom sulfatkoncentrationerna visar tydlig korrelation med alkalinitet, se tabell 4.3.2

Tabell 4.3.2 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer för prover tagna vid Tallbackens vattentäkt under perioden 1968-2002.

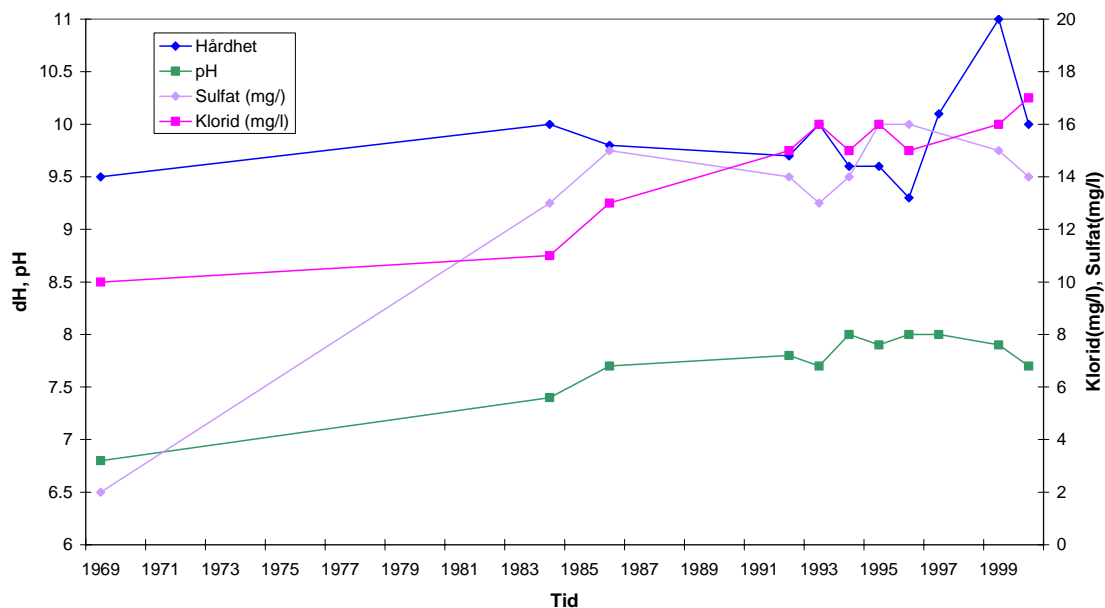
r^2 (klorid, sulfat)	0,89
r^2 (alk., sulfat)	0,44
r^2 (hårdhet, alkalinitet)	0,42
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,23
r^2 (hårdhet, klorid)	0,15



Figur 4.3.6 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Tallbacken som funktion av tiden.

4.3.4 Petersburg

Vattenkvalitet vid Petersburgs vattentäkt med avseende på hårdhet har ändrats obetydligt sedan 1969. En svag ökning av hårdhet, på ca 0,5dH, kan dock noteras. Sulfatkoncentrationen har däremot ökat kraftigt från 2 mg/l år 1969 till 14 mg/l år 2000, se figur 4.3.7. Man skulle kunna förvänta sig antingen en kraftig ökning i alkalinitet, på grund av kalcit upplösning, eller minskning av pH-värde. En kraftig ökning av alkalinitet, liknande en vid vattentäkten i Sundet, har noterats 1984, se figur 4.3.8. Kloridhalter har också ökat från 10 mg/l år 1969 till 17 mg/l år 2000. Även pH-värde har stigit från 6,8 (1969) till 7,7 (2000), vilket är en kraftig ökning med tanke på logaritmisk skala.

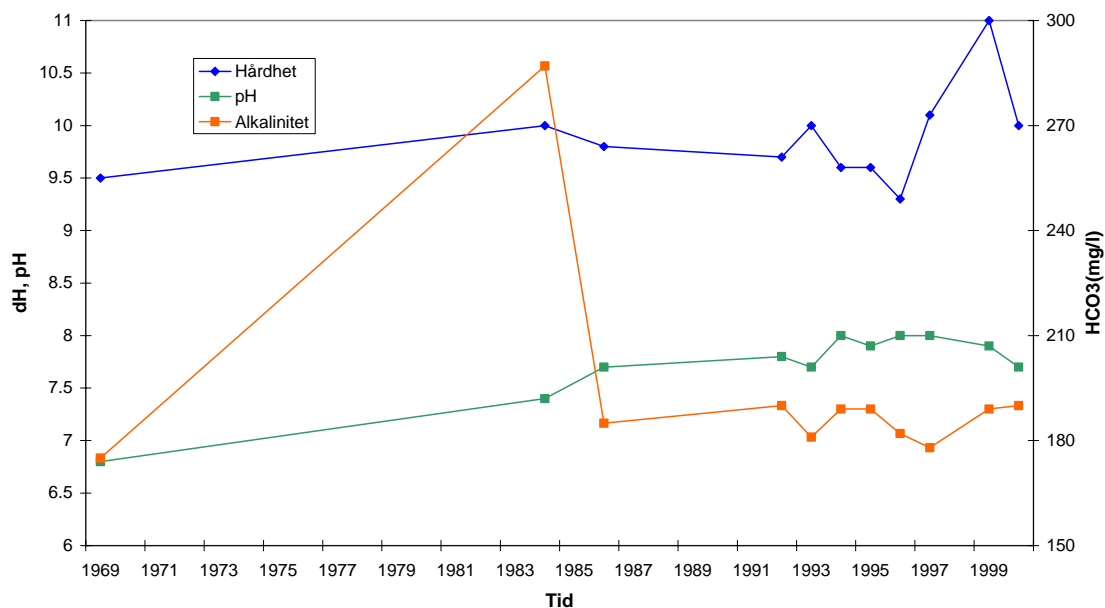


Figur 4.3.7 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Petersburgs vattentäkt som funktion av tiden.

Tabell 4.3.3 visar tydlig korrelation endast mellan klorid- och sulfatkoncentrationer. Detta är rimligt eftersom förändringar i hårdhet är obetydliga under den tiden.

Tabell 4.3.3 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer för prover tagna vid Petersburgs vattentäkt under perioden 1969-2000.

r^2 (klorid, sulfat)	0,484
r^2 (hårdhet, klorid)	0,071
r^2 (hårdhet, alkalinitet, utan 1984)	0,054
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,039
r^2 (hårdhet, alkalinitet)	0,017



Figur 4.3.8 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Petersburgs vattentäkt som funktion av tiden.

4.3.5 Viggensnäs

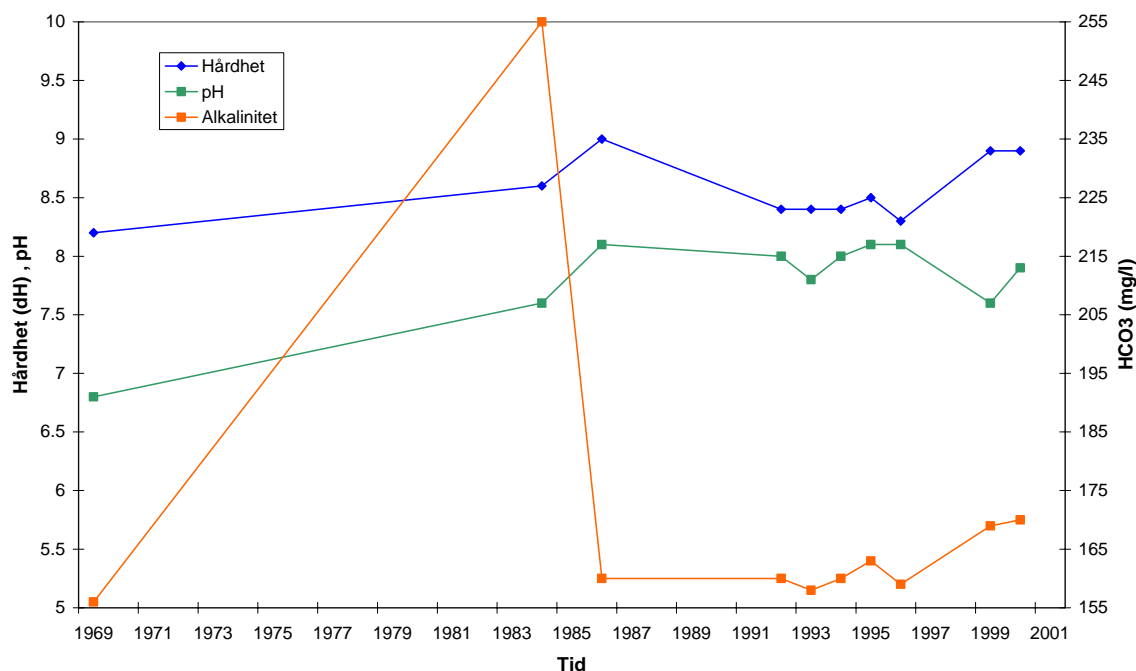
Provplatsen vid Viggensnäs ligger nästan 1 km från riksväg 70 och en nedlagd grustäkt. Dessutom finns det enligt den hydrologiska kartan en förmodad grundvattendelare mellan provplatsen och dessa möjliga föroreningskällor. Kloridhalterna är följaktligen ganska låga och därför är effekten av vägsaltet försumbar. Vattenkvalitet vid Viggensnäs vattentäkt uppvisar stora likheter med vattenkvalitet vid Petersburgs vattentäkt. Bland annat har ett extremt värde för alkalinitet noterats i 1984. Koncentration av sulfat i grundvattnet har mer än tredubblats mellan 1969 och 2000, från 5 mg/l år 1969 till 17 mg/l år 2000, se figur 4.3.9. Denna ökning har dock inte orsakat någon försurning, utan tvärtom har pH-värdet stigit från 6,8 år 1969 till 7,9 år 2000, se figur 4.3.10. Förändringar i hårdhet är inte särskilt stora och uppvisar korrelation endast med alkalinitet, bortsett från extremvärdet 1984, se tabell 4.3.4.

Tabell 4.3.4 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer för prover tagna vid Viggensnäs vattentäkt under perioden 1969-2000.

r^2 (hårdhet, alk. utan 1984)	0,54
r^2 (hårdhet, klorid)	0,31
r^2 (klorid, sulfat)	0,05
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,04
r^2 (hårdhet, alk)	0,03
r^2 (alk., sulfat)	0,02



Figur 4.3.9 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Viggensnäs vattentäkt som funktion av tiden.



Figur 4.3.10 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Viggesnäs vattentäkt som funktion av tiden.

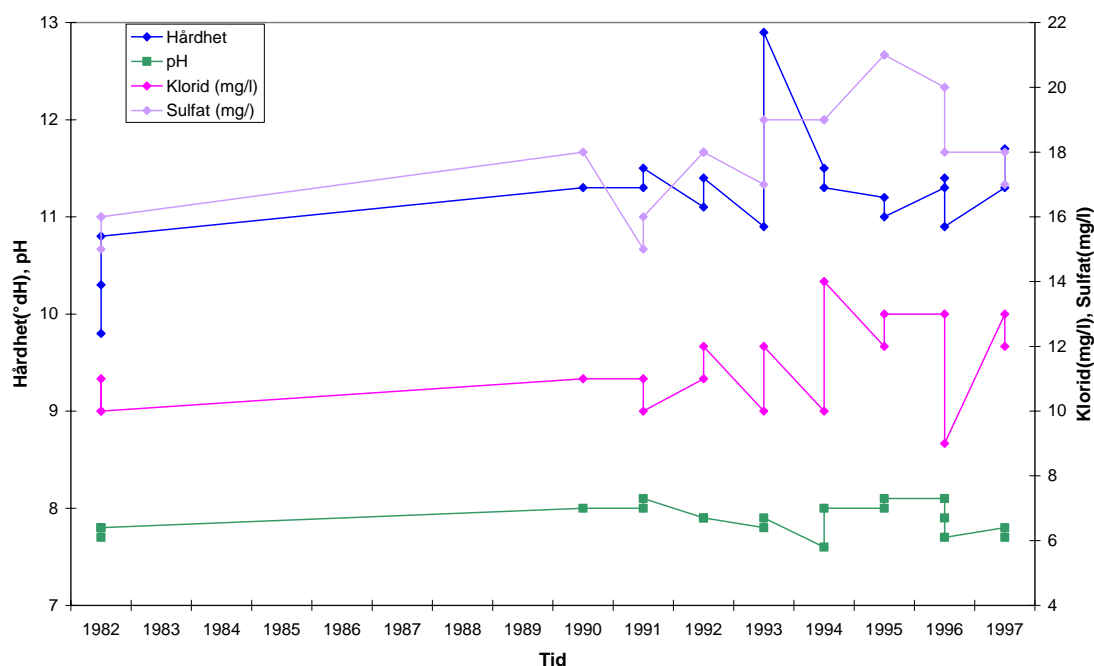
4.3.6 Grådö

Prover tagna vid Grådö mejeri visade en ökning i hårdhet från 9,8° 1982 till 11,7°dH 1997. Kloridhalterna i proverna var måttliga och visade dålig korrelation med hårdheten, se tabell 4.3.5 och figur 4.3.11.

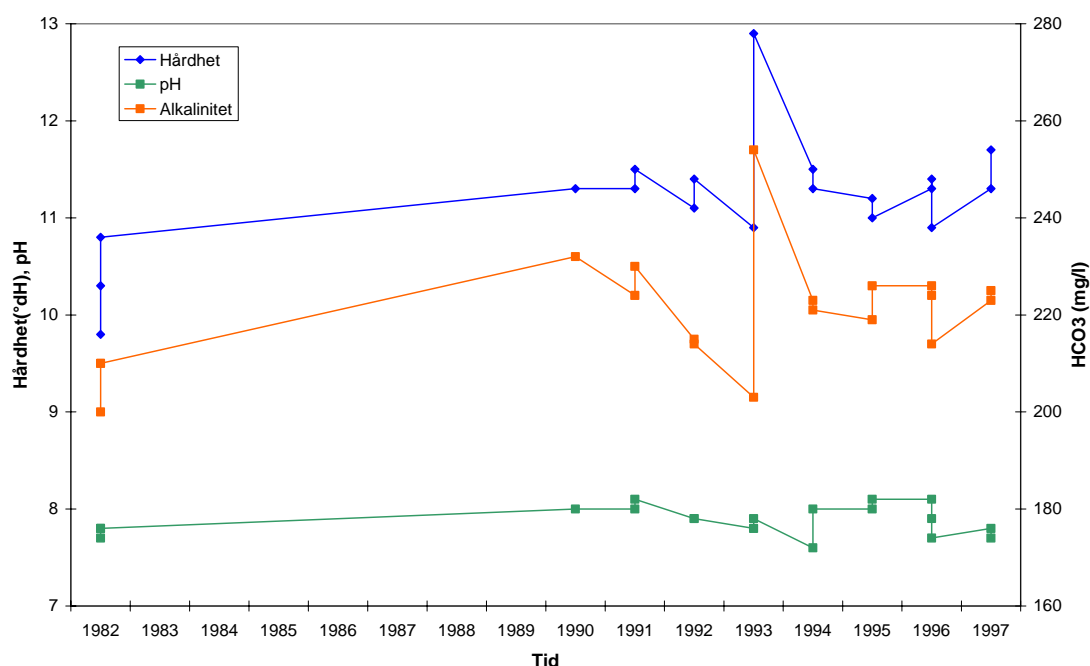
Tabell 4.3.5 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer i grundvatten vid Grådö mejeri mellan 1982 och 1997.

r^2 (hårdhet, alk.)	0,77
r^2 (klorid, sulfat)	0,32
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,15
r^2 (alk., sulfat)	0,14
r^2 (hårdhet, klorid)	0,12

Sulfathalterna först ökade från 15 mg/l 1982 till 21 mg/l 1995, och sedan sjönk till 17 mg/l år 1997. Det liknar utvecklingen på andra platser som har granskats tidigare. Troligtvis tillförs sulfatet med regnvatten, se avsnitt 2.9.1. Korrelationen mellan hårdhet och alkalinitet är tydlig, se och figur 4.3.12. Det innebär att ökningen i grundvattnets hårdhet beror på upplösning av kalcit.



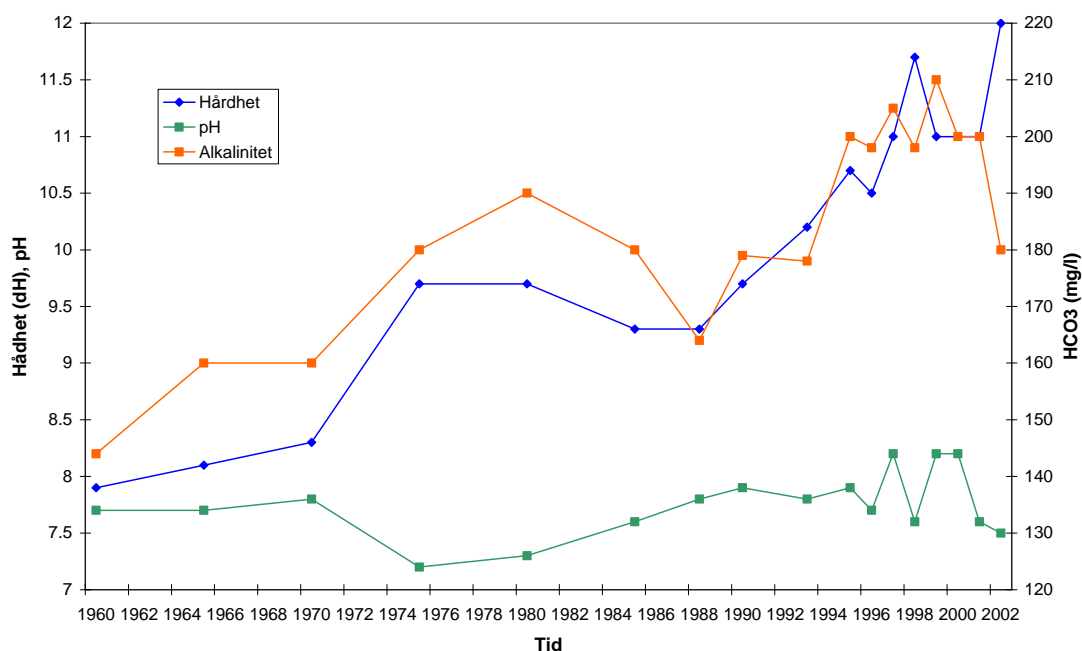
Figur 4.3.11 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Grådö mejeri som funktion av tiden.



Figur 4.3.12 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Grådö mejeri som funktion av tiden.

4.3.7 Germundsbo

Vattnets hårdhet vid vattentäkten i Germundsbo har ökat kraftigt från 7,9°dH år 1960 till 12°dH år 2000. Denna ökning beror framförallt på upplösning av kalcit eftersom alkalinitet och hårdhet visade en väldigt tydlig korrelation, se tabell 4.3.6 och figur 4.3.13. Mellan 1970 och 1985 stämmer figuren mycket bra överens med teorin se avsnitt 2.6, att den inte stämmer perfekt under hela perioden kan bero på osäkerhet av pH-mätningar vilket diskuteras i avsnitt 5. När pH-värdet sjunker ökar både alkaliniteten och hårdheten eftersom kalcit (CaCO_3) då löses upp till Ca^{2+} och HCO_3^- .

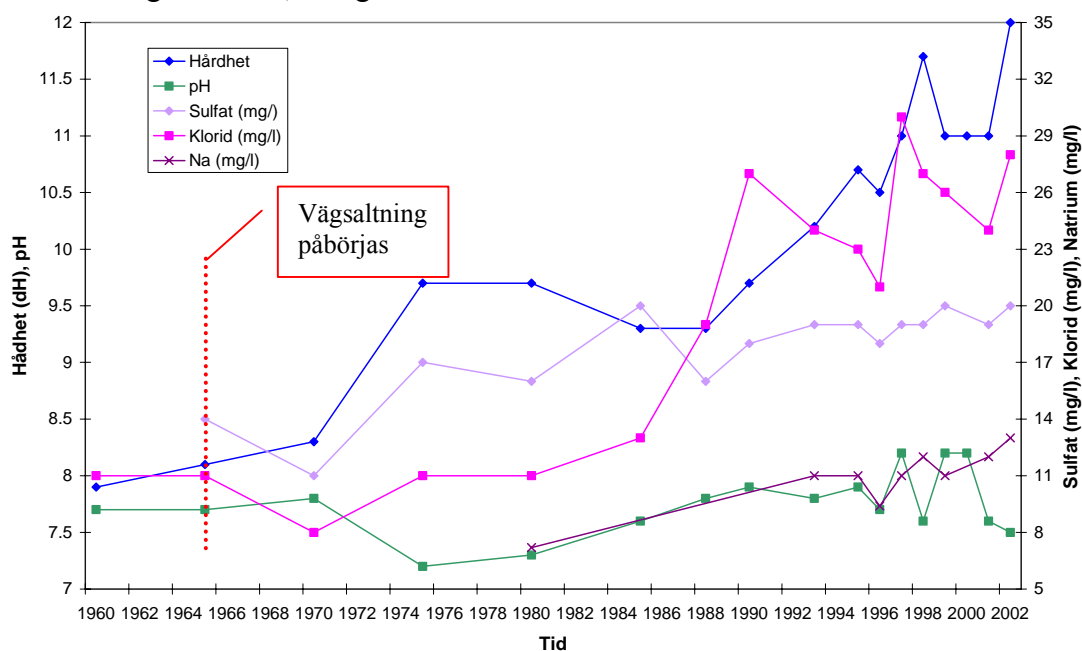


Figur 4.3.13 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Germundsbo som funktion av tiden.

Tabell 4.3.6 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer för prover tagna vid Germundsbo vattentäkt under perioden 1960-2002.

r^2 (hårdhet, klorid)	0,70
r^2 (hårdhet, alkalinitet)	0,68
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,62
r^2 (klorid, sulfat)	0,53
r^2 (alk., sulfat)	0,49

Men även kloridkoncentrationerna har ökat kraftigt under den perioden, från 11 mg/l år 1960 till 27 mg/l år 2000, se figur 4.3.14.

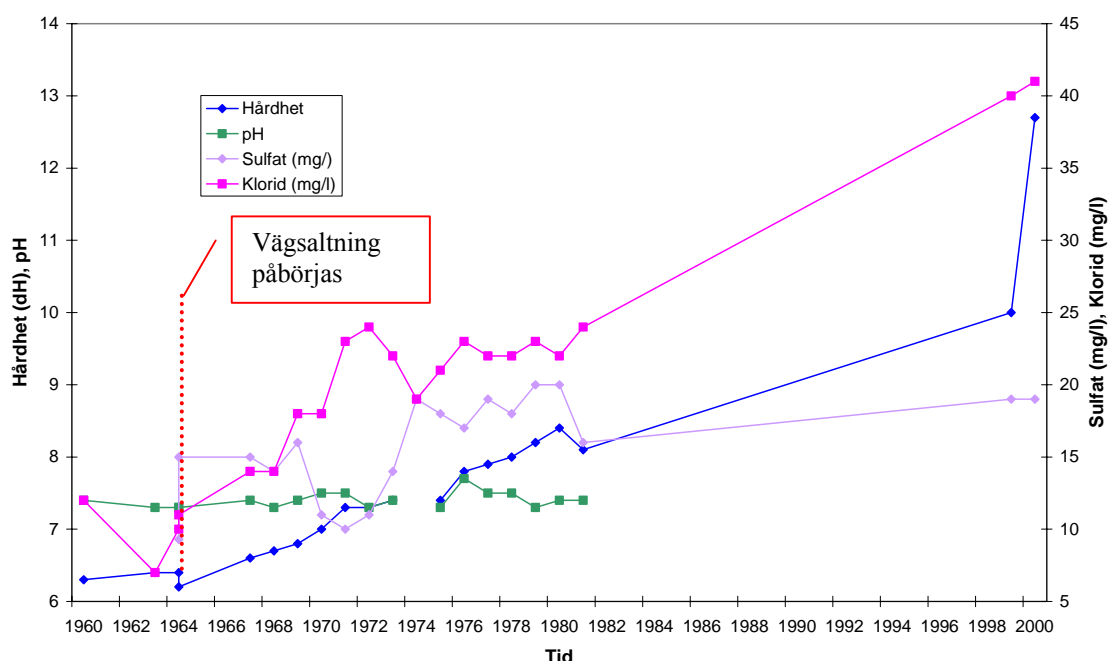


Figur 4.3.14 Hårdhet, pH, klorid-, natrium- och sulfatkoncentrationer vid Germundsbo som funktion av tiden

Hårdhet och kloridkoncentrationer uppvisar stark korrelation, se tabell 4.3.6. Därför är det mycket sannolikt att ökade kloridhalter är en bidragande faktor till ökning av grundvattnets hårdhet.

4.3.8 Mästerbo

Provresultaten från analyser av grundvatten vid vattentäkten i Mästerbo har visat på samma trender som vid Germundsbo. Vattnets hårdhet har ökat från 6,3°dH år 1960 till 12,7°dH år 2000. Det utgör en fördubbling av kalcium- och magnesiumkoncentrationer i grundvattnet och därmed är den kraftigaste ökningen som har konstaterats i den här utredningen. Både kloridhalter och alkalinitet har ökat markant under den perioden och troligtvis har båda bidragit till den kraftiga ökningen i hårdhet, se figur 4.3.15 och figur 4.3.16. Kloridkoncentrationerna har ökat från 12 mg/l år 1960 till 40 mg/l år 2000. Det är en mycket kraftig ökning.

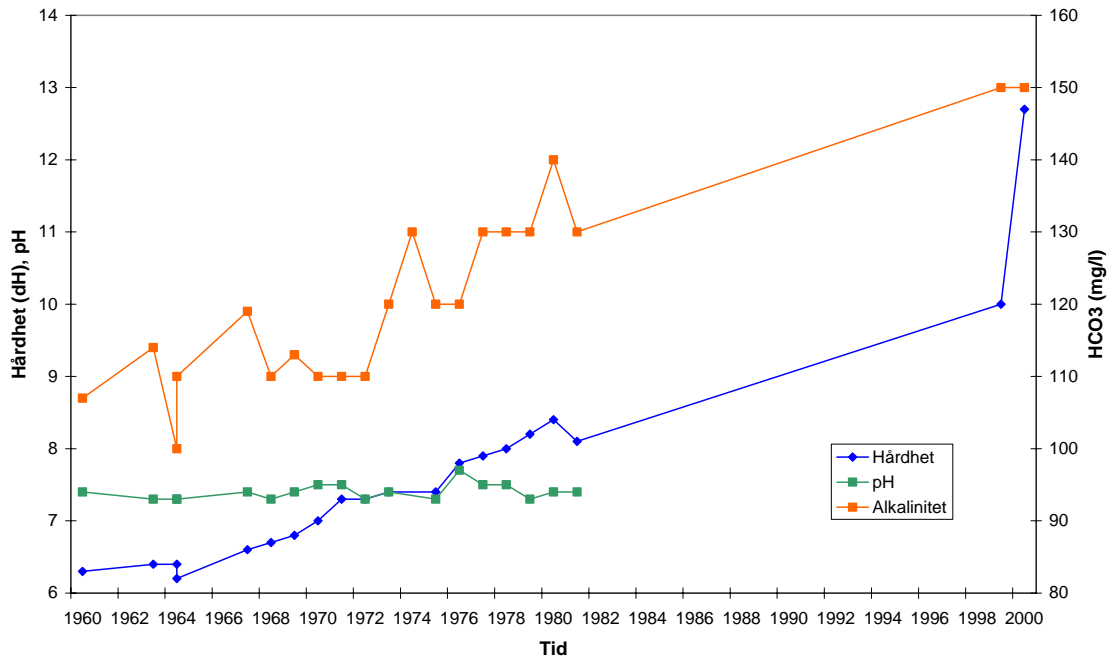


Figur 4.3.13 Hårdhet, pH, klorid- och sulfatkoncentrationer vid Mästerbo som funktion av tiden.

Hårdhet och klorid, samt hårdhet och alkalinitet uppvisar en mycket tydlig korrelation, se tabell 4.3.7, vilket stärker hypotesen om att både upplösning av kalcit och vägsalt påverkar hårdheten.

Tabell 4.3.7 r^2 -värden för korrelation mellan hårdhet, alkalinitet, klorid- och sulfatkoncentrationer för prover tagna vid Mästerbo vattentäkt under perioden 1960-2000.

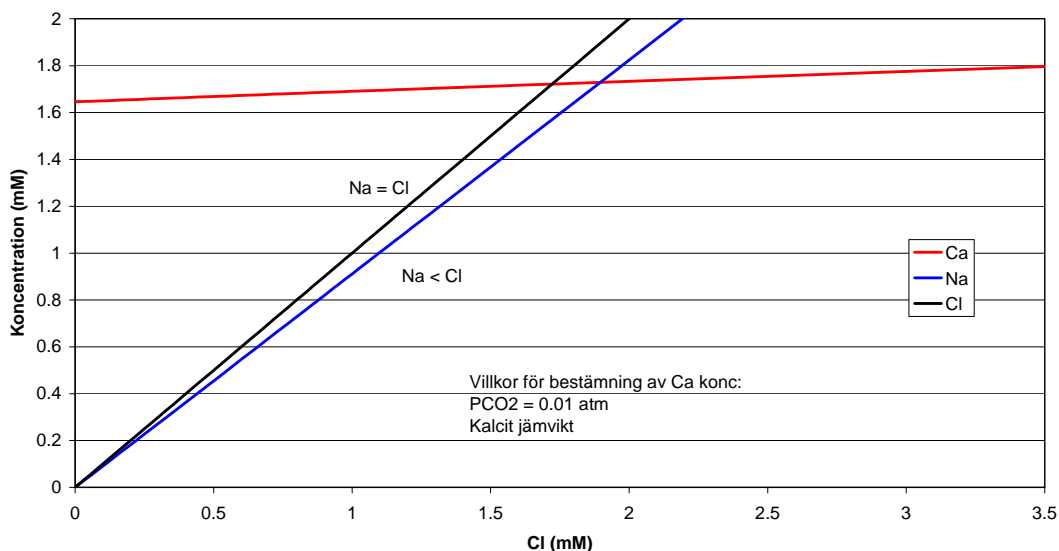
r^2 (hårdhet, klorid)	0,83
r^2 (hårdhet, alkalinitet)	0,76
r^2 (alk., sulfat)	0,67
r^2 (hårdhet, sulfat)	0,31
r^2 (klorid, sulfat)	0,20



Figur 4.3.14 Hårdhet, pH och alkalinitet vid Mästerbo som funktion av tiden.

4.4 TITRERING AV KATJONUTBYTESPLATSER MED NaCl

En simulerad titrering med NaCl har genomförts i PHREEQC för att undersöka i vilken mån kan natriumjoner härstammande från vägsalt byta ut kalciumjoner och på det sättet bidra till ökad hårdhet hos grundvatten. Denna simulering visade att natriumkoncentrationer inte ökar i samma takt som kloridhalter, se figur 4.4.1. Det beror på att en del av natriumjoner har adsorberats av jordpartiklarna, se 2.8.



Figur 4.4.1 Natrium- och kalciumhalter vid titrering med NaCl

Skillnaderna är dock inte stora. När kloridkoncentrationen i lösningen uppnår 1 mmol/l, d.v.s. 35,5 mg/l, adsorberas 0,1 mmol/l natrium, dvs 2,3 mg/l. Om varje två adsorberade natriumjoner skulle byta ut en kalciumjon skulle hårdheten öka med:

$$[Ca^{2+}] = 0,1(\text{mmol Na/l}) \cdot 44,08(\text{g/l}) \cdot 0,5 (\text{mmol Ca/mmol Na}) = 2,2(\text{mg/l}) \quad (4.4.1)$$

$$0,14 \cdot 2,2 (\text{mg/l}) = 0,3^\circ \text{dH} \quad (4.4.2)$$

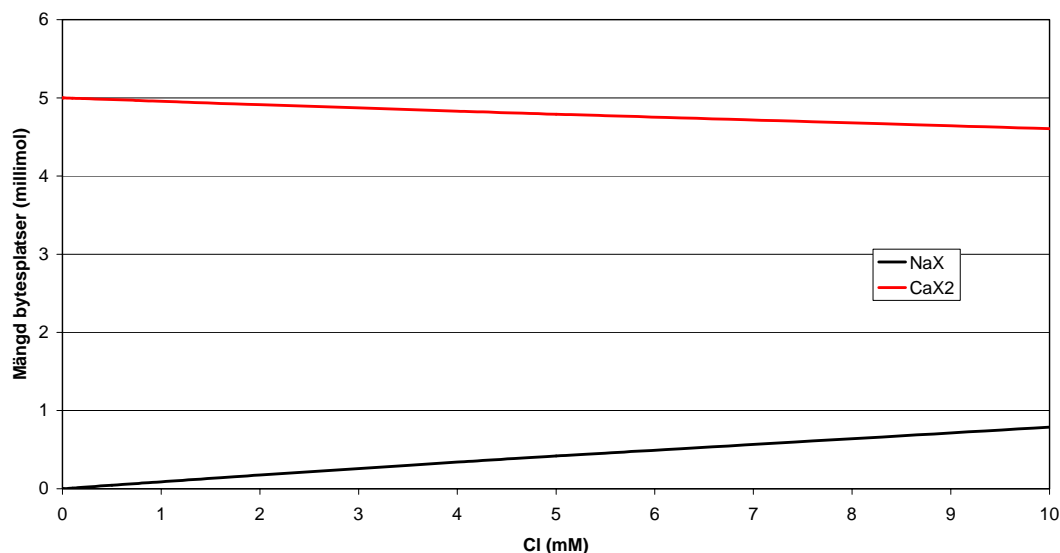
Bortsett från de prover som är påverkade av relict havsvatten har vi bara så höga kloridkoncentrationer på några få platser inom undersökningsområdet.

Simuleringen visade också att Ca^{2+} adsorberas relativt hårt på ytorna och en ökning av natriumhalter i lösningen medför endast en svag ökning i kalciumhalter, se Figur 4.4.2. Om kloridhalter ökar från 0 till 1 mmol/l (35,5 mg/l), adsorberas 0,09 mmol/l natrium (2,3 mg/l), och det resulterar endast i 0,045 mmol/l ökning av kalciumkoncentrationen. Denna ökning motsvarar:

$$[Ca^{2+}] = 0,045 \cdot M(Ca) = 1,98(\text{mg/l}) \quad (4.4.3)$$

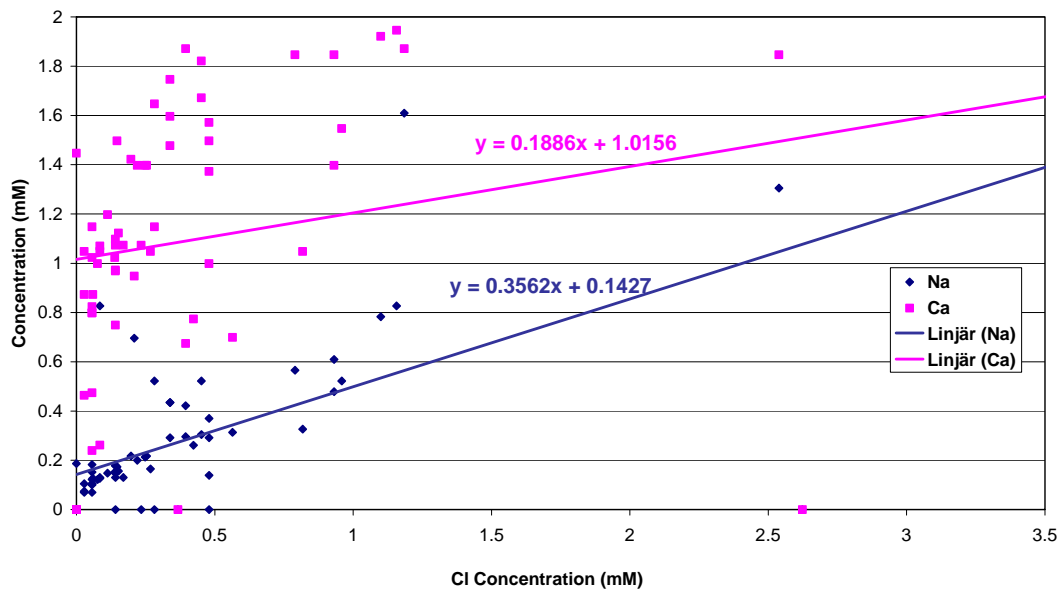
$$0,14 \cdot 1,98 (\text{mg/l}) = 0,28 \text{dH} \quad (4.4.4)$$

Ökning i hårdhet beräknad i 4.4.1 – 4.4.2 är ett maxvärde som ligger mycket nära modelleringsresultatet. Ekvationen 4.4.4 ger också bara en uppskattning av hårdhetsökningen, eftersom verkligheten är alltid mer invecklad än en modell, men tillsammans visar de i alla fall storleksordningen av vägsaltets eventuella påverkan på grundvattenkemin.



Figur 4.4.2 Halt utbytbara katjoner (NaX , CaX_2) som funktion av kloridkoncentration vid titrering med $NaCl$.

En jämförelse av de uppmätta förhållandena mellan natrium-, kalcium- och kloridhalter visade att korrelation mellan natrium och klorid är mycket starkare ($r^2=0,83$) än korrelation mellan kalcium och klorid ($r^2=0,26$), se figur 4.4.3. Det tyder också på att vägsaltets påverkan på grundvattnets hårdhet inte är stor, och att det finns flera faktorer som orsakar förändringar i grundvattenhårdhet.



Figur 4.4.3 Natrium- och kalciumkoncentrationer i grundvatten från Badelundaåsen som funktion av klorid.

4.5 RESULTAT AV KÄNSLIGHETSANALYSER

- 1) Förändringar av temperaturer i modellen gav inget större utslag på mättnadsgraderna. Det tyder på att modellen inte är särskilt känslig för temperaturförändringar mellan 6 och 15 plusgrader.
- 2) Sänkning av pH-värden med 0,5 då andra inparametrar förblev oförändrade, resulterade i sänkning av mättnadsgrader med 0,5 enheter.
- 3) En minskning av koldioxidtrycket från 10^{-2} atm. (i jord) till $10^{-3,5}$ atm. (i atmosfären) i ett prov mättat med kalcit ökar pH-värde från 7,3 till 8,3.
- 4) I ett prov som står i jämvikt med kalcit vid pH=7,3 är $[Ca^{2+}] = 64$ mg/l, och vid pH=8,3 är $[Ca^+] = 20$ mg/l.

5 DISKUSSION OCH SLUTSATSER

5.1 pH och alkalinitet

Kalkhalten i jord och berg är en mycket dominerande faktor för grundvattnets totalhårdhet (Aastrup, 1995), och måste betraktas separat för att inte dölja betydelsen av andra faktorer, såsom jordart, vattenföringen och vägsaltanvändning. I studier av grundvattnets hårdhet är det därför mycket viktigt att ha tillgång till en detaljerad karta över kalkrik jord.

För att kunna förklara skillnader i grundvattnets hårdhet är det nödvändigt att förstå förhållandena i kolsyrasystemet som råder under markytan. Matthess et al. (1992) redovisar för en fältundersökning av kalcits upplösning i ett naturligt poröst medium. Studiet visade bl. a. att mäktighet av kalcit-urlackningshorisonter kan variera kraftigt inom ett mycket begränsat område (ca 10 m.). Studiet visade också på svårigheter att erhålla ett representativt för grundvattnet pH-värde, trots att mätningarna var utförda omedelbart efter provtagningen. Svårigheten bestod i att koldioxidtrycket förändrades kraftigt vid provtagningen. Ett säkrare sätt att bestämma pH-värden är genom beräkning utifrån koldioxidtrycket och alkaliniteten, se ekvation 5.1.

$$pH = -\log K_{H_2CO_3} - \log K_{water} - \log p_{CO_2} + \log[HCO_3^-] \quad (5.1)$$

Både kalcits löslighet och markens adsorptionsförmåga av kalciumjoner är mycket pH-känsliga processer. pH-värdet och koldioxidtrycket visade sig vara i särklass viktigaste variabler vid geokemisk modellering. Simuleringarna gjorda i PHREEQC visade att de uppmätta pH-värdena kan vara upp till 0,5 högre än de som råder under marken, vilket beror på skillnader i koldioxidtrycket. Detta leder till avsevärda fel vid beräkning av mätnadsgrader.

Studier av långa tidsserier visade endast marginella förändringar i pH, trots det kraftiga nedfallet av svavel i form av sulfat under det senaste århundradet (Naturvårdsverket, 2003a). De flesta prover tagna i brunnar längs Badelundaåsen visade sig stå i jämvikt med kalcit vilket innebär att förändringar i pH buffras av kalcit. Upplösning av kalcit resulterar i ökad alkalinitet, vilket observerades på många platser. Även om det sker ett inflöde av försurande ämnen så minskar inte pH:et så länge det finns kalcit kvar i marken. Den kan dock så småningom lösas upp.

5.2 Sulfat

Sulfathalter har ökat markant på många platser inom undersökningsområdet. Det kan bero på luftdeposition eller på upplösning av sulfathaltiga mineral såsom gips ($CaSO_4 \cdot 2H_2O$). Inom det undersökningsområdet innehåller kalksten mycket låga halter svavel, mindre än 0,01 viktsprocent (Shaikh, 1989). Vittring av sedimentära bergarter är annars en stor källa till sulfat i grundvattnet enligt Aastrup (1995).

Den kraftiga ökningen av sulfatkoncentrationer som observerades under flera decennier på flera platser inom undersökningsområdet, t.ex. Germundsbo och Mästerbo orsakades troligtvis av sur nederbörd. Även om sulfathalter i nederbörd har minskat sedan 70-talet

(Naturvårdsverket, 2003a) gör den naturliga fördröjningen att det kan dröja år och även decennier innan sulfatet från regn når brunnar.

Den tydliga korrelationen mellan klorid och sulfat på vissa platser, som t.ex. vid vattentäkter i Sundet och Tallbacken, beror troligtvis på varierande utspädningsgrad. Koncentrationer av dessa joner är ganska låga och därför har naturliga variationer i nederbörd större genomslag.

5.3 Ökning i hårdhet i Badelundaåsen

På flera platser inom undersökningsområdet visar vattenanalyser på ökning i hårdhet med tiden. Denna ökning har tre förklaringar:

1. Upplösning av kalcit i samband med surt medfall (H_2SO_4) som ger ökade sulfathalter, hårdhet och alkalinitet
2. Jonbyte mellan natrium och kalcium. Natriumjoner härstammar från vägsaltet ($NaCl$). Höga kloridhalter indikerar påverkan av vägsaltet.
3. Förändrad markanvändning eller förändrat grundvattenuttag, men bara hypoteser och utreds inte i detta exjobb.

Kalcit utgör i särklass den största källan av kalcium. Både genomförda provtagningar och beräkningar av mättnadsgrader med avseende på kalcit tyder på att det fortfarande finns tillräckliga mängder av denna mineral för att motverka pH-sänkningar. Korrelationen mellan hårdhet och alkalinitet är mycket stark eftersom både kalcium och bikarbonat härstammar från upplösning av kalcit.

I prover tagna vid vattentäkter i Germundsbo och Mästerbo har uppmätts den största ökningen i hårdhet och kloridkoncentrationer. Prover från dessa vattentäkter uppvisar även lika stark korrelation mellan hårdhet och alkalinitet som mellan hårdhet och klorid ($r^2 \approx 0,7$ och $0,8$). Adsorption av 20 mg natrium kan maximalt ge en ökning i hårdhet på knappa 2°dH. Modellering av jonbyte mellan natrium och kalcium visade att tillförsel av natriumjoner som motsvarar koncentrationen av kloridjoner vid dessa vattentäkter kan ge bara en marginell ökning i hårdhet, ca 0,3°dH. Den verkliga effekten av vägsaltanvändning borde ligga mellan dessa två värden.

Skillnader i hårdhet beror först och främst upplösning av kalcit som kan orsakas av surt nedfall, försurning på grund av ökad organisk aktivitet och/eller kväveförsurning. Bidrag från jonbyte mellan natrium och kalcium kan vara betydande bara på enstaka platser, som Germundsbo och Mästerbo, och även där det är av sekundär betydelse. Variationer i hårdhet på grund av olika stora vattenuttag och vattenföring har inte utretts i detta exjobb. Det förefaller dock osannolikt att dessa parametrar skulle ha större betydelse eftersom de flesta prover var mättade med avseende på kalcit, det vill säga att de har fått tillräckligt lång tid på sig för att komma i jämvikt med kolsyrasystemet.

Orsaker till försurning borde dock kartläggas för att förklara mer konkret skillnader i hårdhet mellan olika brunnar.

6 REFERENSER

Tryckta referenser

- Aastrup, M., Thunholm, B., Jonson, J., Bertils, U., Berntell, A., 1995. *Gundvattenkemi i Sverige*. Naturvårdsverket, rapport 4415.
- Drever, J. I., 1997. *The geochemistry of natural waters: Surface and Groundwater Environments*. Prentice-Hall, New Jersey, ISBN: 0 13 171790 0, s. 41-67, 87-99.
- Gustafsson, J. P., Jacks, G., Simonsson, M., Nilsson, I., 2001. *Mark- och Vattenkemi*. Avdelningen för markkemi och jordmånslära, institutionen för markvetenskap, SLU, Uppsala.
- Hem, J., D., 1989. *Study and Interpretation of the Chemical Characteristics of Natural Water*. United States Geological Survey Water-Supply, 2254, s. 89-99.
- Knutsson, G. och Morfeldt, C.-O., 1993. *Grundvatten. Teori och tillämpningar*. AB svensk Byggtjänst, Stockholm.
- Lindewald, H., 1985. *Salt grundvatten i Sverige*. Sveriges Geologiska Undersökning, Rapporter och meddelanden nr39, s.15, 54-58.
- Loberg, B., 1993. *Geologi*. Norstedts förlag, Borås.
- Matthess, G., Frimmel, F. H., Hirsch, P., Schulz, H. D., Usdowski, E., 1992. *Progress in Hydrogeokemistri*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, s. 100-190.
- Naturvårdsverket, 1999c. *Bedömningsgrunder för Miljö kvalitet. Grundvatten*. Rapport 4915.
- Norrström, A. C. och Bergstedt, E., 2001. *The impact of road de-icing salts (NaCl) on colloid dispersion and base cation pools in roadside soils. Water, Air and Soil Pollution*.
- Nygårds, K. och Perers, J., 1970. *Hydrogeologisk Undersökning av Badelunda åsen vid Hedemora, Kopparbergs län*. S. 5, 7-8.
- Parkhurst, D. L. och Appelo, C.A.J., 1999. *User's guide to PHREEQC (version 2) – a computer program for speciation, batch-reaction, one dimensional transport, and inverse geochemical calculations*. Rapport 99-4259.
- Pomper, A. B., 1981. *Hydrochemical observations in the subsoil of the western part of the Netherlands*. SGU, Rapporter och meddelanden nr 27.
- Shaikh, N. A., Karis, L., Snäll, S., Sundberg, A., Wik, N.-G., 1989. *Kalksten och dolomit i Sverige*. SGU, rapporter och meddelande nr.55.

Wikner, T., Fogdestam, B., Thunnholm, B., 1999. *Beskrivning till kartan över grundvattnet i Dalarnas län*. SGU, serie Ah nr 18.

Utredningar

VIAK, 1974. *Borlänge Kommun, Grundvattentäkten vid Övre Tjärna, Utvärdering av Vattentillgången*. VIAK, nr 87. 1057.

Ryttar, P.-A. och Gustafson, G., 1983. *Borlänge Reservvattentäkt*. VIAK AB, nr.5712.59 1285.

Ryttar, P.-A., 1982. *Kopparbergs Läns Landsting, Solbackens Sjukhem, Korttidspumpning*. VIAK AB, nr. 5712.1342.

Ryttar, P.-A., 1986. *Säters kommun, Uppbo Stora Skevdi, Återinfiltrationsanläggning. VA-Anläggningar A*, nr. 5712.59 1416.

Ryttar, P.-A., 1995. *Hydrogeologisk Undersökning, Lennheden, Falu Kommun*. GVT.

Ryttar, P.-A., 1995. *Falu Kommun, Lennheden, Hydrogeologisk Undersökning*. GVT, nr. 2027.

Ryttar, P.-A., 1995. *Leksand Kommun, Insjöns Grundvattentäkt*. GVT, nr. 2244.

Ryttar, P.-A., 1996. *Borlänge Kommun, Grundvattentäkten i Övre Tjärna, Prospektering av nytt brunnläge*. GVT, nr. 2095.

Ryttar, P.-A., 1999. *Utsläpp av HNO₃ på Bangården i Borlänge, Sanering av Mark och Grundvatten*. GVT.

Ryttar, P.-A., 2001. *Gagnefs Kommun, Bäsna Vattenverk*. Midvatten AB, nr. 2247.

Ryttar, P.-A. och Strömgren, J., 2002. *Del av Badelundaåsen i Avesta Kommun, Påverkan av vägsalt*. Midvatten AB, nr. 2189.

Ryttar, P.-A., 2002. *Säters Vattenförsörjning, Reservvattentäkt*. Midvatten AB, nr. 2255.

Ryttar, P.-A., 2003. *Storheden, Hydrogeologisk Undersökning*. nr.2115.

Diverse analysprotokoll från arkiv på Midvatten AB.

Internetreferenser

Svenskt vatten, 2003.

<http://www.svenskvatten.nu/vonik4.html>

Naturvårdsverket, 2003a.

<http://www.naturvardsverket.se/dokument/fororen/kalka/forsur.html>

Naturvårdsverket, 2003b.

<http://www.naturvardsverket.se/dokument/lagar/bedgrund/grv/grvdok/grvalk.html>

USGS, 2003.

<http://www.usgs.gov/research/gis/title.html>

7 ANVÄNT KARTMATERIAL

Berggrundskarta över Kopparbergs län, SGU serie Ah nr 18, skala 1:250 000.

Karta över grundvattnet i Dalarnas län, SGU serie Ah nr 18, skala 1:250 000.

Jordartskarta över Kopparbergs län, SGU serie Ca21, skala 1:250 000.

Gröna Kartan, digital.

8 BILAGOR

BILAGA 1	Berggrundskarta, Kopparbergs län, SGU serie Ah 18.
BILAGA 2	Jordartskarta, Kopparbergs län, SGU serie Ca 21.
BILAGA 3	Sammanställning av vattenanalyser från brunnar längs Badelundaåsen mellan Leksand och Avesta.
BILAGA 4	Sammanställning av analyser som användes för studie av förändringar i grundvattenkvalitet över tiden.
BILAGA 5	Programkod för simulering av mätnadsgrader i PHREEQC.
BILAGA 6	Programkod för beräkning av modellens känslighet för förändringar i koldioxidtrycket.
BILAGA 7	Översiktskarta Sundet-Insjön, skala 1:30 000.
BILAGA 8	Översiktskarta Gräv-Bäsna, skala 1:50 000.
BILAGA 9	Översiktskarta Lennheden, skala 1:15 000.
BILAGA 10	Översiktskarta Borlänge, 1:40 000.
BILAGA 11	Översiktskarta Solvarbo-Viggesnäs, 1:60 000.
BILAGA 12	Översiktskarta Hedemora-Avesta, 1:70 000.
BILAGA 13	Medgivande för nyttjande av Lantmäteriverkets kartor. Ärende nr: I 2006/2222.
BILAGA 14	Medgivande för nyttjande av SGU's kartor. Ärende nr 30-1817/2006.