



## FÄLTSTUDIE AV LÅNGVARIGT GRUND- VATTENUTTAG MED EFTERFÖLJANDE ÅTERHÄMTNING – ANALYS AV NIVÅ- FÖRÄNDRINGAR OCH VATTENKEMI

Fredrik Mossmark

Lars O. Ericsson

Anders Blom

Filip Moldan

Omslagsbild:

Undersökningarna som redovisas i rapporten har gjorts vid forskningsstationen vid Gårdsjön i Stenungssunds kommun. Foto: Anders Blom.

# **FÄLTSTUDIE AV LÅNGVARIGT GRUNDVATTENUTTAG MED EFTERFÖLJANDE ÅTERHÄMTNING – ANALYS AV NIVÅFÖRÄNDRINGAR OCH VATTENKEMI**

**Field study of long-term groundwater  
discharge and recovery - evaluation of  
groundwater levels and hydrochemistry**

Fredrik Mossmark, Sveriges geologiska undersökning

Lars O Ericsson, Chalmers tekniska högskola

Anders Blom, Sweco Environment AB

Filip Moldan, IVL Svenska Miljöinstitutet AB





## FÖRORD

Inläckande grundvatten i tunnlar och berggrum orsakar grundvattensänkningar med ändrad vattenkvalitet som följd. Ett ganska stort antal studier har genomförts under olika geologiska förhållanden med fokus att förstå och kunna förutse grundvattenpåverkan från undermarksbyggande, men få av dessa sträcker sig över lång tid. Det föreligger fortfarande ett behov av bättre prognosmodeller för påverkan, men framförallt avseende hur länge en störning kvarstår efter att t.ex. en infrastrukturtunnel har byggts.

Forskningsprojektet "Fördjupad studie av grundvattensänkning och påföljande återhämtning" har undersökt återhämtning efter en grundvattensänkning som inducerades för mer än 10 år sedan. Undersökningarna har gjorts vid forskningsstationen vid Gårdsjön i Stenungssunds kommun. I området har det bedrivits forskning med fokus på försurning sedan 1970-talet och IVL Svenska Miljöinstitutet (IVL) bedriver fortsatt Integrerad miljöövervakning. Forskning avseende grundvattensänkning inleddes 1996 i samarbete mellan Chalmers tekniska högskola (Chalmers) och IVL där pumpning av berggrundvatten gjordes mellan år 2000 och 2005 för att simulera en störning orsakad av undermarksbyggande. En återhämtningsstudie pågick därefter fram till 2009, men återupptogs i föreliggande projekt år 2017. Från slutet av 2018 och ett och ett halvt år framåt bedrevs ånyo grundvattenuttag med pumpning.

Projektet har inneburit en bred naturvetenskaplig tolkning av förhållanden och påverkan där hydrologiska, geologiska, klimat och vattenkemiska parametrar har ingått och befintliga prognosmodeller har utvecklats. Tolkning har också gjorts utifrån att bedöma nedbrytning av cement och stål. Projektledare har varit Fredrik Mossmark (Sveriges geologiska undersökning) och övriga projektmedlemmar Lars O. Ericsson (Chalmers), Anders Blom (Sweco) och Filip Moldan (IVL).

Referensgruppen bestod av Christian Butron (Trafikverket), Otto Graffner (Trafikverket/COWI), Sven Follin (Golder Associates) och Per Tengborg (Stiftelsen Bergteknisk Forskning, BeFo).

Stockholm, 2021

Per Tengborg

## **ERKÄNNANDEN**

Ett särskilt tack till Hensbackastiftelsen och IVL Svenska Miljöinstitutet för möjligheten att bedriva forskning vid Gårdsjön. Otto Graffner, Christian Butron och Sven Follin tackas för vetenskapligt stöd till projektet genom deltagande i referensgrupp. Ett stort tack också till Stiftelsen Bergteknisk forskning som genom finansiellt stöd möjliggjort denna studie!

## SAMMANFATTNING

Undermarksbyggande påverkar i de flesta fall hydrologiska, hydrogeologiska och vattenkemiska förhållanden, främst genom påverkan från inläckage av grundvatten. Inläckagets storlek styrs av geologiska och hydrologiska förhållanden samt utformningen och utförande i det vattentätande systemet. Vidare orsakar inläckaget förändringar avseende grund-, mark- och ytvattennivåer som i de flesta fall påverkar de hydrokemiska förhållandena. Detta kan i sin tur orsaka negativ omgivningspåverkan med skada för djur och växtlighet, men också medföra en mer aggressiv miljö mot stål- och cementbaserade material i en tunnel. Tidigare har ett antal studier genomförts för att förstå påverkan från undermarksbyggande i olika miljöer. Föreliggande rapport presenterar uppföljning av en fältstudie med grundvattenuttag som gjordes för att simulera undermarksbyggande vid Gårdsjön.

Chalmers inledde i samarbete med IVL Svenska Miljöinstitutet övervakning av hydrologiska, hydrogeologiska och hydrokemiska förhållanden i avrinningsområde F3 vid Gårdsjön i mitten av 1990-talet. Under åren 2000 till 2005 gjordes uttag av grundvatten från ett bergborrhål i området. Detta fick betydande påverkan på avrinning, grundvatten och vattenkemi i område F3. Efter att uttaget hade upphört övervakades påföljande återhämtning fram till år 2009. Resultaten från återhämtningsstudien visade att det fortfarande fanns en kvarstående påverkan från grundvattenuttaget på hydrologiska och vattenkemiska förhållanden år 2009. För att studera det fortsatta återhämtningsförloppet återupptogs övervakningen under åren 2017 till 2018 och därefter bedrevs ett förnyat försök med grundvattenuttag. Föreliggande rapport avhandlar nya resultat från de två sista delstudierna från år 2017 till år 2020. I studierna i avrinningsområde F3 har ett referensavrinningsområde F1 beläget på andra sidan av Gårdsjön använts som jämförelse.

Föreliggande studie visar att området hade återhämtat sig från påverkan från tidigare grundvattensänkning (2000-2005) vid projektstart år 2017/2018. Under den tidigare återhämtningsstudien år 2005-2009 var avrinningsvolymen från försöksområde F3 påverkad och mätbart lägre jämfört med från referensområde F1 och det kvarstod påverkan i vattenkemi i både grundvatten och avrinningsvatten. Under återhämtningsstudien 2017/2018 konstaterades att grundvattennivåer, avrinningsvolym och vattenkemi ej hade kvarstående mätbar påverkan från det tidigare grundvattenuttaget åren 2000 till 2005.

Det förnyade grundvattenuttaget orsakade avsänkta grundvattennivåer i både berg och jord och avrinningsvolymen minskade med mer än 20% jämfört med referensområde F1. Utflödande grundvatten till våtmarken minskade och under torrperioden upphörde avrinningen från F3 helt. Tillsammans med geokemiska processer orsakades ändrad vattenkemi med tidvis förhöjda sulfatkoncentrationer i avrinning och lägre kalciumkoncentrationer i berggrundvattnet. Detta resulterade i att berggrundvattnet enligt standarder skulle bedömas som mer aggressivt mot både stål- och cementbaserade byggnadsmaterial till följd av grundvattenuttaget.

**Nyckelord:** Grundvatten, tunnlar, miljöpåverkan, materialval

## SUMMARY

In most cases, underground constructions such as tunnels are subjected to influx of groundwater. The influx varies depending on geological and hydrological conditions as well as the design and performance of the waterproofing system. The influx causes hydrological changes that are likely to have an impact also on the hydrochemical conditions of groundwater as well as surface waters.

This report presents new findings from a continuation of a field study that was carried out at Lake Gårdsjön between the years of 1996 and 2009. The studies focused on the monitoring of two similar surface water catchments areas and related rock mass. In the previous study (1997-2009), one of the catchment areas (F3, experimental) was studied under pristine conditions for three years and for four and a half years during groundwater abstraction. The recovery from the impact of groundwater abstraction was then studied during the following three years. The other catchment (F1) area was used as an unaffected reference. In the continued study presented in this report, recovery was studied in F3 for a period of 1.5 years followed by a new abstraction period of 1.5 years.

The evaluation of hydrological, hydrogeological and hydrochemical concluded that the experimental area F3 had recovered from the impact of previous groundwater abstraction (2000-2005) at the start of this project in 2017/2018. During the previous recovery study in 2005-2009, the run-off volume from experimental catchment area F3 was affected and measurably lower compared to the reference catchment area F1. Furthermore, an impact caused by the abstraction (2000-2005) remained in water chemistry, both in groundwater and runoff water throughout the previous recovery study (2005-2009).

The renewed groundwater abstraction (2018-2020) caused lowered groundwater levels in the bedrock as well as in the overburden. Furthermore, the annual runoff volume decreased by more than 20% compared to the reference catchment area F1. The discharge of groundwater to the wetland decreased, which periodically caused the absence of surface runoff from F3 entirely. Combined with geochemical processes, this caused changes to the hydrochemistry with occasionally elevated sulphate concentrations in runoff and lower calcium concentrations in the bedrock.

**Keywords:** Groundwater, tunnels, environmental impact, construction materials



## INNEHÅLL

1. Bakgrund .....	1
2. Syfte.....	5
3. Områdets geologiska förutsättningar.....	7
4. Genomförande .....	9
5. Resultat och diskussion .....	10
5.1 Hydrologiska data 2017-2020.....	10
5.2 Grundvattennivåer .....	13
5.3 Långsiktiga vattenkemiska förändringar .....	15
5.4 Vattenkemiska observationer 2017–2020.....	19
5.5 Loggning av elektrisk konduktivitet samt korrelation med vattenkemiska parametrar .....	21
5.6 Isotopanalys.....	24
6. Aggressivitet mot stål och cementbaserade material.....	27
7. Sammanvägd bedömning .....	31
8. Slutsatser.....	33
9. Rekommendationer.....	35
10. REFERENSER.....	37

Bilaga 1: Vattenkemiska data

Bilaga 2: Konferensartikel: ISRM International Symposium, Singapore 2018





## 1. BAKGRUND

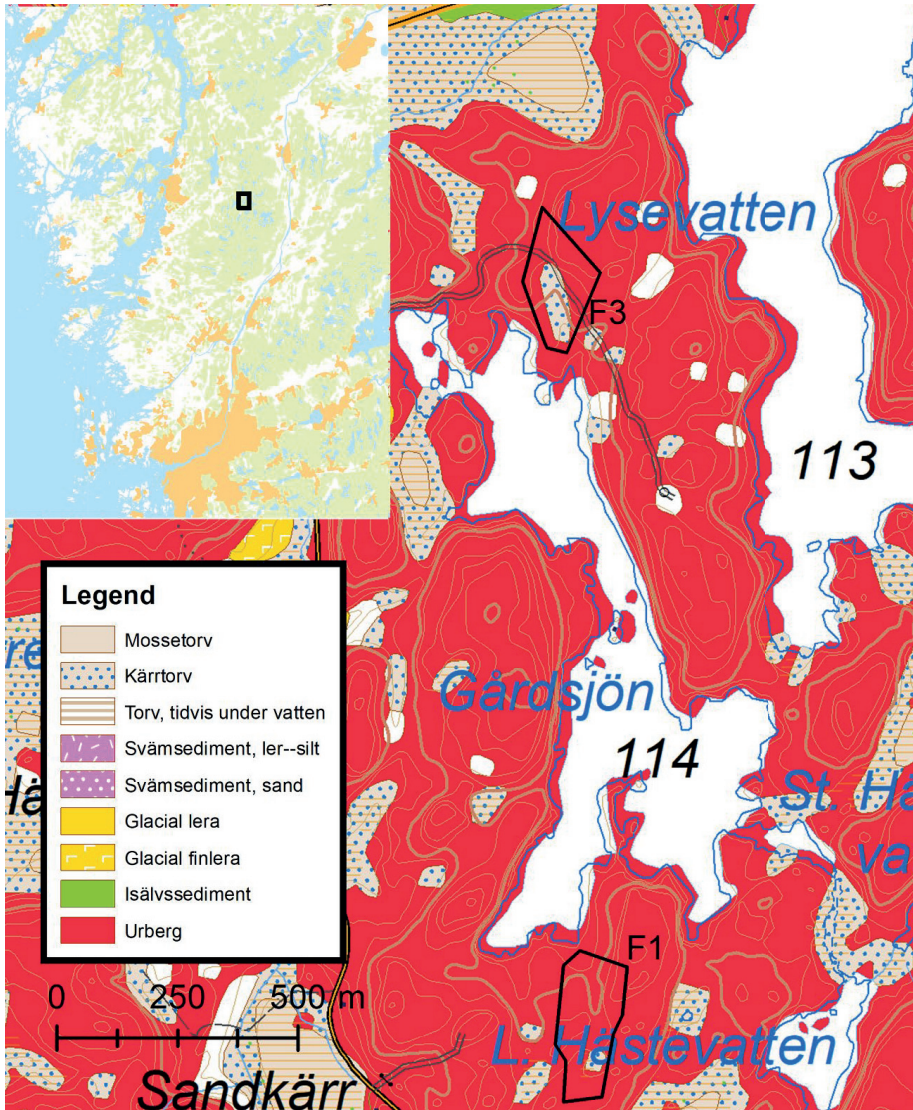
Tunnlar och undermarksbyggande blir allt vanligare i Sverige. Detta genom ökad urbanisering och förbättrad transportinfrastruktur men också genom inriktningsbeslut inom stadsplanering. Undermarksbyggande orsakar i de flesta fall grundvattensänkning, något som har beskrivits i många studier både i Sverige och internationellt. Grundvattensänkningar kan påverka förutsättningar för växter och djur, för nyttjande av geoenergi och vattenresurser, grundläggningsstabilitet samt för hur byggnadsmaterial bryts ned.

Grundvattensänkning vid undermarksbyggande påverkar i många fall hydrologiska förhållanden och därmed växters och djurs tillgång till vatten. Vidare kan kvaliteten i både yt- och grundvatten påverkas. Detta både genom att andelen utströmmande grundvatten som del av vattnet i ett vattendrag minskar och genom att vattnet får nya flödesvägar och genom ändrade geokemiska processer. I en del fall innebär undermarksbyggande med inläckande grundvatten att säsongsmässiga variationer förstärks. En ökad säsongsmässig fluktuation kan innebära återkommande luftning med stor påverkan på exempelvis sulfat, alkalinitet, kalcium, magnesium och pH.

För att förbättra kunskapen om den samlade påverkan på yt- och grundvatten samt dess vattenkemi har flera studier bedrivits av Chalmers tekniska högskola i samarbeten med olika organisationer. Fokuserade fältstudier av grundvattenpåverkan har tidigare gjorts i samband med genomförandefas av Kattlebergstunneln och Hallandsåstunnlarna samt som fältförsök med grundvattenuttag på Äspö (Oskarshamns kommun) och vid Gårdsjön (Stenungssunds kommun).

Vid Gårdsjön genomfördes studier av hydrologiska, hydrogeologiska och vattenkemiska förhållanden år 1997 till 2009. Studierna genomfördes i tre faser: opåverkade förhållanden (1997–2000), vid grundvattenuttag i berg (2000–2005), samt påföljande återhämtning under åren 2005 till 2009. Föreliggande projekt studerade återhämtning och påverkan i samma område under åren 2017 till 2020. Detta för att ytterligare öka förståelse av långsiktig påverkan på vattenkvalitetet och hydrologiska förhållanden i samband med undermarksbyggande.





Figur 1. Gårdsjöns geografiska läge och jordartsgeologiska förhållanden. De studerade delavrinningsområdena F1 (referens) respektive F3 (försök) ligger på sjöns norra respektive södra sida.



## 2. Syfte

Denna studie är en fortsättning på tidigare genomförda studier av grundvattensänkning vid Gårdsjön och syftar till att besvara följande frågeställningar:

### 1. Kvarstående påverkan och återhämtning

- a. Finns det återstående hydrologisk och vattenkemisk påverkan från grundvattenuttag 10 år efter att det avslutades? Hur lång påverkansperiod kan förväntas vid undermarksbyggande?
- b. Har det skett någon förändring i avrinningsvattnets ursprung under nuvarande förhållanden jämfört med tidigare undersökning på 1980-talet?

### 2. Kvantifiera påverkan

- a. Under opåverkade förhållanden utgör utströmmande grundvatten till stor del av avrinningsvattnet. Hur påverkas denna andel av grundvattensänkning?
  - b. Under opåverkade förhållanden sker oftast långsam grundvattenströmning i berg och vattnet har långa uppehållstider. Hur påverkas vattnets uppehållstider av ett grundvattenuttag?
3. Förbättra prognosmodeller för att förutse vattenkemiska förändringar vid undermarksbyggande.
  4. Jämföra tidigare undersökningsmetodik med isotopundersökning.

Baserat på resultat från tidigare undersökningar och ställdes följande hypoteser inför projektstart:

1. Området antas vid projektstart (år 2017) ha återhämtat sig hydrologiskt och vattenkemiskt efter tidigare försök med grundvattenuttag (2000–2005).
2. Större andel avrinningsvatten förväntas i återhämtningsstudien vara av meteoriskt ursprung (ej utströmmande grundvatten) jämfört med tidigare studie år 1980 [9]. Denna förändring förväntas bero på ökad nederbördsmängd jämfört med för 30 år sedan.
3. Andel avrinningsvatten som utgörs av utströmmande berggrundvatten minskar men försvinner ej helt under uttag av berggrundvatten.

4. Berggrundvattens uppehållstid minskar till mindre än 1/10 jämfört med opåverkade förhållanden i det mest påverkade bergborrhålet vid grundvattenuttag.
5. Isotopanalys förväntas ge samstämmiga resultat med traditionell utvärdering (kombinerad vattenkemisk och hydrogeologisk/hydrologisk) men i tillägg också kunna användas för att säkrare kvantifiera hydrologiska förändringar.

### 3. Områdets geologiska förutsättningar

Området karakteriseras av kristallin berggrund, tunna jordlager av främst morän, våtmarker (sphagnum torv), barrskog (tall och gran) och relativt hög årlig nederbörd (cirka 1000 mm årligen under studieperioden). Områdets geologiska och hydrologiska förhållanden har beskrivits mer detaljerat i [10], [11], [12], [14] och [26].

Berggrunden i studieområdet består huvudsakligen av granit och gnejsisk granodiorit [12] som överlagras av tunna lager av morän samt organiska jordar i utströmningsområden. Enligt seismiska undersökningar [15] finns en sprickzon i berget under den centralt belägna våtmarken i avrinningsområdet F3 i riktning nord-syd och en annan sprickzon passerar F1-avrinningsområdet. Morän täcker ytan i mer än 60% av avrinningsområdet F3 och mer än 50% av referensavrinningsområdet F1 [10].

Efter istiden låg stora delar av västra Sverige under vatten. Området vid Gårdsjön ligger på en höjd mellan 110 och 130 meter över havet och den högsta kustlinjen var c:a 125 meter över havet [14]. Det finns dock bara mycket tunna lager av finsilt till sand under våtmarken i F3. Organiska våtmarker täcker ungefär 5% av ytan i avrinningsområde F3 respektive F1 [11]. Våtmarkerna i de två avrinningsområdena består huvudsakligen av vitmossetorv (sphagnum), se jordartsgeologisk karta i Figur 1.

Flera mineralogiska studier har utförts i Gårdsjöområdet, se till exempel [12] och [13]. De dominerande mineralerna i granodiorit och granit är kvarts, K-fältspat och plagioklas [13]. Denna sammansättning återspeglas också i morän i området.

Under år 2010 byggdes en skogsväg genom område F3 för gallring och avverkning längre in i skogen. Åtgärder vidtogs för att minimera hydrologisk påverkan, bl.a. genom anläggande av vägtrummor. Vägen bedöms ha lokal påverkan på hydrologi och vattenkemi, men ej mätbar påverkan längre ned i avrinningsområdet. Flygbild över området visas i Figur 2.





Figur 2. Flygbild över försöksområdet (F3) med markerade bergborrhål, grundvattenrör, avrinningsdamm och tolkad ytvattendelare.



#### 4. Genomförande

En stor del av den infrastruktur som hade använts för de tidigare undersökningarna i försöksområde F3 fanns kvar när föreliggande studie påbörjades. Eftersom området ej övervakades mellan år 2010 och 2016 behövdes reparationer och nyinstallation av utrustning dock genomföras inför projektstart. Under våren 2017 genomfördes restaurering av överfallsdammar, elektriska system och installation av nya tryckgivare. Övervakning av nivåer ökade gradvis med nyinstallation av tryckgivare i fler mätpunkter vid ett par tillfällen. De automatiska mätningarna kompletterades av manuella mätningar under hela projektiden. I två av mätpunkterna, F3 (avrinning) och HGF33 (bergborrhål för grundvattenuttag) användes kombinerade givare för tryck och elektrisk konduktivitet.



**Figur 3. Överfallsdamm vid utloppet i försöksområde F3.**

Regelbunden vattenkemisk provtagning inleddes i maj 2017 och avslutades i januari 2020. Provtagning genomfördes c:a 10 gånger per år i ytvatten, ytligt grundvatten och pumpvatten. Övriga berggrundvattenpunkter provtogs fyra till sex gånger per år. I fält gjordes mätningar av temperatur, pH och elektrisk konduktivitet. Proverna omhändertogs av kommersiellt laboratorium för

mätning av temperatur, pH, konduktivitet och alkalinitet samt analys av DOC, SO<sub>4</sub>, Cl, Ca, K, Mg, Na, NO<sub>3</sub>, NH<sub>4</sub>, Fe, Mn och H<sub>2</sub>SiO<sub>3</sub>.

Dränkbar pump installerades i oktober 2018 i borrhål HGF33 (se Figur 2) varefter grundvattenuttag inleddes. Vid tidigare försök användes manschett i borrhål HGF33 för att förhindra vattenflöde längs borrhålet.

Grundvattenuttaget år 2018 till 2020 genomfördes utan manschett. Uttag gjordes därefter oavbrutet fram till april månad 2020. Automatisk övervakning av grundvattennivåer och avrinningsvolym pågick fortfarande vid avrapportering av projektet (vår 2021). Uttagsvolym mättes med en mekanisk flödesmätare, denna avlästes manuellt.

## 5. Resultat och diskussion

Ett urval av data och observationer för försöksperioden 2017–2020 presenteras i detta avsnitt, men också jämförelser med tidigare genomförda studier.

Forskargruppen har under ett stort antal studier byggt upp en omfattande databas för hydrologi, grundvatten och vattenkemi. Meteorologiska data har erhållits genom samarbete med andra forskningsprojekt i Gårdsjöområdet och från SMHI. Vidare har större delen av datamängden från Gårdsjön F1 samlats in av IVL genom programmet "Integrerad monitoring i naturekosystem (IM)", SGU deltar även i detta program nationellt. I diskussion och utvärdering görs en separat utvärdering av respektive återhämtning efter den tidigare grundvattensänkningen samt påverkan från grundvattensänkningen 2018–2020.

### 5.1 Hydrologiska data 2017-2020

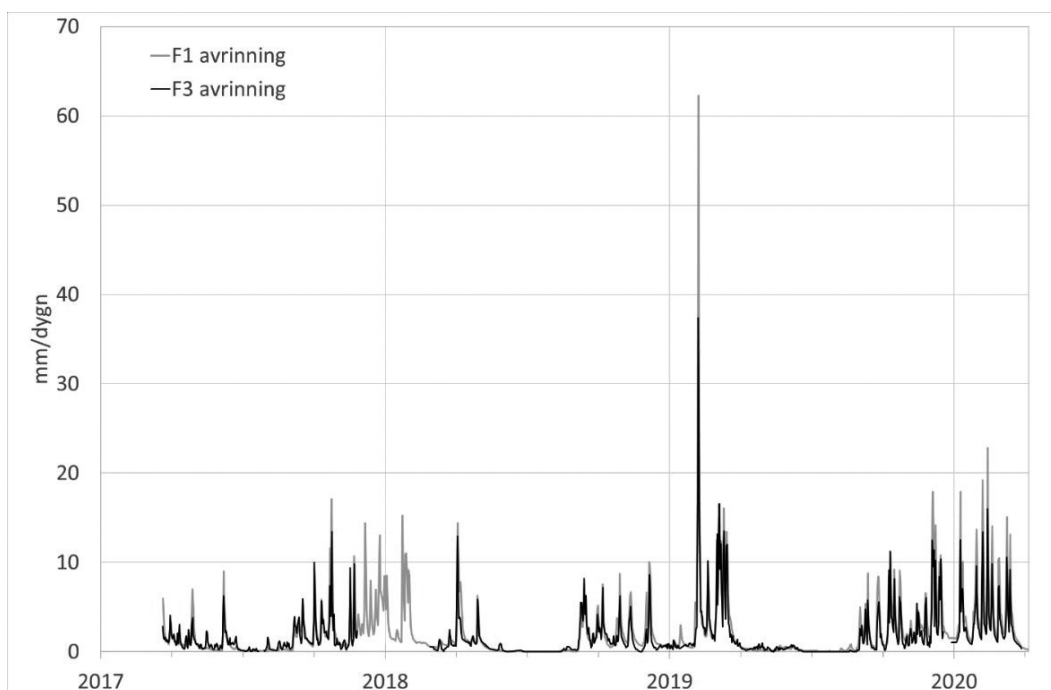
Nederbördsmängderna varierade mellan 755 mm (2017) och 1139 mm (2019) vilket också medförde stora årsvisa variationer i avrinningsvolym från både referensområde F1 och försöksområde F3, se Tabell 3. Eftersom året med grundvattenuttag (2019) hade högre nederbördsvolym än de föregående åren hade även försöksområdet F3 högre avrinningsvolym år 2019 än under tidigare år. För beräkning av vattenbalans har yt- och grundvattendelare antagits sammanfalla och volymer omräknats till mm. Uppmätta uttagsvolymer varierade mellan c:a 10 l/min och 25 l/min.

**Tabell 3. Vattenbalans för övervakningsperioden (mm); Nederbörd, avrinning (F1 och F3) samt grundvattenuttag i F3. Beteckningen K avser kvartal.**

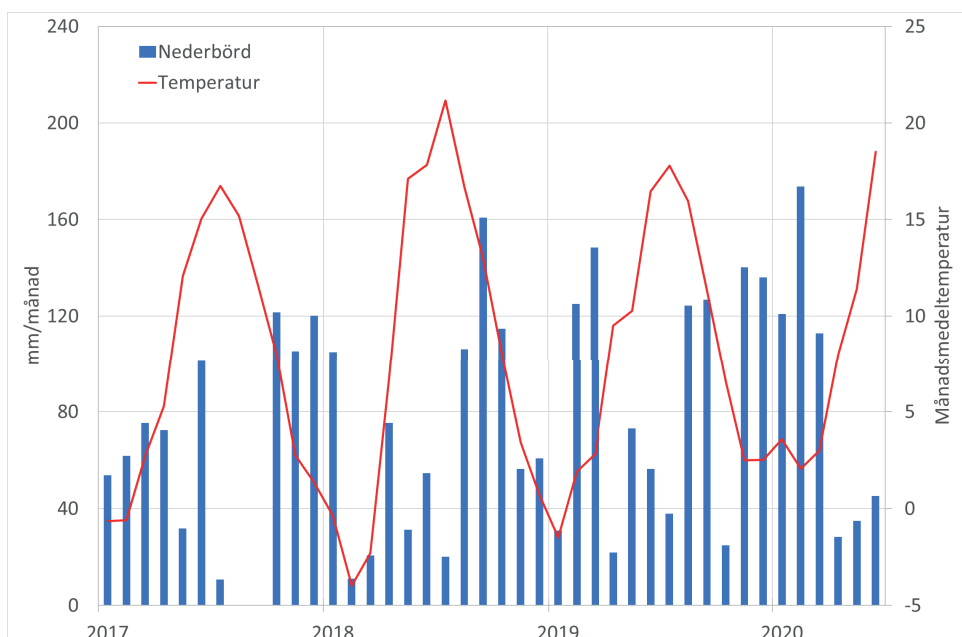
	Nederbörd	Avr. F1	Avr. F3	Grundvattenuttag F3
2017 (K2-K4)	755 (564)	550 (337)	(328)	0
2018	817	593	507	83,2
2019	1139*	875	669	222
2020 K1	407			47,1

\*SMHI Komperöd

Figur 4 visar avrinningsvolym per dygn från referensområde F1 respektive försöksområde F3 och Figur 5 visar månadsmedeltemperatur och månadsnederbörd vid Gårdsjön under perioden 2017 till 2020. Under åren med återhämtningsstudie 2017 och 2018 uppmättes ungefär lika stor årsnederbörd, men sommaren 2018 var trots det torrare: uppmätt månadsmedeltemperatur var 21,3 C och den totala nederbörden var enbart 20 mm.



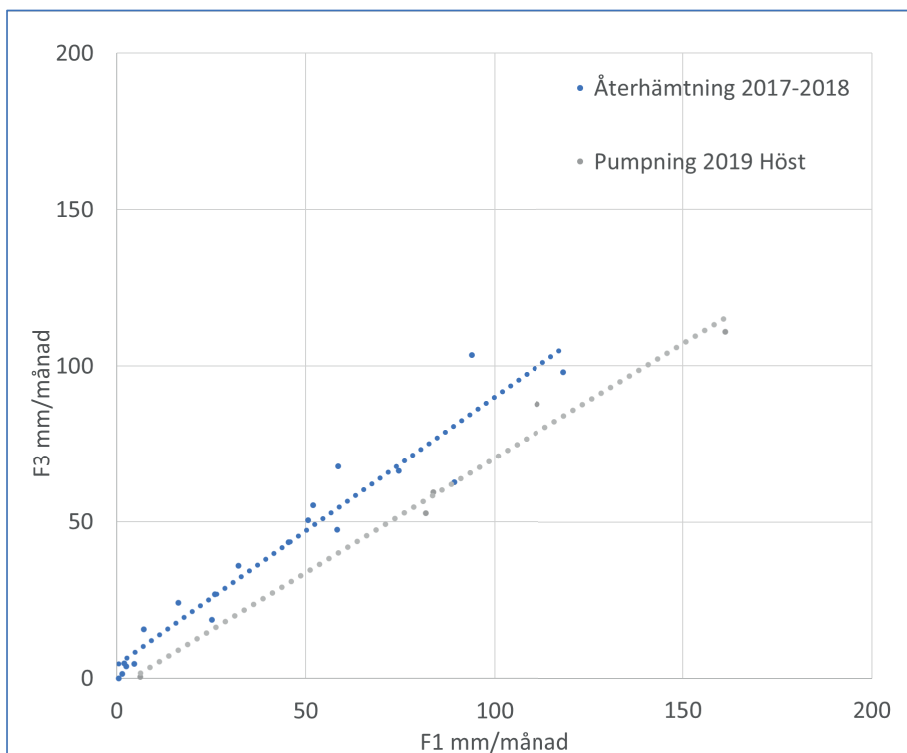
**Figur 4. Avrinningsvolym som mm/dygn från försöksområde F3 jämfört med referensområde F1.**



**Figur 5. Månadsnederbörd och månadsmedeltemperatur vid Gårdsjön, uppmätt i klimatstation.**

Figur 6 visar en jämförelse mellan månatlig avrinningsvolym från försöksområde F3 jämfört med referensområde F1. Under återhämtningsstudien 2017–2018 var avrinningen mm/månad ungefär lika stor från försöksområde F3 som från referensområde F1. Under uttagsperioden minskade gradvis avrinningen från F3 jämfört med från F1, förhållandet var slutet av 2019 c:a 75%. Figur 4 visar att avrinningsvolymerna från F3 minskade under perioden med grundvattenuttag jämfört med referensområde F1 både avseende basflöde och högflöden.

Under den tidigare studien med grundvattenuttag under åren 2000–2005 minskade avrinningen från försöksområde F3 till att enbart utgöra 50% av den från referensområde F1 [7]. Uttagsvolymen per år var 222 mm för år 2019 jämfört med ett årligt medeluttag på 228 mm under perioden 2001–2004 [3]. Det bör beaktas att även avdunstning kan ha påverkats negativt av grundvattenuttaget genom att vattentillgången i F3s våtmark minskade.



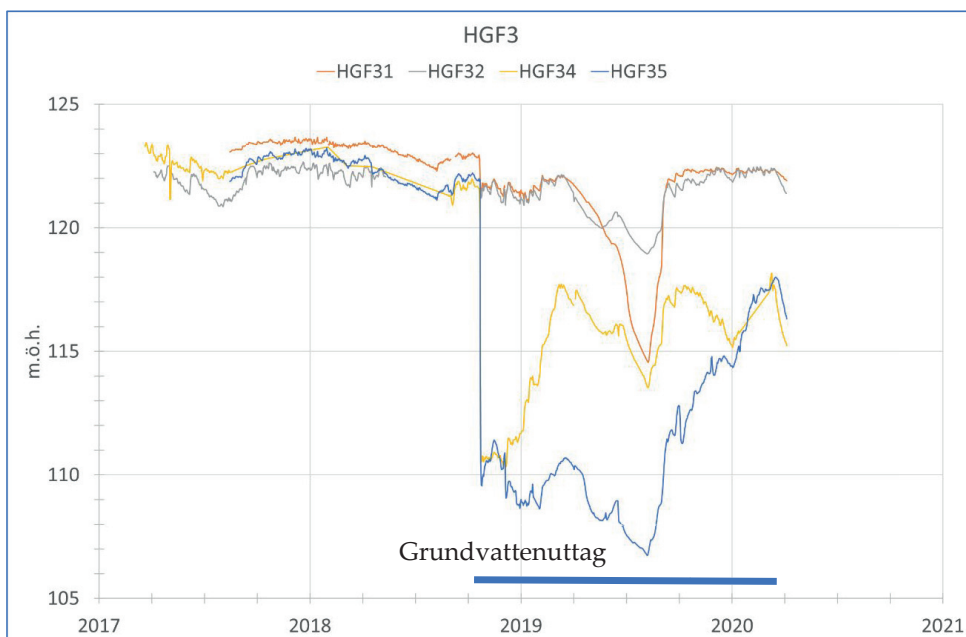
Figur 6. Jämförelse avrinningsvolym från försöksområde F3 jämfört med referens F1. Med beteckningen "återhämtning 2017 – 2018" avses avrinning i perspektiv av den pumpning som genomfördes 2000 – 2005. Under pumpningen 2019 minskade avrinningen från F3 i förhållande till från F1.

## 5.2 Grundvattennivåer

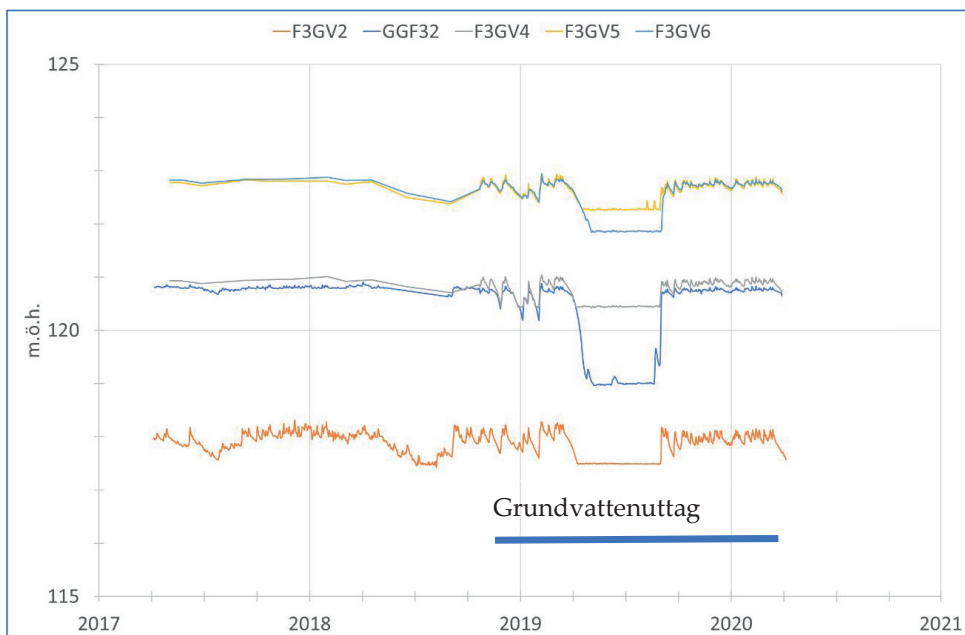
Grundvattennivåer i både berg och jord varierade säsongsmässigt med årligen lägre nivåer under månaderna juni till augusti, se Figur 7 och Figur 8. Denna variation uppträdde både före och under störningsperioden med pumpning.

I likhet med för avrinning påverkades nivåerna av att år 2018 var torrare än 2017. Detta återspeglas i SGUs månadskartor för grundvattennivåer i små magasin. För åren 2017 respektive 2019 var nivåerna avseende månaderna juni, juli och augusti **under de normala, nära de normala** eller **över de normala**. För

juni, juli och augusti år 2018 bedömdes nivåerna i små magasin i Gårdsjöns närhet som **mycket under de normala**.



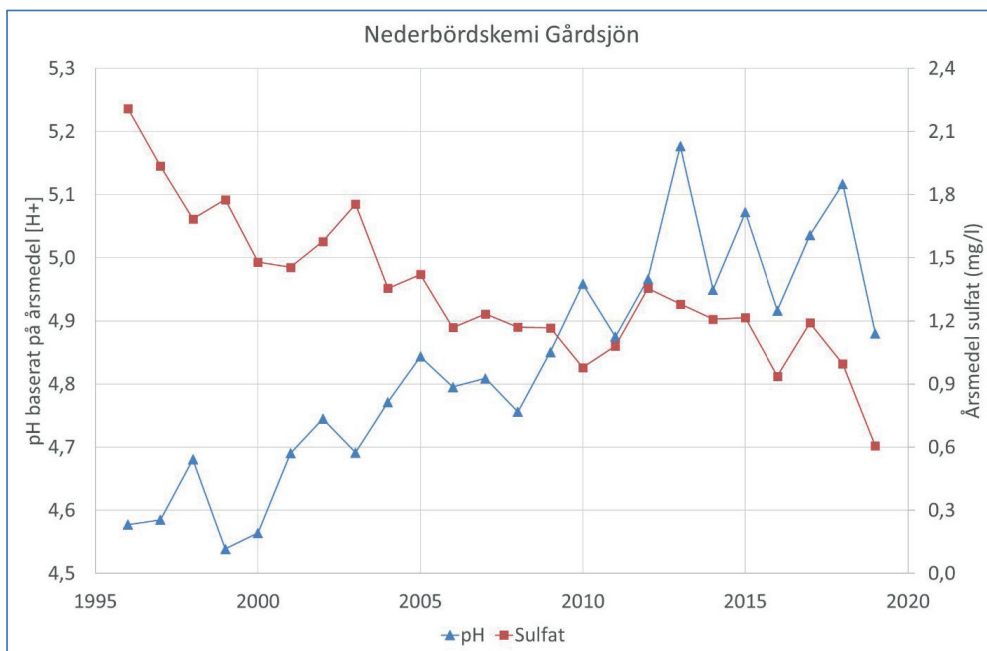
**Figur 7. Grundvattennivåer i berg i försöksområde F3. HGF34 är troligtvis påverkad av utsläppspunkten för avlett vatten från grundvattenuttaget. Detta bedöms enbart ha liten inverkan på vattenbalansen i området.**



**Figur 8. Grundvattennivåer i jord i våtmark (GGF32 och F3GV6) och morän (F3GV2, F3GV4 och F3GV5) i försöksområde F3. Under perioden med grundvattenuttag var nivåerna jordlagret lägre under sommarmånaderna jämfört med åren dessförinnan.**

### 5.3 Långsiktiga vattenkemiska förändringar

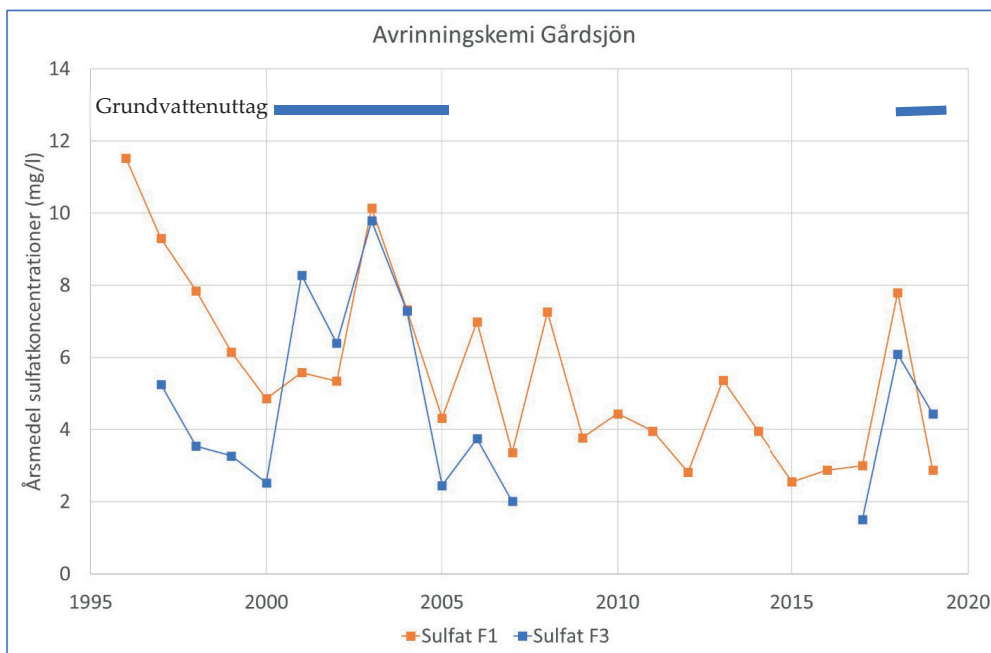
Området har gradvis haft minskande deposition av svavel sedan 1980-talet då det förekom årsmedelkoncentrationer på över 10 mg/l sulfat i bulknederbörd vid Gårdsjön, se t.ex. [1]. Under perioden som forskargruppen har bedrivit studier av påverkan från undermarksbyggande vid Gårdsjön sedan mitten av 1990-talet har svaveldepositionen fortsatt att minska samtidigt som en pH-ökning har skett, se Figur 9 [16], [17].



**Figur 9. Årsmedelkoncentration för sulfat och pH i bulknederbörd för åren 1996 till 2019 [16], [17]. På 1980-talet förekom årsmedelkoncentrationer för sulfat på mer än 10 mg/l [1].**

De minskade svaveldepositionerna påverkade också koncentrationerna i yt- och grundvatten. Figur 10 visar sulfatkoncentration i avrinningsvatten i försöksområde F3 jämfört med referensområde F1. Under opåverkade förhållanden är koncentrationerna högre i referensområdet F1 jämfört med försöksområdet F3. Under perioder med grundvattenuttag från borrhål HGF33 stiger sulfatkoncentrationerna i avrinningsvatten till att vara på ungefär samma nivåer i F3 som i F1, se Figur 10.

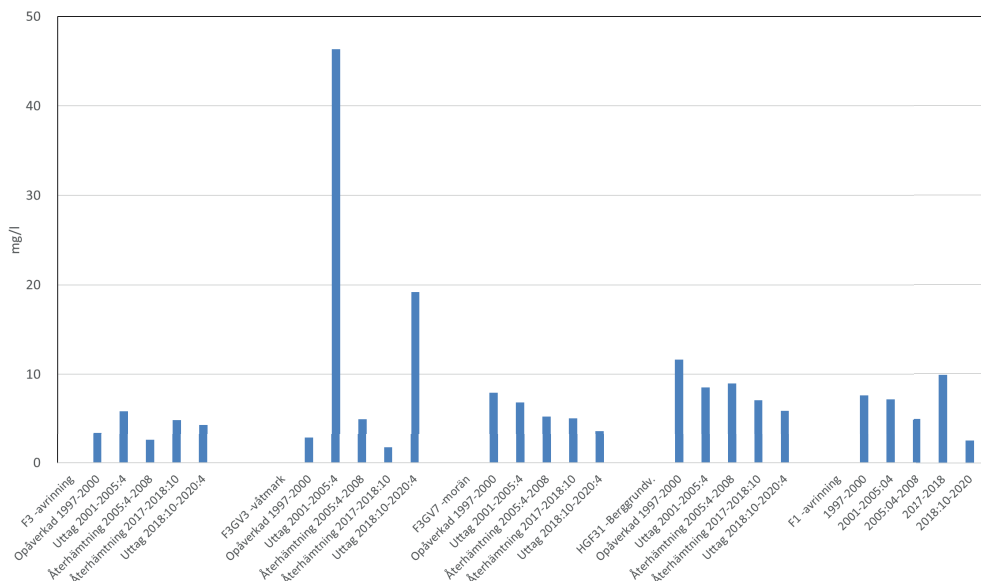




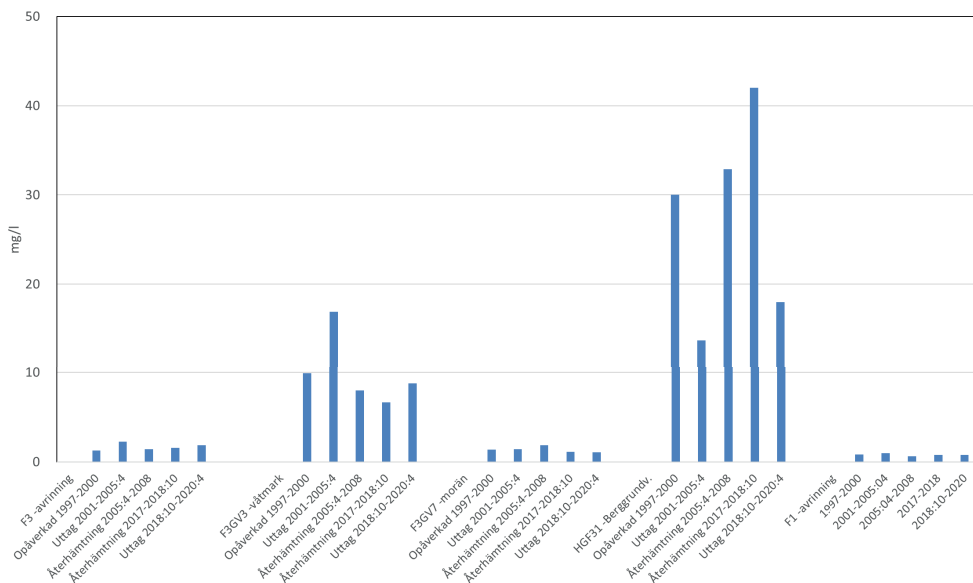
**Figur 10. Årsmedelkoncentrationer sulfat i avrinning från referensområde F1 och försöksområde F3. Koncentrationerna är naturligt lägre i F3, under perioder med grundvattenuttag steg de i F3 jämfört med i F1.**

Medelkoncentrationen av sulfat i nederbörd var under perioden för föreliggande studie c:a 1 mg/l med en långsiktigt nedåtgående trend. Denna nedåtgående trend återspeglades i både yt- och grundvatten vid Gårdsjön. Av de mätpunkter som har ingått i föreliggande studie syns en avtagande trend tydligast i avrinningsvattnet från referensområde F1 och i grundvatten i inströmningsområdet i F3 (F3GV7). se Figur 11. Både avrinningsvattnet och grundvatten påverkas i varierande grad av biogeokemiska processer. I tillägg varierar vattnets ursprung säsongsbaserat i både yt- och grundvatten och i försöksområdet stördes denna variation av grundvattenuttag.

Grundvattenuttaget i F3 (HGF33) påverkade vattenkemiska förhållanden i våtmarken, i berggrundvattnet och i avrinningsvattnet. För sulfat steg medelkoncentrationen kraftigast i våtmarken under grundvattenuttag, se Figur 11. För exempelvis kalcium observerades tydlig påverkan i berggrundvatten genom minskade koncentrationer under perioder med grundvattenuttaget, se Figur 12.



**Figur 11. Medelvärden av koncentration av sulfat i avrinningsvatten samt i grundvatten i berg och jord.**



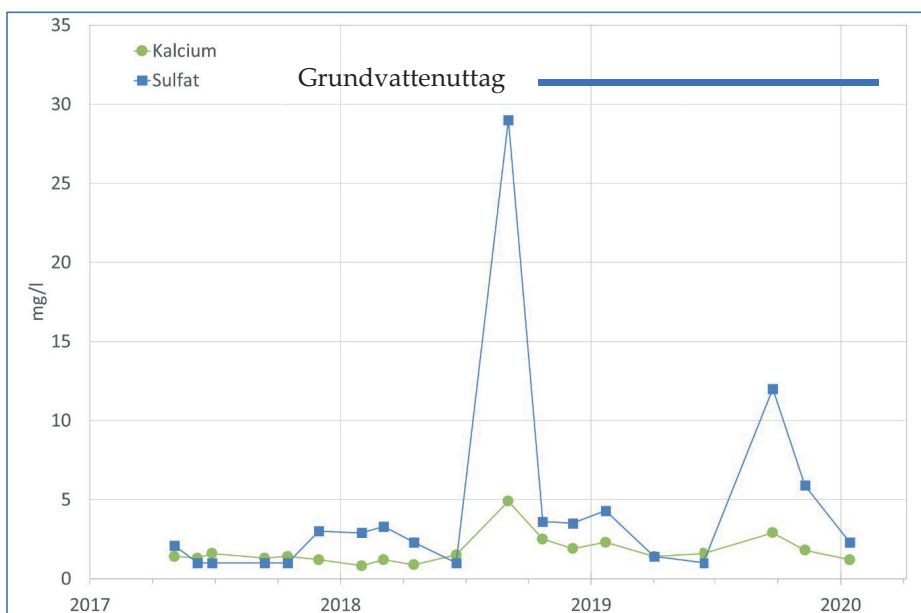
**Figur 12. Medelvärden för kalciumkoncentrationer i avrinningsvatten samt i grundvatten i berg och jord.**

De förhöjda sulfatkoncentrationerna under uttagsperioderna i våtmarken bedöms bero på säsongsberoende ändrade syresättningsförhållanden när grundvattennivåerna har fluktuerat mer än under opåverkade förhållanden. Tillgängligt svavel i våtmarken har då mobiliserats, något som har konstaterats vid utvärdering av grundvattenuttaget år 2000-2005 [3].

Enligt Figur 12 minskade kalciumkoncentrationerna i berggrundvattnet med mer än 50% under både perioderna med grundvattenuttag jämfört med opåverkade förhållanden. Detta bedöms bero på ökad grundvattenbildning med mer inströmning från ytliga system, till exempel från våtmarken.

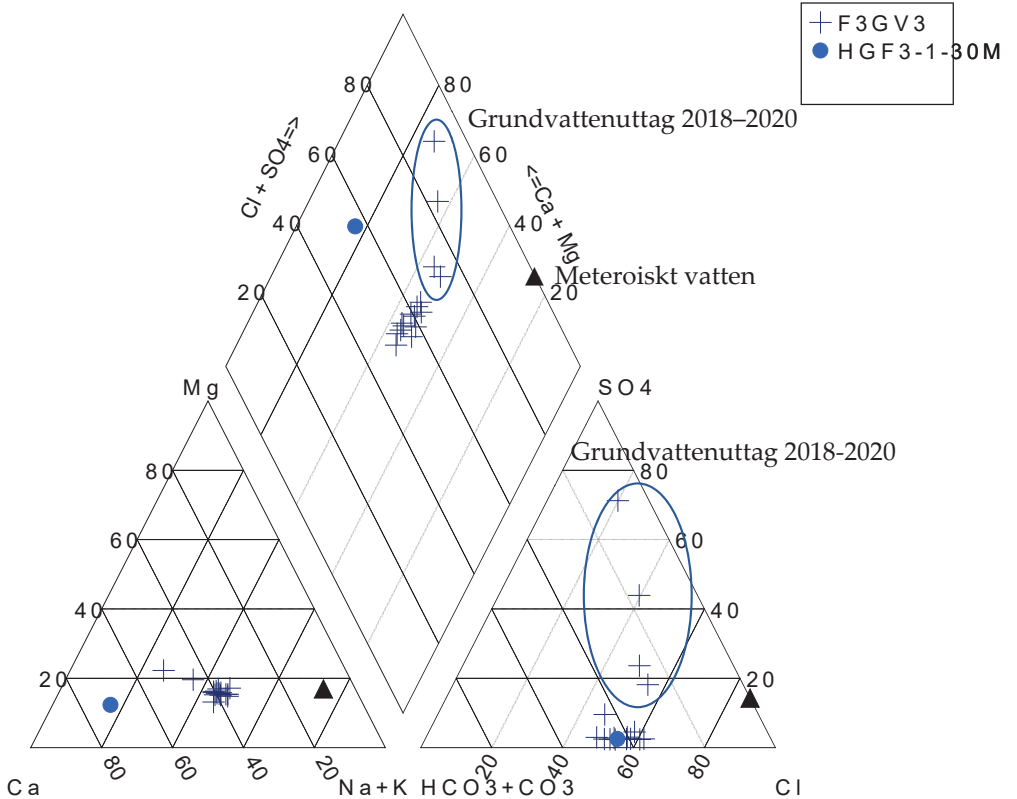
#### 5.4 Vattenkemiska observationer 2017–2020

Den torra sommaren 2018 och grundvattenuttaget under 2019 medförda säsongsberoende ovanligt låga grundvattennivåer i våtmarken, något som påverkade vattenkemiska förhållanden i de ytliga systemen. Våtmarken luftades och svavel frigjordes om sulfat, se Figur 13. Katjoner frigjordes parallellt med svavel genom katjonsutbyte, se exempelvis för kalcium.



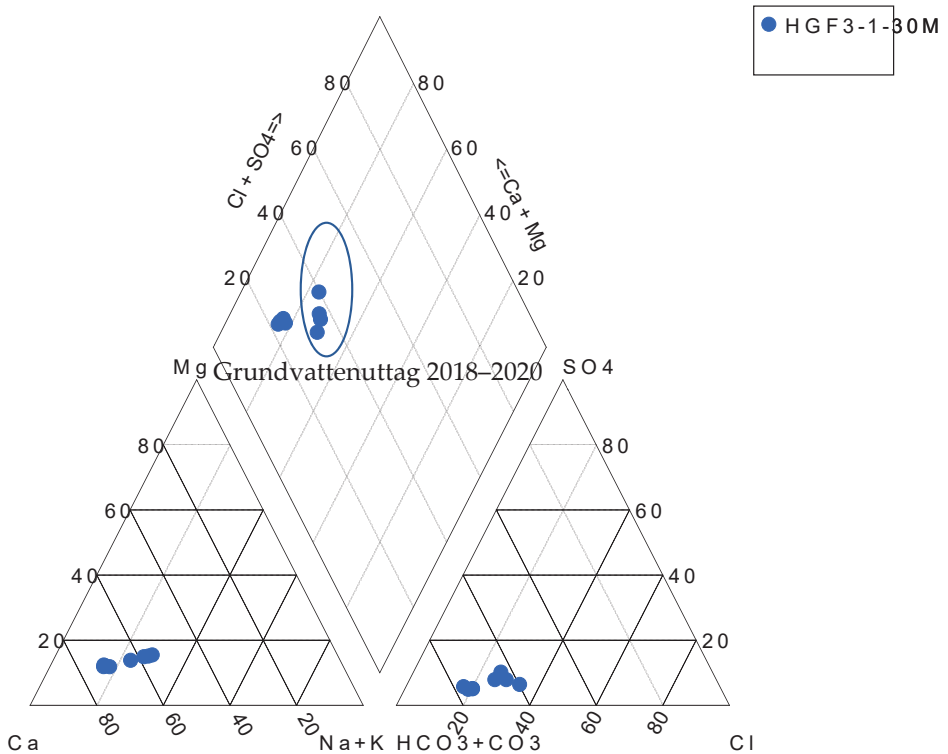
**Figur 13. Kalcium och sulfat i avrinningsvattnet från F3. Förhöjda koncentrationer observerades både sensommar 2018 (torra) respektive 2019 (grundvattenuttag), men ej under 2017.**

Vattnets kemiska sammansättning påverkades både av geokemiska processer och av att vattnets ursprung i olika delar av systemet ändrades. För exempelvis F3GV3, som är belägen mitt i våtmarken, minskade andel utströmmande berggrundvatten under perioden med grundvattenuttag, se Figur 14.



**Figur 14. Piperdiagram för F3GV3, den vattenkemiska signaturen ändrades under pumpningen till följd av minskat basflöde och geokemiska processer.**

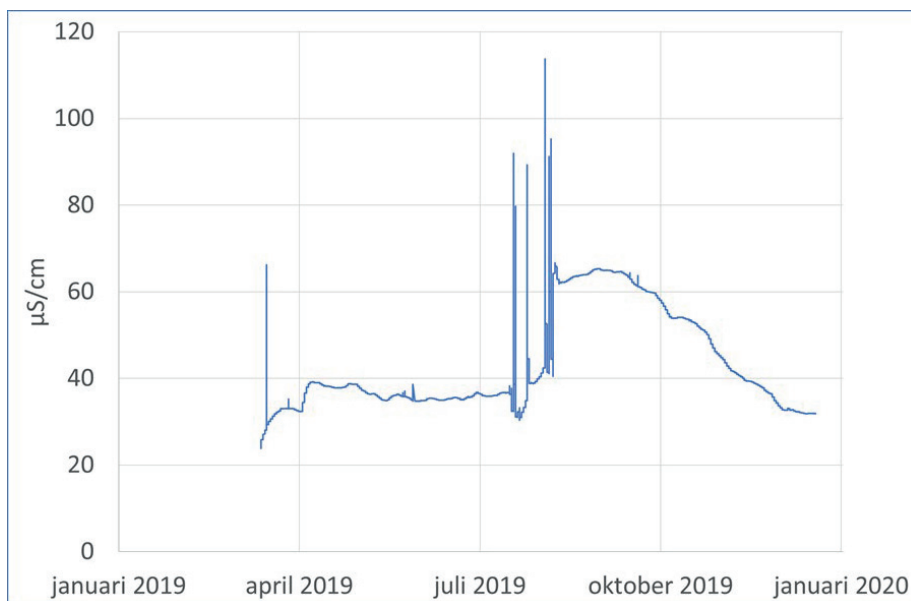
Vattenkemisk signatur ändrades också i berggrundvattnet under perioden med grundvattenuttag, se Figur 15. Påverkan från ytliga vatten ökade i HGF31 under perioden med grundvattenuttag 2018-2020. Den förändrade vattenkemiska signaturen i berggrundvattnet är också en indikation på ändrade flödesförhållanden med kortare uppehållstider.



**Figur 15. Piperdiagram för HGF31 perioden 2017–2020. Vattnets sammansättning blev i högre grad påverkat av ytligt grundvatten med lägre alkalinitet och kalciumkoncentrationer.**

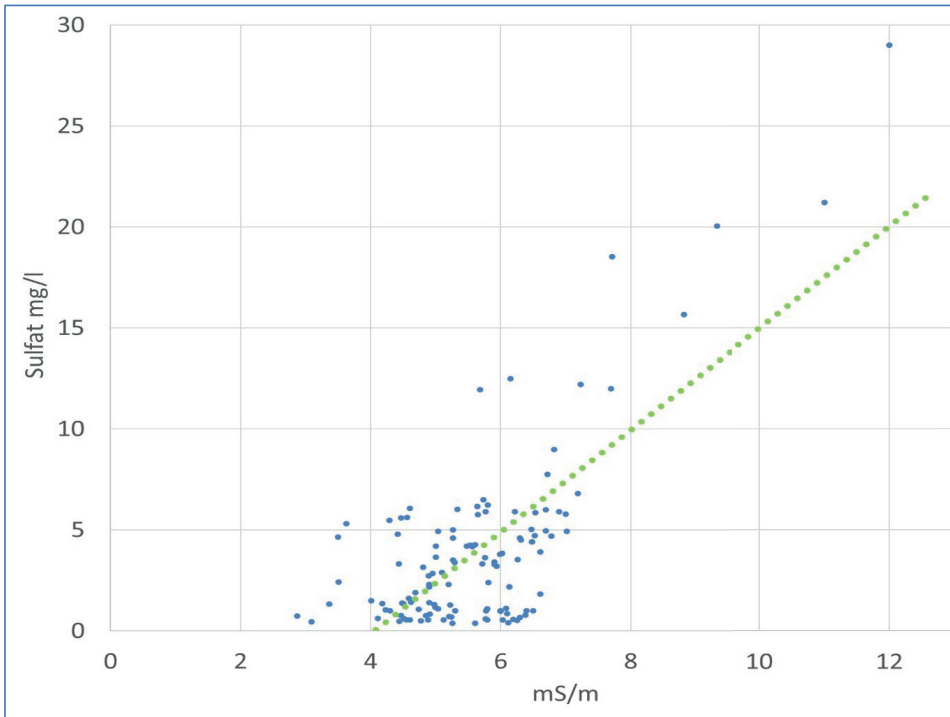
### 5.5 Loggning av elektrisk konduktivitet samt korrelation med vattenkemiska parametrar

Mätningarna av elektrisk konduktivitet i uttagsborrhålet HGF33 och i avrinningsvatten från F3 uppvisade tydliga tidsbaserade variationer. I avrinningsvattnet varierade konduktiviteten i loggerdata mellan 25  $\mu\text{S}/\text{cm}$  och 115  $\mu\text{S}/\text{cm}$  under mätperioden vid pågående grundvattenuttag. De högsta mätvärdena uppmättes i samband med övergången mellan torr- och våtsäsong när nivåerna steg i våtmarken och avrinningen ökade, se Figur 16.



**Figur 16. Elektrisk konduktivitet i avrinningsvatten F3 under 2019. Den elektriska konduktiviteten ökade kraftigt i samband med att avrinningsflödet ökade i slutet av torrperioden.**

Avrinningsvattnet från F3 uppvisade tidsbaserade variationer för katjonerna Ca, K och Mg samt för anjonen sulfat enligt laboratorieanalyser av provtaget vatten. Samtidigt var koncentrationsvariationerna för Cl och Na relativt små och ingen alkalinitet har uppmätts. Eftersom vattnet förväntas uppvisa elektroneutralitet (d.v.s. balans mellan an- och katjoner) genomfördes en regressionsanalys mellan konduktivitet och sulfatkoncentrationer, se Figur 17. Baserat på antaget linjärt förhållande mellan elektrisk konduktivitet och sulfatkoncentration användes en anpassad trendlinje som beskrevs med en ekvation. Denna användes i nästa steg för att uppskatta sulfatkoncentrationen i vattnet baserat på loggningen av elektrisk konduktivitet.



**Figur 17. Regressionsanalys mellan sulfat och elektrisk konduktivitet i avrinningsvatten från F3.**

Beräknade sulfatkoncentrationer i avrinningsvattnet under 2019 visas i Figur 18. Den beräknade sulfatkoncentrationen varierar mellan 1 mg/l och 30 mg/l och i likhet med uppmätta konduktivitetens värden tillfälligt förhöjda koncentrationer under sensommaren. Den högsta uppmätta koncentrationen vid analys av insamlat vattenprov var 12 mg/l (2019-09-27). Genom kontinuerlig loggning av elektrisk konduktivitet bedöms därmed betydligt högre koncentrationer ha förekommit i avrinningsvattnet under korta perioder.



**Figur 18. Beräknad koncentration av sulfat i avrinningsvattnet baserat på regressionsanalys och loggermätning av elektrisk konduktivitet. Koncentrationen sulfat beräknas ha stigit i samband med att avrinningsflödet ökade i slutet av torrperioden 2019.**

## 5.6 Isotopanalys

Koncentrationen av spår isotoper för syre och väte varierar både geografiskt och säsongsmässigt i nederbörd. Föreliggande studie har fokuserat på den säsongsbaserade variationen av syreisotopen  $\delta^{18}\text{O}$  ‰ i nederbörd vid Gårdsjön och den påföljande variationen som ytvatten samt grundvattnen i jord och berg uppvisar. Förekomsten av spår isotop  $^{18}\text{O}$  anges vanligen i jämförelse med en standard (Vienna Standard Mean Ocean Water).  $\delta^{18}\text{O}$  ‰ är normalt betydligt högre vid höga temperaturer än vid låga och ett säsongsbaserat mönster kan därför användas för att uttolka vattnets ursprung [18].

Utvärdering av vattnets ursprung baserat på syreisotoper fokuserar på två mätillfällen när extrema värden för  $\delta^{18}\text{O}$  uppmättes i meteoriskt vatten (regnvattnet) uppmättes, ett under återhämtningsperioden (2017-09-13) och ett under pumpning (2019-04-05). För utvärderingen antogs två s.k. end-members:

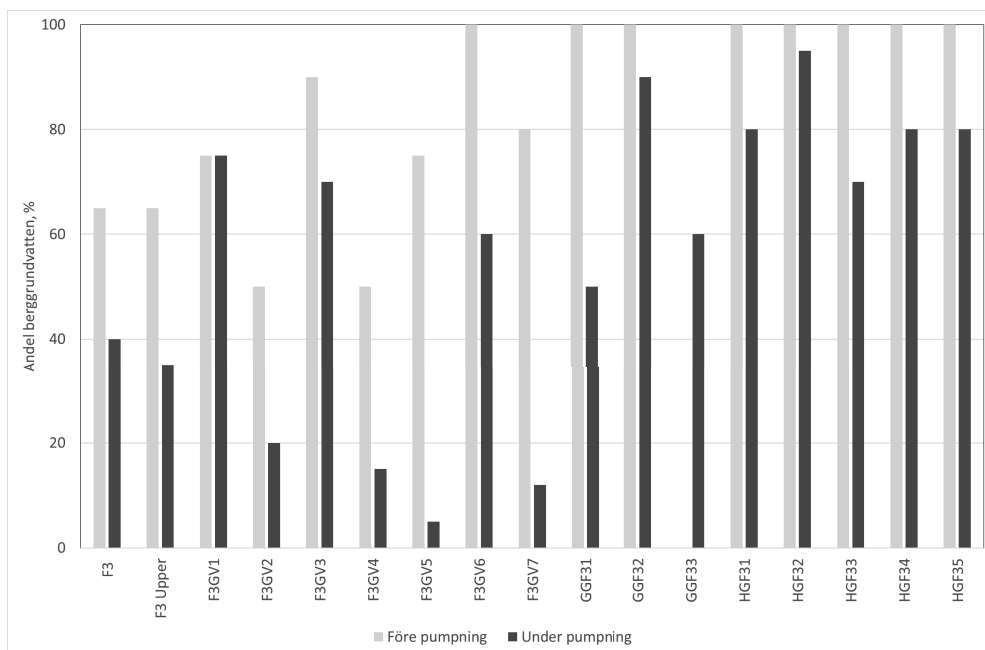


meteoriskt vatten (F1 bulknederbörd) och opåverkat berggrundvatten (berggrundvatten från F3, HGF31-5) eftersom berggrundvattnets beskaffenhet bedömdes ha återhämtat sig år 2017. HGF33 gick av tekniska skäl ej att provta under 2017, men antogs ha en syreisotopsammansättning som ett medelvärde av de andra bergborrhålen i F3. Vid andra tillfällen var skillnaden i koncentration  $\delta^{18}\text{O}$  i meteoriskt vatten jämfört med berggrundvattnet för liten jämfört med mätfel för att en utvärdering skulle kunna genomföras. Utvärderade mätdata presenteras i Tabell 4.

**Tabell 4. Syreisotopdata ( $\delta^{18}\text{O}$  ‰) från två tillfällen, före (2017-09-13) och under (2019-04-05) grundvattenuttag, jämfört med standard  $\delta^{18}\text{O}_{\text{V-SMOW}}$  (‰).**

ID	2017-09-13	2019-04-05
F1 bulknederbörd	-5,70	-11,5
F1	-7,49	-9,92
F3GV1	-7,69	-9,15
F3GV2	-7,02	-10,89
F3GV3	-8,19	-9,30
F3GV4	-7,22	-11,06
F3GV5	-7,70	-11,27
F3GV6	-8,40	-9,56
F3GV7	-7,88	-11,09
F3	-7,53	-10,22
F3 Upper	-7,48	-10,42
GGF32	-8,57	-8,73
GGF33		-9,68
GGF31	-8,45	-9,95
HGF31	-8,48	-8,98
HGF32	-8,55	-8,57
HGF33		-9,38
HGF34	-8,38	-9,05
HGF35	-8,49	-8,96

Utvärdering vattnets ursprung i olika mätpunkter baserat på de två antagna end-members presenteras i Figur 19. För att genomföra utvärderingen antogs berggrundvattnet 2017-09-13 ha en syreisotopsammansättning som motsvarar opåverkat berggrundvatten. Tolkningen visar att andelen meteoriskt vatten (regn) ökade i nästan samtliga mätpunkter under grundvattenuttaget. I berggrundvattnet ökade andelen meteoriskt vatten till mellan 5% och 30%, med den högsta andelen i uttagsborrhålet HGF33.



**Figur 19. Tolkning av vattens ursprung baserat på tolkning av koncentrationer av  $\delta^{18}\text{O}$ . Andel utströmmande berggrundvatten i procent minskade under pumpning (grundvattenuttag) i ytligt grundvatten och i avrinning.**

I jordlagret skiljde sig påverkan beroende på lokala hydrogeologiska förhållanden. I de djupaste filterbrunnarna, med filter belägna under våtmarken, är andel utströmmande berggrundvatten normalt hög under opåverkade förhållanden samt efter 12 år av återhämtning (2017), se till exempel F3GV3, F3GV6 och GGF32. Efter påverkan från grundvattenuttaget minskade andelen utströmmande berggrundvatten marginellt i GGF32, men mer betydande i F3GV3 och F3GV6. I de brunnar som är installerade i moränsluttning eller i övergång mellan morän och våtmark var påverkan betydlig i F3GV2, F3GV4, F3GV5 och F3GV7, men ej noterbar i brunnen som är belägen längst ned i området (F3GV1). Andelen utströmmande berggrundvatten som del av ytvatten i F3 och F3 Upperr var 65 % efter återhämtning (2017) och sjönk till 40% respektive 35% under grundvattenuttaget (2019).

## 6. AGGRESIVITET MOT STÅL OCH CEMENT

Vattenkemiska förhållanden påverkar nedbrytningshastigheter för byggnadsmaterial. Ändrade vattenkemiska förhållanden kan innebära en mer aggressiv miljö och det finns flera tidigare publicerade studier i ämnet, bl.a. [6]. Byggnadsmaterialen består i huvudsak av cement- och stålbase material: cementingjutna bultar och cementbaserad tätande injektering samt fiberarmerad sprutbetong. Detta avsnitt presenterar kortfattat nedbrytningsmekanismer och olika sätt att bedöma aggressivitet mot materialen, bl.a. enligt Trafikverkets regler för materialval [19]. Dessutom presenteras en tolkning av berggrundvattnet i F3s aggressivitet mot materialen och relevant påverkan från grundvattenuttag.

### Cementbaserade materials nedbrytning

Förekommande degraderingsmekanismer i tunnelmiljöer är exempelvis kemiska attacker i form av sulfatangrepp eller kalkurlakning av sprutbetonginklädnad, frostattacker, armeringskorrosion och mindre vanligt, men ändå förekommande, alkalisilikareaktioner. En viktig del i arbetet för att kunna dimensionera betongens eller cementpastans beständighet, så att konstruktionen får önskvärd livslängd, är att samla in relevanta data om exponeringsmiljön. Detta kan ge information om vilken degraderingsprocess som kan förkorta livslängden och vilka åtgärder som kan öka motståndet mot degradering. I Trafikverkets bedömningar används den internationella standarden SS-EN2016-1 för cementbaserade materialval med avseende flera vattenkemiska parametrar, se Tabell 5.

**Tabell 5. Exponeringsklasser för cementbaserade material med avseende på kemiskt angrepp av grundvatten enligt SS-EN206-1 [24].**

Kemisk komponent	Referensmetod för provning	XA1	XA2	XA3
<b>Grundvatten</b>				
SO <sub>4</sub> <sup>2-</sup> mg/l	EN 196-2	≥ 200 och ≤ 600	> 600 och ≤ 3 000	> 3 000 och ≤ 6 000
pH	ISO 4316	≤ 6,5 och ≥ 5,5	< 5,5 och ≥ 4,5	< 4,5 och ≥ 4,0
CO <sub>2</sub> mg/l aggressiv	EN 13577	≥ 15 och ≤ 40	> 40 och ≤ 100	> 100 till mättnad
NH <sub>4</sub> <sup>+</sup> mg/l	ISO 7150-1	≥ 15 och ≤ 30	≥ 30 och ≤ 60	> 60 och ≤ 100
Mg <sup>2+</sup> mg/l	EN ISO 7980	> 300 och ≤ 1 000	> 1 000 och ≤ 3 000	> 3 000 till mättnad

## Stålbaserade material

Trafikverket har sedan 2011 generella krav för att definiera exponeringsklasser för stålbaserade material [19]. Tydligare vattenkemiska kriterier förekom i de tidigare föreskrifterna BV Tunnel-2005 [20] och ATB Tunnel-2004 [21]. Dessa tidigare kriterier definierade och bedömde vattnet som aggressivt mot stål utifrån en äldre publikation från Vägverket [25]. I BV Tunnel-2005 och ATB Tunnel-2004 ansågs vatten ha korrosiva egenskaper och kompletterande korrosionsskydd krävas om det uppvisar någon eller några av följande egenskaper:

- pH < 6,5
- vattenhårdhet < 20 mg (Ca+Mg) per liter (totalhårdhet)
- alkalinitet < 1mekv/l (motsvarar 60 mg HCO<sub>3</sub><sup>-</sup>)
- ledningsförmåga > 100 mS/m

I internationell litteratur hänvisas oftast till olika korrosionsindex som baseras på ett urval av parametrar, både kemiska och fysikaliska. Forskargruppen har i tidigare projekt utvärderat olika index, se exempelvis publicerad BeFo-rapport [6]. Deutsche Institut für Normung (DIN 50 929) [22], Langelier Saturation Index, Ryznar Index och Larson-Skold Index anger vedertagna metoder för att bedöma sannolikheten för korrosion. DIN 50 929 används vanligen av det svenska forskningsinstitutet RISE och bedömer korrosivitet baserat på vattnets pH, alkalinitet samt koncentration av kalcium, klorid och sulfat [23].

Vid bedömning av korrosiviteten hos stål enligt DIN 50 929 beräknas poängsumman  $W_0$  enligt:

$$W_0 = N_1 + N_2 + N_3 + N_4 + N_5 + N_6 + N_3/N_4$$

Där  $N_1$  till  $N_6$  bestäms utifrån vattentyp ( $N_1$ ), placering av konstruktion ( $N_2$ ), klorid/sulfat ( $N_3$ ), alkalinitet ( $N_4$ ), kalcium ( $N_5$ ) och pH ( $N_6$ ). Tabell 6 presenterar sannolikhet för korrosion i stål beroende av beräknad faktor  $W_0$ .

**Tabell 6. Sannolikhet för korrosion av stål beroende av beräknad  $W_0$  [22].**

$W_0$	Medelavfrätning	Gropfrätning
$\geq 0$	Mycket liten	Mycket liten
-1 till -4	Mycket liten	Liten
-5 till -8	Liten	Måttlig
< -8	Måttlig	Hög

Grundvattnets kemiska beskaffenhet kan påverka nedbrytning av stål- och cementbaserade material. Forskargruppen har bedrivit flera studier av detta i samarbete med RISE, se till exempel publicerad BeFo-rapport [6].

Vattenkemiska förhållanden har bedömts utifrån ett materialvalsperspektiv samt avseende risk för nedbrytning för stål och cement. Som en del av detta har utvärdering gjorts utifrån Trafikverket [19], SSEN206-1 samt beräkning av korrosionsindex enligt Langeliers, Larson-Skold, Ryznars och DIN 50 929 [22].

Enligt beräkning av korrosionsbedömningsfaktor  $W_0$  enligt DIN 50 929 blev berggrundvattnet något mer korrosivt under grundvattenuttaget år 2018–2020. I t.ex. HGF31 sjönk  $W_0$  från mellan +1 och +3 under återhämtningsperioden 2017–2018 till -2 under slutet av perioden med grundvattenuttag. Detta innebär att vattnet blev mer korrosivt och att sannolikheten för gropfrätning ökade från Mycket liten till Liten, se avsnitt 5.4.

Tabell 7 presenterar beräknade korrosionsindex för vatten i borrhål HGF31. Enligt samtliga beräknade korrosionsindex innebar de vattenkemiska förändringarna under grundvattenuttaget ökad risk för korrosion. Enligt Ryznar och Larson-Skold Index ökar korrosionsrisken med stigande indexvärden, för Langelier Saturation Index ökar korrosionsrisken vid minskande indexvärden.

**Tabell 7. Beräkning av korrosionsindex (Ryznar, Langelier Saturation Index (LSI), Larson-Skold Index och DIN 50 929) i HGF31 under återhämtningsstudien och grundvattenuttag.**

HGF31	Ryznar Index	LSI	Larson-Skold Index	$W_0$ , DIN 50 929
Återhämtning (2017–2018)	12,2675	-2,3825	0,325	+2
Grundvattenuttag (2018–2020)	14,1025	-3,525	0,5825	-2

Vid jämförelse av vattenkemiska förhållanden i berggrundvattnet mot standard för cementbaserade material (SS-EN 206–1 [24]) bedömdes grundvattnet som något aggressivt enligt exponeringsklass XA1 vid ett tillfälle till följd av lågt pH

under pågående grundvattenuttag. Under tidigare studier var berggrundvattnet aggressivt enligt exponeringsklass XA1 vid flera tillfällen under grundvattenuttag.

## 7. Sammanvägd bedömning

Föreliggande studie har insamlat många olika typer av fysikaliska och kemiska data. För att besvara studiens frågeställningar är i de flesta fall en sammanvägd utvärdering nödvändig där hydrologiska, hydrogeologiska och vattenkemiska data samtolkas för att underbygga tolkningar.

Ingen återstående påverkan på vattenkemi eller hydrogeologi från tidigare grundvattenuttag (2000–2005) kunde fastställas baserat på återhämtningsstudien 2017–2018. Referensområdet F1 och försöksområde F3 hade under 2017 och 2018 fram till att grundvattenuttaget återstartades nästan samstämmig avrinningsvolym.

De vattenkemiska förändringar i F3 som har skett över tid sedan övervakningen inleddes i mitten av 1990-talet beror främst på minskad deposition av försurande ämnen i kombination med påverkan från grundvattenuttag. I återhämtningsstudien 2017 till 2018 bedöms återstående vattenkemisk påverkan från grundvattenuttaget 2000 till 2005 som obefintlig eller ej mätbar. Påverkan från ändrad deposition bedöms dominera.

Grundvattenuttaget orsakade en ökad grundvattenbildning och ändrade flödesbanor. Baserat på tolkning av stabila isotoper,  $^{18}\text{O}$ , minskade andelen utströmmande berggrundvatten i F3 från 65% till 40%. Både vattenkemiska data och isotopstudien bekräftar ökad grundvattenbildning till berg och minskad utströmning av berggrundvatten till ytligt grundvatten i morän och våtmark samt till avrinning. Under perioden med grundvattenuttag 2018 till 2020 ökade påverkan på avrinningsvolym och berggrundvattenkemi gradvis. Det är inte fastställt att en stationär nivå av påverkan hade uppnåtts vid projektavslut.

Isotopstudien indikerar att grundvattenbildningen till berg under opåverkade förhållanden underskattas. Resultaten visar på att över hälften av avrinningsvattnet utgörs av utströmmande grundvatten. I en tidigare isotopstudie på 1980-talet [9] bedömdes över 80% av avrinningsvattnet utgöras av utströmmande grundvatten. Denna påverkan kan också observeras genom att avrinningsvattnets basflöde saknas under torrperioder vid grundvattenuttag. Det kan vara svårt att särskilja magasin i jord och berg, men även olika delar av berggrundvattenmagasinet. Det är tydligt att uppehållstiderna för berggrundvattnet på provtagningsdjup (30 m under

röröverkant) minskade, detta återspeglades i vattenkemisk signatur (sammansättning) och i isotopstudien.

Vattenkemisk modellering har tidigare genomförts med data från perioden med grundvattenuttag mellan år 2000 och 2005 [7]. Angreppssättet kombinerade enkla hydrogeologiskt baserade blandningsmodeller med reaktiva vattenkemiska modeller i verktyget PHREEQC. Två olika modeller togs fram där blandningsförhållanden mellan olika vattentyper (s.k. end-members), främst opåverkat grundvatten i berg och jord, kalibrerades. I de två kalibrerade modellerna utgjorde 58% respektive 75% av det uttagna vattnet från HGF33 av opåverkat berggrundvattnet. Som underlag för att bedöma modellernas samstämmighet med verkliga förhållanden kan hydrogeologiska data, vattenkemiska signaturer och isotopdata användas. Under perioden med grundvattenuttag (2019) visade isotopstudien att 70% av det uttagna vattnet utgjordes av "end-member" opåverkat berggrundvatten, något som ger en samstämmighet med modelleringsresultaten.

Berggrundvattnet blev mer korrosivt under perioden med grundvattenuttag enligt bedömning med fyra erkända korrosivitetsindex. Dessutom hade kompletterande skydd enligt exponeringsklass XA1 krävts för betong vid ett tillfälle enligt standard SS-EN 206-1. Vid projektering av tunnlar för transportinfrastruktur använder Trafikverket nämnda standard SS-EN 206-1, men har för stålmaterial enbart en mycket enkel bedömning som grund för materialval. Föreliggande studie samt även tidigare forskning som har bedrivits rekommenderar en revidering av kriterier för materialval för stål i undermarksbyggande. Standard DIN 50 929 med möjliga modifieringar för att bättre inkludera olika förhållanden rekommenderas. Såväl analyserna av exponeringsklasser för cementmaterial/betong som kriterierna för stålkorrosion rekommenderas att bli utvecklade med hänsyn till grundvattnets olika flödesförhållanden.



## 8. Slutsatser

Genomförda studier vid Gårdsjön kan sammanfattas av följande slutsatser:

### 1. Kvarstående påverkan och återhämtning

Ingen kvarstående påverkan från grundvattenuttaget under åren 2000 till 2005 kunde konstateras vid återhämtningsstudien 2017/2018.

-Avrinningsvolym i försöksområde F3 var lika stor som från referensområde F1.

-Inga bestående nivåförändringar i grundvattnet kunde konstateras.

-Kvarstående vattenkemisk påverkan är obefintlig, förändrad deposition av luftburna ämnen dominerar förändringarna över tid.

-Isotopstudien indikerar att andelen utströmmande grundvatten har minskat i avrinningsvattnet från F3 jämfört med vid tidigare studie år 1980.

-Återhämtning bedöms ha uppnåtts inom fem till tio år efter att störningen (grundvattenuttaget) upphörde.

### 2. Påverkan under grundvattenuttag

-Andelen utströmmande berggrundvatten minskade i Gårdsjön F3 våtmark och i ytavrinning under perioden med grundvattenuttag. Detta var tydligt i vattenkemiska parametrar samt i isotopsammansättning och manifesterades i minskad avrinningsvolym. En tydlig andel utströmmande berggrundvatten kvarstod i avrinningsvattnet från F3, men periodvis upphörde flödet.

-Uppehållstider för grundvatten i berg minskade genom grundvattenuttaget. Samtidigt minskade andelen av ytvattnet som utgörs av utströmmande berggrundvatten. Uppehållstider och strömningsförhållanden i grundvattenmagasinen bedöms ändras på varierande sätt i olika delar av systemet. Främst minskade uppehållstider i de djupare delarna av berggrundvattnet som har studerats.

-Berggrundvattnet blev något mer aggressivt mot stål (DIN 50 929) och cement (SS-EN 206-1).



## 9. Rekommendationer

Baserat på resultat från fältstudien och tolkning av tidigare forskning rekommenderas följande:

-I ytliga system är de tidsberoende variationerna för både vattenkemi och hydrologi stora. För att erhålla en korrekt bild av opåverkade förhållanden före projektstart vid exempelvis tunnelbyggande krävs övervakning under minst ett år.

Nivåmätning med loggning rekommenderas.

Provtagningsfrekvens är platsspecifik, men provtagning bör inte göras mer sällan än varannan månad.

-Under opåverkade förhållanden är vattenkemisk beskaffenhet i berggrundvattnet vanligen relativt stabil och upprepad provtagning är inte alltid nödvändig. Övervakning av grundvattennivåer bör ske under minst ett år, användande av nivålogger rekommenderas.

-Prognos för vattenkemiska förändringar ställs med stöd av tidigare föreslaget arbetssätt [7]. Isotopstudier och vattenkemiska signaturer rekommenderas för hydrogeologiskt tolkningsstöd.

-Utveckling av Trafikverkets materialval bör främst göras för säkrare bedömning av korrosivitet mot stålmaterial. Införande av DIN 50 929 rekommenderas och där kompletteras med hänsyn till flödande respektive stagnant vatten.



## 10. REFERENSER

- [1] Grennfelt, P., Larsson, S., Leyton, P, Olsson, B., 1985. Atmospheric deposition in the Lake Gårdsjön area, SW Sweden. *Ecological Bulletins* 37: sid. 101-108.
- [2] Knappe Hansén, S., 2002. Natural and artificial hydrochemical variations in small catchments in Sweden. Chalmers University of Technology, Department of Geology, publ B 499.
- [3] Mossmark, F., Hultberg, H., Ericsson, L. O., 2007. Effects on water chemistry of groundwater extraction from crystalline hard rock in an acid forested catchment at Gårdsjön, Sweden. *Applied Geochemistry* (vol. 22, 1157-1156).
- [4] Graffner, O., Mossmark, F., Hultberg, H., 2005. Geohydrological field investigation and experiment at Lake Gårdsjön, during the years 1997-2004. Measured parameters, instrumentation and data bases. Dept. of Civil and Environmental Engineering, Chalmers University of Technology. Gothenburg.
- [5] Mossmark, F., 2010a. Groundwater Chemistry affected by Underground Construction Activities. Publ. Lic. 2010:2. Div. of GeoEngineering, Chalmers University of technology. Gothenburg, Sweden.
- [6] Ericsson, L. O., Mossmark, F., Norin, M., Sederholm, B., Trägårdh, J., 2019. Konstruktionsförutsättningar för berganläggningar med fokus på den vattenkemiska miljön, korrosion och betongdegradering / Rock engineering with focus on the hydrochemical environment, corrosion and concrete degradation. BeFo-rapport 187.
- [7] Mossmark F., 2014. Prediction of groundwater chemistry in conjunction with underground construction – field studies and hydrochemical modelling. PhD thesis 3802, Chalmers University of Technology.
- [8] Mossmark, F., Ericsson, L.O., Blom, A., 2018. Environmental impact of underground construction from a hydrological and hydrochemical disturbance perspective. ISRM International Symposium - 10th Asian Rock Mechanics Symposium, ARMS 2018.
- [9] Rodhe, A., 1985. Groundwater contribution to streamflow in the Lake Gårdsjön area. *Ecological Bulletins* 37: sid. 75-85.

- [10] Olsson B., Hallbäcken L., Johansson S., Melkerud P.-A., Nilsson I., Nilsson T., 1985. The Lake Gårdsjön area –physiographical and biological features. *Ecological Bulletins* 37: sid. 10-28.
- [11] Nilsson S. I., 1985. Hydrogeochemical studies within the Lake Gårdsjön project – an introduction. *Ecological Bulletins* 37: sid. 73-74.
- [12] Samuelsson L., 1985. Beskrivning till berggrundskartan Göteborg NO (in Swedish). Swedish Geological Survey, Uppsala.
- [13] Melkerud P. A., 1983. Quaternary deposits and Bedrock outcrops in an area around Lake Gårdsjön, south-western Sweden, with physical, mineralogical and geochemical investigations. –Reports in Forest Ecology and Forest Soils, 44. Department of Forest Soils. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- [14] Fredén, C., 1986. Beskrivning till jordartskartan, Göteborg NO Ae no. 40. Sveriges geologiska undersökning.
- [15] Fridh, B., Hayling, K., 1980. Seismisk undersökning Gårdsjön 1980: slutredovisning. Department of Geology, Gothenburg University, Gothenburg.
- [16] Webb-ref <https://www.slu.se/institutioner/vatten-miljo/miljoanalys/integrerad-monitoring-im/data/>
- [17] IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Gårdsjön databas.
- [18] Appelo, C.A.J., Postma, D., 2005. *Geochemistry, groundwater and pollution*, 2<sup>nd</sup> edition. CRC Press.
- [19] Trafikverket, 2016. Trafikverkets Krav Tunnelbyggande, TDOK 2016:0231.
- [20] Banverket, 2005. BV Tunnel. Publikation BVS 585.40. Banverket HK.
- [21] Vägverket, 2004. ATB Tunnel 2004. Vägverkets allmänna tekniska beskrivning för byggnad och förbättring av tunnlar. Publikation 2004:124.
- [22] Deutsche Institut für Normung, 1985. DIN 50 929, part 3, Corrosion of Metals, probability of corrosion of metallic materials when subject to corrosion from the outside (Buried and underwater pipelines and structural components). DIN, Sept. 1985.
- [23] Sederholm, B., Pahverk, H., 2019. Korrosionsprovning och korrosionsskydd av olika typer av bergbultar i tunnlar –långtidsexponering. SBUF-rapport 13486.

[24] SIS, 2013. SS-EN 206-1. Betong – Del 1: Fordringar, egenskaper, tillverkning och överensstämmelse.

[25] Vägverket, 1993. Bestämning av vattens korrosiva egenskaper. Publikation 1993:32. Metodbeskrivning 905, 1993.

[26] Andersson B. I., Bishop K. H., Borg G. C., Giesler R., Hultberg H., Huse M., Moldan F., Nyberg L., Nygaard P. H., Nyström U., 1998. The covered catchment site: a description of the physiography, climate and vegetation of three small coniferous forest catchments at Gårdsjön, south-west Sweden. In: Hultberg H, Skeffington R, editors. Experimental reversal of acid rain effects, pp. 25-70. John Wiley and Sons, West Sussex.





# Bilaga 1: Vattenkemiska data

Notera att denna rapport även finns tillgänglig i PDF-format på Stiftelsen Bergteknisk Forskning – BeFos hemsida, både för skärmläsning och nerladdning. [www.befoonline.org/publikationer](http://www.befoonline.org/publikationer)







## Bilaga 2: Konferensartikel ISRM Singapore 2018

Mossmark, F., Ericsson, L.O., Blom, A., 2018. Failure to monitor hydrological and hydrochemical recovery in underground construction projects may lead to false conclusions of environmental impact. Proceedings of ISRM/ARMS 10 international symposium, Singapore 2018.

## Failure to monitor hydrological and hydrochemical recovery in underground construction projects may lead to false conclusions of environmental impact

Fredrik Mossmark<sup>a\*</sup>, Lars O. Ericsson<sup>b</sup> and Anders Blom<sup>c</sup>

<sup>a</sup> *Geological Survey of Sweden, Gothenburg, Sweden*

<sup>b</sup> *Chalmers University of Technology, Gothenburg, Sweden*

<sup>c</sup> *Sweco Environment AB, Gothenburg, Sweden*

\* [fredrik.mossmark@sgu.se](mailto:fredrik.mossmark@sgu.se) (corresponding author's E-mail)

### Abstract

In most projects involving underground construction, impact to hydrogeological conditions is monitored through measurements of groundwater levels. In contrast, hydrological and hydrochemical changes are rarely monitored throughout a project and the assessment of environmental resilience is often limited to an evaluation that broadly links the behavior of groundwater levels with a large number of engineering geological and ecological parameters.

An ongoing field research project in Sweden is based on monitoring the recovery of hydrogeological, hydrological and hydrochemical conditions after a long-term groundwater extraction. The groundwater discharge was intended to simulate effects of underground construction. Groundwater was extracted during a period of five years from fractured igneous rock in a previously glaciated area with thin soil cover. During this time the hydrogeological and hydrological conditions were altered with lowered groundwater levels and the surface runoff from the area decreased by nearly 50%. Meanwhile significant hydrochemical changes were observed with spikes in sulfate and lowered pH in groundwater as well as in surface water.

Preliminary results show that hydrological recovery after the groundwater extraction took more than three years, despite apparent quick recovery of groundwater levels with runoff volumes remaining lower than in a nearby reference area. Meanwhile, hydrochemical conditions did not return to those that existed prior to groundwater extraction. During the first three years of recovery, sulfate remained higher in shallow groundwater bodies, whereas base cations were lower compared to before the extraction started. After ten years of recovery sulfate concentrations have decreased by 30% to 60%, in both surface water and groundwater bodies, whereas chloride concentrations have increased compared to before the extraction. By restricting monitoring to only groundwater levels, some environmental impacts due to underground constructions may be missed.

**Keywords:** Groundwater, hydrogeochemistry, tunneling

### 1. Introduction

Underground constructions are generally subjected to groundwater leakage (Gustafson 2012), and the implications of this have been studied in several underground constructions. Romeriksporten in Norway (Kitterød et al. 2000; Kværner and Snilsberg 2013), the Hsueh-Shan Tunnel in China (Chiu and Chia 2012), the Hallandsås rail tunnels (Mossmark et al., 2017), the Kattleberg rail tunnels (Mossmark, 2015) and the Bolmen Tunnel in Sweden (Olofsson 1991) are examples of particularly well documented tunnelling projects from a groundwater perspective.

A research programme aimed at predicting changes in groundwater chemistry caused by underground construction activities. Based on the information gathered during a pre-construction phase, the purpose of the prediction is to foresee changes in the groundwater chemistry that may have a negative impact on the environment (e.g.  $\text{SO}_4^{2-}$  surges, acidification and mobilization of biotoxic Al) and the durability of the construction materials (e.g. through sulphate or acid attacks on cementitious materials) (Mossmark, 2014). This paper presents results from a full-scale field study of groundwater abstraction was carried out at Lake Gårdsjön in western Sweden.

## 2. Scope of work

In this study, two similar surface water catchments areas and related rock mass were monitored. One of the catchment areas (experimental) was studied under pristine conditions for three years and for four and a half years during groundwater abstraction. The recovery from the impact of groundwater abstraction was then studied during the following four years. Approximately ten years after the monitoring of the recovery was discontinued, monitoring was once again resumed in 2017. The other catchment area was used as an unaffected reference and monitoring has occurred continuously since the 1970s. Results from the field study has previously been presented in Mossmark et al. (2007), Mossmark et al. (2008) and Mossmark (2014).

In the experimental (designated F3) and reference catchment areas (designated F1), several physical and chemical parameters were measured. Groundwater levels in both boreholes in the bedrock as well as in filter wells in the overburden were measured. In the experimental catchment area, the runoff volume was monitored in two weirs and in the reference catchment area, one weir was used. Air temperature, precipitation, air moisture, wind speed and wind direction were measured using two climate stations. The abstracted groundwater volume was also measured continuously. In the bedrock boreholes, samples were collected at a depth of approximately 30 m. The sampled water was analysed in the laboratory for pH, electrical conductivity (EC), DOC, major anions and cations. In the abstracted groundwater, pH, EC as well as redox potential were measured and logged continuously. In addition, pH and EC were measured in situ in conjunction with the collection of water samples.

Groundwater abstraction was carried out from two different drilled boreholes (HGF31 and HGF33) in the bedrock. The boreholes were approximately 50 m deep. Groundwater abstraction took place from borehole HGF33 during the period December 2000 to April 2005. During the last year of groundwater abstraction, from April 2004 to April 2005, borehole HGF31 was also used for abstraction. Borehole HGF33 had a sealed-off section through the use of an inflatable packer for most of the abstraction period, HGF31 was used as an open borehole. An aerial photo of the experiment catchment with monitoring points is presented in Figure 1.

The area is characterised by crystalline bedrock, a thin layer of overburden consisting of glacial till, wetlands (sphagnum peat), coniferous forest (Scots pine and Norway spruce) and relatively high annual precipitation (approximately 1100 mm annually during the study period). The geological and hydrological conditions of the area are described in more detail in Olsson et al. (1985), Nilsson (1985), Samuelsson (1985), Fredén (1986) and Andersson et al. (1998).

The bedrock in the study area mainly comprises granite and gneissic granodiorite (Samuelsson, 1985) covered by thin layers of regolith (mainly glacial till) and podzol and organic soils. According to Fridh and Hayling (1980) a fracture zone in the rock exists beneath the central wetland of catchment area F3 in a north-south direction and another fracture zone crosses the F1 catchment area. Glacial till forms the surface of more than 60% of the experimental catchment area F3 and more than 50% of the reference catchment area F1 (Olsson et al., 1985).

After deglaciation, during the beginning of Holocene, marine transgressions took place. The Gårdsjön area is located at a height of between 110 to 130 m a.s.l. and, according to Fredén (1986), the highest shoreline following the most recent glaciation is 125 m a.s.l. However, only very thin layers of fine silt to sand have been found on top of the till in the experimental wetland. Organic wetland soils cover approximately 5% of the area of the experimental catchment area F3 as well as in the experimental area F1 (Nilsson, 1985). The wetlands in the two catchment areas consist mainly of sphagnum peat. The dominating minerals in the granodiorite and in the granite are quartz, K-feldspar and plagioclase (Melkerud, 1983). This composition is also reflected in the glacial till.

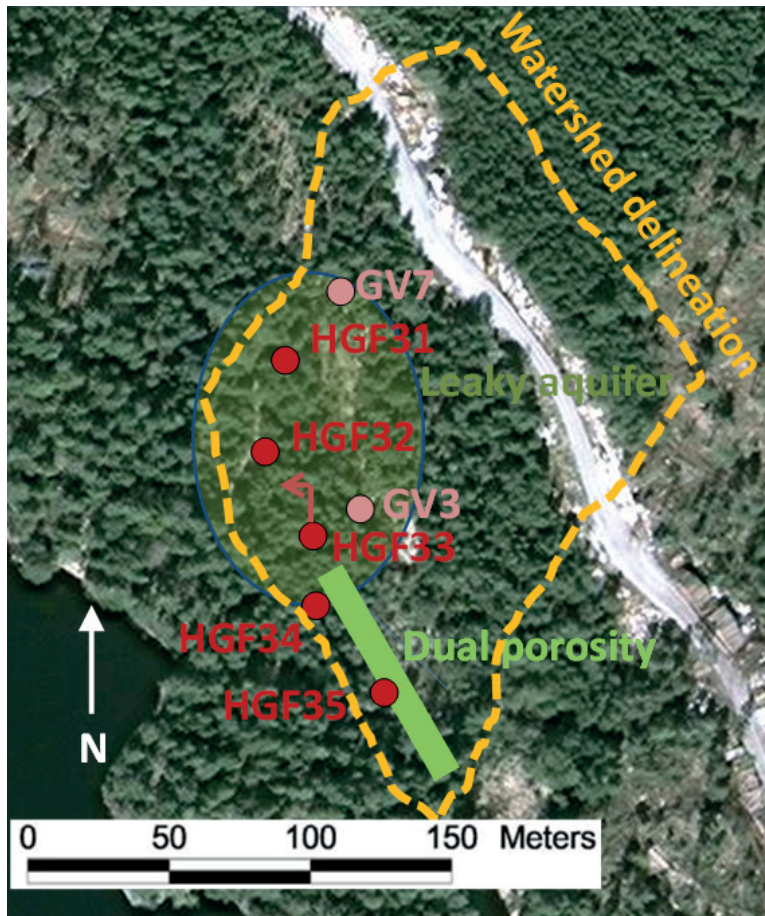


Figure 1. Aerial photo of the experimental catchment, F3, with monitoring points as well as interpreted hydrogeological conditions according to Mossmark (2014). An unpaved road was built through the catchment in 2008.

### 3. Results and discussion

The abstraction of groundwater in the F3 catchment caused a lowering of the groundwater levels by 5-20 m in the bedrock and by up to 5 m in the soil cover compared to unaffected levels. Furthermore, the runoff volume decreased by nearly 50%. The abstracted volume corresponded to the decrease in runoff volume in the experimental area. This indicates that the abstracted water mainly consisted of water that had been recharged within the experimental catchment area (F3) and consequently that the boundaries of the groundwater aquifer would not exceed the water divide of the catchment area.



After abstraction was stopped, a quick recovery of the groundwater levels was seen. However, the recovery of the runoff volumes was slow. During the first two years after the groundwater abstraction was terminated, the runoff volumes from the experimental catchment were 35% lower than from the reference catchment area. During 2009, the runoff volumes from the experimental catchment area F3 had increased further to near pre-experimental volumes, see Figure 2. Approximately five years after abstraction was discontinued, the studied catchment area had achieved hydrological balance.

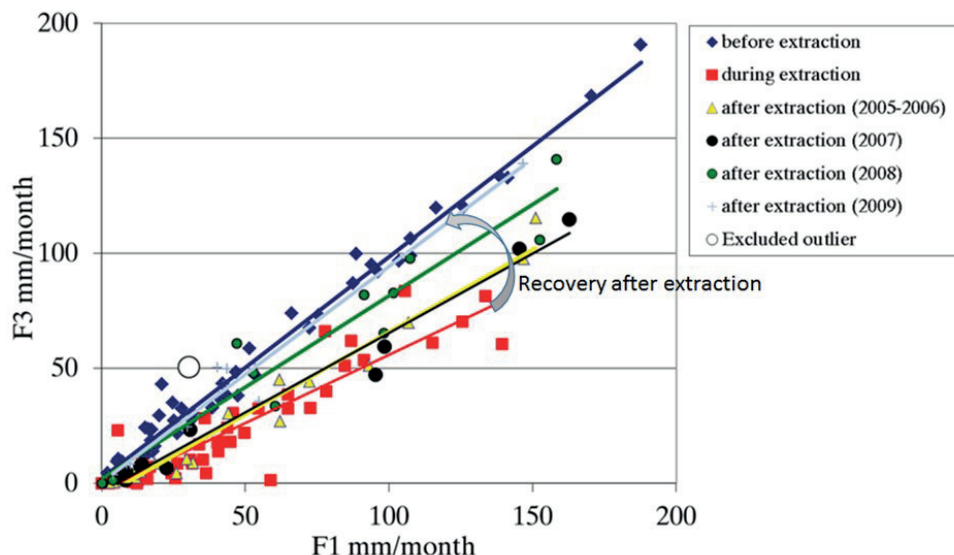


Figure 2. Relationship between runoff volumes from the two monitored catchment areas, F3 being the catchment area where groundwater abstraction occurred. In unaffected conditions, the runoff volumes were similar from the two catchment areas. During abstraction, the runoff from F3 decreased by nearly 50%. This was followed by recovery after abstraction stopped.

### 3.1 Water chemistry

During the period of groundwater abstraction 2000 through 2005, the hydrological changes had an impact on the hydrochemical composition. This affected processes, including increased oxidation (redox), ion exchange and the composition through mixing of water with different compositions. For redox, increased seasonal fluctuation in the groundwater level led to aeration of the shallow organic soil layers of the wetland in the experimental catchment area F3. This caused the S bond in the wetland to oxidise, releasing  $H^+$  and  $SO_4^{2-}$ . The effect of the experiment was gradual acidification of the wetland.  $H^+$  was buffered through cation exchange and  $Mg^{2+}$  and  $Ca^{2+}$  were released due to being replaced by  $H^+$ . Studies of the recovery during the first three years following the abstraction has previously been presented in Mossmark et al. (2008) and Mossmark (2014). The temporal dynamics of S oxidation is presented in Figure 3 and the long-term hydrochemical effects are shown in Figure 4 to Figure 7 as arithmetic averages for the different phases of monitoring.

The chemistry of surface runoff water and the groundwater in the bedrock were affected by the processes in the wetland. The increase in  $SO_4^{2-}$  (see Figure 3 and Figure 7) and base cation ( $Mg^{2+}$ ,  $K^+$ ,

Ca<sup>2+</sup>) concentrations during abstraction was less significant compared to the shallow groundwater. There are no other processes present in addition to oxidation of S in the wetland that would contribute to sharp increases in concentrations of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>. The increase in the runoff water and in the bedrock is thus assessed to originate from the wetland and the lesser magnitude is due to dilution. The increased recharge during abstraction from shallow water also caused induced acidification of more than 0.5 pH units in boreholes where low buffer capacity (e.g. HGF31, see Figure 4) was measured. The hydrochemistry of shallow groundwater in the glacial till surrounding the wetland was, however, unaffected by the experiment (see GV7 in Figure 4 to Figure 7).

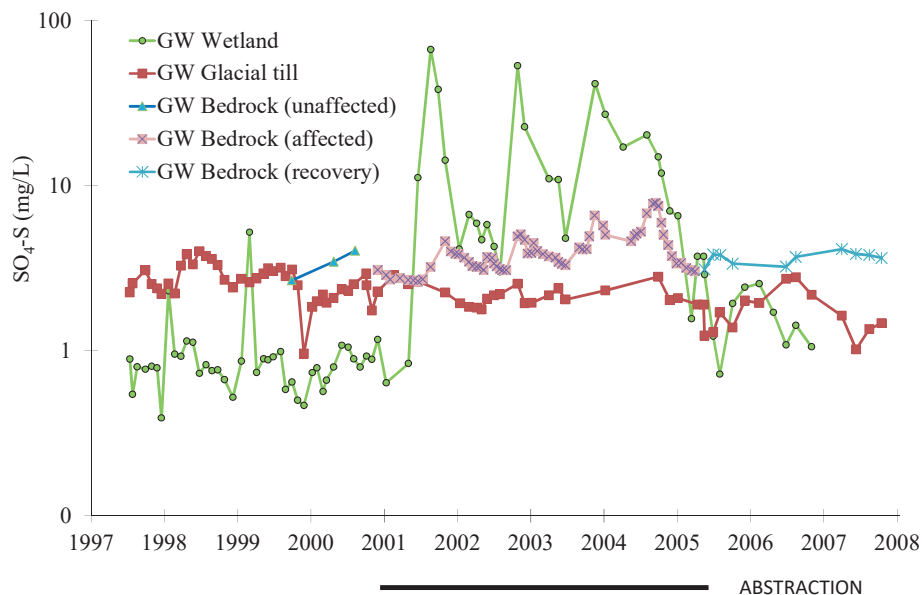


Figure 3. Concentrations of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup>-S in the groundwater from the bedrock, in the glacial till and in a wetland. The periods with active abstraction from boreholes HGF31 and HGF33 are presented as a black line below the graph.

The chemical changes in runoff observed during the abstraction period were partly reversed during the period of monitoring of recovery, see e.g. for SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in Figure 3. The concentrations of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in the wetland persisted at slightly higher levels after the experiment compared to pre-experiment levels until 2008. However, in 2017 the concentrations were significantly lower than in pristine conditions. In the reference catchment area F1, the concentrations of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> continuously decreased during the same period. It should be noted that the concentrations decreased by 41% in runoff from the experimental catchment compared to a 74% decrease from the reference catchment. The concentrations of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> were nearly twice as high in the reference catchment compared to the experimental catchment before the abstraction period. In 2017 similar concentrations were measured in runoff water in the two catchments. This is a likely remaining impact from the groundwater abstraction. The generally decreasing concentrations of SO<sub>4</sub><sup>2-</sup> in both groundwater and surface water has been caused by gradually decreasing S deposition over the past 30 years, see e.g. Vuorenmaa et al. (2018).

Generally increasing concentrations of chloride was observed in runoff from the two catchments, see Figure 6. In comparison to pristine conditions as well as during the recovery phase, the bedrock groundwater had lower chloride as well as alkalinity during the abstraction period. This change was caused by increasing influence of shallow waters during the abstraction period. Gradually increasing alkalinity and pH for all stations is caused by the gradually decreasing acid deposition.

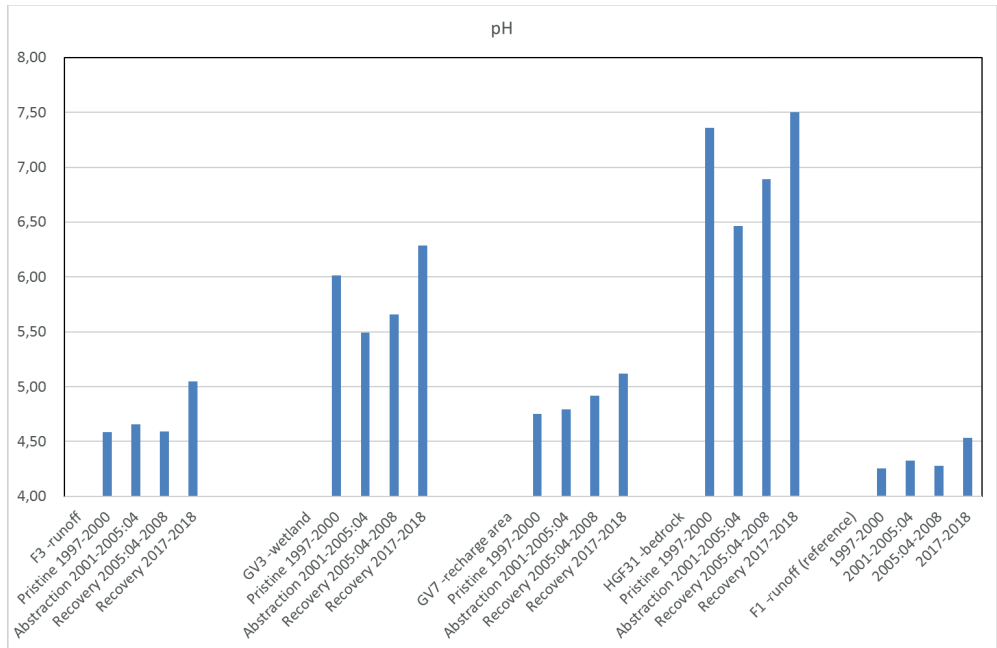


Figure 4. Arithmetic average of measurements of pH in surface water and groundwater during the different phases.

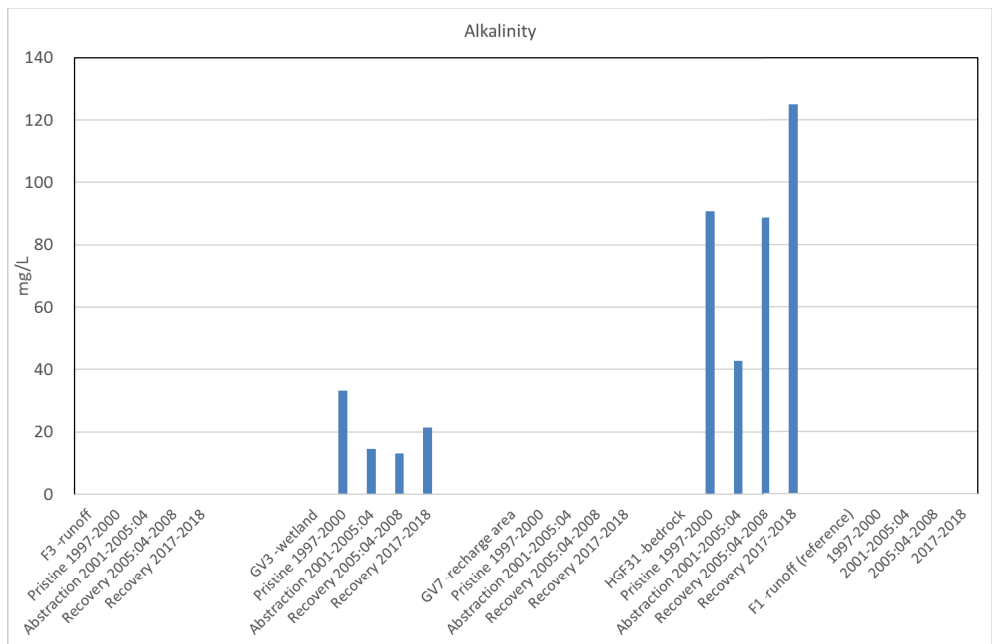


Figure 5. Arithmetic average of measurements of alkalinity in surface water and groundwater during the different phases. Note the absence of alkalinity in runoff waters and in GV7.

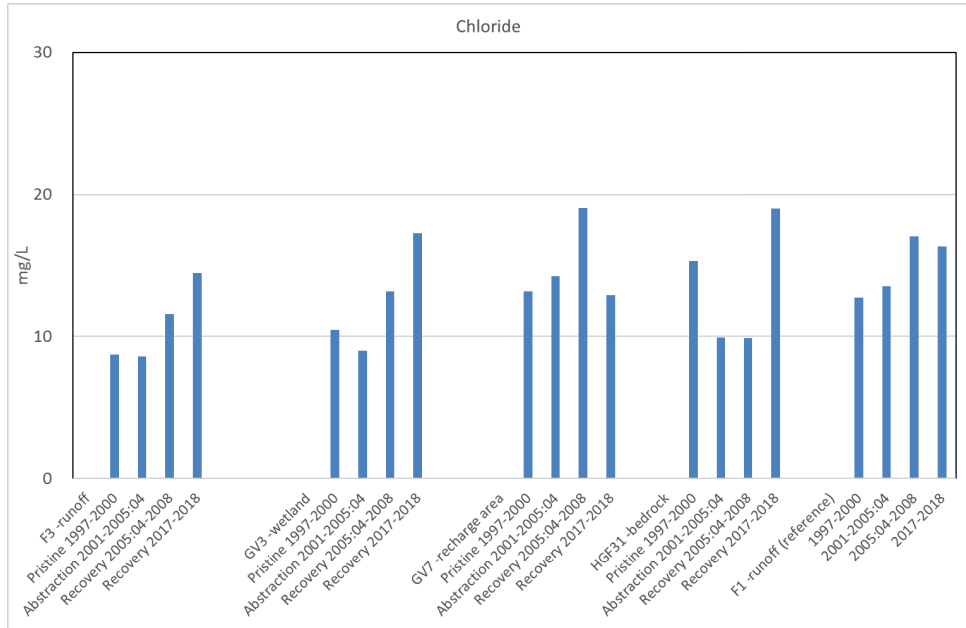


Figure 6. Arithmetic average of analytic results of chloride in surface water and groundwater during the different phases.

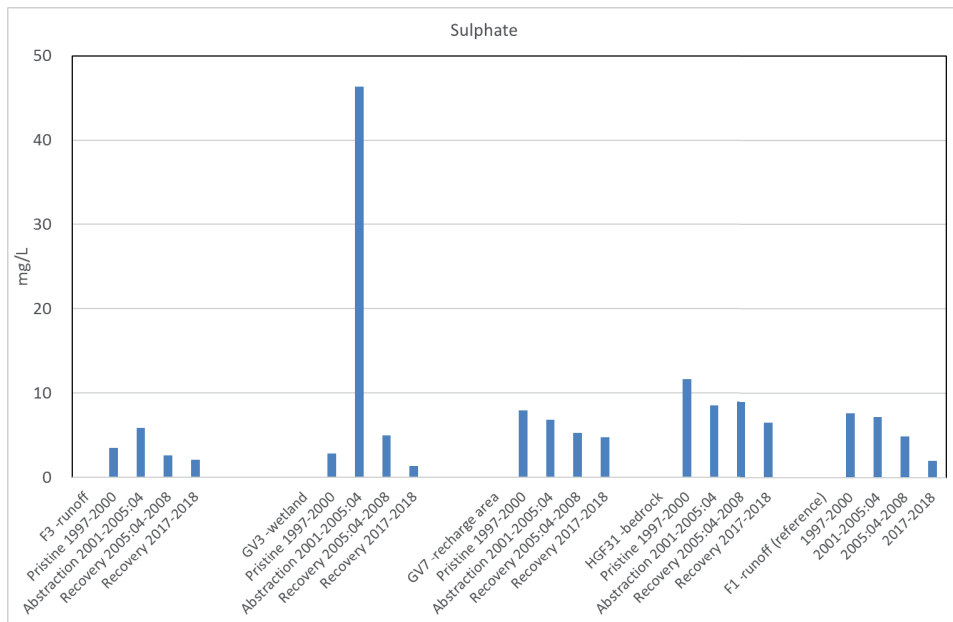


Figure 7. Arithmetic average of analytic results of sulphate in surface water and groundwater during the different phases.

### 3. Hydrochemical implications to steel and cement-based construction materials

The hydrochemical changes of groundwater in the bedrock caused by the experiment with groundwater abstraction presented in this paper were less significant compared to previous studies of tunnels, e.g. the Hallandsås railway tunnels (see Mossmark et al., 2017).

During the abstraction period, alkalinity and pH in the bedrock groundwater decreased below the limit for a stipulated need for complementary protection against corrosion for steel-based construction materials according to the previous guidelines (Swedish Rail administration, 2004). These guidelines stipulated a need for complementary protection of rock bolts if the alkalinity is below 61 mg/L or pH is below 6.5. Furthermore, the pH decreased below 6.5 in borehole (HGF31), which would require both complementary protection against acid attack on concrete in accordance with international standard SS-EN206-1. However, this aggressive conditions were quickly reversed after abstraction terminated.

Larson-Skold Corrosion Index (Larson and Skold, 1958) was calculated for the bedrock groundwater and shows that the bedrock groundwater did not become corrosive towards steel. If the Larson-Skold Index is below 0.8, the water is considered non-corrosive. If the Index is 0.8–1.2, it is likely that a corrosion rate that is higher than desired will occur. If the Index is greater than 1.2, higher corrosion rates with an increasing ratio are expected. However, the calculated indices indicate less margin against corrosion during the abstraction period, see Table 1.

Table 1. Larson-Skold Index for corrosion calculated based on arithmetic averages for hydrochemical composition of bedrock groundwater (HGF31) during the four phases of monitoring.

Phase	Larson-skold Index
Pristine 1997-2000	0.45
Abstraction 2001-2005:04	0.65
Recovery 2005:04-2008	0.32
Recovery 2017-2018	0.33

### 4. Conclusions

The abstraction of the groundwater from the bedrock affected both hydrology and water chemistry within the experimental catchment area and afterwards long-term effects could be observed, see main findings summarised below:

- The abstraction from the bedrock caused aeration of the wetland, oxidation and release of S and H<sup>+</sup>. Thereby lower alkalinity and pH.
- During abstraction, the groundwater in the bedrock became aggressive towards steel (low alkalinity and pH) and cementitious materials (low pH) according to regulations issued by the authorities. According to calculations of Larson-Skold Index, however, the bedrock groundwater did not become corrosive.
- Recovery of the hydrological system, particularly runoff volumes, occurred after approximately five years. However, recovery of the hydrochemistry was not achieved within the 13 years of monitoring after abstraction was stopped. But after abstraction was stopped, the parameters relevant for degradation of steel and cementitious materials recovered to indicate non-aggressive conditions on most sampling occasions.

## Acknowledgements

Thanks to Rock Engineering Research Foundation (BeFo), Sweden, for funding the research presented in this paper.

## References

- Andersson B. I., Bishop K. H., Borg G. C., Giesler R., Hultberg H., Huse M., Moldan F., Nyberg L., Nygaard P. H., Nyström U., 1998. The covered catchment site: a description of the physiography, climate and vegetation of three small coniferous forest catchments at Gårdsjön, south-west Sweden. In: Hultberg H, Skeffington R, editors. Experimental reversal of acid rain effects, pp. 25-70. John Wiley and Sons, West Sussex.
- Chiu, Y.-C., Chia, Y., 2012. The impact of groundwater discharge to the Hsueh-Shan tunnel on the water resources in northern Taiwan. *Hydrogeology Journal*, 20 (8), pp. 1599-1611.
- Fredén, C., 1986. Beskrivning till jordartskartan, Göteborg NO Ae no. 40 (in Swedish). Swedish Geological Survey.
- Fridh, B., Hayling, K., 1980. Seismisk undersökning Gårdsjön 1980: slutredovisning (in Swedish). Department of Geology, Gothenburg University, Gothenburg.
- Gustafson, G., 2012. *Hydrogeology for rock engineers*. Formas, Stockholm.
- Kitterød, N.-O., Colleuille, H., Wong, W. K., Pedersen, T. S., 2000. Simulation of groundwater drainage into a tunnel in fractured rock and numerical analysis of leakage remediation, Romeriksporten tunnel, Norway. *Hydrogeology Journal*. Volume 8 (5) pp. 480-493.
- Kværner, J., Snilsberg, P., 2013. Hydrogeological impacts of a railway tunnel in fractured Precambrian gneiss rocks (south-eastern Norway) *Hydrogeology Journal*, vol. 21 (7), pp 1633-1653.
- Larson, T.E., Skold, R.V., 1958. Laboratory studies relating mineral water quality of water on corrosion of steel and cast iron. *Corrosion*, 14 (6), pp. 285-288.
- Melkerud P. A., 1983. Quaternary deposits and Bedrock outcrops in an area around Lake Gårdsjön, south-western Sweden, with physical, mineralogical and geochemical investigations. –Reports in Forest Ecology and Forest Soils, 44. Department of Forest Soils. Swedish University of Agricultural Sciences. Uppsala.
- Mossmark, F, Hultberg, H, Ericsson, L O, 2008. Recovery from an intensive groundwater extraction in a small catchment with crystalline bedrock and thin soil cover in Sweden. *Science of the Total Environment*, 404(2-3), 253-261.
- Mossmark, F, Hultberg H, Ericsson L O, 2007. Effects on water chemistry of groundwater extraction from crystalline hard rock in an acid forested catchment at Gårdsjön, Sweden. *Applied Geochemistry*, 22(6), 1157-1166.
- Mossmark, F., 2014. Prediction of groundwater chemistry in conjunction with underground construction – field studies and hydrochemical modelling. PhD thesis 3802. Chalmers university of technology.

Mossmark, F, Annertz, K K, Ericsson, L O, Norin, M, 2017. Hydrochemical impact of construction of the western section of the Hallandsås rail tunnel in Sweden. *Bulletin of Engineering Geology and the Environment*, vol. 76 (2), pp 751-769.

Nilsson S. I., 1985. Hydrogeochemical studies within the Lake Gårdsjön project –an introduction. *Ecol Bull* 1985 (37) pp. 73-74.

Olofsson, B., 1991. Impact on groundwater conditions by tunnelling –a state of the art report. Royal Institute of Technology, Stockholm.

Olsson B., Hallbäck L., Johansson S., Melkerud P.-A., Nilsson I., Nilsson T., 1985. The Lake Gårdsjön area –physiographical and biological features. *Ecol Bull* 1985 (37), pp. 10-28.

European Committee for standardization, 2000. EN 206-1, Concrete: Specification, performance, production and conformity, Brussels.

Samuelsson L., 1985. Beskrivning till berggrundskartan Göteborg NO (in Swedish). Swedish Geological Survey, Uppsala.

Swedish Rail Administration, 2005. BV Tunnel. Standard BVS 585.40 (in Swedish). Borlänge.

Vuorenmaa, J, Augustaitis, A, Beudert, B, Bochenek, W, Clarke, N, de Wit, H A, Dirnböck, T, Frey, J, Hakola, H, Kleemola, S, Kobler, J, Krám, P, Lindroos, A-J, Lundin, L, Löfgren, S, Marchetto, A, Pecka, T, Schulte-Bisping, H, Skotak, K, Srybny, A, Szpikowski, J, Ukonmaanaho, L, Vána, M, Åkerblom, S, Forsius, M, 2018. Long-term changes (1990-2015) in the atmospheric deposition and runoff water chemistry of sulphate, inorganic nitrogen and acidity for forested catchments in Europe in relation to changes in emissions and hydrometeorological conditions. *Science of The Total Environment*, vol. 625, pp. 1129-1145.









Box 55545  
SE-102 04 Stockholm

info@befoonline.org • www.befoonline.org  
Besöksadress: Sturegatan 11, Stockholm

ISSN 1104-1773