

Integrerad yt- och grundvattenmodellering Viscaria

Bilaga B3



Rautasälven, oktober 2020. Foto: E. Lindborg.

Projektledare	Emma Lindborg
Kvalitetsansvarig	Lars-Göran Gustafsson
Handläggare	Kean Foster, Markus Petzén, Linda Randsalu, Mona Sassner, Jessie Schrock, Stina Bång, Elin Jutebring Sterte, Lillemor Claesson Liljedahl

Copperstone Viscaria AB

Rapport

September, 2022

Denna rapport har tagits fram inom DHI:s ledningssystem
för kvalitet certifierat enligt ISO 9001 (kvalitetsledning) av Bureau Veritas

ISO 9001
Management System Certification

BUREAU VERITAS
Certification Denmark A/S



Integrerad yt- och grundvattenmodellering Viscaria

Bilaga B3

Framtagen för

Copperstone Viscaria AB

Kontaktperson

Anders Lundkvist

Projektleddare	Emma Lindborg
Kvalitetsansvarig	Lars-Göran Gustafsson
Handläggare	Kean Foster, Markus Petzén, Linda Randsalu, Mona Sassner, Jessie Schroeck, Stina Bång, Elin Jutebring Sterte, Lillemor Claesson Liljedahl
Uppdragsnummer	12804788
Godkänd datum	30 september 2022
Version	Version 2.0
Klassificering	Begränsad

Sammanfattning

Copperstone Viscaria AB planerar att ansöka om miljötillstånd för att återöppna Viscariagruvan, med ett verksamhetsområde beläget ca 4 km väst om centrala Kiruna. Denna rapport beskriver nulägesituation för yt- och grundvattensystemen inom Viscariaområdet samt hur dessa kan antas påverkas av en framtida gruvverksamhet. Rapporten redovisar hydrologisk och hydrogeologisk påverkan orsakad av gruvverksamheten men inte konsekvenserna av denna påverkan. Rapporten utgör i sin tur underlag för relaterade miljökonsekvensutredningar avseende den sökta verksamhetens påverkan på vattenkvaliteten i berörda recipienter (Bilaga B5), geoteknisk omgivningspåverkan (Bilaga B6), påverkan på naturmiljö och Natura2000-områden och arter som omfattas av juridiskt skydd (Bilaga B8), efterbehandlingsplanen (Bilaga E2), samt verksamhetens föreslagna kontrollprogram (Bilaga A5) och egenkontroll av framtida gruvverksamhet.

Den planerade gruvverksamheten omfattar brytning av malm och gråberg i dagbrott och underjordsgruva med tillhörande anriknings- och deponeringsprocesser. I samband med gruvverksamhet planeras ett antal vattenverksamheter som kan påverka yt- och grundvattensystemet, och dessa innefattar; bortledning av grundvatten i syfte att länshålla dagbrott och underjordsgruva, avledning av vatten via diken, dämning av ytvatten i dammar och vid vallar, samt avvattning av en mindre tjärn och omläggning av en mindre bäck i anslutning till gruvan. Genom gruvverksamheten kan därtill utsläpp av metaller och andra ämnen ske via yt- och grundvattnet, vilket kan påverka närliggande vattendrag. För att kunna beskriva och bedöma hur den framtida gruvverksamheten påverkar det integrerade yt- och grundvattensystemet har modeller för dagens förhållande avseende hydrologi, hydrogeologi och vattenkvalitet etablerats. Framtida scenarier under gruvans olika faser, från etablering till efterbehandlingsfas, har därefter simulerats för att kvantifiera verksamhetens hydrologiska och hydrogeologiska påverkan med avseende på flöde, dynamik och vattenkvalitet. Hydrologiska typår, vilka representerar ett typiskt torrt, normalt och vått år, har använts för att ta hänsyn till variationer i dagens klimat, samt hur dessa variationer påverkar modellresultaten och framtida scenarier. Torra och våta perioder påverkar avrinning och grundvattenbildning och även grundvattenavsänkning och inläckage till ett gruvsystem.

Hydrologiska och hydrodynamiska modeller har tagits fram för att studera förhållanden och påverkan på strömningsförhållanden och vattenkvalitet i sjöar och vattendrag under gruvans olika faser vid olika typer av väderförhållanden (torra, normala och våta) under rådande klimat. Den hydrodynamiska modellen som etablerats har använts för att integrera yt- och grundvattensystemen. Den integrerade modellen har tagits fram för att kunna kvantifiera hydrologisk påverkan orsakad av framtida gruvbrytning med avseende på: i) beräknat påverkansområde för grundvattenytans avsänkning i jord och berg, ii) kvantifierad påverkan på ytvattennivåer, iii) uppskattade långsiktiga effekter på yt- och grundvatten i området, samt iv) beräknad tid för återhämtning av grundvattenförhållandena vid stängning av gruvan.

Nuläge

Ytvattensystemet är påtagligt påverkat av tidigare Viscariaverksamhet och LKAB:s pågående gruvverksamhet i regionen. Den etablerade ytvattenmodellen fångar över lag nuvarande hydrodynamik väl men det har varit svårt att fullt ut fånga nivåregleringen i sjön Luossajärvi då regleringen till stor del sker manuellt. Det finns redan nu viss risk för att vattennivån i Luossajärvi under typiska torrår kan sjunka precis under tillåten sänkningsgräns. Dagens vattenkvalitet i ytvattensystemet reproduceras också väl avseende timing och haltnivåer, och särskilt när hänsyn tas till olika biogeokemiska processer i myrmarker, som tex fastläggning. Med hjälp av en spridningsmodell för en del av Rautasälven kan slutsatsen dras att full omblandning relativt Pahtajokkis utlopp sker efter 1900 m nedströms utloppet, dvs mät punkt för framtida vattenkvalitet bör ligga nedströms detta område.

En central del i förståelsen av nutida förhållanden inom Viscariaområdet baseras på de vattenbalanser som tagits fram för modellområdet för de hydrologiska typåren. Genom att studera detaljerade vattenbalanser för olika typår och delområden har olika hydrologiska och hydrogeologiska processer som tex grundvattenbildning till jord och berg samt avrinning till vattendrag för dagens förhållanden analyserats och kvantifierats.

Sannolikt påverkas den regionala grundvattenströmningen i berget av den avsänkning av grundvattennivåerna i berg som sker till följd av verksamheten i Kirunavaaragruvan. Däremot bedöms dock inte den fria grundvattenytan i Viscariaområdet att påverkas av intilliggande gruva. Den kalibrerade modellen bedöms ge en bra bild av den nuvarande integrerade yt- och grundvattendynamiken i området. Med hjälp av tillgängliga platsdata samt omfattande känslighetsanalyser har en god platsförståelse uppnåtts, vilken sedermera har använts för att bedöma omgivningspåverkan orsakad av framtida gruvdrift.

För att verifiera den kalibrerade modellen utfördes ett test där den nuvarande vattenfyllda gruvan länshålls. Uppfodrade vattenmängder i modellen stämmer väl överens med data över uppfodrade vattenmängder från när gruvan tidigare var i drift. Den kalibrerade modellen jämfördes också mot nytillkomna data över grundvattennivåer som inte använts under kalibreringen och det var en god överensstämmelse mellan beräknade och observerade nivåer.

Framtid: Från etableringsfas till efterbehandling och återmättnad av det hydrologiska och hydrogeologiska systemet

I nuläget finns risk för låga nivåer i Luossajärvi under torra år och denna risk ökar under driftsfasen där beräknade nivåer visar att nivån är under sänkningsgränsen under vintern och fram till det att vårflo den höjer nivån i sjön. Detta innebär att en aktiv framtida reglering av tillförseln- och avledning av vattnet till/från sjön måste ske för att undvika vattenbrist och för att säkerställa att nivåerna hålls över sänkningsgränsen.

Framtida vattenkvalitet har beräknats för två avbördningsalternativ, ett där bräddning sker i utloppskanalen nedströms Luossajärvi utskov och ett scenario där vatten fördelas mellan utloppskanalen och sjön. Flöden upp till 600 m³/h behandlas med vattenreningsåtgärder medan överskottet släpps till recipient utan åtgärd. I föreliggande rapport redovisas dock endast resultat från det bräddscenario där allt vatten släpps ut i kanalen. Övriga scenarier och effekten av dessa relativt om allt vatten släpps i kanalen redovisas i recipientvattenutredningen (Bilaga B5)

Vid en jämförelse mellan nuvarande och framtida halter under gruvans olika faser vid KVA179, som utgör mätpunkten precis innan Pahtajokis utlopp i Rautasälven, fås följande resultat jämfört med nulägeshalter. Koncentrationen av Ca, Co, Cu, NO₃, SO₄ beräknas öka från Fas 1 till Fas 3 och en minskad koncentration förväntas i stället för Cl, DOC, U och Zn. Skillnaden för vissa ämnen som exempelvis Cl, DOC och U är relativt liten under gruvans framtida faser jämfört mot nuläget.

För att analysera påverkan på det integrerade yt- och grundvattensystemet orsakad av framtida gruvverksamhet har nulägesmodellen modifierats för att inkludera framtida underjordsgruva(or) samt framtida markförändringar avseende dagbrott, gråbergssupplag samt sand- och klarningsmagasin. Inflöden till gruvan och den påverkan detta inflöde orsakar har analyserats för gruvans olika faser, från etableringsfasen då nuvarande vattenfyllda gruva dräneras till efterbehandlingsfasen.

Detaljerade resultat med avseende på grundvattenpåverkan redovisas för den fas som motsvarar en fullt utbruten gruva där all malm i alla zoner (A-, B-, och D-zonen) ner till 800 m djup under markytan antas vara utbruten. Grundvattenytans framtida avsänkning samt påverkansområdet för typåren har beräknats. Påverkansområdet definieras som det område där den fria grundvattenytan avsänks mer än 0,3 m. För bedömningen av effekter och konsekvenser av grundvattenpåverkan i vissa naturmiljöer har också en avsänkning motsvarande 0,1 m analyserats.

Grundvattenytan under alla faser från tömning till fullt utbruten gruva påverkas mest i områden i nära anslutning till dagbrott och underjordsgruva, där det lokalt runt gruvan kan ske stora avsänkningar. Avsänkningens mönster och påverkansområdets storlek förändras inte nämnvärt från det att 30% av gruvan är utbruten till dess att 100% är utbruten. Även mönstret på avsänkningen är lika under dessa faser. Avsänkningen sprids dels i NO-SV riktning, dels i NV-SO riktning längs lineament som står i kontakt med gruvan. Det finns ett tydligt samband mellan avsänkningens spridning och lineamentens utsträckning: majoriteten av de påverkade områdena som inte ligger i direkt anslutning till gruvan är i hydraulisk kontakt med gruvan via lineament. I modellen har det antagits att alla lineament utgör vattenförande zoner. Detta är ett konservativt antagande varpå utbredningen på det beräknade påverkansområdet kan antas vara något överskattat. Påverkansområden som ligger i inströmningsområden sammanfaller med områden som under ostörda förhållande, dvs nutida förhållande, har ett relativt stort djup till grundvattenytan.

Inflöde till gruvan och dagbrott varierar över året och når maximum i samband med snösmältningen. Känsligheten för vädervariationer (normal, torr och våtår) är dock relativt liten, vilket betyder att gruvans utformning och utbredning har större inverkan på inläckage än vädervariationer.

För att beräkna hur lång tid det tar för underjordsgruvan och dagbrotten att återmättats har två fall analyserats; ett fall där dagbrott förblir öppna och sjöar etableras i dagbrotten och ett fall där dagbrotten är återfyllda med gråberg. För båda fallen har Fas 3-layouten använts som utgångspunkt för dessa beräkningar, vilket innebär att det saknas information om hur ytvattnet leds inom området i framtiden. Syftet med genomförda beräkningar har därför varit att analysera hur grundvattennivåerna återställs över tid och vilka flöden som uppstår i de utbrutna bergvolymerna och i dagbrotten. Det bedöms ta ca 40 år innan underjordsgruvorna och dagbrotten har återmättats oberoende av huruvida dagbrotten återfylls eller inte. Framtida avrinning från området förväntas bli något större med öppna dagbrott.

INNEHÅLLSFÖRTECKNING

1	INLEDNING	8
1.1	Bakgrund	8
1.2	Syfte och mål	9
1.3	Relaterade modelleringsaktiviteter och utredningar	10
1.3.1	Modell för yttre systemet	10
1.3.2	Relaterade utredningar	11
1.4	Denna rapport.....	12
1.4.1	Disposition	12
1.4.2	Terminologi	12
2	ÖVERGRIPANDE METODIK OCH MODELLERINGSSTRATEGI	13
2.1	Ytvattenmodellering	14
2.1.1	Ytvattenmodell – flöden och vattenkvalitet	15
2.1.2	Ytvattenmodell - spridningsberäkning i Rautasälven.....	15
2.2	Integrerad yt- och grundvattenmodell	16
2.3	Analyserade scenarier	17
3	MODELLVERKTYG	19
3.1	MIKE HYDRO River och NAM	19
3.2	MIKE 21	20
3.3	MIKE SHE	20
3.4	MIKE URBAN	22
4	INDATA	24
4.1	Rumsligt varierande indata.....	24
4.1.1	Topografi	24
4.1.2	Vattendrag och sjöar	24
4.1.3	Markanvändning	26
4.1.4	Jordartsgeologi	28
4.1.5	Berggrundsgeologi	29
4.1.6	Hydrauliska egenskaper i berg och jord	31
4.1.7	Befintliga gruvor och dagbrott	32
4.1.8	Förändrade markförhållanden vid framtida gruvdrift.....	33
4.2	Meteorologiska, hydrologiska och hydrogeologiska tidsserier.....	35

4.2.1	Meteorologiska indata	35
4.2.2	Definition av hydrologiska typår	36
4.2.3	Tidsserier över nivåer och flöden i vattendrag	38
4.2.4	Tidsserier över grundvattennivåer i jord och berg.....	40
5	HYDROLOGISK OCH HYDROGEOLOGISK PLATSFÖRSTÅELSE OCH KONCEPTUELL MODELL.....	42
5.1	Områdets meteorologiska förhållanden och övergripande vattenbalans	42
5.2	Sjöar och vattendrag	43
5.3	Grundvatten.....	45
6	NUMERISK MODELL.....	53
6.1	Ytvattenmodell	53
6.1.1	Modellområde och randvillkor.....	53
6.1.2	Hydrologisk modell – NAM	54
6.1.3	Hydraulisk modell – MIKE HYDRO River.....	55
6.1.4	Spridningsmodell – MIKE 21	56
6.2	Grundvattenmodell	56
6.2.1	Modellområde och randvillkor.....	56
6.2.2	Omättad zon.....	58
6.2.3	Mättad zon	59
6.2.4	Viscariagruvan	61
6.2.5	Kirunavaaragruvan	64
7	METODIK FÖR KALIBRERING OCH KÄNSLIGHETSANALYS.....	66
7.1	Ytvattenmodell	66
7.1.1	Ytvattenmodellen.....	67
7.1.2	Vattenkvalitet.....	67
7.1.3	Spridningsmodell MIKE 21 för Rautasälven	70
7.2	Integrerad yt- och grundvattenmodell	71
8	KALIBRERING YTVATTENMODELL	73
8.1	Stegvisa förändringar i modellen under arbetets gång	74
8.2	Resultat kalibrering hydrodynamik	75
8.3	Resultat kalibrering vattenkvalitet.....	80
8.4	Resultat kalibrering, spridningsmodell för Rautasälven	86
9	RESULTAT YTVATTENMODELL	88
9.1	Dagens förhållande och påverkan av olika typår	88
9.1.1	Vattennivåer.....	88
9.1.2	Flöden.....	89

9.1.3	Vattenkvalitet.....	92
9.2	Framtida påverkan på vattennivåer, vattenflöden och vattenkvalitet	94
9.2.1	Påverkan på vattennivåer under gruvans olika faser	95
9.2.2	Påverkan på flöden under gruvan olika faser	96
9.2.3	Påverkan på vattenkvalitet under gruvans olika faser	98
9.3	Påverkan av olika typår vid fullt utbruten gruva	105
9.3.1	Påverkan på vattennivåer vid fullt utbruten gruva	105
9.3.2	Påverkan på vattenflöden vid fullt utbruten gruva.....	105
9.3.3	Påverkan av typår på vattenkvalitet vid fullt utbruten gruva	107
10	KALIBRERING INTEGRERAD YT- OCH GRUNDVATTENMODELL	112
10.1	Inledande beräkningar med regionalmodellen.....	112
10.1.1	Resultat regionalmodell	113
10.2	Kalibrering och känslighetsanalys lokalmodell	120
10.2.1	Stegvisa förändringar i modellen under kalibreringens gång	120
10.2.2	Slutlig egenskapsuppsättning för kalibrerad modell.....	126
10.2.3	Resultat kalibrering	128
11	RESULTAT INTEGRERAD YT- OCH GRUNDVATTENMODELLERING.....	141
11.1	Dagens hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden	141
11.1.1	Vattenbalans	141
11.1.2	Flöden och nivåer i vattendrag	143
11.1.3	Grundvatten.....	144
11.2	Påverkan av framtida gruvdrift.....	155
11.2.1	Påverkan på grundvattenytan.....	1
11.2.2	Påverkan på grundvattenytan i områden med marknära grundvatten.....	6
11.2.3	Grundvattenpåverkan i berget.....	7
11.2.4	Gruvdriftens påverkan på ytvattenflöden och ytvattennivåer	8
11.2.5	Inläckage till gruvan i Fas 3	11
11.3	Återmätnad av underjordsgruvor och dagbrott, fas 5	16
11.3.1	Tid för återmätnad av dagbrott	17
11.3.2	Inflödande vattenvolymer till underjordsgruva och dagbrott	19
11.3.3	Avrinning från verksamhetsområdet	24
12	SAMMANFATTNING OCH SLUTSATSER	27
12.1	Sammanfattning och slutsatser från ytvattenmodelleringen	27
12.2	Sammanfattning och slutsatser från den integrerade yt- och grundvattenmodelleringen	28
13	REFERENSER.....	31

Förord

Denna rapport presenterar resultaten av DHI Sverige AB:s integrerade hydrologiska och hydrogeologiska analyser av området för Copperstone Viscaria AB:s planerade återöppnande av Viscariagruvan. Rapporten är ett resultat av ett kollektivt samarbete där Kean Foster, Markus Petzén och Elin Jutebring Sterte ansvarat för den hydrologiska och hydrodynamiska modelleringen inklusive spridningsberäkningar samt beräkningar av vattenkvalitet. Emma Lindborg, Linda Randsalu, Mona Sassner och Stina Bång har ansvarat för den integrerade yt- och grundvattenmodelleringen som beskriver dagens förhållanden samt hur det kopplade hydrologiska-hydrogeologiska systemet påverkas av framtida gruvdrift. Jessie Schroeck har byggt upp modellen som beskriver gruvornas layout. Rune Nordqvist från KRN Consulting har skrivit avsnittet om hydrauliska egenskaper i berg och jord i kapitel 4. Lillemor Claesson Liljedahl har samordnat databehovet för modelleringen med undersökningarna på platsen och koordinerat DHI:s arbete rörande yttre systemmodellen.

Lillemor Claesson Liljedahl har agerat redaktör för rapporten och Emma Lindborg har varit projektledare.

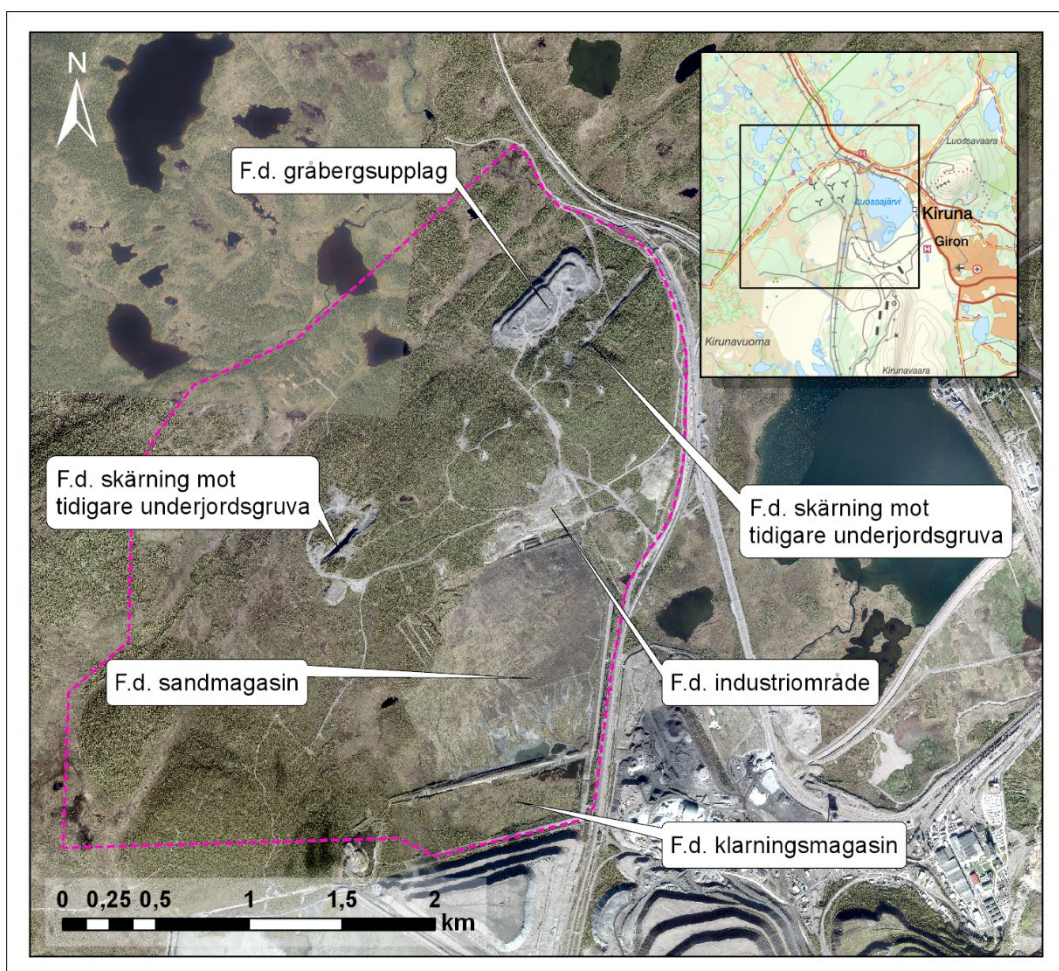
1 Inledning

1.1 Bakgrund

Copperstone Viscaria AB (Copperstone) avser att återuppta gruvverksamheten vid den före detta Viscariagruvan, där gruvdrift tidigare pågick mellan 1982 till 1997 då brytning och anrikning av kopparmalm utfördes. Den planerade gruvverksamheten kräver tillstånd enligt miljöbalken (SFS 1998:808) och en miljökonsekvensbeskrivning (MKB) ska ingå i ansökan om tillstånd för planerad verksamhet. Figur 1-1 visar det föreslagna verksamhetsområdets utbredning, vilket är beläget ca 4 km väst om Kiruna.

Den aktuella malmen innehåller framför allt koppar men också järn, och den planerade gruvverksamheten omfattar brytning av malm och gråberg i dagbrott och underjordsgruva med tillhörande anriknings- och deponeringsprocesser. I samband med gruvverksamhet planeras ett antal vattenverksamheter som bland annat innefattar bortledning av vatten och avsänkning av grundvattenytan vid dagbrott och underjordsgruva, avledning av vatten via diken, dämning av vatten i dammar och vid vallar, samt avvattning av en mindre tjärn och omläggning av en mindre bäck i anslutning till gruvan.

Med anledning av ovanstående har Copperstone ett behov av att öka sin kunskap kring yt- och grundvattensystemen inom Viscariaområdet. Föreliggande studie är en del av detta kunskapsinhämtande och resultaten kommer att användas som bakgrundsinformation till den planerade miljötillståndsansökan gällande den samlade verksamheten i Viscaria. Resultaten från utredningen planeras även utgöra underlag för egenkontrollen vid framtida gruvverksamhet.



Figur 1-1. Översiktskarta över Viscariaområdet med det planerade verksamhetsområdet markerat med rosa streckad linje.

1.2 Syfte och mål

DHI Sverige AB har på uppdrag av Copperstone genomfört föreliggande studie vilken syftar till att öka kunskapen om yt- och grundvattensystemen inom Viscariaområdet för att studera eventuell påverkan av den planerade gruvdriften på dessa system. Hydrologiska och hydrodynamiska modeller etableras för att studera förhållanden och påverkan på strömningsförhållanden och vattenkvalitet i sjöar och vattendrag vid olika variationer av dagens klimat samt för olika utsläppsscenarioer. Den hydrodynamiska modell som etableras används för att integrera den numeriska yt- och grundvattenmodellen. Den integrerade modellen skall hantera hydrologiska och hydrogeologiska processer på avrinningsområdesskala, dvs. interaktionen mellan atmosfärsprocesser, ytvattenflöden, grundvattenströmning och omättat flöde i ytnära markzon. Modelleringen består dels av en konceptuell del som beskriver det integrerade hydrologiska och hydrogeologiska systemet, dels av en numerisk del vilka båda syftar till att identifiera och kvantifiera den påverkan gruvverksamheten kan ge upphov till på yt- och grundvattensystemen.

Målet med den integrerade modelleringen är att genom beräkningar kvantifiera hydrologisk påverkan orsakad av den planerade gruvbrytningen och speciellt fokus med modelleringen är att: i) beräkna påverkansområdet för grundvattenytans avsänkning, ii) kvantifiera påverkan på ytvattennivåer, iii) uppskatta långsiktiga effekter på yt- och grundvatten i området, samt iv) beräkna tiden för återhämtning av grundvattenförhållandena vid stängning av gruvan.

1.3 Relaterade modelleringsaktiviteter och utredningar

De stödjande modeller som använts i modelleringen utgörs av jordlager- och jorddjupsmodellen (Petrone 2021) och lineamentsmodellen (Mattsson 2020) för området. Lantmäteriets höjdmödel har använts för att beskriva de topografiska förhållandena i området. En modell för det yttre systemet har använts som stödjande modell i recipientmodelleringen (kapitel 8 och 9) och beskrivs översiktligt i avsnitt 1.3.1.

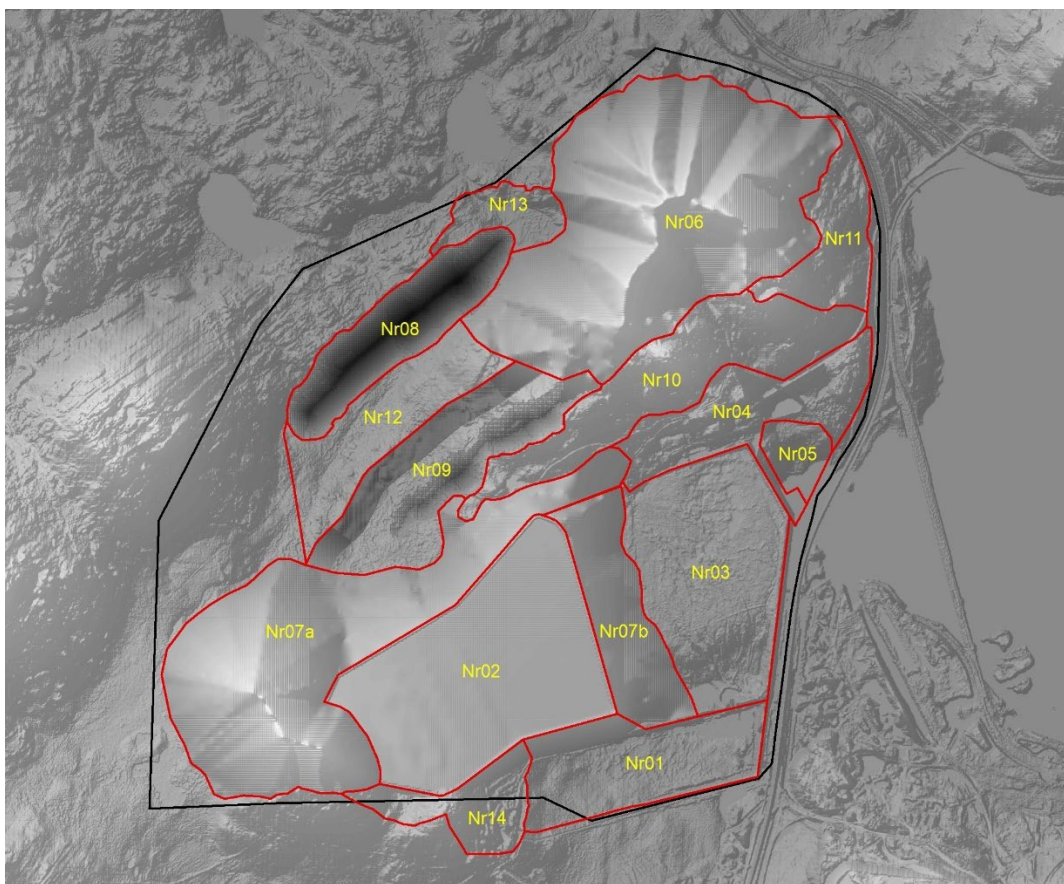
1.3.1 Modell för yttre systemet

En modell av yttre systemet har etablerats för att beräkna verksamhetens vattenbalans och bland annat generera bräddflöde till recipienten för de utvalda typåren (4.2.2). Den yttre systemmodellen utgör ett komplement till den integrerade yt-grundvattenmodell som detaljerat beskrivs i föreliggande rapport, medan vattenhanteringsplanen (Bilaga A2) ger en detaljerad beskrivning av yttre system-modellen.

Resultat från yttre systemmodellen används av Copperstone för att ta fram ett koncept för vattenhantering inom de yttre och inre vattensystemen samt för att ta fram vattenreningsstrategier och säkerställa verksamhetens vattenbehov. Modellen hanterar de stora vattenhanteringsdelarna och källor för det yttre systemet och tar hänsyn till relevanta processer för det inre vattensystemet. Modellen inkluderar följande poster:

- avrinning från ytor i det yttre systemet
- uppfodrat gruvvatten, dvs. beräknat inflöde till underjordsgruvan samt dränerad vattenvolym från dagbrott
- förluster i processanläggningarna
- inbindning av vatten i sandmagasinet
- infrysning av slurryvatten i sandmagasinet
- isbildning på klarningsmagasinet
- avdunstning från klarningsmagasinet
- volymen i klarningsmagasin
- bräddflöde från klarningsmagasinet till recipient.

Avrinningen inom verksamhetsområdet har modellerats på delavrinningsområdesskala med hjälp av verktyget NAM (se 2.1.1 och 3.1). Figur 1-2 visar de delavrinningsområden som verksamhetsområdet vid fullt utbruten gruva (enligt Fas 3; för definition se 2.3) kan indelas i och som utgör grunden för att beräkna avrinning och vattenbalansen för det yttre systemet.



Figur 1-2. Delavrinningsområden (Nr01-Nr14) för verksamhetsområdet enligt Fas 3, vilken avser fullt utbruten gruva. Delavrinningsområdena är framtagna utifrån höjdmодellen för Fas 3 och baseras på layout v 1.31 (se Bilaga B, avsnitt 2.1). Verksamhetsområdet indikeras med en svart heldragen linje.

Inkommande vattenvolymer i yttre systemmodellen utgörs av uppfodrat gruvvatten, avrinning till klarningsmagasinet och avrinning till sandmagasinet medan inbindning i sandmagasinet, förluster i/till inre vattensystemet och avdunstning från klarningsmagasinet utgör förluster. Kvarvarande vatten utgör således det beräknade bräddflödet, som i sin tur når recipienten. I den nuvarande versionen av modellen har klarningsmagasinet volym antagits vara 0,6 miljoner m³. Volymen av det uppfodrade gruvvattnet är baserat på en fullt utbruten gruva och detta flöde inkluderas i ytvattenmodellen för recipientmodellering (se kapitel 8 och 9).

Den samlade beskrivningen av den planerade verksamhetens vattenhantering och en detaljerad vattenbalans för denna beskrivs i Vattenhanteringsplanen (Bilaga A2).

1.3.2 Relaterade utredningar

Resultaten som presenteras i föreliggande rapport, avseende den planerade gruvverksamhetens påverkan på grund- och ytvattensystemen, utgör direkt eller indirekt underlag till relaterade miljökonsekvensutredningar. Dessa utredningar omfattar:

- hur den sökta verksamheten kommer att påverka berörda recipienters vattenkvalitet och biologi (Bilaga B5)
- geoteknisk omgivningspåverkan som sker till följd av grundvattenavsänkning (Bilaga B6)

- påverkan på naturmiljön och specifikt påverkan på Natura2000-områden samt påträffade arter som omfattas av ett juridiskt skydd (Bilaga B8)
- konceptuell efterbehandlingsplan (Bilaga E2)
- verksamhetens föreslagna kontrollprogram (Bilaga A5).

1.4 Denna rapport

1.4.1 Disposition

Rapporten är uppbyggd så att Kapitel 1 redogör för bakgrund och syfte med arbetet. I kapitel 2 beskrivs den övergripande metodiken och modelleringsstrategin. Kapitel 3 beskriver de olika modellverktyg som tillämpats i studien och kapitel 4 beskriver den indata som använts för att bygga upp och testa modellen, samt ger en översikt av genomförda fältundersökningar. Kapitel 5 redogör för den konceptuella platsmodellen och dess uppbyggnad medan kapitel 6 redogör för hur denna modell beskrivs i den numeriska hydrologiska modellen. Metodik för kalibrering, känslighetsanalys och validering presenteras i kapitel 7. Kalibrering, resultat och scenariosimuleringar för ytvattenmodellen beskrivs i kapitel 8 och 9, och för den integrerade yt- och grundvattenmodellen i kapitel 10 och 11. Sammanfattning och slutsatser redovisas i kapitel 12.

All geografisk information presenteras genomgående i rapporten i höjdsystem RH2000 och för information i plan används koordinatsystemet SWEREF99 20 15.

1.4.2 Terminologi

I hydrogeologiska texter på svenska används ofta den engelska termen "Hydraulic head". Motsvarande svenska term är totalpotential eller grundvattennivå, dvs summan av lägespotentialen och tryckpotentialen. I föreliggande rapport används termen grundvattennivå. Grundvattennivån kan variera med djupet och därmed även vara olika i jord och berg. Grundvattennivå i jord respektive grundvattennivå i berg är därför vanligt förekommande termer i föreliggande rapport.

Grundvattennivå skall inte förväxlas med läget för den fria grundvattenytan. Grundvattenytans läge motsvarar den nivå där vattnets tryck är lika med atmosfärens tryck. Ovanför grundvattenytan råder omättade förhållanden och vattnet har ett lägre tryck än atmosfären. Vid beräkning av påverkansområde har skillnaden mellan grundvattenytans läge i nuläget jämförts med den beräknade grundvattenytans läge för olika framtida scenarier.

Luftfyllda hålrum i berget i termer av gruvgångar och tunnlar beskrivs i föreliggande rapport som områden med "atmosfärstryck". För att beskriva det område från vilket inflödande grundvatten till gruvans olika delar kommer ifrån så används ofta den engelska termen "capture zone". Då föreliggande rapport skrivs på svenska så används här termen "gruvans tillrinningsområde".

2 Övergripande metodik och modelleringsstrategi

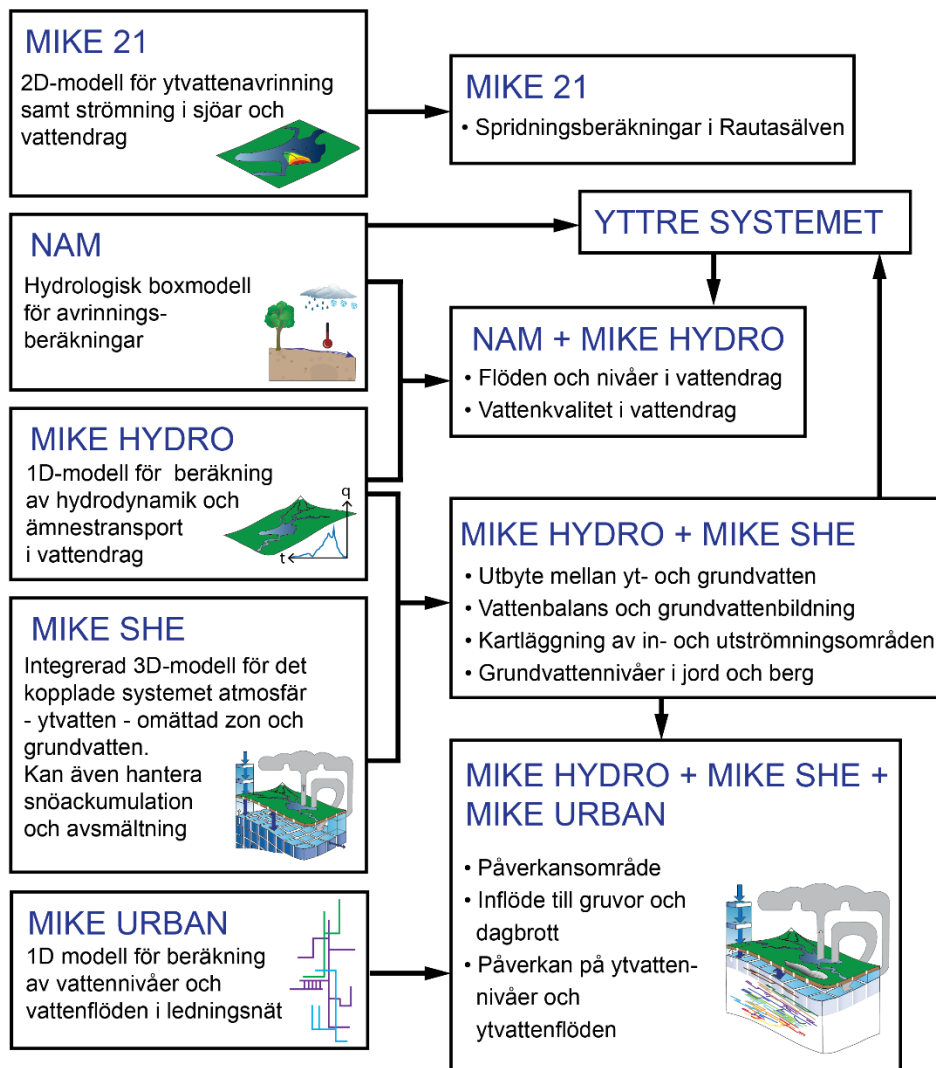
För att uppnå en platsövergripande förståelse för det integrerade yt- och grundvattensystemet har flera olika numeriska modellverktyg tillämpats, Figur 2-1. De olika verktygen används för att, var och en för sig eller länkade till varandra, svara på olika frågeställningar som i sin tur utgör underlag till miljöprövningen. Genom att koppla ihop flera verktyg så kan hänsyn tas till de olika rums- och tidsskalor som råder i yt- respektive grundvattensystemet. Generellt sett råder snabba tidsförlopp i ytvattnet och i det ytliga grundvattnet medan mer långsamma processer dominerar på större djup i grundvattensystemet. Eftersom det djupa grundvattnet påverkas av både atmosfärsprocesser (nederbörd, snöackumulation/avsmältning, evapotranspiration) och ytvattendynamik måste dessa processer beaktas då grundvattenprocesser på större djup skall analyseras. Genom att koppla ihop olika modellverktyg som var för sig fokuserar på processer i en viss del av det integrerade yt- och grundvattensystemet så kan de olika tidsskalorna som är relevanta för respektive frågeställning hanteras på ett optimerat sätt.

I Figur 2-1 visas de olika verktyg som använts i föreliggande modellstudie samt vilka frågeställningar som analyserats med hjälp av varje verktyg eller kombination av dem. De olika verktygen som nämns beskrivs sedan i mer detalj i kapitel 3.

För frågeställningar som kopplar till flöden och nivåer i vattendrag har en ytvattenmodell skapats med hjälp av en endimensionell hydrodynamisk modell (MIKE HYDRO River) kopplat till en avrinningsmodell (NAM). Vattenkvalitet i vattendrag har analyserats med hjälp av den endimensionella ytvattenmodellen medan spridningsberäkningar har utförts i en tvådimensionell ytvattenmodell (MIKE 21). För frågeställningar med avseende på yt- och grundvatteninteraktion, övergripande vattenbalans och grundvattenbildning har en modell som tar hänsyn till både atmosfärsprocesser, ytvatten samt mättad och omättad strömning i jord och berg använts (MIKE SHE). MIKE SHE har sedan kopplats till MIKE HYDRO River för att beskriva ett så korrekt utbyte mellan vattendrag och omgivande grund- och ytvatten som möjligt. För att studera påverkan orsakad av framtida gruvdrift, så kopplas slutligen MIKE SHE ihop med en endimensionell rörströmningsmodell (MIKE URBAN) för att beskriva vattenutbytet mellan berget och gruvgångarna/schakter. Avsnitt 2.1 och 2.2 ger en mer ingående beskrivning av modelleringsmetodikerna för yt- respektive grundvattenmodelleringen.

Beräknade flöden från NAM-modellen utgör indata till modellen över det yttre systemet som i sin tur utgör underlag till MIKE HYDRO-beräkningar, i termer av framtida bräddflöden och halter av olika lösta ämnen, då dessa utförs i syfte att analysera hydrologiska förhållanden vid framtida gruvdrift. Integrationen mellan yt- och grundvattenmodellerna (NAM, MIKE HYDRO River och MIKE SHE) och det yttre systemet och den iterativa process som sker under modelleringens olika faser beskrivs mer i detalj i vattenhanteringsplanen (Bilaga A2).

MODELLVERKTYG PLATSSPECIFIK TILLÄMPNING



Figur 2-1. Schematisk figur som visar den integrerade hydrologiska/hydrogeologiska yt/grundvattenmodellen och dess olika ingående komponenter/verktyg. I rutorna under modellverktyg visas de verktyg som enskilt och i kombination nyttjats för att beskriva och hantera olika hydrologiska processer. I rutorna under platsspecifik tillämpning listas de frågeställningar som modellverktyget, eller en kombination av verktygen, kan besvara. Modellen för det yttre systemet utgör en särskilt framtagen modell för att kunna generera bräddflöde till recipienten.

2.1 Ytvattenmodellering

Det finns risk att gruvverksamheter kan påverka den omgivande miljön (SGU 2020). Hur mycket en gruvverksamhet får påverka miljön regleras av lagen och kan variera beroende på till exempel vad som bryts, omgivande natur, skyddsobjekt och närhet till människor (Karlton 2008). Utsläpp av metaller och andra ämnen sker via yt- och grundvatten och har som vanligast störst påverkan på närliggande vattendrag (SGU 2020). Olika halter av ämnen kan vara skadliga för människor och ekosystem och därför bör vattenkvaliteten på befintliga och framtida gruvverksamheter utvärderas. Dessa utvärderingar är viktiga som beslutsunderlag och för att underlätta tillsyn, reglering och rening av vatten från gruvverksamheter.

För att få en bra överblick på dagens vattenkvalitet samt för att kunna göra bedömningar av framtida påverkan på vattenkvaliteten, kan en modell över områdets hydrologi och vattenkvalitet vara ett effektivt verktyg. En modell för vattenkvalitet som också är kopplad till hydrologin kan både ge bra uppskattningar av framtida halter i vattendrag, vilka områden som är mest påverkade och vart reglering och rening främst måste sättas in. Detta underlättar att på ett kostnadseffektivt sätt minimera utsläpp från gruvverksamheten och övervaka vattenkvaliteten så att olika ämnens halter hålls inom tillståndsgivna gränser. En modell ger också möjligheter till känslighetsanalyser där olika scenarier testas i syfte att analysera hur olika klimat, utsläpp och flöden påverkar framtida halter i recipienten. Detta medför att modellen blir ett effektivt verktyg för att minska osäkerheterna kring beräkning av framtida effekter av utsläppsförändringar. Modellen blir också en viktig del av beslutsunderlaget för att avgöra om och när förebyggande åtgärder skall sättas in. Därför har en ytvattenmodell kopplats till en transportmodell för att kunna utvärdera vattenkvaliteten i området. I avsnitt 2.1.1 och 2.1.2 nedan beskrivs övergripande metodik för de ytvattenmodeller som etablerats i olika verktyg inom ramen för föreliggande studie.

2.1.1 Ytvattenmodell – flöden och vattenkvalitet

För att beskriva och bedöma hur den lokala hydrologin och vattenkemin påverkas av framtida gruvdrift i området etablerades en ytvattenmodell som består av en hydrologisk modell för avrinningsberäkningar (NAM) och en endimensionell modell (MIKE HYDRO River) för beräkningar av vattendragsflöden och -nivåer. MIKE HYDRO River-modellen byggs upp baserad på uppmätta tvärsnitt och längdprofiler i vattendragen, samt information från en höjdmodell och flygfoton. Tillgängliga flygfoton finns över Pahtajoki, Luossajärvi, Tvillingsjösystemet och en del av Rautasälven.

Den hydrologiska NAM-modellen sätts upp för ett antal delavrinningsområden och kalibreras genom att belastas med observerad nederbörd- och temperaturdata. Modellparametrarna finjusteras sedan tills de simulerade flödena och är en bra approximation av de observerade. Den kalibrerade NAM-modellen kan sedan användas för att beräkna flöden för perioder under vilka det inte finns några flödesmätningar, detta görs genom att låta modellen drivas av meteorologiska data för dessa perioder. Modellen kan även användas för att generera flödesdata från andra punkter längs med vattendragen än där mätningar sker.

Flöden från NAM importeras sedan till MIKE HYDRO River och utgör uppströms, nedströms och även interna randvillkor till modellen. Observationer från vattenkvalitetsmätningar används för att beskriva källor av olika ämnen i modellen. De etablerade modellerna kan användas för att bedöma förändringar i flöden och vattenkvaliteten för olika scenarier, såsom till exempel förändringar i markanvändning, omfördelning eller avledning av vatten och förändringar i utsläpp. I avsnitt 6.1.1 och 6.1.3 beskrivs detaljer kring modellområde och randvillkor för dessa modeller.

2.1.2 Ytvattenmodell - spridningsberäkning i Rautasälven

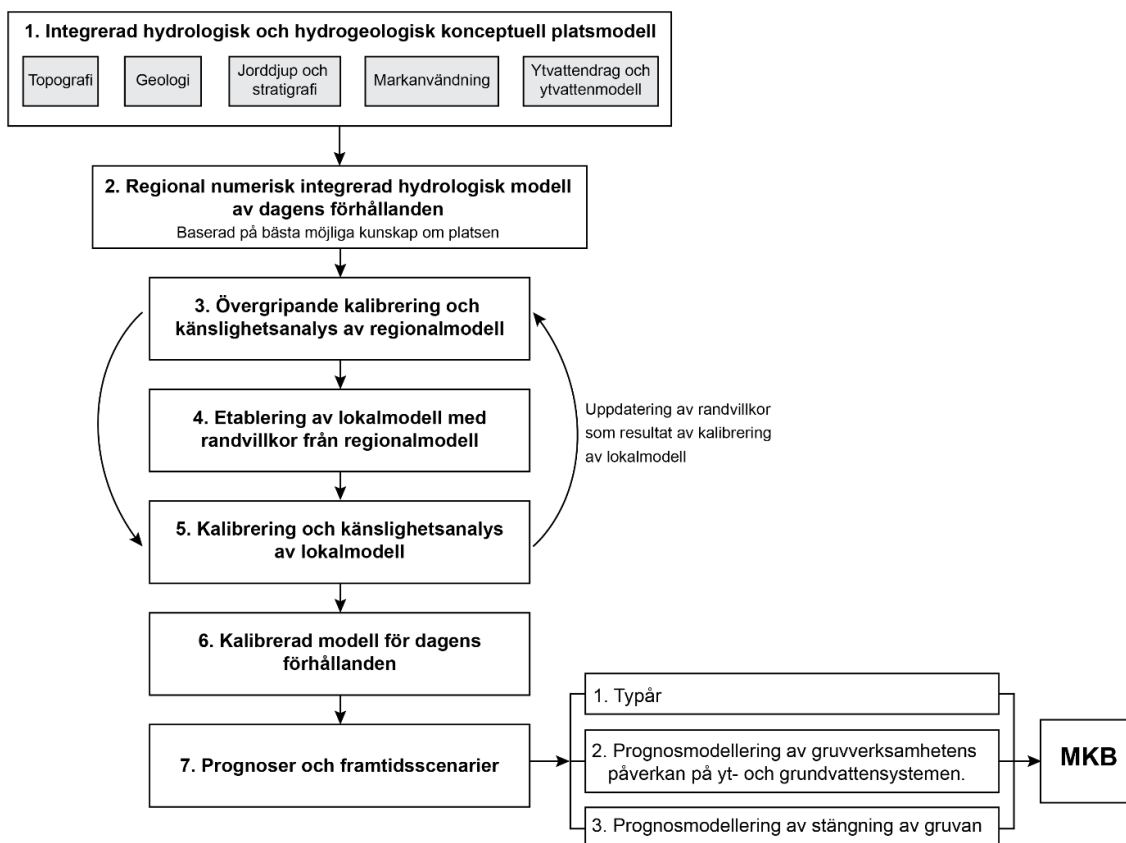
MIKE HYDRO River-modellen som beskrivits ovan kan enbart användas för att beräkna flöden och nivåer endimensionellt. För att beskriva och bedöma hur Pahtajokis relativt förorenade vatten sprids och omblandas i Rautasälven etableras därför som komplement till MIKE HYDRO River-modellen en 2-dimensionell modell i MIKE21. Modellen byggs upp med ett antal inmätta tvärsektioner, längdprofil, höjdmodell och flygfoto över Rautasälven. Modellen belastas därefter med uppmätta flöden och kalibreras mot uppmätta vattennivåer samt mot resultat från spårämnesförsök. Den kalibrerade modellen kan sedan användas för att bedöma spridningsplymer för olika belastningsfall så som flöden och halter, samt för att lokalisera lämpliga platser för kontrollprogram. Avsnitt 6.1.4 ger detaljer om spridningsberäkningarna.

2.2 Integrerad yt- och grundvattenmodell

Metodiken för den integrerade yt- och grundvattenmodelleringen illustreras schematiskt i Figur 2-2. Den övergripande konceptuella platsmodellen erhålls genom att kombinera information från tidsserier över meteorologi och yt- och grundvattennivåer med stödjande modeller som beskriver topografi, jordlagerföljder, bergets spricksystem samt markanvändning. Den konceptuella platsmodellen utgör sen grunden för den numeriska modellen som har etablerats i två olika skalor, en regionalmodell och en lokalmodell. Regionalmodellen har en grövre upplösning och etableras för att analysera eventuell påverkan på Viscariaområdet från den närliggande Kirunavaaragruvan, medan lokalmodellen etableras för att studera/analysera framtida gruvdriftspåverkan. Ytavrinningsprocesser beskrivs inte i detalj i den regionala modellen utan fokus ligger på grundvattnets nivåer i syfte att ansätta en tidsvarierande rand med beräknade grundvattennivåer i varje beräkningslager i den mer högupplösta modellen kring Viscariagruvan eftersom modellranden till lokala modellen inte sammanfaller med en vattendelare. De två modellområdena, deras rumsliga gridupplösning och egenskaper beskrivs mer i detalj i avsnitt 6.2 medan kalibreringsmetodiken beskrivs i kapitel 7. Med randvillkor från den regionala modellen etableras sen den lokala modellen och en omfattande kalibrerings och känslighetsanalys genomförs. Kalibreringen utförs på en tidsperiod då datatillgången är så bra som möjligt och ett antal år simuleras för att ta hänsyn till såväl inom- som mellanårsvariationer i kalibreringen. Detta är en iterativ process där ändringar i lokalmodellen, som ett resultat av kalibrerings- och känslighetsanalysen återförs till den regionala modellen för att uppdatera randvillkoren.

Målet med kalibreringen är att uppnå en modell som beskriver det integrerade yt- och grundvattensystemet så bra som möjligt vilket medför att en avvägning ibland måste göras mellan bästa modellresultat och observation. En viss parametrering kan t. ex. ge en mycket god överensstämmelse mellan modell och observationer i ytvattnet men sämre överensstämmelse i grundvattnet. Observationer från både ytvatten och grundvatten i jord och berg tas därför i beaktande under kalibreringen.

När kalibreringsmålen uppnåtts har en modell för dagens förhållanden etablerats och denna används för att beskriva Extremsituationer av dagens klimat genom att simulera olika typår för torra, normala och våta förhållanden. Den kalibrerade modellen för dagens situation utgör nu det verktyg som behövs för att prognostisera påverkan av framtida gruvdrift samt stängning av gruvan. De samlade modellresultaten utgör sen underlag till MKB:n.



Figur 2-2. Schematisk beskrivning av arbetsgången från insamling av data till kalibrerad modell som används för prognostisering av gruvdrift.

2.3 Analyserade scenarier

De hydrologiska och hydrogeologiska analyserna som redovisas i föreliggande rapport beskriver nuläget och olika faser av gruvans etablering och drift. Faserna och deras ingående skeden beskrivs i **Tabell 2-1**.

Tabell 2-1. De ingående beräkningsfaserna och skeden som analyserats i föreliggande studie. För detaljerad beskrivning av faserna och skeden se MKB Bilaga B.

Etableringsfas: Denna fas beskrivs i två olika skeden som benämns fas 1 och fas 2	
Fas	Skede
Fas 1 (nuläge)	Vid återöppnandet av gruvan är detta första fasen som beskriver nulägesförhållanden med avseende på hydrologi, hydrogeologi och vattenhantering i området.
Fas 2 (tömningsfas)	Den andra fasen i återöppnandet beskriver avsänkning och omledning av vatten till följd av att den idag vattenfyllda gruvan avvattnas.
Driftfas: Denna fas beskrivs i tre olika skeden som benämns fas 3:30%, fas 3:70% och fas 3:100%	
Fas 3:30%	Vattenförhållandet vid 30% utbruten gruva.
Fas 3:70%	Vattenförhållandet vid 70% utbruten gruva.
Fas 3:100%	Vattenförhållandet 10 års produktion á 3 Mton per år.
Efterbehandlingsfas: Denna fas beskrivs i två olika skeden som benämns fas 4 och fas 5	
Fas 4	Vattenförhållandet under efterbehandlingsfasen.
Fas 5	Vattenförhållandet efter efterbehandlingsfasen när det hydrologiska och hydrogeologiska systemet antas vara återmättat.

Beräkningar för gruvans olika faser enligt **Tabell 2-1** har gjorts för fas 1 - 4 både i de hydrologiska modellerna och i den integrerade yt- och grundvattenmodellen. I den integrerade yt- och grundvattenmodellen har även beräkningar för Fas 5 utförts, i syfte att analysera tid för återmättnad av det hydrogeologiska systemet. Dessa beräkningar för Fas 5 har också möjliggjort en kvantifiering av framtida avrinning från det efterbehandlade verksamhetsområdet. Nedan beskrivs relevanta beräkningsförutsättningar och översiktligt indata som tillämpats för de olika faserna. För Fas 1 (nuläget) och för Fas 3:100% (fullt utbruten gruva) har beräkningar gjorts för alla typår, för de övriga faserna har beräkningar endast utförts för normalåret.

Fas 1: Dagens hydrologi och hydrogeologi beskriven utifrån indata som presenteras i kapitel 4.

Fas 2: Tömningsfasen återspeglar tiden då nuvarande vattenfyllda underjordsgruva avvattnas. Beräkningarna utgår ifrån nulägesmodellen vad gäller beskrivning av markytan och uppdelning i avrinningsområden och gruvan antas dräneras med 600 m³/h. Detta vatten renas innan det bräddas ut till recipienten.

Fas 3:30%, Fas 3:70% och Fas 3:100%: Fas 3 är uppdelad i tre olika skeden, vilka representerar olika mängd utbruten gruva, där Fas 3:100% representerar fullt utbruten gruva, och återspeglar en situation när all malm i samtliga malmzoner (A-, B, D-zon) ner till 800 m djup är utbruten. Geometrier och lägen för gråbergssupplag, sand- och klarningsmagasin under fas 3 är utformade enligt områdeslayout v 1.31. En figur över verksamhetsområdet enligt layout v 1.31 visas i Figur 1-2 och detaljer kring verksamheten under och ovan jord vid denna fas beskrivs mera i detalj i avsnitt 2.1 i MKB:n (Bilaga B). Hur dagbrottens och underjordsgruvans utbredning beskrivs i grundvattenmodellen under Fas 3 ges i avsnitt 6.2.4. Redan vid 30% utbruten gruva (dvs. Fas 3:30%) antas alla dagbrott vara etablerade i A-, B och D-zon varför layout 1.31 har använts för att beskriva topografi och avrinningsområden i även Fas 3:30% och Fas 3:70%. För en detaljerad beskrivning av gruvans utformning i alla skeden under fas 3 hänvisas till Bilaga A3.

Analyser av verksamhetspåverkan under Fas 3 utgår i denna rapport från områdeslayout layout 1.31 medan ett antal relaterade analyser baserats på layout v 1.41 samt v 2.0. Bilaga A1 presenterar ansökt områdeslayout (v 2.0). Skillnader mellan de olika layoutversionerna v 1.31 – v 1.41 - v 2.0 berör framför allt utbredningen av sandmagasinet samt projektering av infrastruktur och byggnader, och påverkar inte gråbergssupplag eller dagbrottsutbredning. Layout v 1.41 avser föreslagen design för nytt sandmagasin (Bilaga A3), där skillnaden i sandmagasinets yta mellan layout v 1.31 och 1.41 är 4,5%. Då verksamhetsvatten leds till klarningsmagasinet under driftfasen och skillnaden i sandmagasinets area mellan v 1.31 och 1.41 anses ha en försumbar effekt på avrinning, bedöms påverkan på flödet ut ur sandmagasinet vara negligerbart oavsett layout. Skillnader i placering av infrastruktur och byggnader mellan v 1.31 och v 2.0 bedöms inte påverka yt- och grundvattenberäkningarna som presenteras i denna rapport.

Fas 4: Vid detta skede antas grundvattennivåerna i området fortfarande vara påverkade av gruvdriften. Samma grundvattenpåverkan som vid fullt utbruten gruva ligger därför till grund till de scenarier som beräknas för denna fas. Det processvatten som belastar sand- och klarningsmagasin under drift avaktiveras under denna fas i modellen och det vatten som rinner av från området samt en del av det vatten som läcker in i gruvan leds i stället till rening. Det vatten som bräddas under inledande återmättnad av gruvan skall följaktligen renas innan det släpps ut i recipienten.

Fas 5: Med utgångspunkt i Fas 3:100% har beräkningar för att uppskatta tid för återmättnad av underjordsgruva och dagbrott utförts i den kopplade yt- och grundvattenmodellen. Avrinningen från det efterbehandlade verksamhetsområdet efter det att en tröskelnivå i dagbrotten uppnåtts har beräknats. Två olika fall med och utan igenfyllda dagbrott har simulerats för ett hydrologiskt normalår.

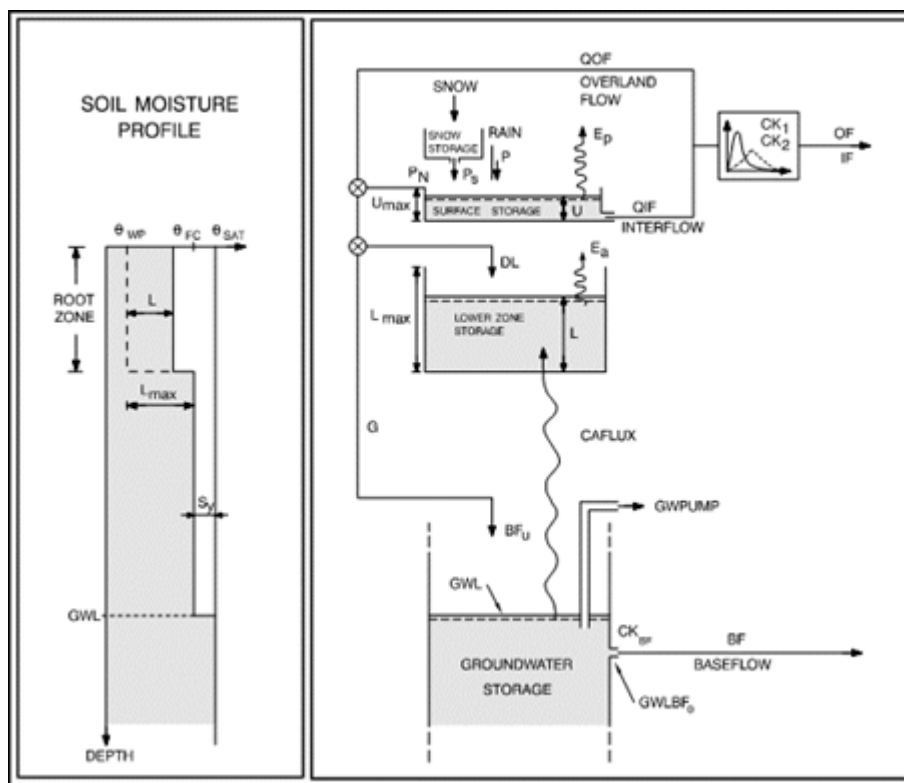
3 Modellverktyg

I Figur 2-1 visas de olika modellverktyg som tillämpats i föreliggande modellarbete. Nedan beskrivs varje modellverktyg i termer av ingående processer. För varje modellverktyg finns sedan referenser till dokument där styrande ekvationer och kopplingar mellan olika modellkomponenter beskrivs i mer detalj.

3.1 MIKE HYDRO River och NAM

För den hydrologiska och hydrodynamiska modelleringen används modellverktyget MIKE HYDRO River i kombination med NAM som är ett modellsystem bestående av olika moduler (DHI, 2021a). NAM, Figur 3-1, är en modell som beskriver avrinningen från olika delområden, medan MIKE HYDRO River HD är ett verktyg som beskriver hydrauliken i vattendrag, dvs förändringar i vattenstånd, vattenhastighet och flöden längs med vattendrag. MIKE HYDRO River HD är ett 1-dimensionellt modelleringsverktyg medan NAM är en s.k. rainfall-runoff modell i likhet med den av SMHI utvecklade HBV-modellen (Bergström 1976; Lindström et al. 1997). Det innebär att den betraktar vattnet i en tvärsektion för ett visst tidssteg som ett homogent vattenpaket. Alla förändringar för det specifika tidsteget blir ett medelvärde i vattenpaketet. Vattenpaketet kan ha en positiv eller negativ flödesriktning. Genom att koppla olika delavrinningsområden i den hydrologiska modellen till den hydrauliska modellen kan den rumsliga variationen i flödesbelastningen inom modellområdet beskrivas.

För transportberäkningarna har MIKE HYDRO River AD använts. MIKE HYDRO River AD är en tilläggsmodul som använder flödesresultaten från MIKE HYDRO River HD för att beräkna transport av konservativa ämnen längs vattendraget genom att lösa advektions-dispersionsekvationen (DHI 2021a). Advektions-dispersionsekvationen i MIKE HYDRO River löses i en dimension.



Figur 3-1. NAM-modellens struktur och ingående modellparametrar.

Nedan ges en kort beskrivning av de olika NAM-parametrarna som visas i Figur 3-1:

- U_{max} anger storleken på det ytmagasin som styr vilken nederbördsvolym som krävs innan det sker någon reell avrinning.
- L_{max} anger rotzonens magasineringsförmåga, vilket i princip kan översättas till effektiv porvolym mellan den s.k. vissningsgränsen och fältkapaciteten.
- CQOF anger hur stor del av avrinningen som sker i ytliga lager med en snabbare respons vid mättade förhållanden. Denna flödeskomponent benämns "overland flow". Resterande del perkolerar vidare till rotzonen respektive grundvattenmagasinet. Fördelningen mellan hur mycket som stannar i rotzonen respektive perkolerar vidare ner till grundvattnet styrs av innehållet i rotzonsmagasinet.
- CKIF är en linjär tidskonstant som anger hur snabbt vatten från ytmagasinet kan avrinna. Denna flödeskomponent benämns "interflow", och ett lägre värde innebär en snabbare avrinning.
- CK1 och CK2 är linjära tidskonstanter för två magasin som såväl "interflow" som "overland flow" passerar. Dessa har till uppgift att reglera den dämpning och tidsförskjutning som sker i avrinningsförloppet, och en minskning i värdena ger en snabbare avrinning.
- CKBF är en linjär tidskonstant som anger grundvattenflödets respons. Ett mindre värde ger en snabbare höjning av grundvattenflödet och som följd även ett lägre basflöde efter längre torrperiod, d.v.s. vattnet tar slut snabbare.
- CQlow används i de tillfällen då det finns behov av att använda två typer av grundvattenmagasin, där det undre typiskt har en mindre respons och därmed en högre tidskonstant, som här benämns CKlow. CQlow anger fördelningen mellan det övre och det nedre grundvattenmagasinet.
- TOF, TIF och TG är tröskelvärden som relaterar till vatteninnehållet i rotzonsmagasinet (L). Om vatteninnehållet i rotzonen sjunker under tröskelvärdet för en viss typ av avrinning så upphör denna. Avrinningen växer linjärt mellan tröskelvärdet och vattenmättnad ($L=1$).

3.2 MIKE 21

MIKE 21 är en hydrodynamisk 2-dimensionell modell med en advektions-dispersionslösare (DHI 2021b). Den skiljer sig från MIKE HYDRO River HD genom att den löser upp en tvärsektion i ett antal celler. Det innebär att modellen betraktar vattnet i varje cell inom tvärsektionen som ett homogent vattenpaket, i stället för som i en 1-dimensionell modell betrakta hela tvärsektionen som ett enda homogent vattenpaket. En 2-dimensionell modell löser inte upp flödet i djupled (z-riktning) men löser upp flödet i plan (xy-riktning), därvid 2-dimensioner. MIKE 21 kan således användas för att beskriva hur ett ämne sprids i ett vattendrag i xy-planet men ej i z-riktning. Sammanfattningsvis, MIKE 21 beräknar både flödeshastighet och advektions-dispersionskvationen i två dimensioner.

3.3 MIKE SHE

MIKE SHE är ett integrerat hydrologiskt modellsystem som beskriver de huvudsakliga processerna av den hydrologiska cykeln på land, inklusive interaktion med atmosfären i termer av nederbörd och avdunstning. Processer i och interaktion med havet hanteras inte.

MIKE SHE är en fysikaliskt baserad distribuerad modell, vilket innebär att beräkningsalgoritmerna i modellen baseras på fysikaliska lagar och indata kan varieras i både tid och rum. Beräkningar kan utföras för såväl stationära som tidsvarierande förhållanden. MIKE SHE är integrerad med kanalfloödesmodellen MIKE HYDRO River (se 3.1) som beskriver nivåer och flöden i sjöar och vattendrag. Både MIKE SHE och MIKE HYDRO River körs samtidigt och vattenutbytet dem emellan beräknas kontinuerligt genom simuleringen. Den modellversion som använts i föreliggande studie är version 2021, och för en detaljerad beskrivning av modellverktyget hänvisas till DHI (2021c) samt Graham and Butts (2005). MIKE SHE är ett välanvänt och etablerat modellverktyg som applicerats i flertalet studier riktade mot industrin (Berglund et al. 2013; Bosson et al. 2012a; 2012b) och forskningsvärlden (Jutebring Sterte et al. 2018; 2021). Modellverktyget är tillämpligt på en lång rad vattenresurs- och miljöfrågor relaterade till yt- och grundvattensystem och samspelet mellan dessa. Yt- och grundvattensystemet har flera processer som interagerar med varandra på ett mycket komplext sätt. Genom att hantera både yt- och grundvatten i samma modell minskar osäkerheterna i modellresultaten jämfört med om dessa skulle hanterats i separata modeller. Den dynamiska kopplingen mellan yt- och grundvatten i MIKE SHE är ett användbart verktyg för att besvara de specifika frågeställningarna för Viscariaområdet rörande påverkan på hydrologin och hydrogeologin till följd av planerad gruvdrift.

Figur 3-2 illustrerar de olika ingående komponenterna av MIKE SHE. Vattenutbytet mellan de olika komponenterna och styrande ekvationer i varje komponent beskrivs kort i kommande stycken.

MIKE SHE hanterar nederbörd i form av både regn och snö. Om nederbörden faller som snö lagras motsvarande mängd vatten i snö-magasinet och frigörs för infiltration eller avrinning först då snön smälter. Smältning och ackumulation av snö hanteras med en s.k. graddagarsmetod som tillämpas i många hydrologiska modeller. Modellen kan även hantera återfrysning av snö. Det är också möjligt att beskriva permafrost och tjäle i MIKE SHE.

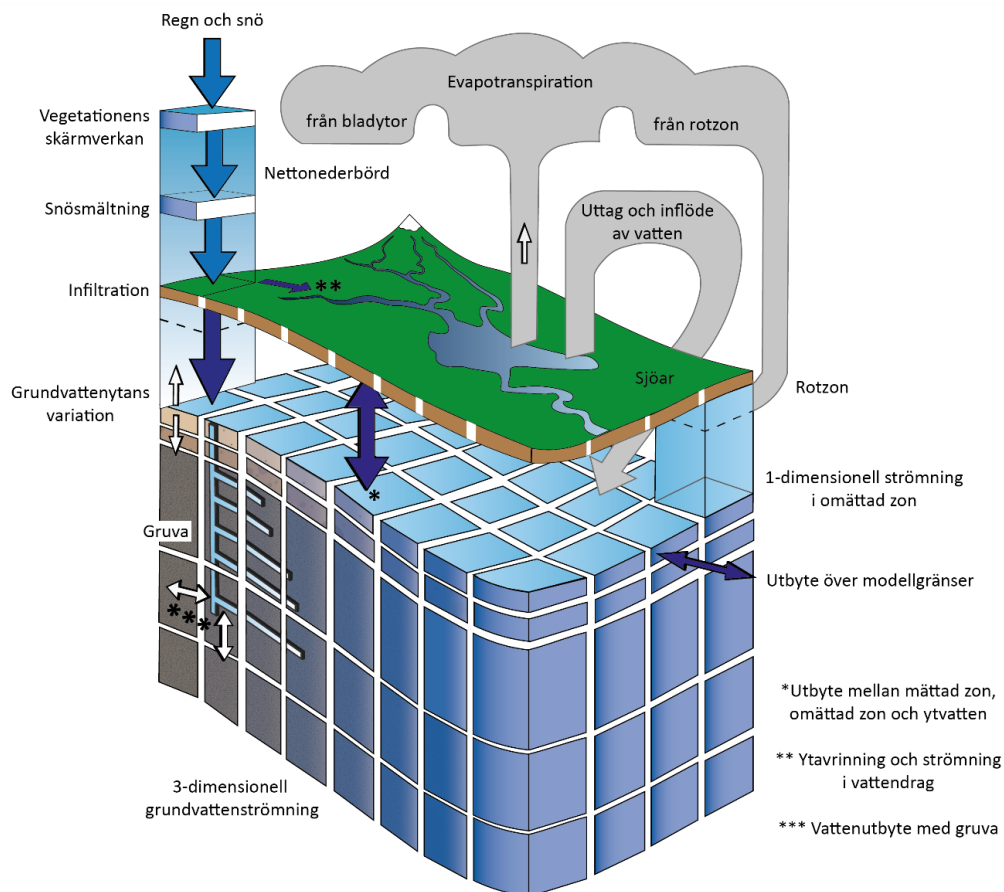
Den totala avdunstningen som kan avgå från modellen delas upp i fem komponenter och drivs genom att man anger en så kallad potentiell avdunstning som indata till modellen. De komponenter som beräknas är sublimering från snö, interception från bladtytor, avdunstning från fria vattenytor, transpiration från växter samt avdunstning från jordlagren.

Vatten som genom nederbörd hamnar på markytan kan antingen infiltrera, lagras som ytvatten i sjöar och mindre sänkor i topografien, eller i form av ytavrinning. Vattentransport på markytan beskrivs i två dimensioner med Saint Venants differentialekvation och hydrodynamik i vattendrag beskrivs i en dimension genom en fullt integrerad koppling till modellverktyget MIKE HYDRO River (DHI 2021a). Som nämndes i inledningen av detta kapitel så sker vattenutbyte mellan MIKE SHE och MIKE HYDRO River i varje tidssteg av simuleringen.

MIKE SHE hanterar både omättat och mättat vattenflöde i jord och berg. Vatten som infiltrerar marken kan i den omättade zonen lagras som markvatten, tas upp via transpiration till växter eller perkolera ner till grundvattnet. Omättad strömning beskrivs endast i en dimension i MIKE SHE och beräknas med Richards Ekvation. Det mättade grundvattenflödet beräknas i tre dimensioner med Darcys lag. I modellen ingående ekvationer och deras tillämpningar beskrivs i detalj i DHI (2021c).

Vattenutbyte mellan modellens olika komponenter (atmosfär, markyta, mättad och omättad zon, sjöar och vattendrag) sker i varje tidssteg. Grundvattenytans läge kan variera i både tid och rum och är ett resultat av flöden och magasinförändringar i varje tidssteg. Utöver vattenutbyte inom olika delar av det naturliga systemet finns en möjlighet till vattenutbyte med tunnlar, ledningar och schakt. I föreliggande studie beskrivs vattenutbytet mellan berg och gruva genom en fullt dynamisk koppling mellan MIKE SHE och MIKE URBAN, se avsnitt 3.4. Vertikala schakt beskrivs i MIKE SHE som beräkningsceller med ett fasthållet tryck (atmosfärstryck) där inläckaget beräknas utifrån en framräknad konduktans (m^2/s) som varierar beroende på egenskaperna i modellens olika beräkningslager. Konduktansen tar alltså hänsyn till tjockleken på det beräkningslager som schaktet går igenom, eller andelen

av beräkningslagret som schaktet berör om det är så att botten på schaktet ligger ovanför beräkningslagrets underkant.



Figur 3-2. Översikt över modellstruktur och ingående komponenter i MIKE SHE.

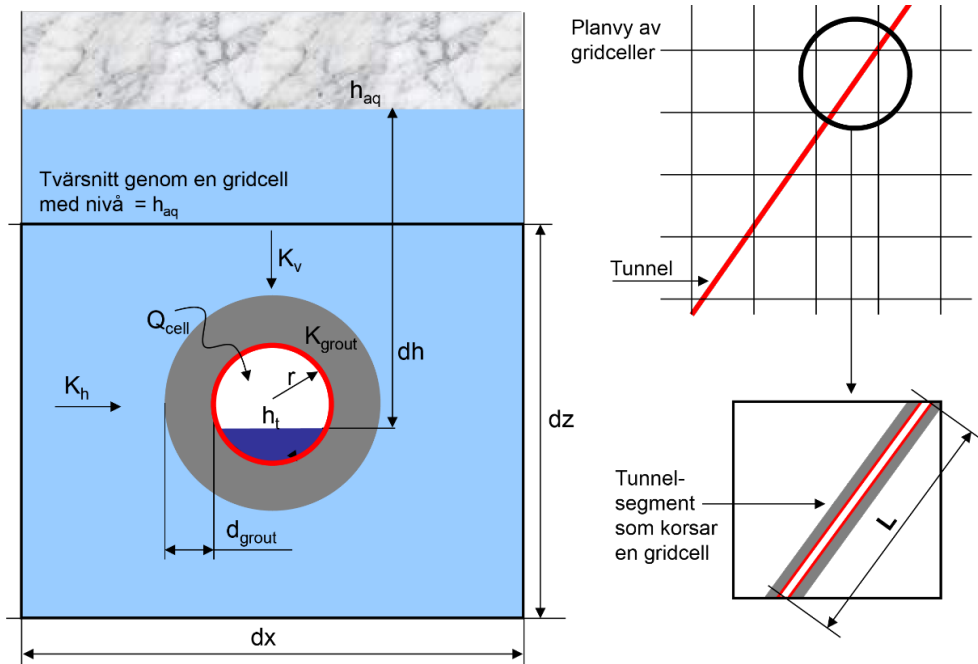
3.4 MIKE URBAN

MIKE URBAN är ett modellverktyg som framför allt används för att beskriva flöden i vatten- eller avloppsledningsnät (DHI 2021d). Eftersom flexibiliteten är stor vid val av material och geometrisk utformning av ledningarna kan verktyget även användas för att beskriva tunnelsystem av större skala. Detta har gjorts i flertalet tillämpningar inom kärnavfallsindustrin (t.ex. Mårtensson och Gustafsson 2010) samt gruvindustrin (DHI 2022).

Precis som med MIKE HYDRO River är även MIKE URBAN integrerat med MIKE SHE och vattenutbytet beräknas dynamiskt för varje tidssteg. Figur 3-3 visar en skiss på hur beräkningen av vattenutbytet mellan MIKE URBAN och MIKE SHE sker. Kortfattat kan sägas att utbytet beror på ett flertal faktorer, till exempel hydraulisk konduktivitet i omkringliggande berg (K_{aq}), tätningsgraden på ledningen/tunnelväggen (K_{grout}), trycknivåskillnaden mellan berg och ledning/tunnel (dh) samt ledningen/tunnelns geometri. För en mera detaljerad beskrivning av hur kopplingen mellan modellerna fungerar hänvisas till Mårtensson och Gustafsson (2010).

Även om kopplingen mellan MIKE SHE och MIKE URBAN typiskt tillämpas vid beräkning av inläckage av grundvatten till avloppsledningar har den även använts för att beräkna grundvatteninflöde till tunnlar (t.ex. Mårtensson och Gustafsson 2010; DHI 2022). I föreliggande studie har gruvans geometri beskrivits som ledningar med atmosfärstryck i

MIKE URBAN. Det beräknade inläckagets storlek beror framför allt på den hydrauliska konduktiviteten i det omgivande berget men hänsyn kan också tas till vattengenomsläppligheten (den hydrauliska konduktiviteten) i en eventuellt injekterad zon om det är så att tätningsåtgärder lokalt utförts i gruvan.



Figur 3-3. Koppling mellan MIKE URBAN och MIKE SHE. (K_h = horisontell hydraulisk konduktivitet, K_v = vertikal hydraulisk konduktivitet, K_{grout} = hydraulisk konduktivitet på tätande material i tunnelväggen, h_t = trycknivå i tunnel, h_{aq} = trycknivå i omgivande akvifär, dh = tryckskillnad mellan akvifär och tunnel, Q_{cell} = vattenflöde mellan akvifär och tunnel, dx = beräkningscellens längd, dz = beräkningscellen höjd).

4 Indata

4.1 Rumsligt varierande indata

Den rumsligt varierande indata som använts i modellen utgörs av topografi, vattendrag och sjöar, markanvändning, geologi samt data som beskriver Viscariagruvans geometrier och egenskaper. Då Kirunavaaragruvan ryms inom regionalmodellområdet beskrivs geometrin och egenskaperna för denna gruva översiktligt. Följande avsnitt beskriver respektive dataset.

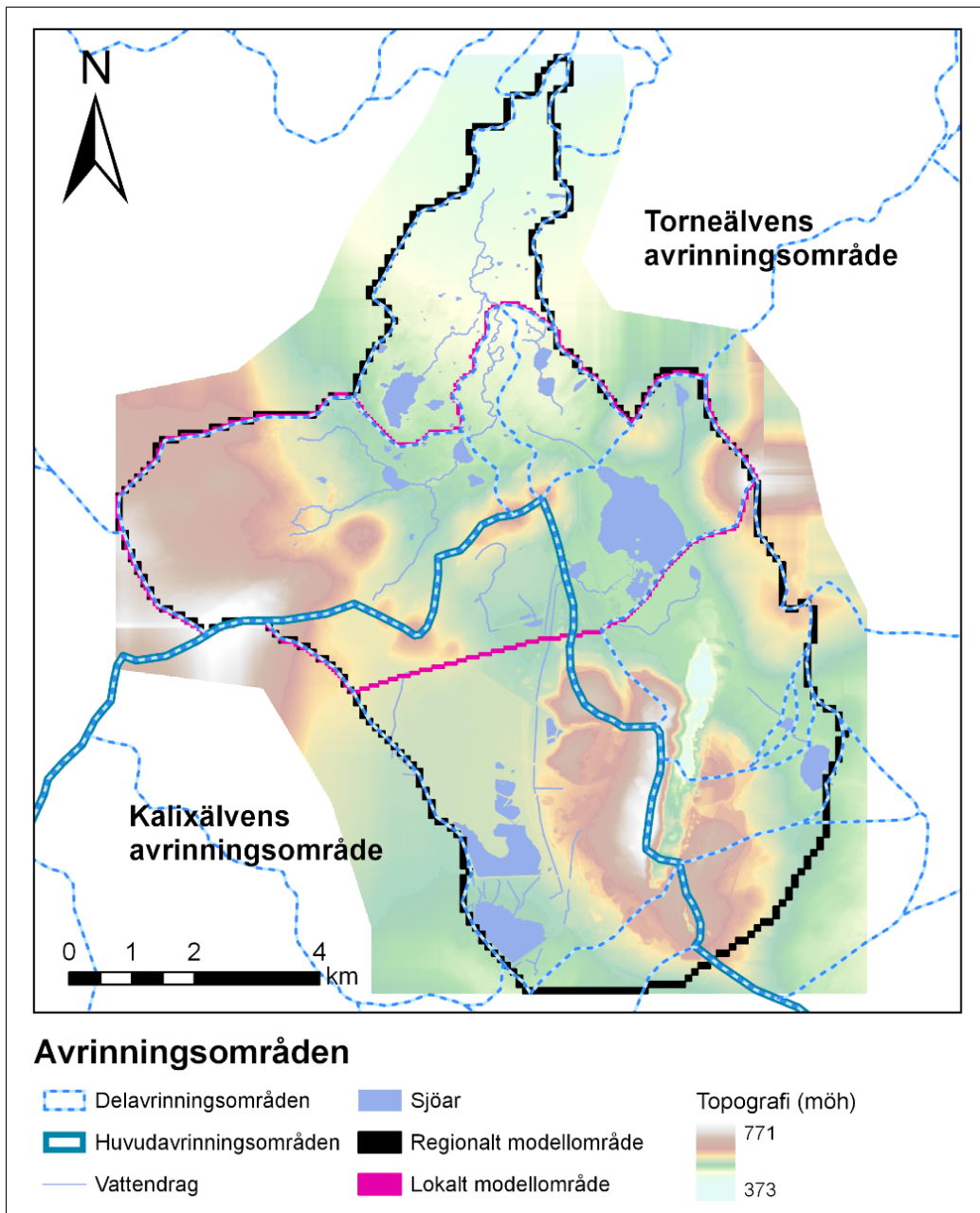
4.1.1 Topografi

Området ingår i den så kallade förfjällsregionen som karakteriseras av högt liggande platåer och enstaka bergshöjder eller lågfjäll. I modellområdet domineras topografin av dessa platåer, med mer höglänt terräng i väster samt fjällen Kirunavaara och Luossavaara i syd och öst och Peuravaara i mitten av modellområdet, Figur 1-1 och Figur 4-1. Medelhöjden i området ligger på 533 m ö.h. och varierar mellan 370 och 772 m ö.h. Lantmäteriets höjdmmodell med 2 m upplösning som baseras på tolkade data från laserscanningar av området har använts för att beskriva områdets topografi i modellerna.

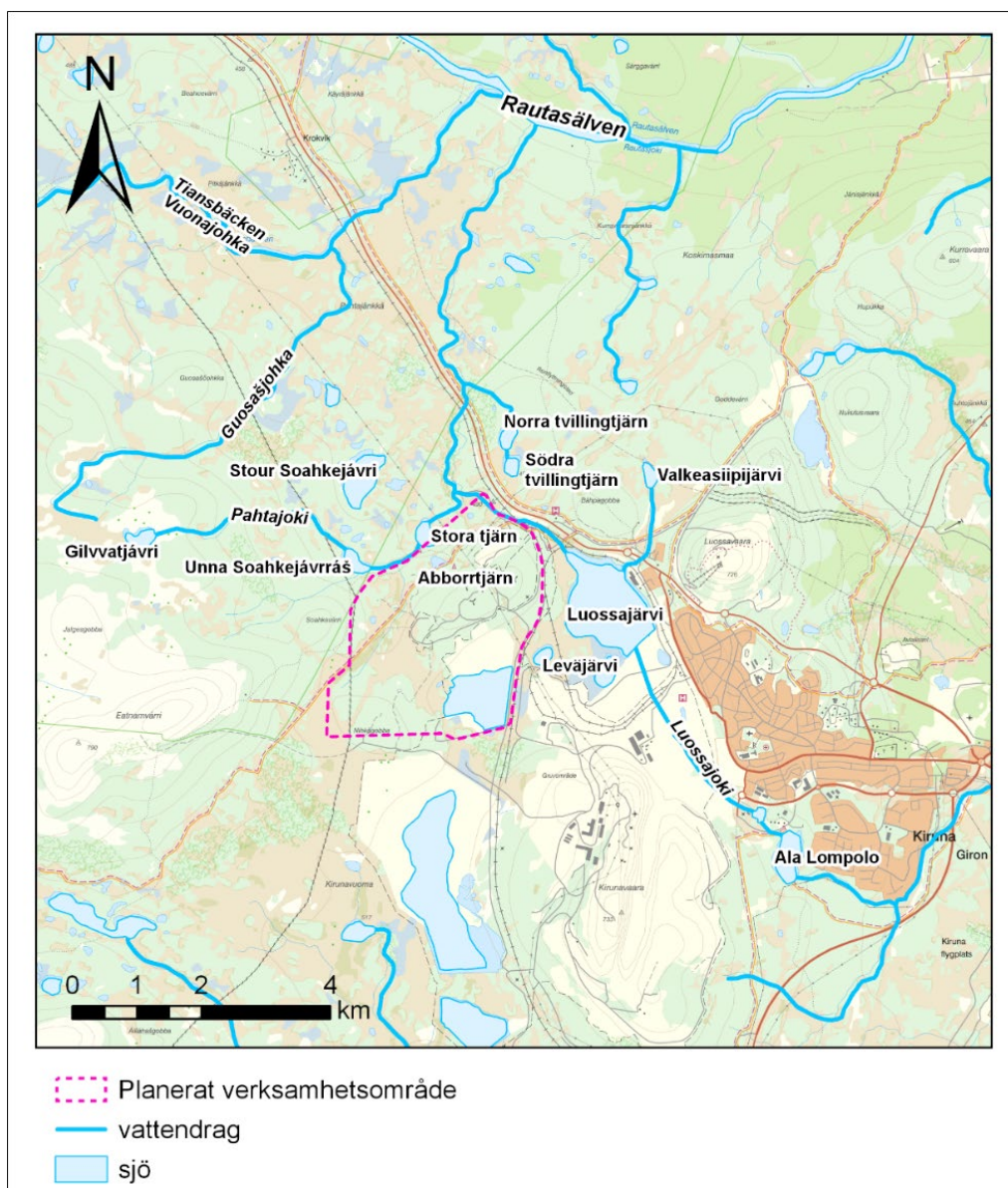
4.1.2 Vattendrag och sjöar

Ytvattensystemet för det planerade verksamhetsområdet ligger på vattendelaren mellan Torneälven och Kalixälvens avrinningsområden. Viscariaområdet hamnar dessutom inom två delavrinningsområden: Pahtajoki och Mettä Rakkurijoki (Figur 4-1). Figur 4-2 visar de olika vattendragen och sjöarna som finns i området. Norr om verksamhetsområdet passerar bäcken Pahtajoki, som rinner under järnvägen och E10 norrut via en våtmark till älven Rautasjoki, som i sin tur avrinner mot Torne älv. Bäckarna i området utgör källflöden till Pahtajoki. Områdets södra delar avrinner naturligt via våtmarken Kirunavuoma mot Rakkurisystemet, Mettä-Rakkurijoki, Rakkurijärvi och Rakkurijoki, som avrinner vidare mot Kalixälven. Själva gruvan och nuvarande norra gråbergssupplaget avrinner mot Luossajärvi och Tvillingtjärnarna, som i sin tur avrinner mot Pahtajoki, Rautasälven och sedan Torneälven. Sandmagasinet och klarningsmagasinet ligger inom avrinningsområdet för Kalix älv men p.g.a. mänskligt orsakad omledning av vattnet avrinner dessa områden mot Levijärvi och vidare mot Luossajärvi som i sin tur rinner ut i Pahtajokkisystemet som ligger inom Torneälvs avrinningsområde. Inom områdets våtmarker finns mindre sjöar och kärr som delvis sammanbinds med bäckar.

Sjön Luossajärvi ligger inom Luossajokis avrinningsområde och har dämmts upp och torrlagts med dammkroppar i flera omgångar för att minska infiltration från Kirunavaaragruvan. Vattnet i sjön är även påverkat av den efterbehandlade Viscariagruvans dammsystem. Delar av LKAB:s läckagevatten från sandmagasinet avleds till sjön. Vattennivån i Luossajärvi regleras med hjälp av ett reglerbart utskov i norra delen av sjön. Detaljer om sjöns reglering ges i avsnitt 6.1.3.



Figur 4-1. Topografi, sjöar och vattendrag inom modellområdet.



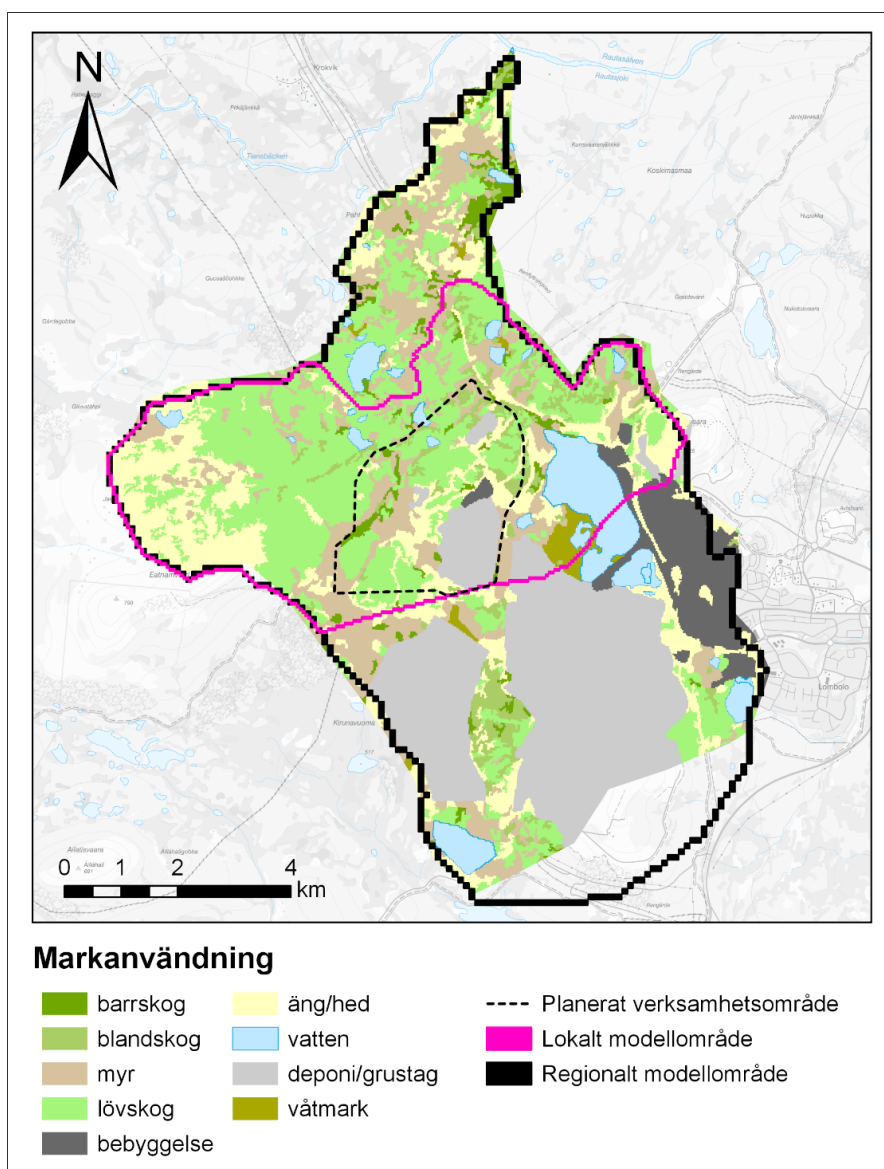
Figur 4-2. Ytvattenförekomster i Kiruna och Viscaria-området.

4.1.3 Markanvändning

Modellområdet ligger i ett fjällbjörskogsdominerat område där även flertalet myrmarker förekommer (Figur 4-3). Ett antal sjöar finns i området och de flesta är förbundna med Pahtajoki och dess biflöden. Den största sjön i området är Luossajärvi med en area av 2 km². De bebyggda områdena, bostadsområden och industrimark, är fokuserade kring Kiruna. Områdets markanvändning har delats in i 9 marktyper som visas i Figur 4-3: barrskog, blandskog, lövskog, myr, våtmark, äng/hed, vatten, bebyggelse och deponi/grustag. Den procentuella fördelningen mellan marktyperna listas i Tabell 4-1. Information om markanvändning har erhållits från Lantmäteriets fastighetskarta (lagren marktytor). Underlaget täckte dock inte hela det regionala modellområdet varför det har extrapolerats fram data för det område som är tomt i Figur 4-3.

Tabell 4-1. Markanvändning inom regionalt modellområde.

Marktyp	Area inom modellområde (km ²)	% av area
Lövskog	20,54	26%
Deponi/grustag	17,42	22%
Äng/hed	13,63	17%
Myr	11,47	15%
Vatten	4,86	6%
Bebyggelse	4,42	6%
Blandskog	3,68	5%
Barrskog	1,94	2%
Våtmark	0,84	1%



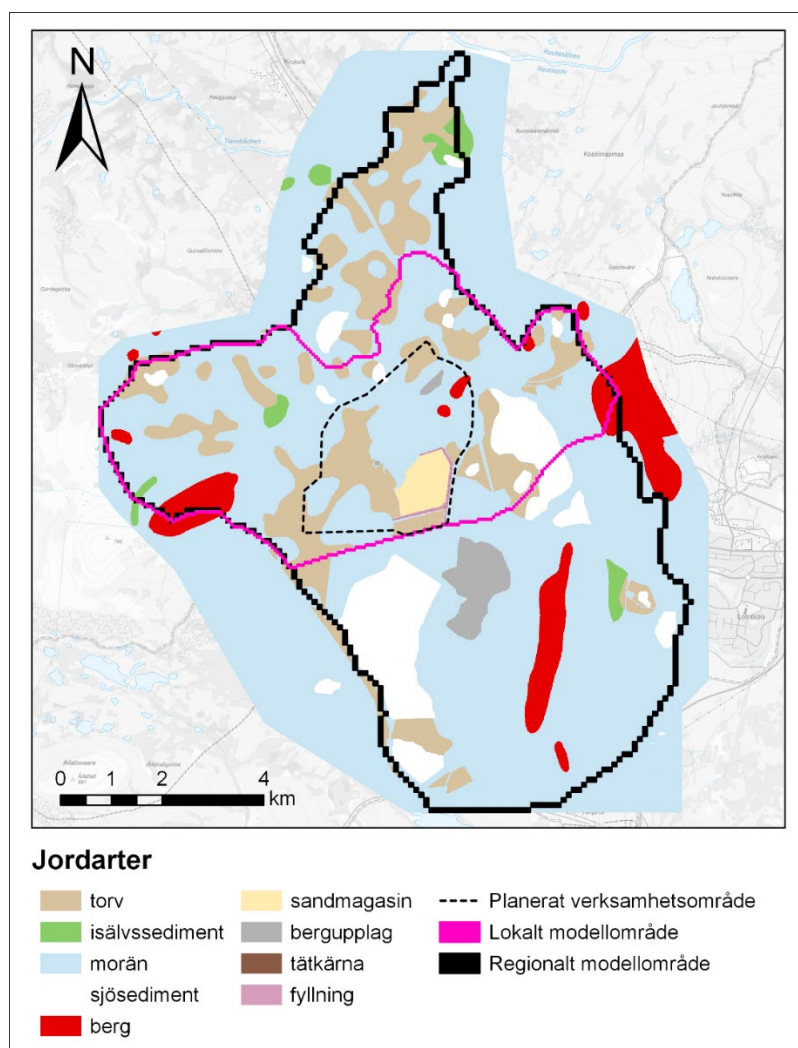
Figur 4-3. Markanvändning inom modellområdet.

4.1.4 Jordartsgeologi

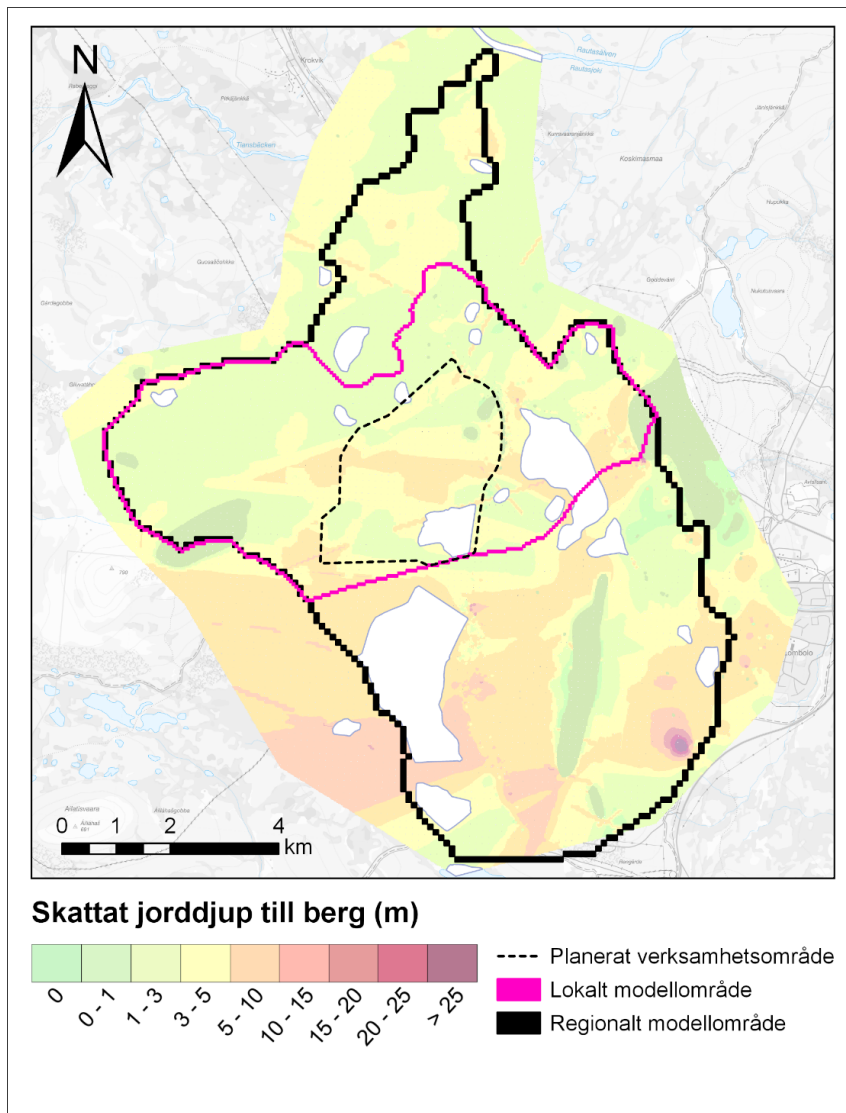
Jordarterna i området domineras av morän, med torvmarker i låglänta områden och berg i dagen på fjällen. Det finns även en del mindre områden med isälvssediment. Torvmarkerna utgör cirka 25% av ytan, är generellt 1–3 meter tjocka (Mark & Miljö Hydrosense 2011a) och underlagras av morän. Söder om Peuravaara ligger det tidigare använda sandmagasinet och kring LKAB:s gruvområde finns ett anlagt sandmagasin samt ett område med fyllnadsmaterial till följd av gruvdriften i området. Områdets jordarter har delats in i nio klasser som redovisas i Figur 4-4: torv, isälvssediment, morän, sjösediment, berg i dagen, sandmagasin, bergupplag, tätkärna och fyllning. Kartan i Figur 4-4 baseras på SGU:s jordartkarta samt uppdaterad information från flygbilder över området där hänsyn tagits till de markförändringar som gjorts i området till följd av pågående gruvdrift. Det är framför allt torvområdenas utbredning som skiljer sig mellan SGU:s jordartkarta och den karta som visas i Figur 4-4.

Jorrdjupet varierar från tunna till obefintliga jordlager där berget går i dagen till cirka 10 meter mäktiga lager i låglänta områden (Figur 4-5). Medeldjupet i höglänta områden ligger på 4–6 m och i låglänta områden 6–8 meter.

Den generella lagerföljden i området har antagits vara att torv, fyllning och sjösediment underlagras av morän medan isälvssedimenten ligger direkt på berget.



Figur 4-4. Jordarter inom modellområdet baserat på SGU:s jordartskarta och flygbildstolkningar.



Figur 4-5. Jorddjup inom modellområdet enligt Petrone (2021).

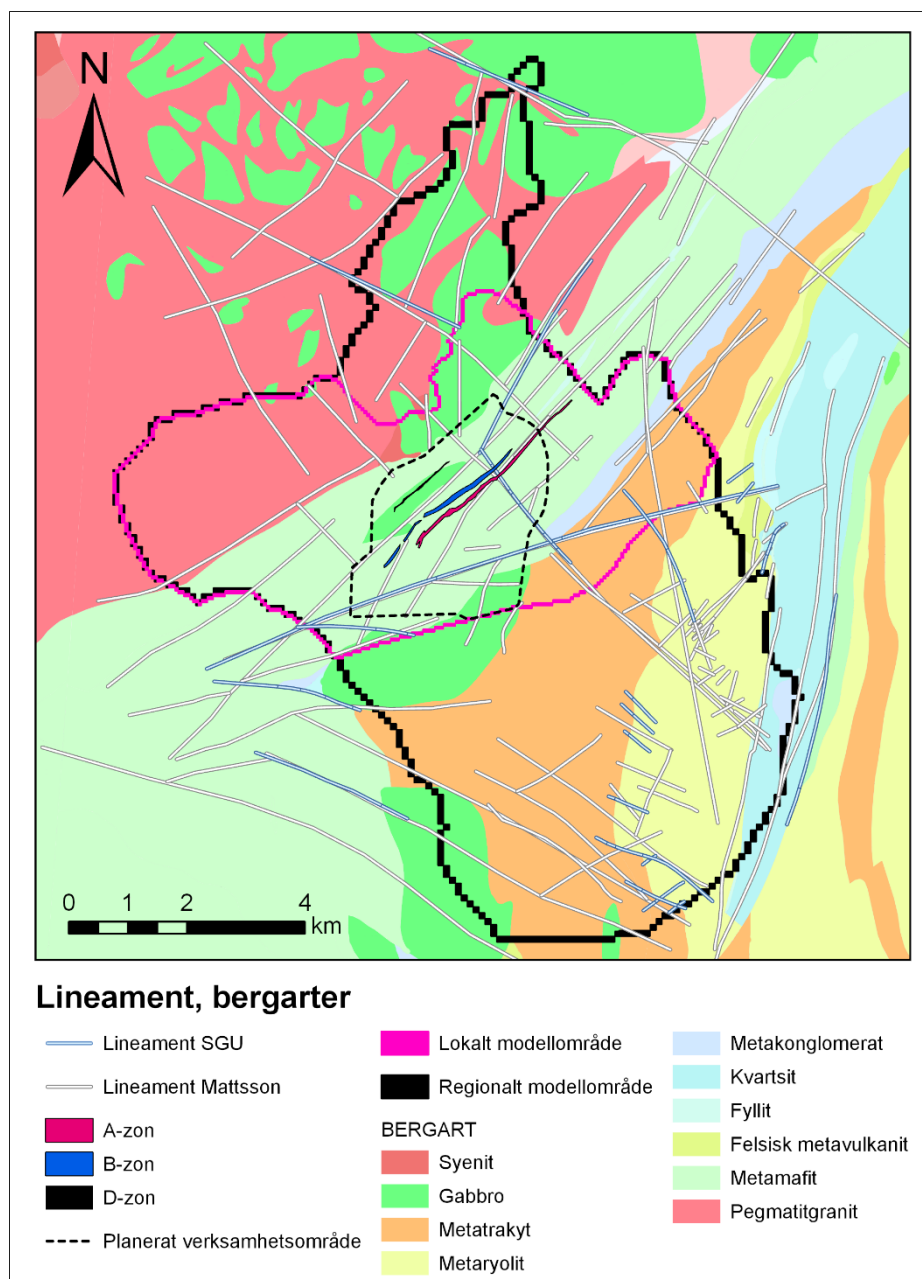
4.1.5 Berggrundsgeologi

Berggrunden i området domineras av vulkaniska och sedimentära bergarter med inslag av intrusiva magmatiska bergarter i den NV-delen (Figur 4-6). Sekvensen av sediment och vulkaniter är 8–10 km mäktig. Viscariamalmen ligger i Viscariaformationens vulkanoklastiska bergarter och associeras med grafitkiffer och mafiska vulkaniska bergarter. Mineraliseringen i Viscaria har delats in i A, B och D-zonerna, avseende magnetit och sulfidinnehåll, samt C-zonen som består av en icke-mineraliserad svartskiffer (Martinsson 1997).

Linjära strukturer som indikeras i yttäckande data, såsom geofysiska data eller topografi, kallas lineament. Dessa linjära strukturer kan orsakas av deformationszoner, bergartskontakter, gångbergarter eller former i jordtäcket, såsom moränformer. Vattenföring i kristallin berggrund med låg porositet (<1%) sker i stor utsträckning i sprickor eller deformationszoner, dvs alla lineament är inte vattenförande strukturer. Större/längre zoner i berg ger ofta upphov till linjära mönster som kan identifieras i geofysiska och topografiska data. För Viscariaområdet har Mattsson (2020) utfört en lineamentstolkning med syftet att identifiera, lokalisera och delvis karakterisera lineament i det aktuella området.

Huvuddelen av lineamenten inom området har en NO-SV, NNO-SSV eller NV-SO orientering (Figur 4-6) men det finns även lineament med ONO-VSV, VNV-OSO orientering samt ett fåtal lineament i O-V och N-S riktning (Mattsson 2020).

Baserat på de geologiska data som presenteras i Pratt (2020) inklusive andra tidigare undersökningar (Gray 2015; Oliver 2017) verkar det troligt att större spröda zoner/strukturer, dvs möjliga vattenförande zoner, utgörs av de lineament som är orienterade parallellt med de regionala strukturerna, med en NO-SV (NNO-SSV) orientering, eller med de NO-SV lineamenten som korsar det regionala mönstret (Mattsson 2020). För att erhålla information om enskilda strukturers hydrauliska karaktär behöver lineamentstolkningen kompletteras med information från ex. kärnkartering, geofysiska och hydrogeologiska mätningar för att kunna bedöma vilka hydrauliska egenskaper strukturen faktiskt har. Inom Viscariaområdet är denna typ av relaterad information ovanligt förekommande.



Figur 4-6. Berggrundskarta överlagrad med tolkade lineament inom modellområdet där ljusblå lineament utgör SGU:s tolkade lineament och vita lineament utgör tolkade lineament av Mattsson et al., 2010 och Mattsson, 2020.

4.1.6 Hydrauliska egenskaper i berg och jord

Undersökningar av grundvattenförhållanden inom Viscariaområdet samt runt Kiruna underjordsgruva (KUJ) har skett i olika omgångar under en relativt lång tidsperiod. Ett stort antal av dessa har analyserats och på olika sätt inkluderats som underlag bland annat för konceptualisering och parametrisering av de beräkningsmodeller som beskrivs i denna rapport. Detta beskrivs mer utförligt i den konceptuella modellen (kapitel 5).

Utvärderade egenskaper från borrhål kan sägas utgöra punktmätningar av parametrar som man vet uppvisar stor rumslig variabilitet. Hydraulisk information från borrhål används således på ett tämligen generaliserat sätt för att tillskriva hydrauliska egenskaper till olika delar (sprickzoner, mer intakt berg, malmzoner, etc.) av beräkningsmodeller. Intentionen är att komma fram till bästa möjliga basmodell för vidare känslighetsanalyser och slutligen för framtagande av konservativa prediktioner av omgivningspåverkan.

Avsikten med detta avsnitt är att ge en kort sammanfattning av de undersökningar som på något sätt använts i denna rapport.

Relativt omfattande hydrogeologiska undersökningar av berggrunden inom Viscariaområdet genomfördes under 2010 (Mark & Miljö Hydrosense 2011b). Undersökningarna utgjordes av pumptester i borrhål i flera delområden inom Viscariaområdet med samtidiga observationer i andra borrhål, samt mätningar av grundvattennivåer inom området. Undersökningarna resulterade i värden för transmissivitet i berggrunden i intervallet 1×10^{-5} till 3×10^{-4} m²/s. De högre värdena återfanns framför allt inom D-zonen. Dessutom kunde undersökningarna bl.a. påvisa högre genomsläpplighet längs med D-zonen än i omgivande berg.

Berggrundens vattenförande förmåga på större djup testades under 2016 i tre befintliga kärmborrhål (Golder Associates 2016) i närheten av D-zonen. Undersökningarna utfördes med hjälp s.k. borrhålsmanschetter, vilka används för att avgränsa en eller flera delar av borrhålet. Djupet för mätningarna varierade mellan borrhål; det största testdjupet gick ned till cirka 600 m borrhålsdjup. Stora variationer (cirka fyra storleksordningar) i transmissivitet (specifik kapacitet i detta fall) erhöles från utvärderade borrhålssektioner, vilket som väntat innebär stora rumsliga variationer rent generellt i bergets genomsläpplighet. Total transmissivitet för hålen i sin helhet varierade mellan 6×10^{-6} och 4×10^{-5} m²/s.

Hydrauliska tester utfördes i utvalda befintliga hammarborrhål under vintern 2020/2021 (Geosigma 2021). Hålen utvaldes så att bra geografisk spridning erhöles bland befintliga hål och som komplement till testade hål från tidigare ovan beskrivna undersökning 2010 (Mark & Miljö Hydrosense 2011b). De borrhål som testades var borrhål ned till djup av som mest drygt 100 meter. I tre av de fyra borrhål som testades gjordes s.k. flödesloggning, vilket innebär att man kan bestämma hur borrhålets totala vattenförande förmåga fördelar sig längs borrhålet längd. Utvärderade värden för transmissivitet varierade mellan cirka 5×10^{-5} och 6×10^{-4} m²/s. Vid två av de testade hammarborrhålen installerades grundvattentrör i jord på relativt kort avstånd. Under pumpningen av borrhålen loggades grundvattennivån i jordrören, dock kunde inte någon förändring av grundvattennivån i jordrören detekteras.

Inom ramen för LKAB:s hydrogeologiska undersökningar runt KUJ under 2011/2012 installerades ett stort antal hammarborrhål i gruvans omgivning i syfte att karaktärisera bergets vattenförande förmåga samt för långtidsövervakning av grundvattennivåer (Geosigma/Intera 2013). Ett av dessa borrhål är beläget inom Viscariaområdet strax öster om A-zonen. Utvärderade resultat från dessa undersökningar har i denna rapport utnyttjas för att utöka indata mängden för bergets genomsläpplighet rent generellt i Kirunatrakten samt för de mer storskaliga simuleringar som innefattar KUJ med omgivning. I detta sammanhang kan även nämnas att LKAB:s mätningar av markdeformation har arbetats in i den storskaliga simuleringsmodellen så som beskrivs i Geosigma (2018).

Jordarterna inom området domineras av morän och torv. Underlag beträffande vattenförande egenskaper rent generellt hos jordarter i Kirunaområdet finns i flera underlagsrapporter. Undersökningar av moränens vattenförande egenskaper söder om Peuravaara gjordes av före detta Banverket, numera Trafikverket (Banverket 2009) och har

sammanfattats i en hydrogeologisk beskrivning av Viscariaområdet från Hydrosense (Mark & Miljö, Hydrosense 2011a). Dessa undersökningar indikerar allmänt en heterogen morän; ett intervall på hydraulisk konduktivitet (K) anges till mellan 3×10^{-7} och 9×10^{-6} m/s.

Ett stort antal hydrauliska tester i grundvattenrör i jord gjordes 2012 öster om KUJ, runtom sjön Ala Lombolo (Geosigma/Intera 2013). Dessa rör är inte belägna i direkt anslutning till Viscariaområdet men ger ytterligare en generell fingervisning om framför allt moränens genomsläpplighet och dess variation.

Undersökningsborrningar och installation av grundvattenrör i en framtida sidobergsdeponi för LKAB sydväst om Viscariaområdet (Sweco 2016) gav ytterligare dataunderlag för jordlagrens genomsläpplighet. Fem grundvattenrör installerades; hydraulisk konduktivitet för moränen uppvisade tämligen låga värden med undantag för ett rör med skattad hydraulisk på 1×10^{-5} m/s. Även genomsläpplighet för torv rapporterades mellan 5 till 7×10^{-7} m/s.

4.1.7 Befintliga gruvor och dagbrott

Inom Viscariaområdet finns idag en befintlig underjordsgruva från den tidigare gruvdriften och i direkt anslutning till verksamhetsområdet ligger LKAB:s gruvområde, där LKAB bryter järnmalm under jord i Kirunavaaragruvan.

4.1.7.1 Viscaria

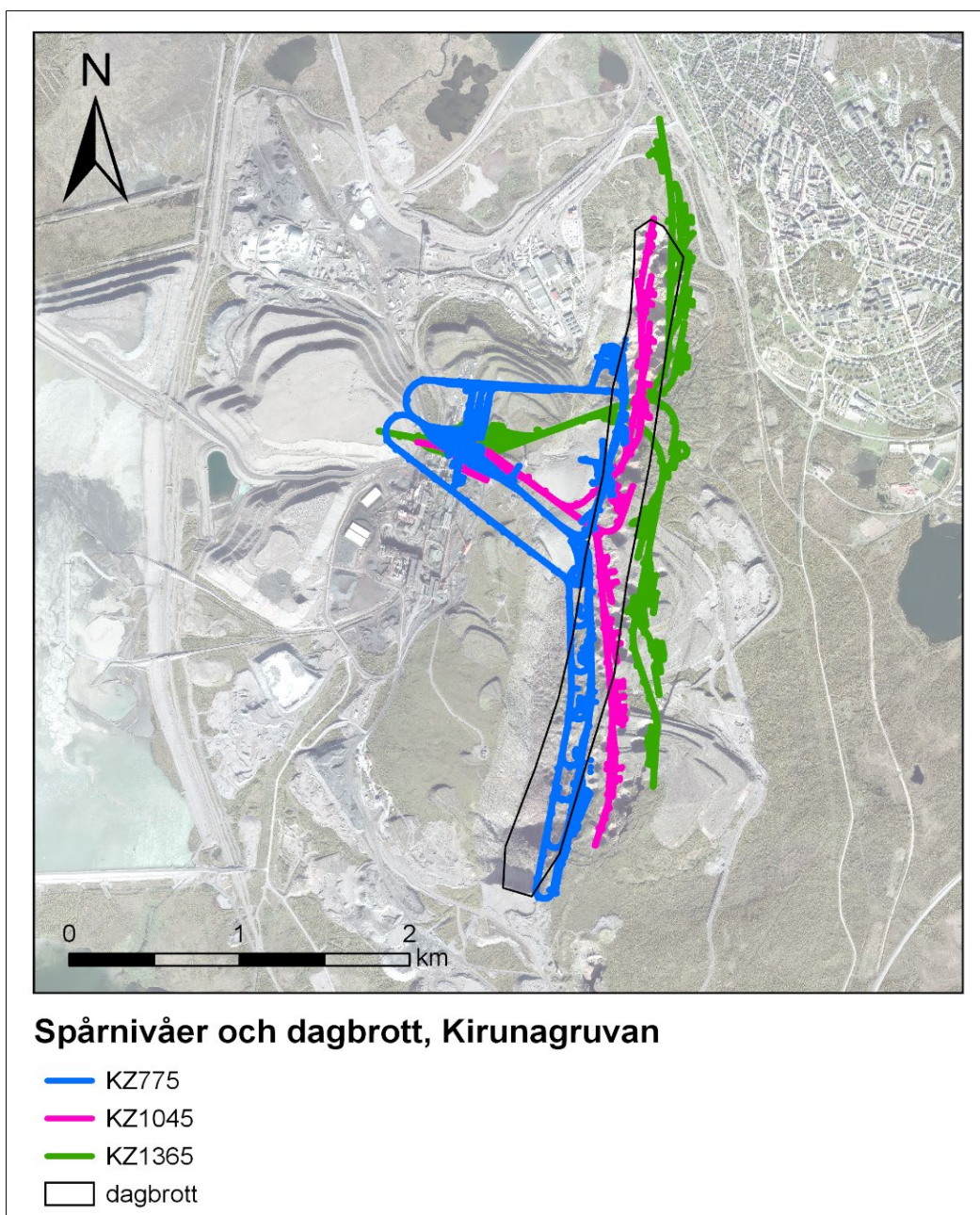
Alla byggnader ovan jord har rivits och området har till stor del efterbehandlats efter att tidigare gruvverksamhet lades ned. Gråbergssupplag, sandmagasin med klarningsmagasin från verksamheten finns kvar som tydliga formationer i landskapet (Figur 1-1). Den befintliga underjordsgruvan är belägen vid AB-zonen, när ett djup om ca 700 m och är uppdelad i två delar, norra och södra nedgången (Figur 1-1). Underjordsgruvan är i dagsläget vattenfylld liksom den kollapsade skärningen mot den nordliga nedgången, där det idag finns en fri vattenyta som bedöms ligga på ca 510 m ö.h.

Totalt utbruten volym, inklusive orter, schakter och ramper uppgår till ca 6,4 miljoner m^3 (Bilaga A) och efter stängningen av gruvan 1997 tog det 6,5 år för underjordsgruvan att återfyllas. I slutet av gruvans drifttid uppfodrades en vattenvolym på 150–200 m^3/h ur gruvan (Mark & Miljö Hydrosense 2011a).

I befintligt gråbergssupplag ligger ca 3,4 miljoner ton losshållet berg och i sandmagasinet ligger ca 13,7 miljoner ton anrikningssand.

4.1.7.2 Kirunavaaragruvan

I den regionala MIKE SHE-modellen beskrivs Kirunavaaragruvan översiktligt. De tre spårnivåerna, dvs de nivåer där stora utrymmen med utlastad malm återfinns, 775, 1045 och 1365 m är beskrivna i modellen och utbredning och geometri på dagbrottet finns inkluderat, Figur 4-7. Inläckande grundvatten pumpas upp från gruvan för länshållning och pumpningen sker via en pumpkedja som börjar i de lägst belägna delarna av gruvan. En del av vattnet i pumpkedjan avleds och används i gruvbrytningen. Vid kalibreringen av den regionala modellen har flödesuppgifter för det vatten som faktiskt pumpas upp och lämnar gruvan använts. Den vattenvolym som lämnar gruvan varierar över året. Under perioden 2013–2016 varierade den totala uppfodrade mängden vatten som faktiskt lämnar gruvan mellan ca 14–17 m^3/min (Geosigma 2017).



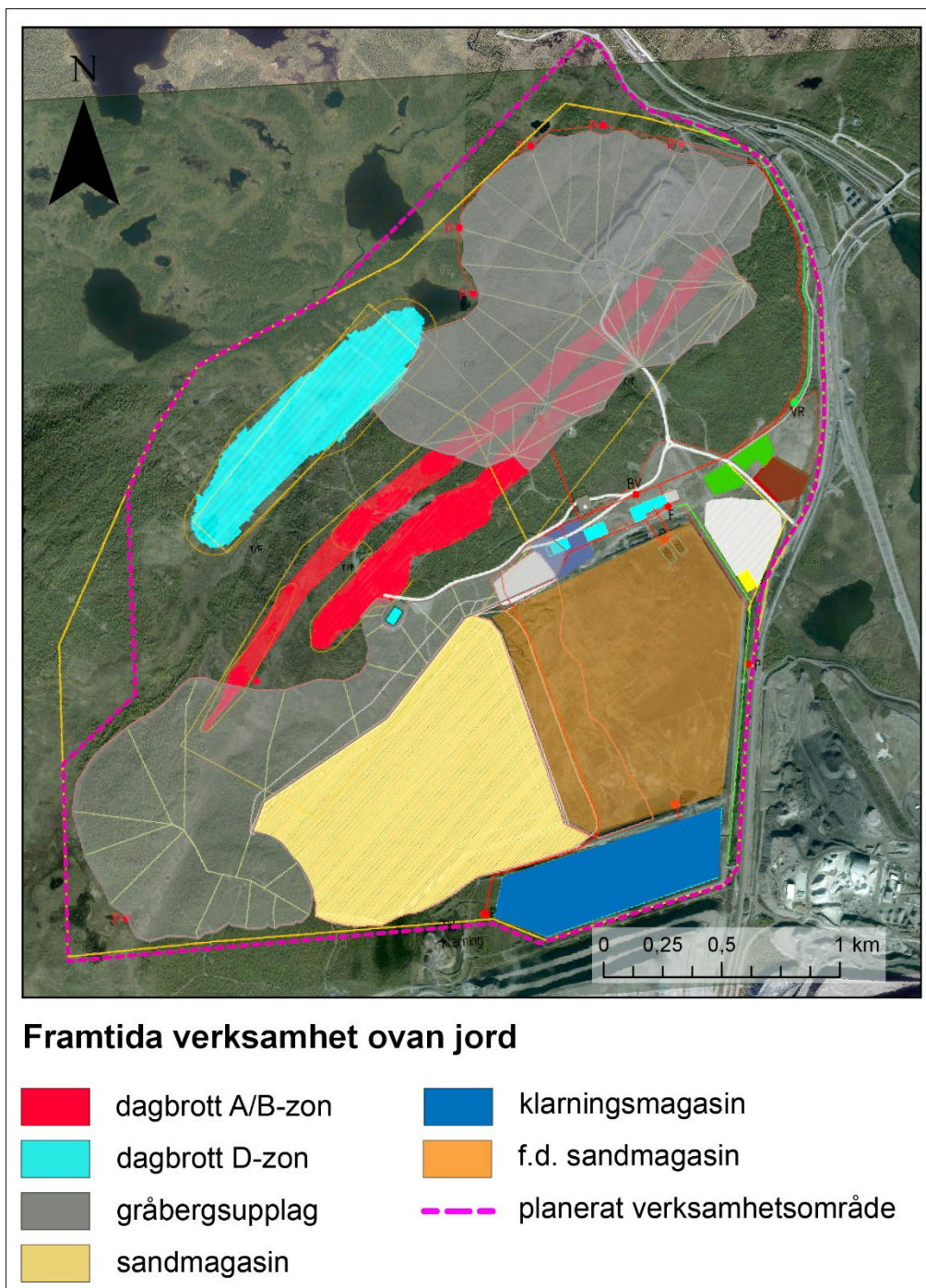
Figur 4-7. Kirunavaaragruvans dagbrott och utbredning i xy-planet av de tre spårnivåerna 775, 1045 och 1365 m.

4.1.8 Förändrade markförhållanden vid framtida gruvdrift

Den planerade gruvdriften innefattar malmbrytning i dagbrott på ytan vid A-, B- och D-zonen samt brytning under jord i alla zoner (Bilaga A). Gruvverksamheten kommer att förändra befintliga markförhållanden då avtäckning av torv och morän behövs i vissa delar av området inför etablering av dagbrott, och volymen av den befintliga underjordsgruvan i A-zonen kommer successivt utökas och nya underjordsutrymmen i form av orter, schakt och tunnlar kommer etableras i D-zonen. Underjordsgruvan vid D-zonen planeras nå ett djup om ca 600 m relativt markytan. Dagbrottens djup kommer variera där det djupaste dagbrottet blir ca 250 m (Bilaga A). Deponering av gräberg och anrikningssand kommer ske i upplag och sandmagasin. Till det ska ett industriområde med tillhörande hårdgjorda ytor (upplag och vägar) etableras för verksamheten (Figur 4-8). För att minimera inflöde av ytvatten till anläggningen kommer diken och vallar att anläggas kring brytningsområdena. Med hjälp av

diken avleds vatten till omgivande vattendrag vilket i sin tur påverkar grundvatteninfiltrationen.

Utbredningen på underjordsgruvor och dagbrott och hur dessa beskrivs i de scenarioräkningar som utförs för att beräkna uppfodrade vattenvolymer och grundvattenpåverkan med hjälp av den kopplade MIKE SHE-MIKE URBAN modellen beskrivs mer utförligt i avsnitt 6.2.4.



Figur 4-8. Karta över ovanmarksanläggning enligt layout v 1.31 (Bilaga B, avsnitt 2.1) vid framtida gruvverksamhet.

4.2 Meteorologiska, hydrologiska och hydrogeologiska tidsserier

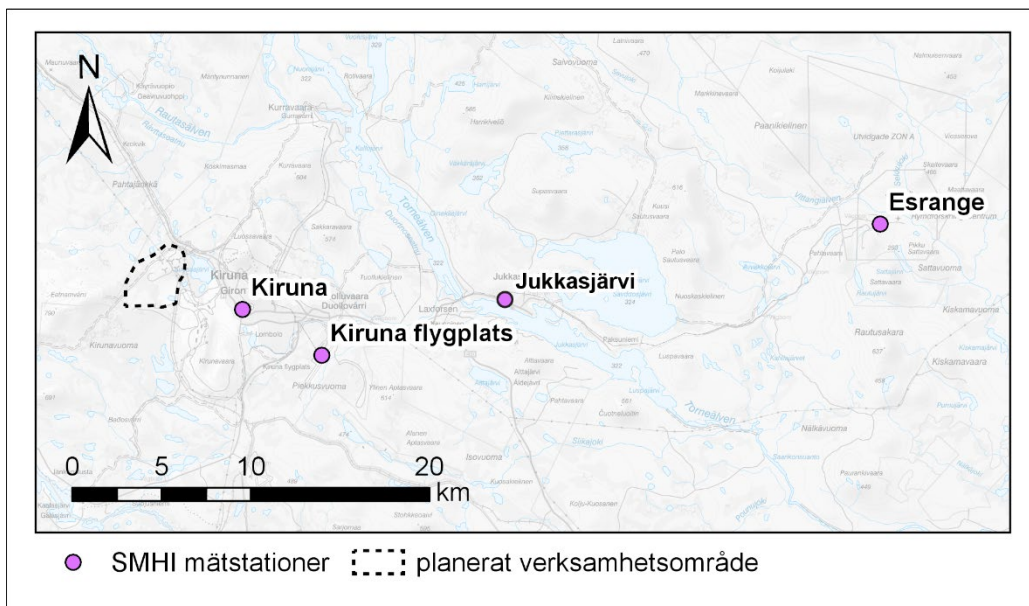
NAM, MIKE HYDRO River-modellen och MIKE SHE-modellen kräver tidsserier på nederbörd (P), lufttemperatur (T) och potentiell avdunstning (PET) som drivande data i modellberäkningarna. För att kalibrera MIKE HYDRO River-modellen används tidsserier för flöden och nivåer i sjöar och vattendrag. I den integrerade MIKE SHE-MIKE HYDRO River-MIKE URBAN modellen används, förutom ytvattenobservationer, data från grundvattennivåmätningar samt observationer av inläckande grundvatten i gruvsystemet i form av uppfodringsdata. Nedan beskrivs de olika datatyperna kortfattat.

4.2.1 Meteorologiska indata

Meteorologiska data i form av nederbörd (P), potentiell avdunstning (PET) och lufttemperatur (T) har hämtats från SMHI:s öppna data; Figur 4-9 visar från vilka stationer data har laddats ned ifrån. Tabell 4-2 visar från vilka stationer och för vilka perioder nederbördsdata använts. För nederbörden har data från Kirunastationen i första hand använts. Luckor i tidserien har fyllts i med hjälp av nederbördsdata från Kiruna flygplats. Eventuella återstående luckor har sedan fyllts med hjälp av data från stationen i Esrange och Jukkasjärvi. Nederbördsdata har korrigerats för mätfel enligt nedan. Nederbördsdata korrigeras för att kompensera för adhesions- och avdunstningsförluster samt den mängd nederbörd som inte lyckas fångas upp av mätaren. Korrigeringen är större då nederbörden faller som snö eftersom starka vindar vid nederbördstillfället ofta försvårar mätningen samt kan orsaka snödrift.

- Faktor 1,17 vid lufttemperatur $> 0^{\circ} \text{C}$ (regn)
- Faktor 1,33 vid lufttemperatur $< 0^{\circ} \text{C}$ (snö)

Den potentiella avdunstningen representerar den avdunstning som kan avgå från en yta givet att vattentillgången är optimal. Den i föreliggande studie ansatta potentiella avdunstningen baseras på månadsschablonvärden för Kiruna (Eriksson 1981). Temperaturdata hämtats i form av timvärden från Kiruna flygplats.



Figur 4-9. Karta över SMHI-stationer från vilka meteorologiska indata har inhämtats.

Tabell 4-2. Nederbördsdata: tidsperioder och station.

Startdatum	Slutdatum	Antal dagar	Station
1980-01-01	1993-12-31	5114	Kiruna flygplats
1994-01-01	1996-09-30	1004	Esränge
1996-10-01	2005-08-31	3257	Kiruna
2005-09-01	2005-09-30	30	Esränge
2005-10-01	2010-06-30	1734	Kiruna
2010-07-01	2016-10-30	2314	Esränge
2016-10-31	2021-11-02	1829	Jukkasjärvi
2021-11-03	2021-11-21	19	Kiruna

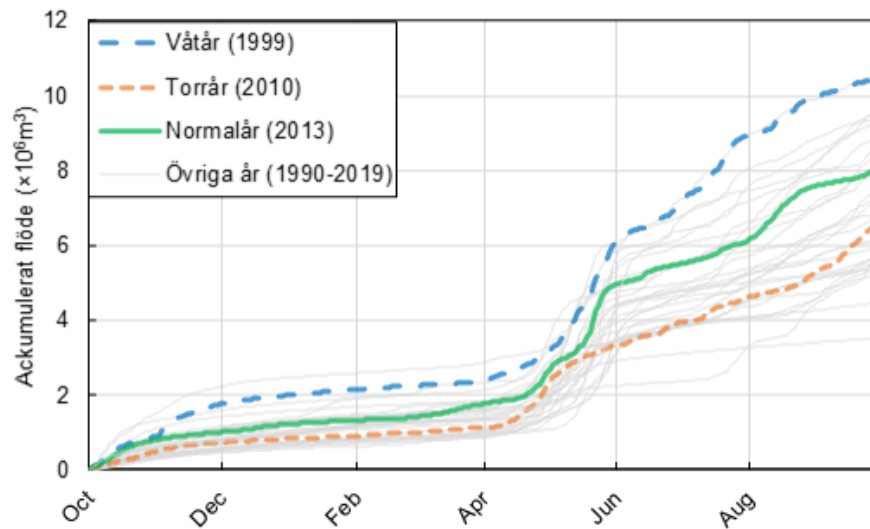
4.2.2 Definition av hydrologiska typår

I föreliggande studie har påverkan av variationer i dagens klimat på hydrologi och hydrogeologi analyserats. Torra och våta perioder påverkar avrinning och grundvattenbildning och även grundvattenavsänkning och inläckage till ett gruvsystem. För att säkerställa modellernas robusthet med avseende på klimatet, samt för att undersöka klimatets påverkan på modellernas resultat, har tre typår valts ut. De tre typåren ska representera ett typiskt torrt, normalt och vått år med avseende på hydrologin. Det är fler processer än nederbörd som påverkar huruvida våta eller torra förhållanden uppnås i ett vattendrag. Snö mängd, snösmältningens intensitet och det "hydrologiska minnet", dvs vatten bidrag från det djupare grundvattensystemet måste också tas i beaktande. Därför har hydrologiska år definierats i stället för meteorologiska som enbart tar hänsyn till nederbörds mängden.

Typåren har valts ut baserat på dagliga flödesdata under perioden 1990-10-01 till 2020-09-30. Ett torrt år definieras som ett år där de rangordnade ackumulerade dagliga flödena normalt ligger mellan 67:e och 95:e percentilen och ett vått år definieras som ett år där de rangordnade ackumulerade dagliga flödena typiskt ligger mellan 5:e och 33:e percentilen. Ett normalt år definieras som ett år där de rangordnade ackumulerade dagliga flödena typiskt ligger mellan 33:e och 67:e percentilen medan de också ligger så mycket som möjligt mellan de valda våta och torra åren. Figur 4-10 visar den ackumulerade flödesvolymen för samtliga hydrologiska år under den analyserade perioden. De tre valda typåren som är markerade med färgade linjer är definierade som:

- Torrt år - 2010 - där ca 60% av data faller inom det önskade intervallet.
- Normalt år - 2013 - där ca 52% av data faller inom det önskade intervallet.
- Vått år - 1999 - där ca 85% av data faller inom det önskade intervallet.

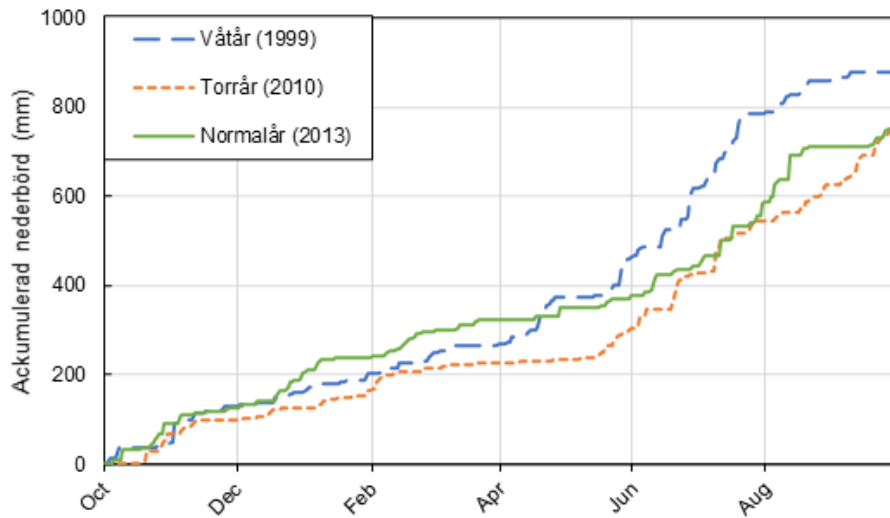
AVA14 - Ackumulerat flöde



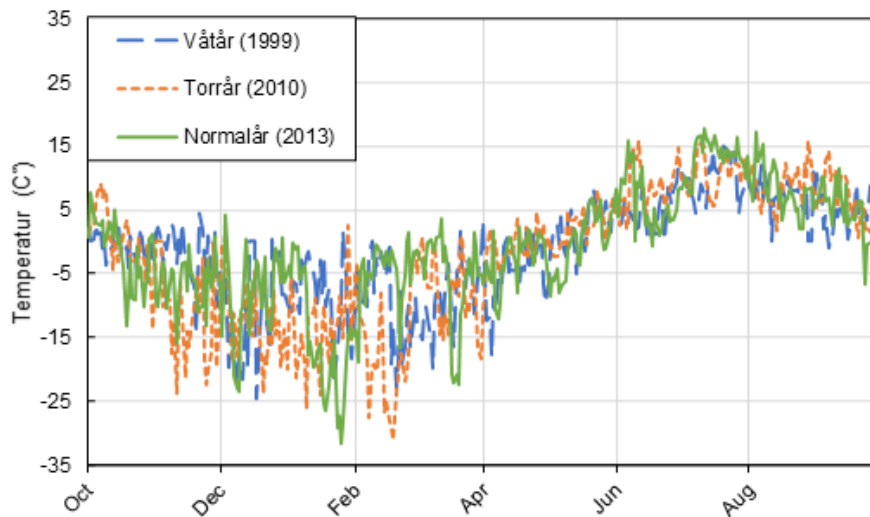
Figur 4-10. Modellerat flöde för station AVA140. Grafen visar ackumulerat flöde ($\times 10^6 \text{m}^3$) för samtliga hydrologiska år (1990-10-01 till 2020-09-30). De valda tre typår är markerade: torrår = 2010 (orange), normalår = 2013 (grön), och våtår = 1999 (blå).

Figur 4-11a visar den ackumulerade nederbörden under de tre typåren. Den totala årsnederbörden blir för våtåret ca 877 mm (blå linje), för normalåret ca 753 mm (grön linje) och för torråret ca 750 mm (orange linje). Figur 4-11b visar temperaturen för de tre typåren; normalåret med grön linje, våtåret med blå linje och torråret med orange linje. Anledningen till att skillnaden i nederbörd mellan torr- och normalår är så liten är att typåren definierats utifrån analys av ytvattenflöden som i sin tur påverkas av fler variabler än enbart mängden nederbörd.

(a) Ackumulerat nederbörd



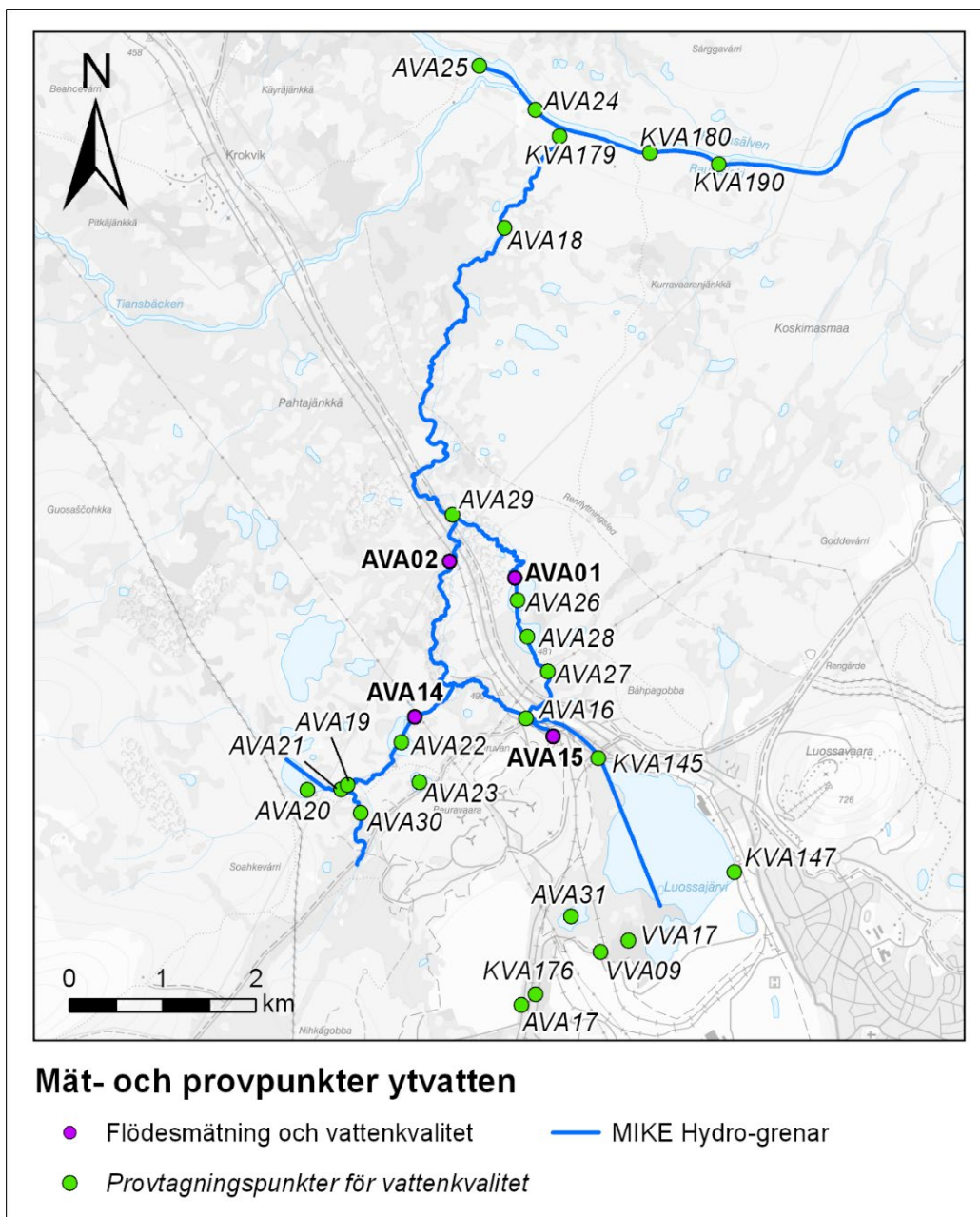
(b) Temperatur



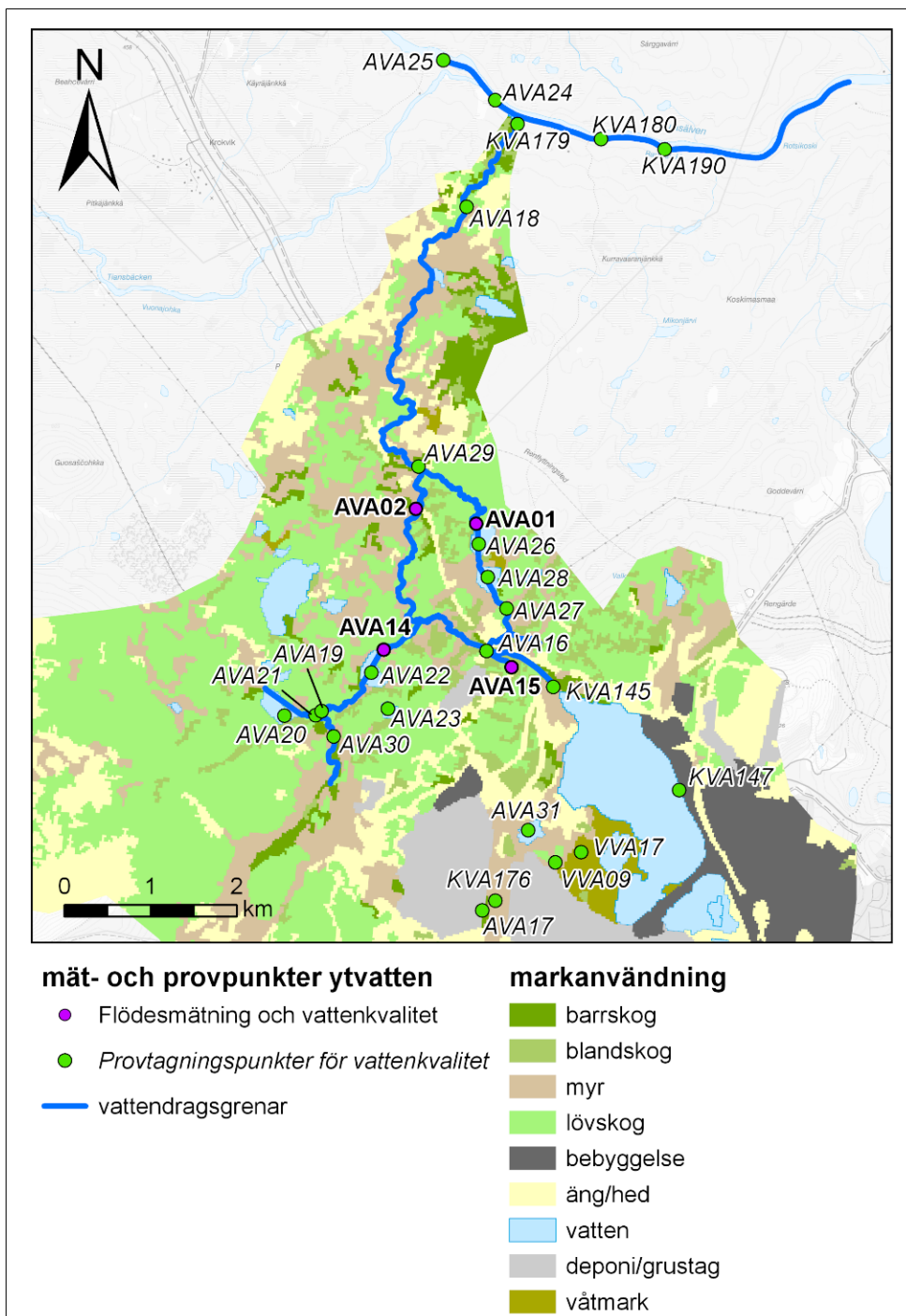
Figur 4-11. Klimatdata för de tre typåren: torrår (orange), normalår (grön) och våtår (blå). Grafen visar: (a) ackumulerad nederbörd (mm) och (b) temperatur (C°)

4.2.3 Tidsserier över nivåer och flöden i vattendrag

Figur 4-12 visar lägen för de ytvattensobservationspunkter som används i samband med ytvattenmodellering. De lila punkterna är observationspunkter där både flödesdata och vattenkvalitetsdata funnits tillgängliga under arbetet med kalibrering och validering av de numeriska ytvattenmodellerna medan det i gröna punkter endast utförts vattenkvalitetsmätningar.



Figur 4-12. Placering av mätpunkter för ytvattenflöden och vattenkvalitet vilka använts som underlag i modelleringen.



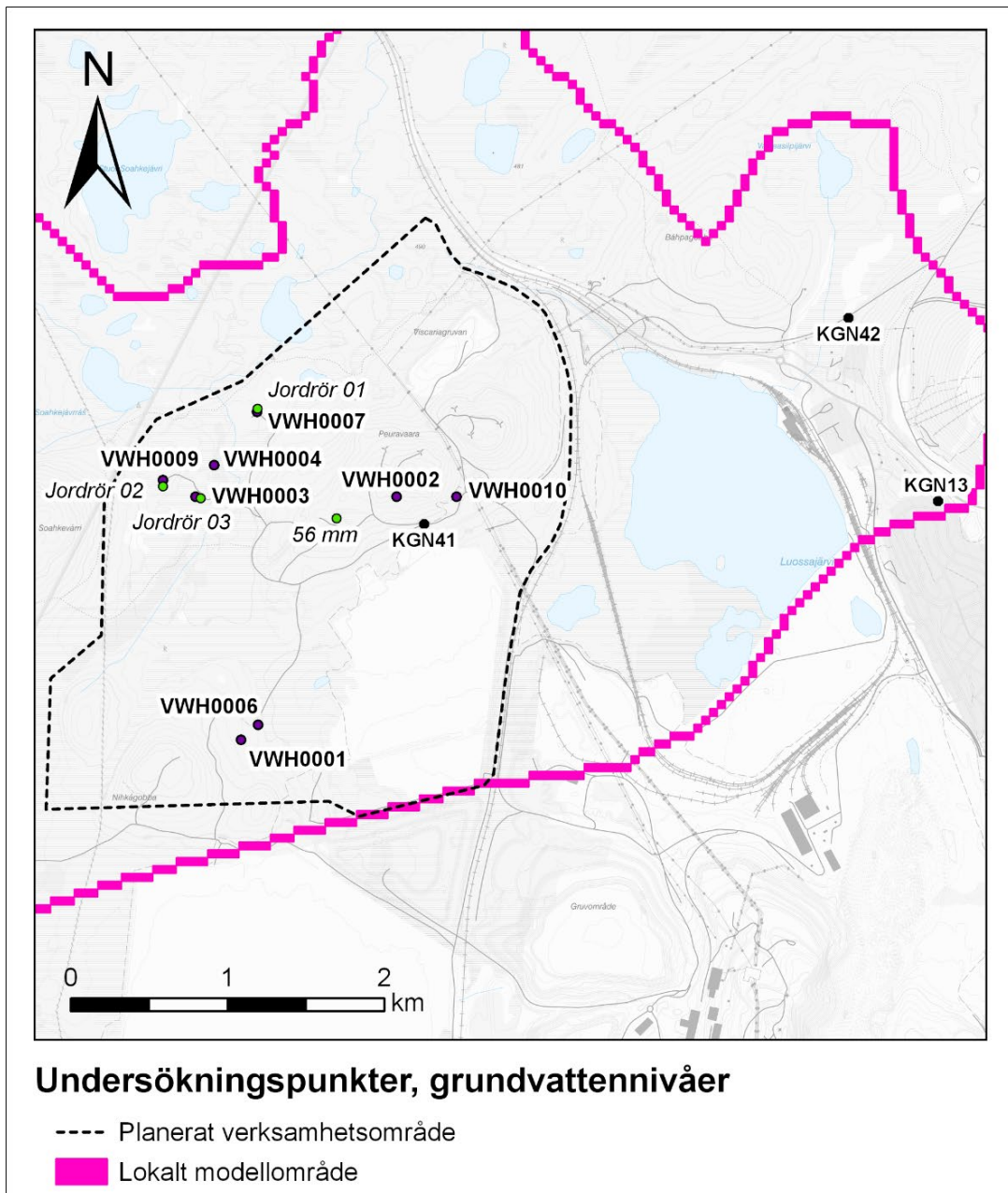
Figur 4-13. Placering av observationspunkter för ytvattenflöden och vattenkvalitet i relation till markanvändning inom modellområdet.

4.2.4 Tidsserier över grundvattennivåer i jord och berg

Figur 4-14 visar lägen för de observationspunkter i jord och berg med mätvärden som funnits tillgängliga under arbetet med kalibrering och validering av de numeriska modellerna. De svarta punkterna (KGN) är observationspunkter tillhörande LKAB (Kirunavaaragruvan) och de lila punkterna (VWH) är observationspunkter som installerats av Copperstone för Viscariagruvans verksamhet. Det finns även ett antal grundvattenrör i jord och dessa illustreras i Figur 4-14 med gröna punkter.

KGN-punkterna har funnits och mätts under en längre period än VWH-punkterna. Både KGN13 och KGN42 har loggade mätningar med 4-timmarvärden; KGN42 från november 2012 och KGN13 från oktober 2013. KGN41 är lodad ca 2 gånger per år under perioden 2012 till 2018.

För VWH-punkterna fanns enbart manuellt lodade mätvärden under perioden 2020–2021. Även för jordrören (gröna punkter i Figur 4-14) fanns enbart enstaka lodade mätvärden att tillgå.



Figur 4-14. Placering av observationspunkter för grundvattenmätningar. Gröna punkter med tillhörande kursiv text har använts i valideringsprocessen.

5 Hydrologisk och hydrogeologisk platsförståelse och konceptuell modell

Grunden för den numeriska modellen är en konceptuell modell som utgör en samlad tolkning av relevanta tillgängliga data och kunskap från platsen. Den konceptuella modellen etableras i syfte att få en övergripande förståelse för vilka egenskaper och processer som är relevanta för det kopplade berg-jord-vattensystemet. I denna studie utgör områdets gruvor därtill en central del av den konceptuella modellen. Den konceptuella modellen testas i den numeriska modellen genom att kvantitativa analyser av flöden och nivåer utförs.

Vid hydrologiska och hydrogeologiska studier är den övergripande vattenbalansen för det aktuella området central vid etablering av den konceptuella modellen. Det är viktigt att i ett så tidigt skede som möjligt förstå vilka fysikaliska enheter, egenskaper och hydrologiska processer som främst påverkar vattenbalansen i tid och rum för det aktuella området och problemställningen. Denna förståelse ger sedan underlag för analys av vilka egenskaper som är betydelsefulla och därmed var fokus bör ligga vid kalibrering och känslighetsanalys av den numeriska modellen.

Nederbörd, avdunstning, avrinning och grundvattenbildning är grundläggande hydrologiska processer. I ett naturligt system kan nederbörd antingen avdunsta, rinna av på eller i de ytliga skikten, eller bilda grundvatten. Avdunstning kan i sin tur ske från markytan, i omättad och mättad zon samt genom transpiration och interception. Direkt ytavrinning sker till följd av att markens infiltrationskapacitet överskrids. Denna ytliga avrinning, som i svenska skogs- och naturmiljöer ofta utgör en mycket liten andel av den totala avrinningen, följer topografin till närmaste vattendrag/sjö eller lågpunkt i terrängen. Via vattendragen, som får sitt vatten både från grundvatten och den direkta ytavrinningen, sker vidare avrinning ut från området. Den del av nederbörden som inte avdunstar eller rinner av på ytan till vattendrag infiltrerar ner i marken. Från omättad zon kan vatten perkolera ner och bilda grundvatten. Det är därför viktigt att ha en så noggrann och detaljerad beskrivning som möjligt av rådande topografiska förhållanden; detta ger goda förutsättningar för att få en så korrekt beskrivning som möjligt av hur nederbörden fördelas i området samt hur yt- och grundvatten integreras.

I detta kapitel beskrivs den platsförståelse som ligger till grund för valet av hydrologiska typår. Typårens syfte är att beskriva skillnaden i områdets hydrologi utifrån ett normalår, torrår och våtår. Kapitlet beskriver också platsförståelsen och den konceptuella modellen. Den konceptuella modellen ger sammantaget en begreppsmässig förståelse för hela området, samt olika delområden, där balansen mellan avdunstning, avrinning och grundvattnets in- och utströmning beskrivs, samt där geologiska strukturer och deras egenskaper kan identifieras som betydelsefulla objekt för den kommande kalibreringen och känslighetsanalysen.

5.1 Områdets meteorologiska förhållanden och övergripande vattenbalans

Den korrigerade normalnederbörden i området, baserat på analys av meteorologiska och hydrologiska data för perioden 1990-10-01 till 2020-09-30, har uppskattats till 753 mm/år och varierar mellan 750 mm/år under ett typiskt torrår till 877 mm/år för ett typiskt våtår. Tidigare rapporterad korrigerad årsmedelnederbörd för meteorologiska typår, baserad på förra klimatnormalperioden (1961–1990) för området har ett betydligt lägre värde, 582 mm/år (Mark & Miljö Hydrosense 2011a). En förklaring till denna diskrepans är dels att olika korrigeringsfaktorer använts, dels att analysen har gjorts för olika tidsperioder och dels att metodiken för definition av typår skiljer. I föreliggande rapport har hydrologiska typår definierats, inte meteorologiska, för detaljer se avsnitt 4.2. Orsaken till att hydrologiska typår valts framför meteorologiska är att fler processer än nederbörden har en inverkan på den faktiska vattentillgången på en viss plats och detta tas i beaktande när hydrologiska typår definieras. I avsnitt 4.2 redovisas nederbörd och temperatur för olika hydrologiska typår, dvs

för perioden 1 oktober till 30 september. Långsamma processer i grundvattensystemet samt ytavrinnings- och snöprocesser tas i beaktande när de hydrologiska typåren definieras. Ett hydrologiskt våttår kan till exempel ha en årsnederbörd som inte markant överskrider årsnederbörden på ett normalår. Perioden kan ändå klassas som våttår om mycket av nederbörden faller under vintermånaderna och om all snö smälter under en kort och intensiv period.

Vid analys av meteorologiska och hydrologiska data från området så har den övergripande vattenbalansen sammanfattningsvis uppskattats till följande:

- Årsmedelnederbörden: 753 mm
- Den naturliga avrinningen från vattendrag: 426 mm/år. Detta är beräknat från observerade värden i Pahtajokisystemet för perioden 2018-04-20 till 2020-04-19. SMHI:s specifika avrinning beräknad med modellverket S-HYPE visar på en årlig avrinning på 399–439 mm vilket stämmer bra överens med lokala observationer i Pahtajokisystemet.
- Den potentiella avdunstningen uppgår till 423 mm/år för normalåret.
- Totala faktiska avdunstningen: 327 mm/år. Beräknad som skillnaden mellan årsmedelnederbörden och den naturliga avrinningen, vilket ger en kvot mellan avrinning och nederbörd på 0.57.

Tidigare rapporterad vattenbalans för Viscariaområdet (Mark & Miljö Hydrosense 2011a) anger en specifik avrinning på 374 mm/år, vilket ger en R/P kvot på 0.64. Övergripande vattenbalans uppskattad i föreliggande studie har alltså något lägre R/P-kvot än vad som rapporterades av Mark & Miljö Hydrosense (2011a). Detta beror på att lokala data använts i utvärdering och analys av avrinning, att andra korrigeringsfaktorer för nederbörd har använts och att hydrologiskt år i stället för meteorologiskt år använts vid definition av typår.

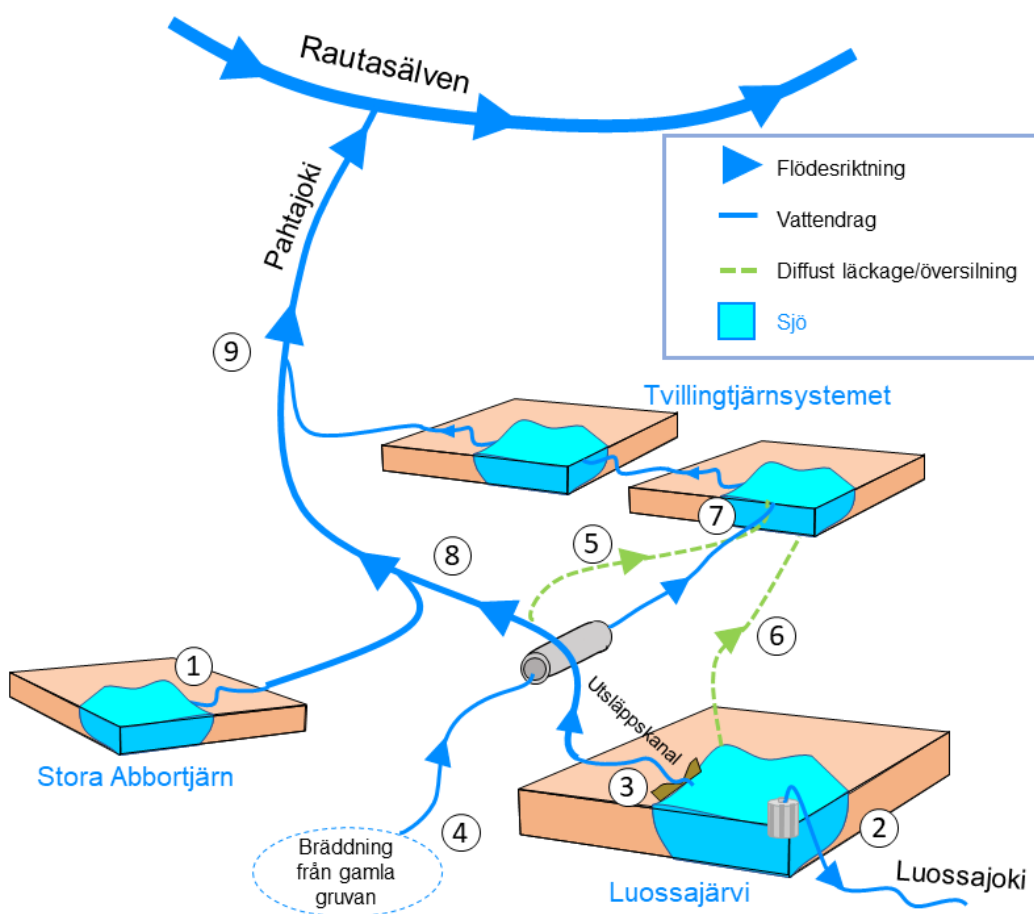
5.2 Sjöar och vattendrag

Vattendragen i verksamhetsområdets närhet består av bäckar som binder samman ett antal mindre, relativt grunda sjöar (Figur 5-1). Vatten från omgivande marker dräneras till bäckarna via naturliga eller anlagda diken. Sjön Luossajärvi är idag påverkad av den gruvdrift som pågår i Kirunaområdet. Sjön är dämnd och väsentligt mindre än vad den är i dess naturliga utformning. Sjöns naturliga utlopp är i sydöst mot bäcken Luossajokki. I dagsläget flödar vatten ut ur sjön dels mot nordväst via ett reglerat överfall in i en kanal som i sin tur ansluter till Pahtajoki, och dels via pumpning till Luossajokki i sydöst, detta pumpflöde uppgår till ca 50L/s över året. I Figur 5-1 visas den konceptuella modell över ytvattendrag och sjöar som utgör grunden för de numeriska beräkningar som genomförts och redovisas i kapitel 8 och 9.

Analys av vattenkemiska data indikerar att de s.k. Tvillingtjärnarna är påverkade av vatten från Luossajärvi. Det råder osäkerheter kring hur detta vatten rör sig från Luossajärvi till Tvillingtjärnarna. Därför har olika ansatser gjorts vad gäller hur Luossajärvivatten tar sig till Tvillingtjärnsystemet. Hypotesen är att ett diffust läckage av vatten antingen sker via grundvattnet (punkt 6 i Figur 5-1), via ytvatten från utloppskanalen (punkt 5 i Figur 5-1) eller via båda dessa flödesvägar. Fördelningen i tid och rum mellan dessa alternativa flödesvägar var i början av modelleringsarbetet oklar. Osäkerheterna har med hjälp av den numeriska modelleringen minskats genom en iterativ process där olika ansatser kring hur vatten förs över från Luossajärvi mot Tvillingtjärnsystemet har testats i den numeriska modellen, utvärderats och lett till en uppdatering av den konceptuella modellen.

Enligt den uppdaterade konceptuella modellen, som ligger till grund för de resultat från den numeriska modellen som redovisas i kapitel 8 och 9, så sker ett kontinuerligt grundvattenflöde från Luossajärvi till Tvillingtjärnarna. Detta flöde av vatten, med ursprung i

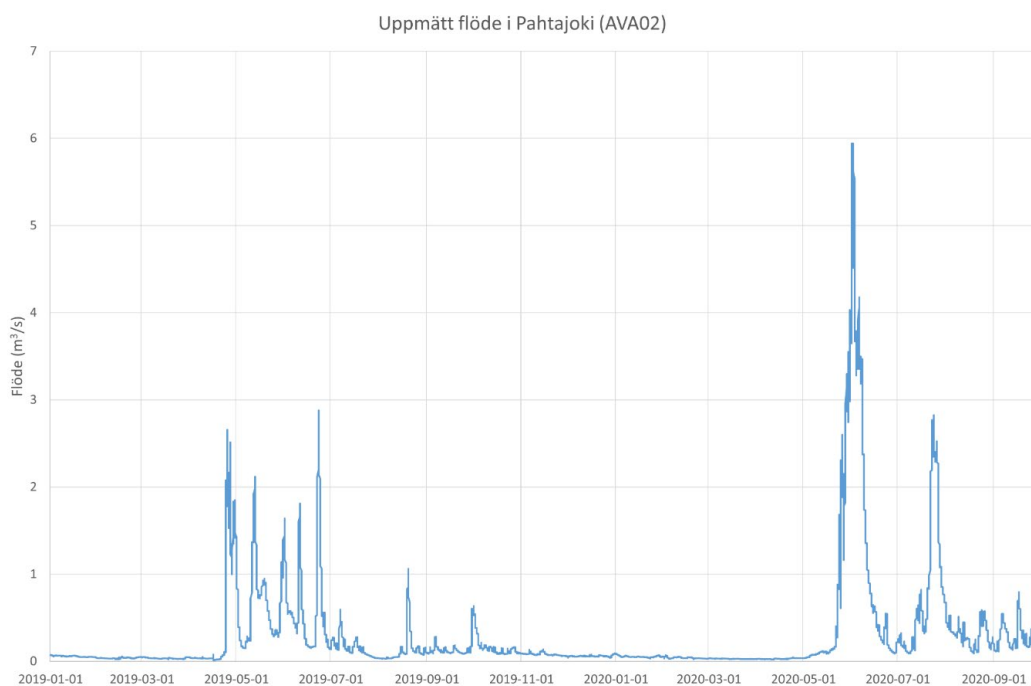
Luossajärvi som rör sig mot Tvillingtjärnarna, förstärks vid höga flöden i utloppskanalen (punkt 3 i Figur 5-1), genom att vatten i utloppskanalen svämmas över till intilliggande våtmarker och vatten rinner via ytvattnet eller ett mycket yt nära grundvatten mot Tvillingtjärnarna (punkt 5 och 6 i Figur 5-1). Tvillingtjärnarna får även ett tillskott av vatten från bräddningen från den gamla Viscaria-gruvan och från naturligt bidrag från omgivande marker. Bräddvattnet tar sig till Tvillingtjärnarna via ledning under väg E10 och blandas inte med annat vatten från utloppskanalen (punkt 4 i Figur 5-1). Utloppet från Tvillingtjärnarna, Stora tjärn och Luossajärvi sker till Pahtajoki (punkt 9 i Figur 5-1). På vägen blandas sjövattnet med naturligt bidrag från omgivande marker (yt- och grundvatten). Vattendraget Pahtajoki mynnar slutligen ut i Rautasälven.



Figur 5-1. Konceptuell ytvattenmodell för nuläget: (1) Inkommande vatten från Stora Abborrtjärn. (2) Pumputföde från sjön Luossajärvi mot Luossajoki. (3) Kanalutsläpp från Luossajärvi, (4) Bräddvatten från gamla Viscaria-gruvan. (5) Bräddvatten och grundvattenläckage från utsläppskanalen mot Tvillingtjärnsystemet. (6) Grundvattenläckage från sjö Luossajärvi mot Tvillingtjärnsystemet. (7) inlopp Tvillingtjärnsystemet. (8) Vatten från Stora Abborrtjärn blandas med vatten från Luossajärvikanalerna. (9) Vatten från (8) blandas med vatten från Tvillingtjärnsystemet.

Dynamiken i områdets vattendrag är starkt påverkad av snöprocesser och tjäle. Höga flöden uppstår i samband med snösmältning speciellt innan tjällossning. Den frusna marken reducerar markens infiltrationskapacitet och en större mängd vatten rinner av på ytan jämfört med när marken är upptinad (Ala-Aho et al. 2021). Det finns inga lokala uppgifter på marktemperatur från Pahtajokis tillrinningsområde men genom att studera flödestidsserier kan det konstateras att de högsta flödena uppstår under inledande delarna av snösmältningsperioden, dvs under den tid då omgivande torvmarker fortfarande är frusna, Figur 5-2. Tjälens inverkan på snabba och höga flöden i torvdominerade områden har bl. a studerats i Jutebring Sterte et al., (2018) där man visar att andelen yt nära avrinning innan

tjällossning relativt sett är större i torvdominerade än i morändominerade marker. Pahtajokis tillrinningsområde har en relativt hög andel torv- och våtmarker vilket tyder på att en snabb och ytlig avrinning sker från dessa områden under den inledande perioden av snösmältning.



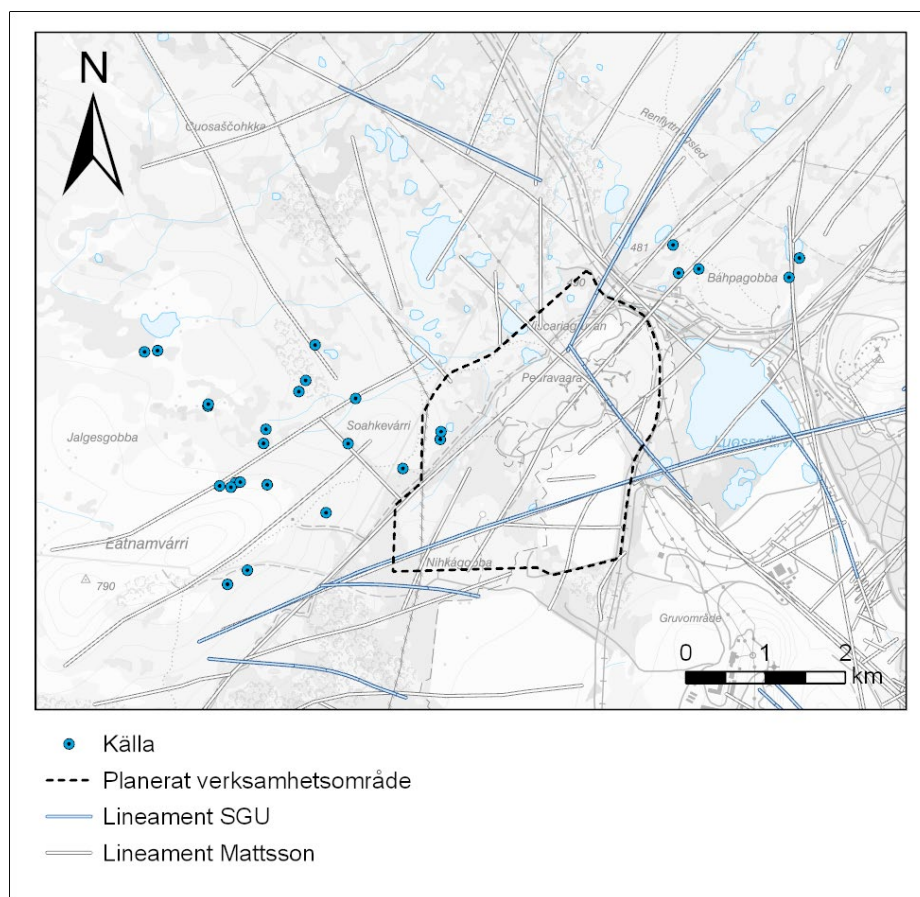
Figur 5-2. Flödestoppar i Pahtajoki under snösmältningen när tjälen fortfarande ligger kvar i marken.

5.3 Grundvatten

Sjösedimenten i området antas vara täta och kontakten mellan ytvatten och grundvatten i områdets sjöar antas därmed vara begränsad. Detta antagande, som baseras på mätningar i och kring sjön Ala Lombolo (Geosigma 2013), gäller även för sjön Luossajärvi. Jordlagren i området domineras av morän och torv. Torven underlagras av morän och torven har generellt sett en högre vattengenomsläpplighet än den underliggande moränen. Genomförda CRS försök på torv i området mellan Viscariagruvan och Kirunavaaragruvan (Sweco 2016) visar på en horisontell hydraulisk konduktivitet på torven i storleksordningen 6×10^{-7} m/s medan den vertikala hydrauliska konduktiviteten bedömdes vara 2-5 gånger lägre. Samma undersökning av den underliggande moränen visade på en hydraulisk konduktivitet på ca 5×10^{-8} m/s vilket är ett relativt lågt värde på vattengenomsläpplighet för morän. Genomförda undersökningar indikerar dock att moränen är heterogen och dess vattengenomsläpplighet kan lokalt variera med flera storleksordningar (Mark & Miljö Hydrosense 2011a och 2011b). Utifrån de undersökningar som tidigare har gjorts i närområdet framgår att den djupare moränen som återfinns under torv generellt sett har en lägre vattengenomsläpplighet än den ytligare, och i vissa områden även mer sandiga, moränen (Sweco 2016). Ett antagande om ett djupavtagande i moränens vattengenomsläpplighet har därför gjorts i området. Då den djupare moränen är relativt tät antas också kontakten mellan jord och berg vara begränsad. Detta antagande styrks av resultat från propumpningar utförda under 2021 som inte visade på någon respons i jordlagren vid pumpning i underliggande berg (Geosigma 2021). Kontakten mellan jord och berg påverkas också av var större sprickzoner går i dagen och vad jordlagren lokalt har för egenskaper i dessa områden. Egenskaperna i övergången jord/berg är grundläggande för att bedöma påverkan vid framtida gruvdrift, och analyser av hur egenskaperna i de undre jordlagren och övre berget påverkar övergripande grundvattendynamik är centrala i den numeriska modelleringens känslighetsanalyser.

Längs bergen Eatnamvarris och Soahkevarris sluttningar, särskilt söder om Eatnamvarri (för orientering se Figur 5-3), förekommer stråk med källmatade sluttande kärr. Höjderna på de två bergen utgör topografiska vattendelare och karaktäriseras av berg i dagen eller områden med mycket tunna jordlager. Dessa höjder utgör inströmningsområden för grundvatten medan det alltså finns källor med utströmmande grundvatten längs foten på sluttningarna. Det är troligtvis ett ytligt grundvatten som strömmar ut i dessa källor snarare än att det har sin källa i det djupa berget. Vatten infiltrerar i bergens höjdområden och strömmar sedan i de tunna ytliga jordlagren och trycks ut i dagen längs foten på sluttningarna eller i svackor längs sluttningarna, denna typ av utströmning av grundvatten i s.k. terrängbrott är en vanligt förekommande orsak till att källor bildas (Knutsson och Morfelt 2002). En viss strömning sker också med all sannolikhet i det övre uppspruckna berget men det finns inga platsspecifika data som tyder på att det skulle vara utströmmande grundvatten från det djupare systemet som strömmar ut i dessa källor. Vissa av källorna ligger i nära anslutning till tolkade lineament (Figur 5-3) vilket indikerar att det skulle kunna vara grundvatten från det djupare berget som strömmar ut i de observerade källorna. Dock sammanfaller ofta källor och tolkade lineament med områden med stark topografisk gradient vilket tyder på att källorna är topografiskt betingade eller kopplade till s.k. terrängbrott, dvs det sker inte en utströmning av djupt grundvatten i lineamenten utan det är utströmning av ett ytligare grundvatten från jordlagren som orsakar källflödena på Eatnamvarris och Soahkevarris sluttningar.

Det finns även andra karterade källor i området som inte är topografiskt betingade eller kopplade till s.k. terrängbrott. I Figur 5-3 syns ett flertal källor i våtmarks- och lågområdena väster och norr om Peuravaara. Dessa källor sammanfaller med topografiska lågpunkter och troligtvis med områden för utströmning av ett djupare grundvatten. Med hjälp av den matematiska modellen kan in- och utströmningsmönster i området analyseras vilket utgör viktigt underlag för att bättre kunna tolka ursprunget på vattnet i källorna.



Figur 5-3. Fältkontrollerade källor i området kring Viscariagruvan.

I det som i denna rapport benämns ”bergmatrisen” avses den del av det naturliga systemet som underlagrar jordlagren. Bergmatrisen delas i den konceptuella och numeriska modellen in i fyra kategorier med olika egenskaper: bakgrundsberg, sprick-, malm- och inraszoner. Vattengenomsläppligheten är lägst i bakgrundsberget och ökar i sprick- och malmzoner. Inraszonernas genomsläpplighet är i sin tur flera storleksordningar högre än sprick- och malmzonernas.

Bergets konduktivitet avtar generellt sett med djupet, vilket är ett generellt mönster på flera platser med kristallin berggrund (Ericsson och Holmén 2010). Det yttligare berget antas vara mer uppsprucket (Geosigma 2016; Ramböll 2008; Mark & Miljö Hydrosense 2011) vilket leder till att den dominerande grundvattenströmningen i denna övre del av berget kan antas domineras av ett horisontellt flöde snarare än att det har en strikt strukturgeologisk koppling. Malmkropparna i Viscariaområdet är belägna i ett berg med hög vattengenomsläpplighet och den hydrauliska konduktiviteten i malmkropparna ligger enligt data från flera källor i storleksordningen 1×10^{-6} m/s. Borrningar utförda på uppdrag av LKAB i det regionala området kring Viscaria (Geosigma 2013) visar på att den hydrauliska konduktiviteten i borrhål associerade med zoner ligger i storleksordningen 1×10^{-7} - 1×10^{-6} m/s medan bakgrundsberget har hydrauliska konduktiviteter som är 10 till 100 ggr lägre. Tester utförda i borrhål runt malmkroppen i D-zonen (Golder Associates 2016) visar på hydrauliska konduktiviteter i de olika borrhålssektionerna som varierar i storleksordningen 1×10^{-7} - 1×10^{-8} m/s i de övre ca 300 m av berget och på ca 500 m djup noterades konduktiviteter ner mot 1×10^{-9} - 1×10^{-10} m/s. De flesta undersökningar i berg har gjorts i eller i nära anslutning till malmkropparna varför det saknas information om egenskaper på berget i de mer perifera områdena av modellområdet.

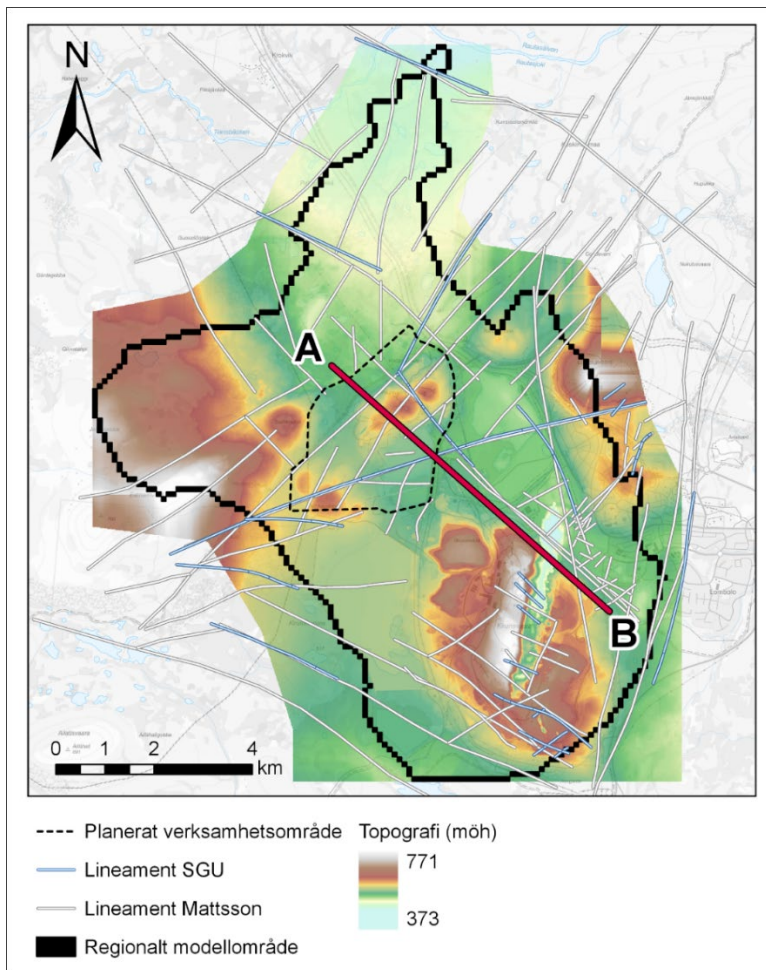
Sammanfattningsvis kan det konstateras att det råder osäkerheter kring såväl spricknätverkets utbredning som egenskaper i bakgrundsberg och zoner som inte ligger i nära anslutning till malmkropparna. Detta är inte unikt för föreliggande projekt utan bergets egenskaper är alltid förknippade med osäkerheter av olika grad och konservativa antaganden och känslighetsanalyser är därför ofta en nödvändighet för att minska eller analysera betydelsen av dessa osäkerheter. Känslighetsanalyser med avseende på bergets egenskaper har därför varit en viktig del i den matematiska modelleringen. Vidare har ett konservativt antagande gjorts angående spricknätverkets utbredning då alla tolkade lineament (Mattson 2021) antas vara vattenförande zoner i berget. Troligtvis överskattas konnektiviteten i berget med detta antagande vilket kan leda till att en påverkan på yt- och grundvattensystemet från framtida gruvdrift får en överskattad spridning längs lineamenten.

Det hydrogeologiska systemet i Viscariaområdet är påverkat av tidigare gruvdrift. Under ostörda förhållanden följer grundvattenytan vanligtvis topografin med ett större djup till grundvattenytan i höjdområden och en yttligare grundvattenyta i lågpunkter. In- och utströmning av grundvatten mellan jord och berg styrs av den mer storskaliga topografin och vattenförande sprickzoner, medan det förekommer ett lokalt system av in- och utströmning av ytligt grundvatten i jordlagren som i stället styrs av lokala höjder och lågpunkter samt utbredning av hög- eller lågkonduktiva jordarter. Den nu vattenfyllda gruvan i AB-zonen påverkar dock grundvattennivåerna över Peuravaara och lägre grundvattennivåer än under ostörda förhållanden råder i nuläget på platsen. Vattennivån i nordöstra delen av gruvan, där marken delvis rasat in och en vattenfylld sänka skapats, är ca 510 m ö.h. I den nordöstra slutningen av Peuravaara strömmar grundvatten ut på markytan och kemiska analyser av detta vatten indikerar att det har sin källa i gruvan. Den dominerande andelen vatten i den så kallade gruvbäcken, vars flöde övervakas i AVA15 (Figur 4-12), är alltså grundvatten som har sitt ursprung i den vattenfyllda gruvan. Vid framtida gruvdrift och torrläggning av gruvan kommer detta vattenflöde följaktligen minska väsentligt. Även marken i den sydvästra delen av Peuravaara har rasat in till följd av tidigare gruvdrift. Någon fri vattenyta kan inte observeras i detta inrasområde och det är mer oklart hur vatten från denna del av gruvan dräneras ut mot omgivande terräng. Det är inte osannolikt att det under perioder med hög grundvattenbildning byggs upp en fri vattenyta även i detta område. Det finns inga tydliga källsprång på den sydvästra slutningen, och grundvattnet flödar troligtvis ut i de nedströms liggande våtmarksområdena, i huvudsak söderut.

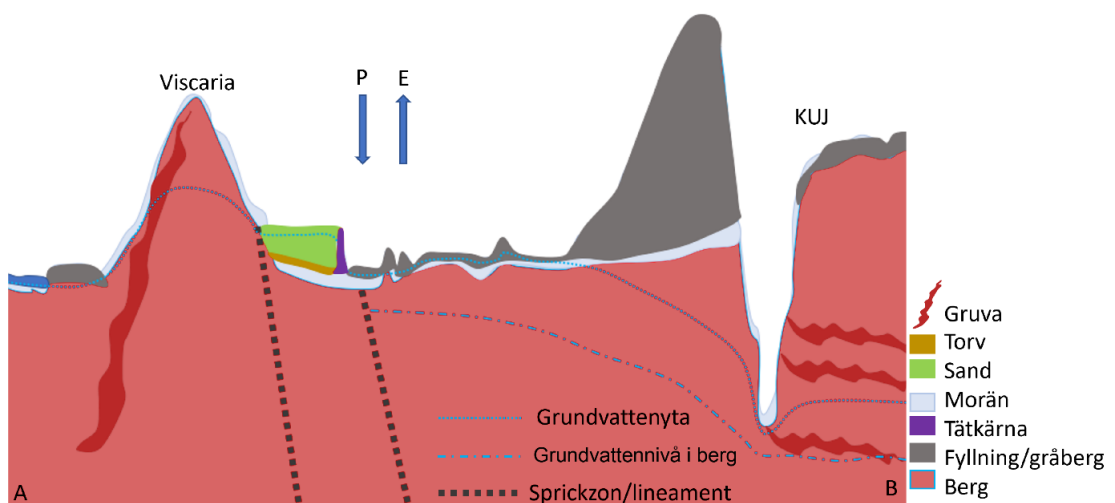
På grund av påverkan av gruvdriften är den topografiska ytvattendelaren som skiljer Kalixälven och Torneälvens avrinningsområden (Figur 4-1) inte gällande för grundvattnet i området. Med undantag av den lilla andel av nederbörden som inte infiltrerar marken och bidrar till direkt ytavrinning, tex under inledande snösmältningsperiod eller under korta perioder med mycket intensiv nederbörd, så styrs grundvattenströmningen troligtvis av den grundvattendelare som är påverkad av både Viscariagruvan och verksamheten i Kirunavaaragruvan. Under helt ostörda förhållanden skulle grundvattnets strömningssmönster i huvudsak styras av topografin, men styrs i stället snarare av sprickzoner i hydraulisk kontakt med de två gruvorna samt de hydrogeologiska egenskaperna i övergången mellan jord och berg. Verksamheten i Kirunavaaragruvan och dess eventuella påverkan på Viscariaområdet är viktigt att ta i beaktande vid den numeriska modelleringen. Förmodligen påverkas den regionala grundvattenströmningen i berget av den avsänkning som uppstår i grundvattennivåerna på större djup till följd av verksamheten i Kirunavaaragruvan. Den konceptuella bilden av grundvattenytans läge i Viscariaområdet är dock, utifrån tolkningar av grundvattenmätningar i området, att den inte är påverkad av intilliggande gruvverksamhet.

I Figur 5-5 visas en typprofil över områdets topografi, jorddjup, jordarter och lägen på större lineament. Profilen sträcker sig från området nordväst om Pahtajoki, över Peuravaara och över Kirunavaaragruvan, profilens läge visas i Figur 5-4. Jordlagren i området är relativt tunna och stora delar av området längs profilen är områden påverkade av gruvverksamheten. Gråbergssupplag vid Kirunavaaragruvan, fyllnadsmassor, och tidigare sandmagasin från Viscariaverksamheten med omkringliggande dammvall dominerar jordlagren utmed profilen. Grundvattnets nivå i berget som de tolkas i den konceptuella modellen är inritad med streckad linje och grundvattenytans läge med prickad linje. Den konceptuella bilden av den regionala grundvattenströmningen i området är att det sker en strömning mot Kirunavaaragruvan p.g.a. sänkta grundvattennivåer i berget medan den fria grundvattenytan inte i lika stor utsträckning är påverkad av Kirunavaaragruvan. Grundvattenytan återhämtar sig snabbare i profilens västra riktning och följer sedan topografin i stora delar av området. Dock är grundvattenytan avsänkt över berget Peuravaara p.g.a. den vattenfyllda gruvan i AB-zonen. På de västra slutningarna och lågområdena väster om Peuravaara återfinns utströmningssområden för grundvatten och här sker också ett utflöde av grundvatten i Pahtajoki.

Cirka 3 km in i profilen i Figur 5-5 skärs profilen (A-B) av ett större lineament. Hur grundvattennivån i berget påverkas av detta är oklart och därför har linjen som illustrerar grundvattennivån i berget medvetet inte ritats ut nordväst om lineamentet. En hypotes är att avsänkningen från Kirunavaaragruvan kortsluts vid detta lineament. Det kan också vara så att påverkan via detta lineament fortplantas in i Viscariaområdet eftersom det i sin tur står i kontakt med andra lineament som skär Viscariagruvan. Den numeriska modellen blir ett viktigt verktyg för att analysera övergripande grundvattendynamik i detta område.

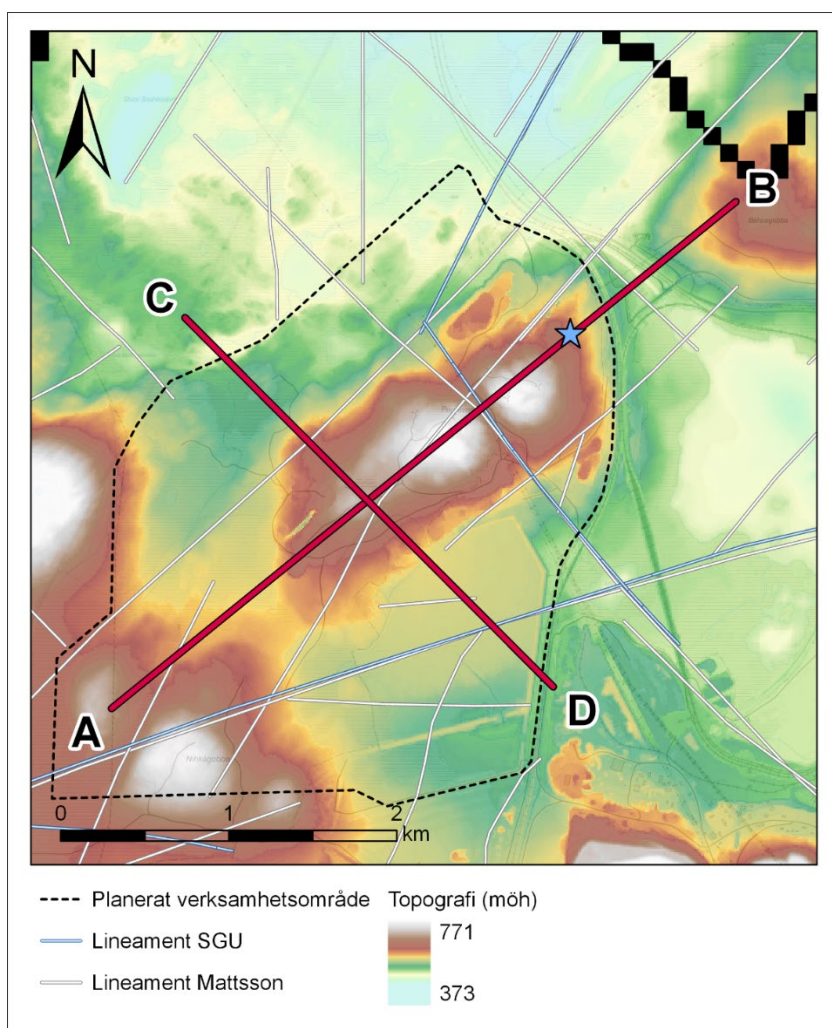


Figur 5-4. Läge för den typprofil (A-B) över topografi, jordarter och områdets större lineament som visas i Figur 5-5.

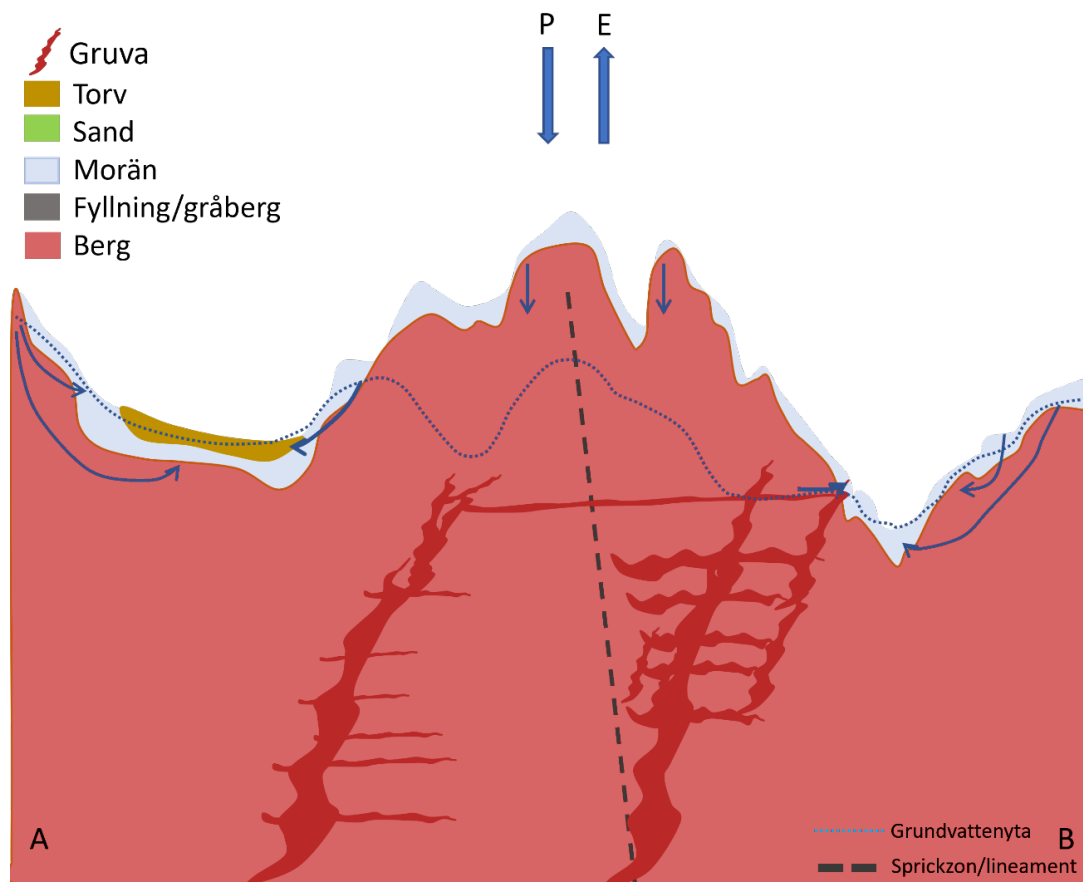


Figur 5-5. Typprofil över det regionala området från nordväst om Pahtajoki, över Peuravaara där Viscariagruvan ligger och vidare mot området kring Kirunavaaragruvan (KUJ) där gråbergssuppletet syns som en tydlig höjd och dagbrottet syns som en tydlig sänka i profilens högra del. Typprofilens sträckning i plan visas i Figur 5-4 (A-B).

I Figur 5-6 visas profillägen för två typprofiler längs (A-B) och tvärs (C-D) gruvområdet i Viscaria vars jordlagerföljd, topografi och huvudsakliga lineament visas i Figur 5-7 och Figur 5-8. Utmed A-B profilen, som går längs gruvan, domineras de relativt tunna jordlagren av morän och i profilens sydvästra del återfinns ett torvområde. Troligtvis dräneras grundvatten från den vattenfyllda gruvan i AB-zonen ut i dessa torvområden. I gruvans nordöstra del dräneras grundvatten ut via källsprång i sluttningen ner från Peuravaara. Dräneringsnivån i denna del av gruvan ligger på ca 510 m ö.h. Det är oklart om den tunnel som förbinder det norra och södra gruvområdet är pluggad eller inte och mätningar rakt ovanför gruvan indikerar högre grundvattennivåer i området mellan den norra och södra gruvdelen. Observerade grundvattennivåer i området mellan norra och södra delen ligger på ca 525–550 m ö.h. I höjdområdena i profilens båda ändar bedöms grundvattenströmningen vara opåverkad av gruvan och påverkas i huvudsak av topografin med inströmning i områdets höjder och utströmning i lågområden. Pilarna som är inritade i figuren är endast schematiska och illustrerar den tolkade bilden av grundvattnets flödesmönster.

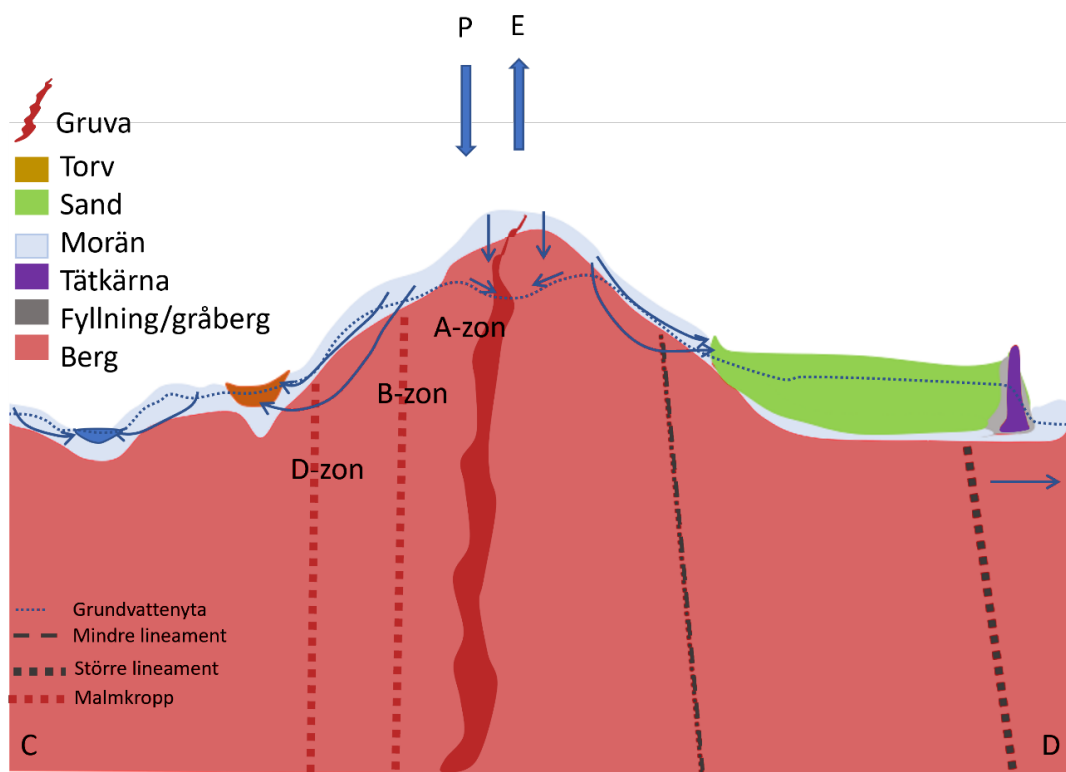


Figur 5-6. Läge för de typprofiler över topografi, jordarter och områdets större sprickzoner som visas i Figur 5-7 (typprofil A-B) och Figur 5-8 (typprofil C-D). Den blå stjärnan markerar området där grundvatten från den vattenfyllda gruvan strömmar ut.



Figur 5-7. Typprofil över det lokala området utmed profil A-B, från området nordväst om Viscaria till sydöst. Typprofilens sträckning i plan visas i Figur 5-6.

Längs C-D profilen som går tvärs gruvan består jordlagren av morän, torv samt det anlagda sandmagasinet från den tidigare Viscariagruvan. Ovanför gruvan sker en nedåtriktad grundvattenströmning och det råder en lokal sänkning av grundvattenytan över Peuravaara p.g.a. den vattenfyllda gruvan. På Peuravaaras nordvästra och sydöstra sluttningar antas dock påverkan från den vattenfyllda gruvan vara mindre och en utströmning av grundvatten sker längs sluttningarna samt ner på de plana torvområdena på norra sidan berget respektive ut mot sandmagasinet. Öster om sandmagasinet antas det ske en regional grundvattenströmning mot Kirunavaaragruvan till följd av den avsänkning av grundvattenstryck som denna gruva orsakar. De pilar som är inritade i figuren är endast schematiska och illustrerar den tolkade bilden av grundvattnets flödesmönster.



Figur 5-8. Typprofil över det lokala området utmed profil C-D från Viscariaområdet sydvästra till nordöstra del. Typprofilens sträckning i plan visas i Figur 5-6.

6 Numerisk modell

Detta kapitel beskriver hur de numeriska modellerna är uppbyggda och parametrerade. Kapitlet beskriver modellernas rand- och initialvillkor, de olika komponenterna (ytvatten, omättad zon, mättad zon och gruva) och hur dessa är beskrivna rent numeriskt.

6.1 Ytvattenmodell

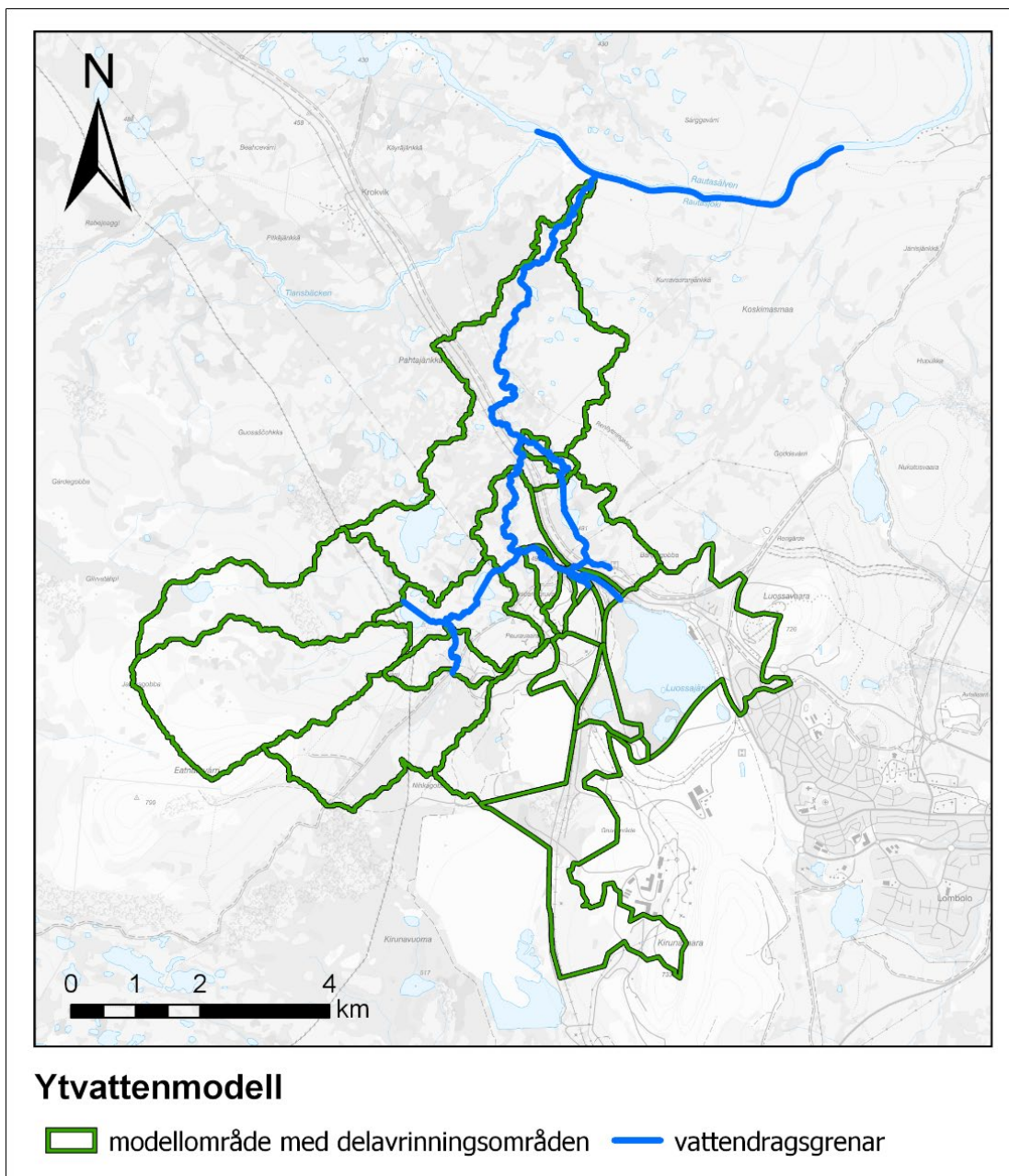
6.1.1 Modellområde och randvillkor

Modellområdet har avgränsats längs med topografiska avrinningsområdesgränser och modellområdet för både NAM- och MIKE HYDRO River-modellerna är detsamma, se Figur 6-1. För NAM-modellen har modellområdet delats in i fjorton mindre delområden, se Figur 6-1. Dessa indelningar är gjorda så att de olika vattendragsgrenarna i MIKE HYDRO River endast belastas med den lokala avrinningen. Som nämnts i avsnitt 4.1.2 dräneras merparten av avrinningsområdena norrut mot Torneälven via Pahtajoki och Rautasälven. De fem avrinningarna i modellområdets sydöstra hörn bör naturligt avrinna söderut mot Kalixälven, men har dock avletts och dräneras nu norrut via Luossajärvi, Pahtajoki, Rautasälven och slutligen ut i Torneälven.

Modellens övre randvillkor består av nederbörd, temperatur och potentiell evapotranspiration. Faktiska evapotranspirationshastigheter beräknas av modellen under simuleringens gång. Bottenranden består av två reservoarer som simulerar hur vatten lagras och transporteras mellan ytan, den omättade och den mättade zonen. För de horisontella randvillkoren har det antagits att yt- och grundvattendelare sammanfaller och att det inte sker någon horisontell transport mellan delområdena i NAM utan endast via vattendragsnätet i MIKE HYDRO River. Undantag för detta antagande är dock följande:

- pumpen KP38 och läckaget mot pumpen KP49, som pumpar vatten från Luossajärvi till Luossajoki respektive LKAB:s sandmagasin, modelleras som utsläpp från Luossajärvi vilket rinner direkt ut ur modelldomänen
- ett grundvattenbidrag från den befintliga gruvan i A-zonen som NAM inte kan replikera modelleras med hjälp av ett annat oberoende avrinningsområde, där endast de underjordiska flödena är kopplade till modellen för att simulera bidraget från gruvan
- en intern överföring av vatten från Luossajärvi till Tvillingsjösystemet via en fiktiv kanal för att simulera flödet från ett läckande gammalt rör.

I den konceptuella modellen i kapitel 5 antas det att yt- och grundvattendelare inte sammanfaller. Detta gäller dock för det djupare grundvattensystemet. I den typ av endimensionell modellering som görs i MIKE HYDRO River och NAM, som framför allt berör kopplingen mellan ytvattendrag och det ytliga grundvattnet i jordlagren, kan antagandet gälla.



Figur 6-1. Modellområde för MIKE HYDRO River och NAM (yttre svart/grön linje), delavrinningsområden för NAM (inre svart/gröna linjer) samt ingående vattendragsgränar i MIKE HYDRO River (blå linjer).

6.1.2 Hydrologisk modell – NAM

Modellområdet för NAM är indelat i 14 delområden, se Figur 6-1, längs med topografiska delavrinningsområdesgränser så att NAM-modellen kan förse MIKE HYDRO River med lokala avrinningsdata. NAM använder nederbörd, temperatur och potentiell evapotranspiration som drivdata för att simulera avrinningsprocesser. I avsnitt 3.1 beskrivs NAM modellens komponenter och processer.

6.1.3 Hydraulisk modell – MIKE HYDRO River

För att kunna beskriva dagens förhållanden över flöden, vattennivåer och vattenkvalitet samt hur dessa påverkas av gruvdriften konstruerades en 1-dimensionell hydrodynamisk modell. MIKE HYDRO River-modellen består av 5 vattendragsgrenar (Figur 6-1) som definieras av 30 uppmätta tvärsektioner och 77 tvärsektioner som uppskattats med hjälp av den digitala höjdmodellen och interpolering av bottenprofilerna mellan de observerade tvärsektionerna. Ytterligare 3 fiktiva grenar ingår för att simulera vattnet som pumpas ut från Luossajärvi med pumpen KP38, vattnet som läcker mot KP49 och vattnet som läcker in i Tvillingjösystemet via markvattentransport igenom den omättade zonen. Medelflödeshastigheterna för dessa fiktiva grenar är:

- KP38 = 0,0439 m³/s som ett konstant uttag året runt. Detta pumpflöde är det uppmätta medelflödet från KP38 mellan 2011 och 2020
- läckage mot KP49 = 0,012 m³/s. Den medelflödeshastigheten för läckaget mot KP49 uppskattades genom att lösa massbalansen vatten i uppsamlingsdammen för pump KP49.
- läckage mot Tvillingjärnsystemet = 0,02 m³/s. Orsaken till detta läckage är att förhöjda nivåer av klorid uppmättes vid AVA01 vilket inte enbart kan förklaras av bidragen från AVA15, AVA16 och det lokala inflödesområdet. Den enda andra kända källan med tillräckligt höga klorid-halter som kan förklara de förhöjda halterna vid AVA01 är vatten från Luossajärvi. Hypotesen är att det finns en läcka från Luossajärvi in i Tvillingjärnsystemet. Medelflödeshastigheten för läckan till Tvillingjärnsystemet uppskattades genom att lösa massbalansen av klorid i systemet vid AVA01.

Vattennivån i Luossajärvi regleras med hjälp av två luckor (utskovet ligger i nordvästra hörnet av Luossajärvi där kanalen och sjön möts), men LKAB använder endast en lucka i taget för att reglera sjönivån. Av denna anledning har utflödet från Luossajärvi modellerats med en grind och den stegvisa regleringstabellen som används i verkligheten (**Tabell 6-1**).

Tabell 6-1. Regleringstabell för luckorna vid Luossajärvis utskov.

Vattennivå i Luossajärvi	höjd (RH2000)	Position lucka (mm)
500,01	498,27	0
500,02	498,29	20
500,03	498,31	40
500,04	498,33	60
500,05	498,35	80
500,06	498,37	100
500,07	498,445	175
500,08	498,57	300
500,09	498,78	510
500,1	498,78	510

6.1.4 Spridningsmodell – MIKE 21

För att beskriva hur det eventuellt förorenade vattnet från Pahtajoki blandas och sprids efter utflödet i Rautasälven, har en tvådimensionell modell satts upp i MIKE21, se 2.1.2 och 3.2. Den tvådimensionella spridningsmodellen för Rautasälven har etablerats baserat på följande data:

- två inmätta tvärsektioner,
- en uppmätt längdprofil med bottennivå och vattendjup,
- höjdmodell,
- flygfoto och drönbilder.

Figur 6-2 visar läget för de två inmätta tvärsektionerna (röda markeringar) samt den uppmätta längdprofilen (ljusblå markering) längs med Rautasälven. I figuren visas även var utflödet från Pahtajoki sker (svart pil). Nedströms den inmätta sträckan har en detaljerad höjdmodell använts för att uppskatta batymetri i modellen. Eftersom höjdmodellen inte inkluderar batymetri som ligger under vattenytan, utan endast vattenytans nivå, har vattenytan sänkts med en nivå motsvarande medeldjupet i vattendraget för att erhålla en beskrivning av batymetri under vatten.

Modellområdet sträcker sig från strax uppströms Pahtajokis inflöde, förbi det inmätta området, och nedströms förbi ett område där det har bedömts att vattenmassan är fullt omblandad; se den mörkblå linjen i Figur 6-2.

Modellen belastas med uppmätta flöden som observerats under hösten 2020. Flödet vid mätstillfället var för Rautasälven ca 30 m³/s och för Pahtajoki 0,3 m³/s (VDM 2020).



Figur 6-2. Planvy över modellområdet och den del av Rautasälven som använts i spridningsmodellen.

6.2 Grundvattenmodell

6.2.1 Modellområde och randvillkor

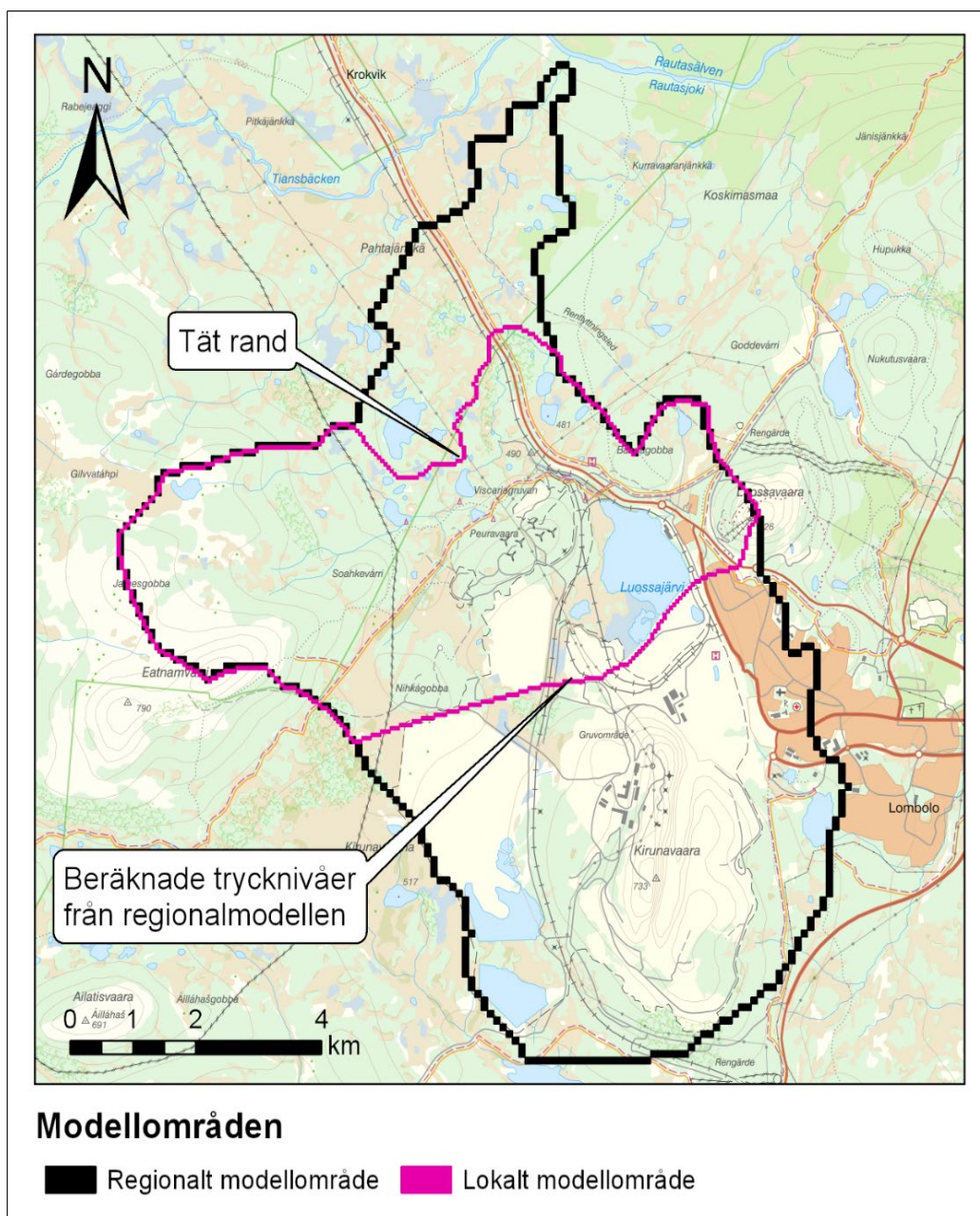
Två modellområden, ett lokalt och ett regionalt, har avgränsats (Figur 6-3). Det regionala modellområdet har avgränsats utifrån topografiska gränser under antagandet att yt- och grundvattendelare sammanfaller och täta ränder har ansatts på regionalmodellens yttre ränder i alla beräkningslager från markytan ner till modellens botten. Då antagandet om att yt- och grundvattendelare sammanfaller inte gäller för hela lokalmodellen så har olika randvillkor ansatts utmed den yttre randen på det lokala modellområdet. I de områden där lokalmodellens rand sammanfaller med regionalmodellen har täta ränder ansatts. En tät rand har även ansatts utmed lokalmodellens norra gräns då den följer en delavrinningsområdesgräns och grundvattenflödet över denna gräns antas vara begränsat.

Den södra randen utgörs av en tidsvarierande tryckrand som extraherats från beräkningar utförda i regionalmodellen, utmed denna rand kan ett flöde ske.

I både regionalmodell och lokalmodell utgörs övre randvillkor av nederbörd och potentiell evapotranspiration (PET), den faktiska totala evapotranspirationen beräknas under simuleringens gång. Bottenranden i de två modellerna är tät och ligger på nivån -800 m ö.h.

Regionalmodellen har en horisontell upplösning på 100 x 100 m och lokalmodellen 50 x 50 m. Den vertikala upplösningen varierar med djupet. Mer detaljer kring den vertikala upplösningen redovisas i avsnitt 6.2.3.

I samtliga beräkningar har transienta simuleringar utförts där indata över P, och T och varierar på dygnsbasis och PET på månadsbasis. Tidssteget i modellen varierar över simuleringens gång och minskar generellt sätt när flödesbelastningen i de ytliga systemen är stor, dvs vid större regn och vid snösmältning. Ett maximalt tidssteg på 3h i den mättade zonen och 1h i den omättade zonen har använts.



Figur 6-3. Modellområdets regionala och lokala utbredning.

6.2.2 Omättad zon

De hydrauliska egenskaperna för omättad strömning är tagna ur DHI:s interna databaser vars information baseras på både generiska och platsspecifika data för olika jordarter. Då det inte finns några platsspecifika värden på fältkapacitet eller mängden dränerbart vatten (mättad vattenhalt minus vattenhalt vid fältkapacitet) från prover tagna i Viscariaområdet så har värdena i databasen använts direkt i modellens s.k. base case utan att korrigeras. Eftersom värdena för de olika jordarterna i databasen vuxit fram som ett resultat från flertalet platsspecifika projekt där MIKE SHE modellen tillämpats på olika platser så antogs databasvärdena utgöra en bra start för modellparametrisering, givet avsaknaden av lokala data. Känslighetsanalyser har sedan utförts i modellen framför allt i syfte att undersöka känsligheten för hur mängden dränerbart vatten påverkar grundvattennivåerna samt utströmningen av grundvatten till områdets vattendrag vid perioder av hög infiltration respektive torka.

De omättade strömningsparametrarna för kristallint berg som finns i databasen motsvarar ett mycket tätt berg med dålig infiltrationskapacitet. I tidigare modellapplikationer (Werner et al. 2007; Bosson et al. 2008; Jutebring Sterte et al. 2018) så har detta täta berg överlagrats av ett tunt lager med mer genomsläppligt material, i Tabell 6-2 benämns detta "jord på urberg". I områden med berg i dagen har då de översta decimetrarna beskrivits som "jord på urberg" för att i modellen beskriva det tunna lager av mossa och jord som ofta överlagrar hållmarker. Då denna parametrering visat sig fånga avrinningen och grundvattenbildningen i områden med berg i dagen i tidigare modellstudier antogs denna parametrering även för Viscariaområdet. Det är dock värt att notera att sprickor i berget som går i dagen kan ha en väsentligt större infiltrationskapacitet. Dessa sprickor fångas inte med denna beskrivning av den omättade zonen i modellen. Detta kan leda till att den lokala grundvattenbildningen i områden med berg i dagen riskerar att underskattas.

Egenskaper från databasen kopplas till varje jordart i modellen och jordarternas lagerföljd följer den jordlagerföljd som presenteras i 4.1.4 samt i den konceptuella modellen som redovisas i kapitel 5.

Den vertikala upplösningen av den omättade zonen är finare än de beräkningslager som ansätts för den mättade zonen (se avsnitt 6.2.3). Den mer finupplösta uppdelningen av de omättade cellerna möjliggör mer flexibilitet vad gäller dynamiken för grundvattenytans läge. Den övre metern har en vertikal upplösning på 10 cm. Från 1 meters djup ner till 10 m djup är upplösningen 0,5 m och i djupintervallet 10–20 har den omättade zonen en upplösning på 1 meter. Under 20 m djup så är den vertikala upplösningen av den omättade zonen 2 m. Den omättade zonen är indelad i 9 klasser enligt Tabell 6-2 där även den mättade konduktiviteten, vattenhalt vid fältkapacitet och mättad vattenhalt för varje klass anges.

Tabell 6-2. Jordarter i den omättade zonen och deras hydrauliska egenskaper.

	Mättad hydraulisk konduktivitet (m/s) för beräkning av 1D omättat flöde	Mättad vattenhalt (-)	Vattenhalt vid fältkapacitet (-)
Gråbergsupplag	2×10^{-3}	0,3	0,09
Jord på urberg*	1×10^{-4}	0,5	0,3
Isälvs sediment	$4,2 \times 10^{-5}$	0,47	0,04
Grov morän	3×10^{-5}	0,38	0,2
Medelgrov morän	$1,5 \times 10^{-6}$	0,22	0,18
Tät morän	$1,5 \times 10^{-7}$	0,28	0,23
Torv	1×10^{-6}	0,7	0,6

*Jord på urberg motsvarar det tunna jord- eller mosslager som ofta förekommer i områden med berg i dagen. Detta mycket tunna jordlager reducerar den direkta ytavrinningen från berget och har påverkan på avrinning och infiltration i bergsområden.

6.2.3 Mättad zon

I MIKE SHE finns möjlighet att särskilja geologiska lager och beräkningslager. Ett geologiskt lager kan ha måktigheten noll vilket medför att tjockleken på lagret kan anpassas efter jordartens utbredning. Beräkningslagren måste dock vara kontinuerliga och en minsta tjocklek på 2 m har ansatts i både regional- och lokalmodellen. Detta innebär att ett beräkningslager kan innehålla flera olika jordarter. Egenskaperna från den geologiska modellen medelvärdesbildas då över beräkningslagrets tjocklek. Medelvärdesbildningen sker olika för egenskaper som styr den horisontella respektive den vertikala flödesriktningen. För den horisontella hydrauliska konduktiviteten beräknas medelvärdet så att den mest

genomsläppliga jordarten inom beräkningslagret får genomslag medan den minst genomsläppliga slår igenom i beräkningen av den vertikala hydrauliska konduktiviteten, dvs geometriskt respektive harmoniskt medelvärde tillämpas beroende på om det är horisontella eller vertikala konduktiviteten som skall beräknas.

Den geologiska modellen för jordlagren utgörs av 7 olika jordarter enligt den lagerföljd som presenteras i avsnitt 4.1.4. Hydrauliska egenskaper för varje jordart i modellen i termer av hydraulisk konduktivitet, vattenavgivningstal och magasincoeffcient listas i Tabell 6-3. Värdena på den hydrauliska konduktiviteten är trots undersökningar som gjorts i området förknippade med osäkerheter och värdena som listas i Tabell 6-3 är en första ansats baserat på lokal och generisk information. Att undersöka modellens känslighet för dessa värden är en central del i kalibreringsarbetet som redovisas i kapitel 0.

Berget har delats in i olika klasser beroende på om det är bakgrundsberg, sprickzoner eller malmzoner. Dessutom tillkommer inraszoner och områden med utlastad malm i och kring gruvgångarna i både Viscaria- och Kirunavaaragruvan samt egenskaper för den deformationszon som skapats vid Kirunavaaragruvan till följd av gruvverksamheten i området. Egenskaper för varje bergklass återfinns in Tabell 6-3.

Bergmodellens sprickzoner har definierats utifrån tolkade lineament i området (Mattson, 2021). Sprickzonernas bredd är den samma som bredden på lineamenten som återges i Mattson (2021). Medelvärdet på sprickzonerna bredd i modellen är ca 30 m. Alla tolkade lineament i Mattson (2021) antas vara vattenförande sprickzoner. Detta är ett konservativt antagande. Då ett av huvudsyftena med föreliggande studie är att utreda gruvans påverkan på yt- och grundvattennivåer så har detta antagande ansetts vara det bästa givet det begränsade dataunderlaget för berget utanför gruvans närområde. En påverkan kommer snarare överskattas än underskattas med detta antagande.

Det finns mycket begränsad information om vattenavgivningstal och specifik magasincoeffcient för områdets jordarter och de olika domänerna i berg (bakgrundsberg, sprickzoner, inraszoner etc.). Generiska värden från tidigare modellstudier har därför applicerats i basfallet för modellen, dessa värden har sedan varierats i känslighetsanalyser.

Egenskaper för deformationszonen vid Kirunavaaragruvan har ärvts från den grundvattenmodellering som rapporteras i Geosigma (2018) och Geosigma/Intera (2013). De övre 50 m av berget kring gruvan består av tre zoner, Deformationszon KUJ kod 3–5 i Tabell 6-3. Kod 5 omfattar den deformationszon som visas i Figur 6-6 medan kod 3 utgör ett område väster om zonen och kod 4 ett område öster om zonen. Kod 3 och 4 förekommer endast i de övre 50 m av berget medan utbredningen av deformationszonen (kod 5) sträcker sig ner till den understa spårnivån, dvs spårnivån som ligger på 1365 m.

Tabell 6-3. Hydrauliska egenskaper för de olika geologiska lagren i modellen.

	Horisontell hydraulisk konduktivitet (m/s)	Vertikal hydraulisk konduktivitet (m/s)	Vatten-avgivningstal, (-)	Specifik magasin-koefficient (/m)
Isälvsmaterial	1×10^{-4}	1×10^{-4}	0,34	0,2
Torv	6×10^{-7}	3×10^{-7}	0,4	0,05
Sjösediment	1×10^{-9}	1×10^{-9}	0,2	0,0001
Sandig morän	1×10^{-5}	1×10^{-6}	0,25	0,0003
Tät morän	5×10^{-6}	5×10^{-7}	0,25	0,0003
Fyllning	1×10^{-5}	1×10^{-6}	0,2	0,0001
Berg i dagen	1×10^{-6}	1×10^{-6}	0,2	0,0001
Inraszoner	1×10^{-3}	1×10^{-3}	0,2	0,0001
Utlastad malm	5×10^{-5}	5×10^{-5}	0,2	0,0001
Malmzoner	1×10^{-5}	1×10^{-5}	0,1	0,0001
Sprickzoner	1×10^{-6}	1×10^{-6}	0,1	0,0001
Bakgrundsberg	1×10^{-8}	1×10^{-8}	0,05	1E-6
Deformationszon KUJ kod5	$2,9 \times 10^{-5}$	$2,9 \times 10^{-5}$	0,1	0,0001
Deformationszon KUJ kod4	$6,9 \times 10^{-7}$	$6,9 \times 10^{-7}$	0,2	0,0001
Deformationszon KUJ kod3	$5,8 \times 10^{-4}$	$5,8 \times 10^{-4}$	0,2	0,0001

I den numeriska modellen har jordarterna delats in i tre beräkningslager medan berget har delats in i 17 beräkningslager. Tjockleken på ett beräkningslager kan variera inom modellområdet. I basfallet av modellen är det övre jordlagret är 2 m tjockt. Det andra jordlagret har en underyta som ligger 7 m under markytan och det understa jordlagret har en varierande tjocklek beroende på det totala jordlagrets mäktighet där underkanten definieras av underkanten på moränen. Det översta beräkningslagret i berg är 10 m tjockt i syfte att kunna beskriva de mer uppspruckna förhållandena i övergången mellan jord och berg. De övriga beräkningslagren i berget är generellt sett 50 m tjocka men är lokalt anpassade efter de två gruvornas utbredning. Genom kalibreringens gång kan mäktigheten på de olika jordlagren korrigeras som ett resultat av känslighetsanalysen.

6.2.4 Viscariagruvan

I grundvattenmodellen beskrivs orterna i gruvan som ett antal ledningar med atmosfärstryck i modellverktyget MIKE URBAN (se kapitel 3). Atmosfärstrycket medför att grundvatten flödar mot ledningen (orten) och inläckaget beräknas enligt beskrivning i avsnitt 3.4. Utbytet mellan bergmatrisen i MIKE SHE och ledningarna i MIKE URBAN, d v s orterna, sker kontinuerligt genom beräkningens gång. Inflödet till gruvan styrs av egenskaperna i berget samt vattengenomsläppligheten i orternas väggar. Det är den lägsta vattengenomsläppligheten som är begränsande, dvs egenskaperna i det omkringliggande berget styr vatteninflödet till gruvan. Det är möjligt att i modellen ansätta en injekterad zon kring gruvan, orterna har dock inte injekterats i modellen utan det antas vara egenskaperna på omgivande berg som styr inflödet till gruvan.

Geometri och lägen för befintlig underjordsgruva samt planerade dagbrott och underjordsgruva visas i Figur 6-4. Två gruvmodeller har etablerats, en modell som endast omfattar den befintliga vattenfyllda gruvan i A-zonen och en modell som beskriver utbredningen på planerade gruvor och dagbrott i A, B och D-zonen vid fullt utbruten gruva (Figur 6-4). För en mer detaljerad beskrivning av gruvans utformning vid denna tidpunkt hänvisas till den Tekniska Beskrivningen (Bilaga A). Då det finns osäkerheter kopplade till malmkropparnas faktiska utbredning på djupet så har ett antal konservativa antaganden kring gruvans framtida utbredning gjorts med utgångspunkt från modellen över brytrum daterad 17 juni 2021 (Krekula 2021). I det scenario som har simulerats i syfte att kvantifiera grundvattenpåverkan och uppfodrade vattenmängder från underjordsgruva och dagbrott så antas alla malmkroppar inom koncessionsområdena vara fullt utbrutna ner till 800 m djup. Genom detta antagande så simuleras ett konservativt fall med avseende på grundvattenpåverkan från verksamheten. För att beskriva den utbrutna malmkroppen i respektive A, B och D-zon har olika antaganden gjorts för varje malmkropp vilket beskrivs nedan.

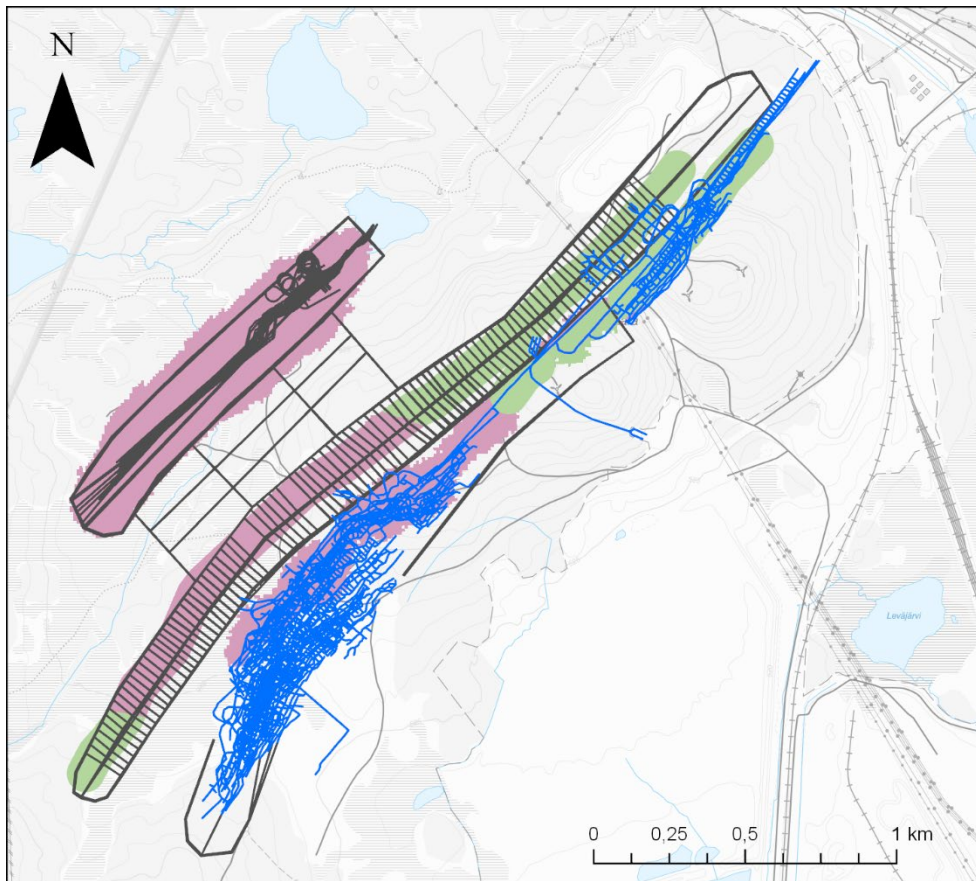
I A-zonen har den befintliga underjordsgruvans orter, schakter och brytrum, för vilka det finns en layout (enligt material erhållet från Copperstone/Viscaria old mine.pdf), utökats genom att nya orter anslutits till befintlig layout så att hela malmkroppen ner till 800m djup blir utbruten. I B-zonen finns ingen layout framtagen. För att i modellen beskriva hålrummen i malmkroppen i B-zonen har en solid skapats kring brytrummen i gruvmodellen (Krekula, 2021) och denna solid avgränsas i djupled från markytan ner till 800 m djup. I horisontalld avgränsas den av brytrummens maximala utbredning längs malmkroppens längdaxel och brytrummens maximala utbredning vinkelrätt mot malmkroppens längdaxel. Inom denna solid har orter med en diameter på 30 m² placerats var 25:e meter utmed djupet på gruvan. På varje 25 metersnivå placeras orter med 25 m mellanrum tvärs malmkroppen, se Figur 6-5. Samma princip som för B-zonen har tillämpats i D-zonen, dvs en solid har skapats kring malmkroppen som avgränsas från markytan ner till 800 m djup på samma sätt som för B-zonen. Dock finns ett äldre förslag till layout framtaget för underjordsgruvan i D-zonen (baserat på gruvlayout enligt "Viscaria new mine.pdf" erhållet från Copperstone), denna layout tillämpades i inledande beräkningar när principerna för avsänkings- och inflödesberäkningar testades i modellen. Då denna layout fanns etablerad i MIKE URBAN efter de inledande testerna så har den layouten utgjort grunden för beskrivningen av orter i D-zonen. Utifrån den tidiga layouten för gruvan i D-zonen, som omfattade endast en mindre del av malmkroppen, så har orter lagts till var 25:e djupmeter enligt samma princip som för D-zonen så att hela malmkroppen kan antas vara utbruten ner till 800m djup. En planvy över orterna i D-zonen visas i Figur 6-4. Orterna i samtliga malmkroppar beskrivs i den kopplade MIKE SHE-MIKE URBAN modellen som ledningar med atmosfärstryck till vilka vatten tillåts flöda in givet omgivande bergs egenskaper.

Kring varje malmkropp antas berget vara dränerat och skärs av orter, schakter och ramper, den exakta placeringen på dessa hålrum i berget är inte fastlagd men de uppskattas utgöra en total volym på ca 2215 m³ (Krekula 2021). Från randen på varje malmkropp och 100 m ut har därför hålrum i berget som motsvarar en total volym på 2215 m³ ansatts. Dessa hålrum beskrivs i modellen som orter längs med varje malmkropp och de placeras på samma nivåer som orterna inom malmkroppen, dvs orterna på varje 25 metersnivå ansluter orterna som ligger 100 m utanför malmkroppen, se Figur 6-5. Hålrummen beskrivs som ledningar i MIKE URBAN, ledningarna har en tvärsnittsytta på ca 30 m².

Utöver orter, schakter och brytrum i malmkropparna så kommer ett område mellan malmkroppen i D- och B-zonen att brytas ut. Dessa områden kommer användas för kommunikation mellan malmkropparna och antas bestå av 2 parallella orter var hundrade djupmeter. Mellan dessa orter planeras 4 tvärorter samt ett antal skipschakt, ventilationsschakt och bergrum. Alla hålrum i berget mellan de två malmzonerna antas tillsammans utgöra en volym som motsvarar 240 Mm³ hålrum. Dessa hålrum beskrivs också som ledningar med atmosfärstryck i den kopplade MIKE SHE – MIKE URBAN modellen, ledningarnas läges illustreras i Figur 6-4.

Ett dagbrott anläggs i varje malmkropp enligt Figur 6-4. Dagbrotten i A och B-zonen är i scenarioberäkningarna som återspeglar den s.k. Fas 3, dvs fullt utbruten gruva delvis

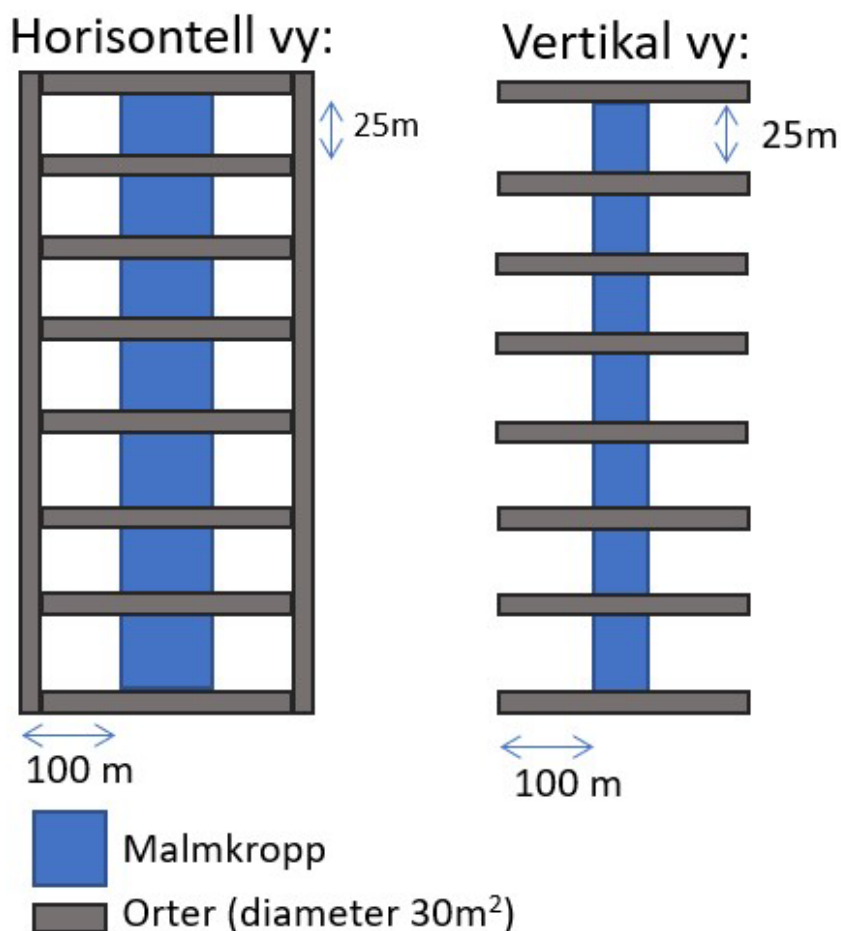
igenfyllda. Dagbrotten i B-zonen och delar av A-zonen är beskrivna som diken med en bredd på 120 m och ett djup på 60 m. Maximal utbredning på dagbrotten innan igenfyllnad visas också i Figur 6-4. Dagbrotten beskrivs i MIKE SHE-modellen som områden med en modifierad topografi som motsvarar utbredningen och geometrin på de planerade dagbrotten samt med ett internt randvillkor i alla beräkningsceller inom dagbrottet som medför att dagbrotten är torrlagda.



Utbredning: befintlig samt planerad underjordsgruva och dagbrott

- befintlig underjordsgruva
- planerad underjordsgruva
- dagbrott
- igenlagt dagbrott i fas 3

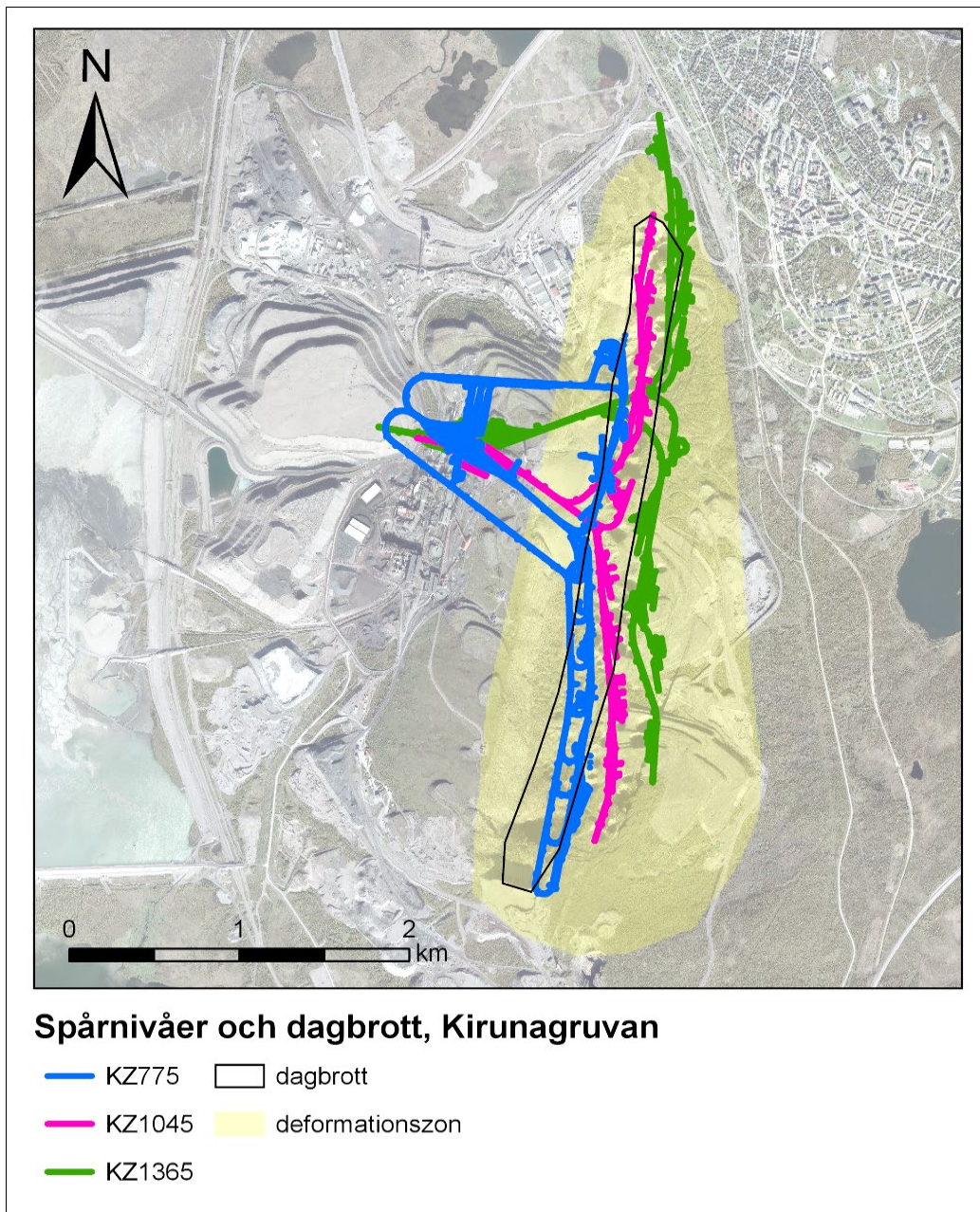
Figur 6-4. Planvy som visar utbredningen av den befintliga vattenfyllda gruvan i A-zonen, planerad underjordsgruva i B- och D-zonen samt de tre planerade dagbrotten i A-, B och D-zonen. Grön färg visar de delar av dagbrotten som kommer att vara återfyllda i Fas 3. Mellan malmkropparna i B- och D-zonen finns ett område med tunnlar och berggrum för transport och infrastruktur.



Figur 6-5. Detaljvy i horisontal- och vertikalvy över orternas placering inom varje malmkropp. Orterna på varje nivå antas ansluta till de tunnlar som placeras 100 m från randen på varje malmkropp.

6.2.5 Kirunavaaragruvan

Kirunavaaragruvan är översiktligt beskriven i regionalmodellen genom att de beräkningsceller som står i kontakt med gruvgångar och inraszoner i de tre spårnivåerna (benämnda 775, 1045 och 1365dat) är ansatta som interna ränder. Vatten dräneras bort i de celler som sammanfaller med gruvan på respektive spårnivå. Utbredning av gruvan på varje nivå illustreras i Figur 6-6. I figuren visas även utbredningen av den deformationszon som uppstått till följd av gruvbrytningen. Utbredningen och egenskaperna på denna zon har definierats i tidigare modellstudier utförda som underlag till LKAB:s miljöprövning angående utökad brytning på spårnivå 1365 (Geosigma 2018). I basfallet för regionalmodellen har samma värden som redovisas i (Geosigma/Intera 2013) använts.



Figur 6-6. Spårnivåer och deformationszon i Kirunavaaragruvan. Deformationszonens utbredning enligt Geosigma/Intera (2013).

7 Metodik för kalibrering och känslighetsanalys

I detta kapitel beskrivs kalibreringsprocessen och känslighetsanalysen av ytvattenmodellen (MIKE HYDRO River kopplad till NAM-modellen, samt Mike 21 för Rautasälven) och den integrerade yt- och grundvattenmodellen (MIKE-SHE och MIKE HYDRO River.). Den övergripande metodiken och beskrivning av modellverktygen redogörs i kap 2 och kap 3. Syftet med en kalibrering är att justera ingående modellparametrar så att modellresultaten överensstämmer med uppmätta värden på bästa möjliga sätt. Metodiken för kalibreringen av ytvattenmodellen beskrivs i avsnitt 7.1 och för den integrerade yt- och grundvattenmodellen i avsnitt 7.2. Anledningen till att kalibreringsmetodikerna beskrivs i två separata kapitel är att data och processer som är i fokus skiljer sig åt mellan modellerna. Dessutom kan kalibreringsmålen variera beroende på syfte med modellen och om det är en ren ytvattenmodell eller en integrerad yt- och grundvattenmodell. Resultaten från kalibreringen av ytvattenmodellen beskrivs i kapitel 8, medan resultaten från framtida scenarier redovisas i kapitel 9. Resultaten från kalibreringen av den integrerade yt- och grundvattenmodellen beskrivs i kapitel 10 och resultat för olika typår samt framtida scenarier beskrivs i kapitel 11.

Det är viktigt att notera att resultaten från ytvattenmodellerna som redovisas i kapitel 9 är framtagna med en förenklad beskrivning grundvattendynamiken i området. Hänsyn tas framför allt till det ytliga grundvattenmagasinet i jordlagren genom att ett basflöde från grundvattnet bidrar till flödet i vattendragen, processer i det djupa berget och detaljer i omsättningen av ytligt och djupt grundvatten beaktas däremot inte i ytvattenmodellen. I kapitel 10 och 11 redovisas också beräknade flöden för området vattendrag. De resultat som redovisas i kapitel 10 och 11 är dock ett resultat av de integrerade processerna på ytan, i jord och berg. Avrinningsprocesserna på ytan, infiltration och grundvattenbildning i jordlagren samt utbyte mellan ytligt och djupt grundvatten beskrivs genom distribuerade egenskaper och tidsvarierande processer i den integrerade yt- och grundvattenmodellen. De beräknade ytvattenflödena i områdets observationspunkter för ytvatten skiljer sig åt beroende på hur de beräknas och vilka processer som inkluderas i beräkningarna. Flödesresultat från ytvattenmodellen har under arbetets gång jämförts med motsvarande resultat från den integrerade yt- och grundvattenmodellen för att uppnå så samstämmiga resultat som möjligt i de olika modellkoncepten.

Förenklat kan sägas att kalibreringskraven för den rena ytvattenmodelleringen i ytvattenmodellen är högre än i den integrerade yt- och grundvattenmodellen. Detta för att komplexiteten i den integrerade yt- och grundvattenmodellen är större genom att de sammantagna resultaten av inom och mellanårsvariationer i vattenbalans, grundvattennivåer, in- och utströmningsdynamik skall bedömas i denna modell. Kalibreringskraven i varje komponent av den integrerade yt- och grundvattenmodellen blir därför generellt sett lägre ställda för att ta hänsyn till alla delar av det kopplade hydrologiska och hydrogeologiska systemet. Vidare är det betydligt mer komplext att definiera modellgeometrier under markytan och därför medför grundvattenmodeller en större förenkling av verkligheten än en ren ytvattenmodell. Detta innebär också att kalibreringskraven på en kopplad yt- och grundvattenmodell generellt sett blir lägre.

De beräknade ytvattenflödena från den integrerade yt- och grundvattenmodellen har inte använts för beräkning av vattenkvalitet utan har utvärderats i syfte att analysera hur framtida gruvdrift och dess påverkan på grundvattensystemet återspeglas i ytvattenflödena i områdets vattendrag.

7.1 Ytvattenmodell

I detta avsnitt beskrivs kalibreringsprocessen för ytvattenmodellen som används för flöde och vattenkvalitet (2.1.1). Avsnittet inkluderar den hydrologiska kalibreringsprocessen av MIKE HYDRO River kopplad till NAM-modellen (7.1.1), vattenkvalitetsmodellen (7.1.2) samt MIKE 21 som beskriver spridning i Rautasälven (7.1.3).

7.1.1 Ytvattenmodellen

Ytvattenmodellen, var kopplingar mellan olika numeriska verktyg beskrivs i kapitel 2, kalibrerades mot flödesdata. Flödesmätare finns vid fyra punkter: AVA01, AVA02, AVA15 och AVA14 (Figur 4-12). De tre första punkterna började mätas i april 2018, medan AVA14 började mätas först i augusti 2020. Detta ger 898 dagar för kalibrering vid AVA01, AVA02 och AVA15 och 61 dagar för stationen AVA14.

För kalibrering av områden där lokala mätdata saknas används modellerade flödesdata från SMHI:s S-HYPE-modell (<https://www.smhi.se/data/hydrologi/vattenwebb>). Data från S-HYPE är inte stationskorrigerade (kalibrerade mot observationer), utan kalibrering av S-HYPE-modellen baseras på andra regioner som anses ha liknande hydrologiska egenskaper.

I ett första steg för att kalibrera ytvattenmodellen används en auto-kalibreringsrutin som finns inbyggd i det numeriska verktyget NAM. Denna kalibreringsrutin ger en första uppskattning av rimliga värden på ingående parametrar. Auto-kalibreringsrutinen börjar med en standarduppsättning av värden på ingående parametrar och jämför modellresultatet mot observationerna med avseende på RMSE (root-mean-square error) och vattenbalansen. Rutinen uppskattar sedan de nödvändiga korrigeringarna som behöver göras i parameteruppsättningen och upprepar proceduren för ett förutbestämt antal iterationer.

Det första steget följs sen av en manuell kalibrering för att finjustera modellen. En manuell kalibrering är ofta ett nödvändigt steg för att få modellen att fånga platsspecifika processer och inomårsdynamik i flöden och nivåer. Detta beror på att den automatiska kalibreringsrutinen är avsedd att producera en modell som fungerar bra med avseende på allmänna kriterier, t.ex. ackumulerat flöde och RMSE och detta kan ge en modell som inte återger specifika delar av hydrografien som är av intresse. I detta arbete lades vikt vid att modellen skulle kunna prestera bra vid simulering av låga flöden och i mindre utsträckning topparna under högflödesperioder. Detta krävdes en manuell kalibrering för att uppnå.

Slutligen i kalibreringsprocessen för ytvattenmodellen hanteras framför allt i MIKE Hydro. Detta steg är också en iterativ process där värdet på Mannings tal justeras för att öka eller minska de modellerade vattennivåerna så att de bättre överensstämmer med nivåer som observerats vid de fyra observationspunkterna. Mannings tal används för att beskriva bottenråheten i vattendraget. Mannings tal varierar beroende på om det är en plan bottenyta eller om det tex är mycket vegetation.

När modellen kalibrerats mot data för dagens situation så används den i nästa steg för beräkning av olika framtida scenarier. I dessa scenarier analyseras ytvattensystemets påverkan av klimat (torra, normala och våta perioder), gruvverksamhet under jord och processer kopplade till det yttre systemet.

7.1.2 Vattenkvalitet

Det finns risk att gruvverksamheter kan påverka den omgivande miljön (SGU 2020). Hur mycket en gruvverksamhet får påverka miljön regleras av lagen och kan variera beroende på till exempel vad som bryts, omgivande natur, skyddsobjekt och närhet till människor (Karlton 2008). Utsläpp av metaller och andra ämnen sker via yt- och grundvatten och har som vanligast störst påverkan på närliggande vattendrag (SGU 2020). För att utvärdera vattenkvaliteten i Viscaria har en modell för ämnestransport som också är kopplad till hydrologin tagits fram. Hydrologimodellen består av den kalibrerade ytvattenmodellen som beskrivs i avsnitt 2.1, 6.1 och 8.1, som använts för att göra beräkningar av vattenkvalitet utmed de inkluderade vattendragen. Transportmodellen består av en advektions-dispersions-modell (AD-modell) som baseras på den endimensionella AD-ekvationen (Ekvation 1). Ekvationen beskriver transport av konservativa ämnen och antar att ämnet är helt blandat över ett vattendrags tvärsnitt. Koncentrationsberäkningarna sker i varje tidssteg och kräver därför utdata (resultat) från den hydrodynamiska modellen i tid och rum. AD-ekvationen är följande:

$$-AKC + qC_2 = \frac{\partial AC}{\partial t} + \frac{\partial QC}{\partial x} - \frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right) \quad (1)$$

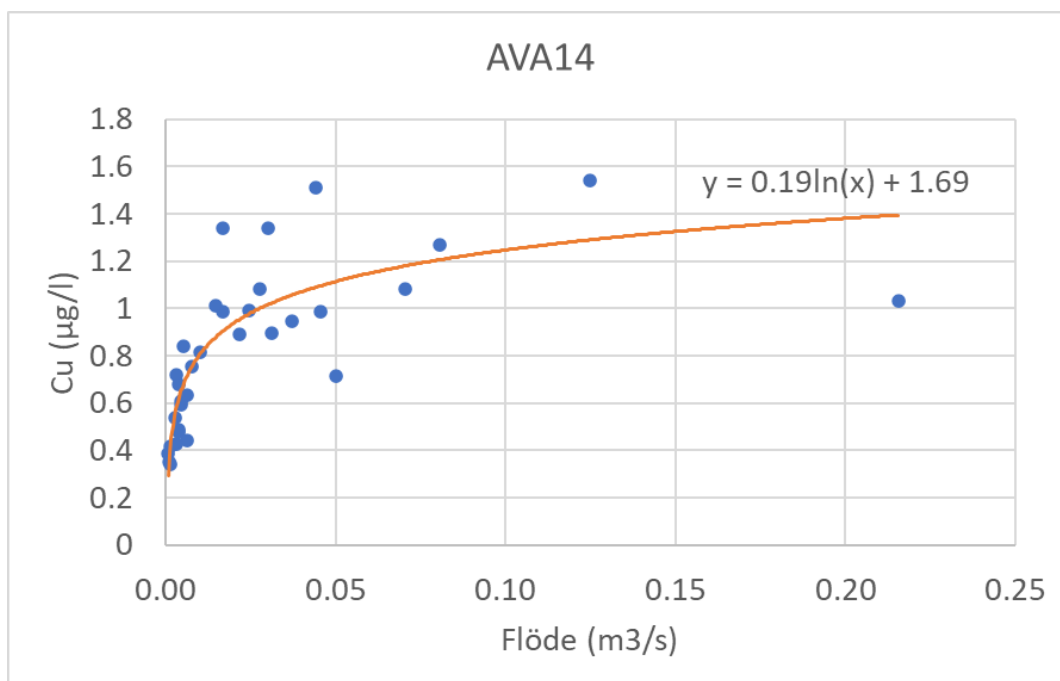
I ekvation 1, beskriver termen $\frac{\partial QC}{\partial x}$ advektiv transport, $\frac{\partial}{\partial x} \left(AD \frac{\partial C}{\partial x} \right)$ beskriver diffusiv transport, $\frac{\partial AC}{\partial t}$ beskriver koncentrationsförändringen. C, beskriver koncentrationen av ett konservativt ämne, C₂ är en källa, D är dispersionskoefficienten, K är en sönderfall/nedbrytningskoefficient, t är tid, x är avstånd, q är flöde och A är tvärsnittets area.

I de genomförda AD-beräkningarna har valideringen av vattenkemi genomförts i sex observationspunkter för sex olika ämnen. De sex observationspunkterna utgörs av AVA01, som ligger nedströms utloppet av den stora tjärnen i Tvillingtjärnsystemet, AVA14, som ligger i uppströmsdelen av Pahtajoki, AVA02, som ligger i Pahtajoki vid E10, AVA15, som ligger i uppströmsdelen av Tvillingtjärnsystemet, KVA145, som ligger vid Luossajärvi och KVA179, som ligger i nedströmsdelen av Pahtajoki precis innan utloppet till Rautasälven (Avsnitt 4.2, Figur 4-12). Valideringsresultaten inkluderar kobolt (Co), koppar (Cu), klorid (Cl), zink (Zn), uran (U) och sulfat (SO₄). Valideringen har utförts mot uppmätta momentanvärden där ställvisa vattenprover tagits för kemisk analys av bland annat de sex ämnen som använts vid valideringen. I modellen utförs dock en kontinuerlig beräkning av koncentrationer och detta ska tas hänsyn till när beräknade halter jämförs med uppmätta värden.

För att kunna modellera ämnestransport på ett så bra sätt som möjligt är det nödvändigt att representera bidraget från de olika delområden. Eftersom det sällan är möjligt att ha tillgång till observerade data för detta för alla perioder som bör simuleras krävs en modellösning. Ett vanligt sätt att lösa detta är genom regressionsanalys, där man med tillräckliga mängder flödes- och koncentrationsdata kan hitta ett samband mellan flödes och koncentration (Godsey et al. 2009). Sambandet beskrivs av en matematisk funktion som bäst passar observerade data. Till exempel finns det uppmätta koncentrationer och flöden för observationspunkten AVA14, som ligger i den övre delen av Pahtajoki (Figur 4-12). Genom att plotta koncentrationerna mot flödena hittas ett mönster, och en funktion kan härledas genom kurvanpassning.

Vid kurvanpassningen var målet att hitta ett så högt R² värde som möjligt, vilket skedde genom att testa olika funktionstyper (t ex power, linjär och exponentiell funktion). R² är ett statistiskt mått på hur väl den matematiska funktionen passar de observerade värdena, där 1 är en perfekt anpassad funktion och 0 visar på inget samband alls. Den funktionstyp som gav högst R² värde användes slutligen för att beskriva sambandet mellan koncentrationsvariationer och flöden. Figur 7-1 visar ett exempel för AVA14 och koppar där R² efter kurvanpassningen var 0,69, vilket tyder på att en stark korrelation mellan flöde och koncentration.

Liknande regressionsanalyser har utförts för uran, zink, kobolt, sulfat, klorid, kalcium och löst organiskkol samt för de andra observationsstationerna som har använts i beräkningarna (t.ex. KVA176, AVA17, AVA15, AVA25). För AVA16 fanns koncentrationsdata men inga uppmätta flödesdata varför modellerade flödesdata användes i stället. Dessa matematiska funktioner tillåter modellen att interpolera koncentrationen av ett ämne för tider då det inte finns några mätningar. För att regressionsanalysmetoden ska ge så bra resultat som möjligt är det av stor vikt att det finns tillräckliga observationer och att dessa är tillförlitliga. För närvarande bedöms resultaten av regressionsanalysen vara tillfredsställande utifrån kalibreringsresultaten (se avsnitt 8.1). Modellen kan förbättras i framtiden genom att utföra nya regressionsanalyser om mer observationsdata finns tillgänglig.



Figur 7-1. Uppmätt Cu-halt och uppmätt flöden vid AVA14.

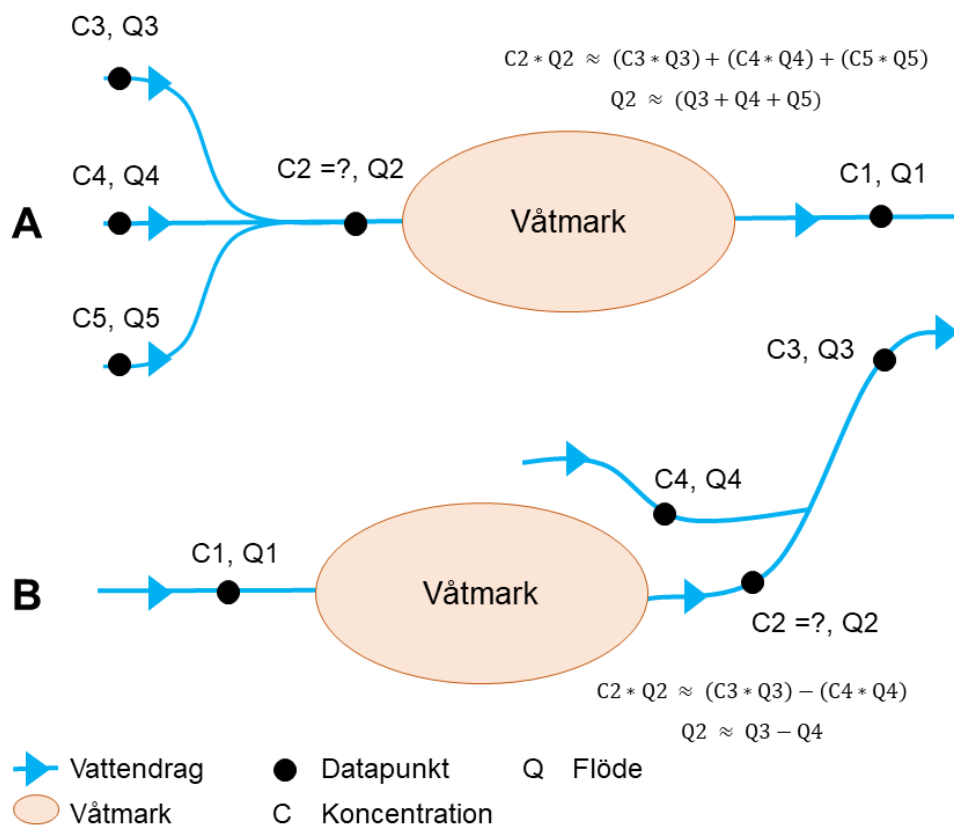
Det finns tre större våtmarker i området som vattendragen passerar (Figur 4-13). Våtmarker tenderar att förändra vattenkemin från inlopp till utlopp beroende på fysikaliska, kemiska, biologiska och biokemiska processer. Påverkan från dessa processer skiljer sig från ämne till ämne och från plats till plats. Generellt har man sett en minskad koncentration av metaller som passerar våtmarker (Matagi et al. 1998; Lidman et al. 2014; Mohammed et al. 2017). Metaller utfälls bland annat av humiska ämnen samt hydrooxider, sedan genom adsorption som binder de utlösta metaller till ytorna i sedimenten och fastläggs i våtmarkerna. En minskande koncentration kan också observeras från inlopp till utlopp av vittrande ämnen (t ex magnesium). Då våtmarkerna inte innehåller vittrande mineraljord tenderar vattenbidraget från våtmarker att späda ut koncentrationen (Lidman et al. 2014; Jutebring Sterte et al. 2021).

För att utvärdera hur våtmarkerna påverkar kemin i vattendragen har kemin vid våtmarkernas in- och utlopp jämförts på månadsbasis. Skillnaden på koncentrationen från inlopp till utlopp vid en våtmark har använts för att ta fram en månadsvis förändringsfaktor som approximerar den kombinerade effekten av de olika processerna som minskar koncentrationerna i dessa våtmarker. Då det inte fanns data tillgänglig antingen direkt vid ett inlopp eller utlopp vid en våtmark har koncentrationerna uppskattats utifrån data längre uppströms eller nedströms punkten, och viktats baserade på flöde (Figur 7-2). De tre våtmarkernas förändringfaktorer är baserade på stationerna listade i **Tabell 7-1**. Alla kemiresultat från modellen är justerade enligt dessa förändringsfaktorer.

Tabell 7-1. Stationer som använts för att beskriva koncentrationen i vattendragen före och efter de tre våtmarkerna. Då vissa av inloppen/utloppen saknat data har dessa baserats på ett volymviktat medel av stationerna upp/nedströms punkten.

	Inlopp baserat på	Utlopp baserat på
Våtmark A	AVA15, AVA16 och Luossajärvi*	AVA01
Våtmark B	KVA145	AVA02 och AVA14
Våtmark C	AVA01	KVA179 och AVA02

*Det finns ett flöde från AVA16 också, men få observationer. Då bidraget är litet från detta vattendrag antas det inte påverka koncentrationen.



Figur 7-2. Schematisk figur som visar två exempel på hur okända koncentrationer har beräknats. De två exemplen är baserade på Våtmark A och Våtmark B (Tabell 7-1).

7.1.3 Spridningsmodell MIKE 21 för Rautasälven

För att modellerade nivåer i vattendraget ska stämma med uppmätta värden kalibreras friktionsförlusterna i Rautasälven med hjälp av Mannings M , vilket är ett mått på bottenråheten i vattendraget. Kalibreringen utförs för en tidpunkt för vilket det finns uppmätta flöden och nivåer. Överensstämmer nivåerna i vattendraget med observationer för en viss flödessituation simuleras rätt hastighet i vattendraget för samma flöde. Flödehastigheten påverkar även bottenstjuvspänningen i vattendraget. Hastighet och bottenstjuvspänning påverkar i sin tur omblandningen i vattendraget.

Dispersionskoefficienten är ytterligare ett mått på hur snabbt omblandning sker. Denna parameter kalibreras mot genom att i varje steg av kalibreringen utvärdera hastigheten för olika värden på koefficienten. Denna parameter kalibreras genom att utvärdera den modellerade spridningen mot resultat från ett genomfört spårämnesförsök längs flödesträckan för olika värden på koefficienten.

Dispersionskoefficienten brukar uppskattas med ett empiriskt samband enligt,

$$D = K \times u \times h \quad (2)$$

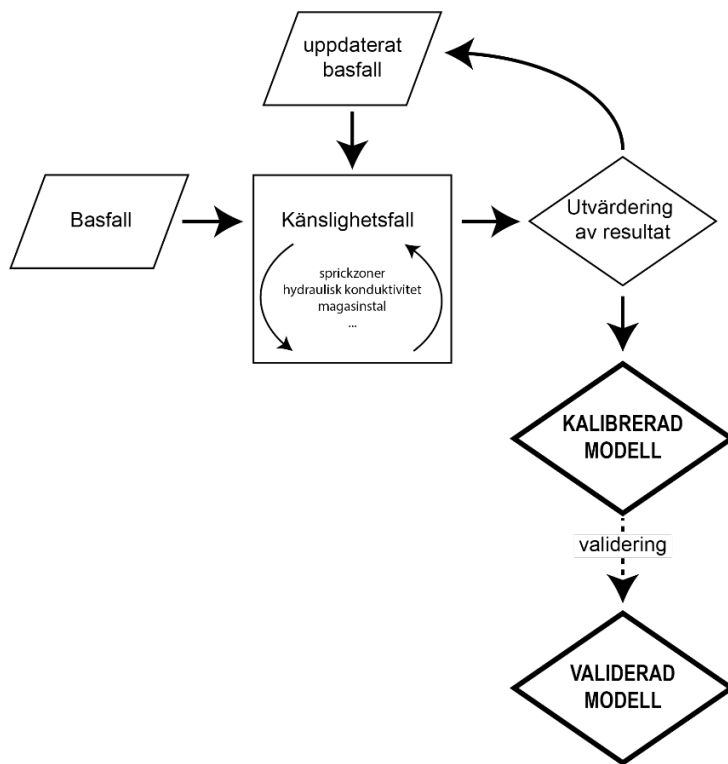
I ekvation 2 är K en konstant som i naturliga svagt meandrande vattendrag brukar ligga mellan 0,4 och 0,8, u är vattnets stjuvhastighet och h är vattendjupet (Fischer et al. 1979). För denna undersökning togs inte hänsyn till den lokala variabiliteten i u och h , i stället användes deras medelvärden över den 2D-modellområden. Skälet för att göra detta är att det skulle kräva ett betydligt mer detaljerat mätprogram för att uppnå med bara små skillnader i resultaten. Detta beror främst på den relativt korta flodsträckan som modelleras, dvs medelvärdena är goda approximationer för dessa variabler lokalt.

7.2 Integrerad yt- och grundvattenmodell

Då dataunderlaget vad gäller egenskaper i jord och berg samt tidsserier över grundvattenobservationer från platsen är begränsat, så har stor vikt i kalibreringsarbetet lagts på känslighetsanalyser i syfte att kvantifiera modellens känslighet för olika parameterintervall. Genom att utföra ett stort antal känslighetsanalyser med fokus på olika delar av systemet, där en parameter i taget varieras inom rimliga fysikaliska gränser, så ges en bra bild av hur modellen fångar de rådande hydrologiska och hydrogeologiska processerna på platsen samt vilka osäkerheter som dessa resultat är förknippade med.

Dataunderlaget vad gäller flöden i områdets vattendrag anses som relativt bra eftersom det finns data från flertalet punkter i området och för alla säsonger. Tillgången på långa tidsserier över grundvattennivåer är dock mer begränsat. Den hydrogeologiska beskrivningen av bergmatrisen är förknippad med osäkerheter, och för att minska dessa osäkerheter har en omfattande känslighetsanalys av bergets hydrogeologiska egenskaper genomförts i samband med kalibreringen av den integrerade yt- och grundvattenmodellen. Syftet med kalibreringen har varit att uppnå en platsövergripande vattenbalans där observerad och beräknad avrinning samt interaktionen mellan yt- och grundvatten stämmer överens med den kunskap om och konceptuella förståelse för områdets hydrologi och hydrogeologi som finns tillgänglig utifrån de observationer som gjorts. Målet har dels varit att uppnå en dynamik i vattendragen som återspeglar inomårsvariationer, dels att den totala avrunna volymen på årsbasis stämmer överens med observationer. Därtill har grundvattenobservationer i bergborrhålen och i den vattenfyllda gruvan varit ett viktigt stöd i kalibreringen av grundvattensystemet i jord och berg. På grund av det begränsade underlaget berör det enda kvantitativa kalibreringsmålet för den integrerade yt- och grundvattenmodellen den ackumulerade avrunna volymen i områdets vattendrag, där målet är att uppnå en beräknad avrunnen volym som inte avviker mer än 20% från observerade värden.

Figur 7-3 visar en schematisk bild över metodiken för kalibreringsprocessen. Vid kalibreringen läggs huvudfokus på de hydrologiska och hydrauliska egenskaper (parametrar) som identifierats som prioriterade i samband med att den konceptuella modellen etablerades (se kapitel 5). Ett första beräkningsfall (basfall) definieras utifrån bästa tillgängliga indata samt rådande konceptuell förståelse. Detta basfall, som numeriskt beskrivs i kapitel 1, uppdateras sedan stegvis utifrån resultat i känslighetsanalyser där olika modellparametrar systematiskt går igenom och testas för att se hur de påverkar modellresultaten och deras överensstämmelse med observationer.

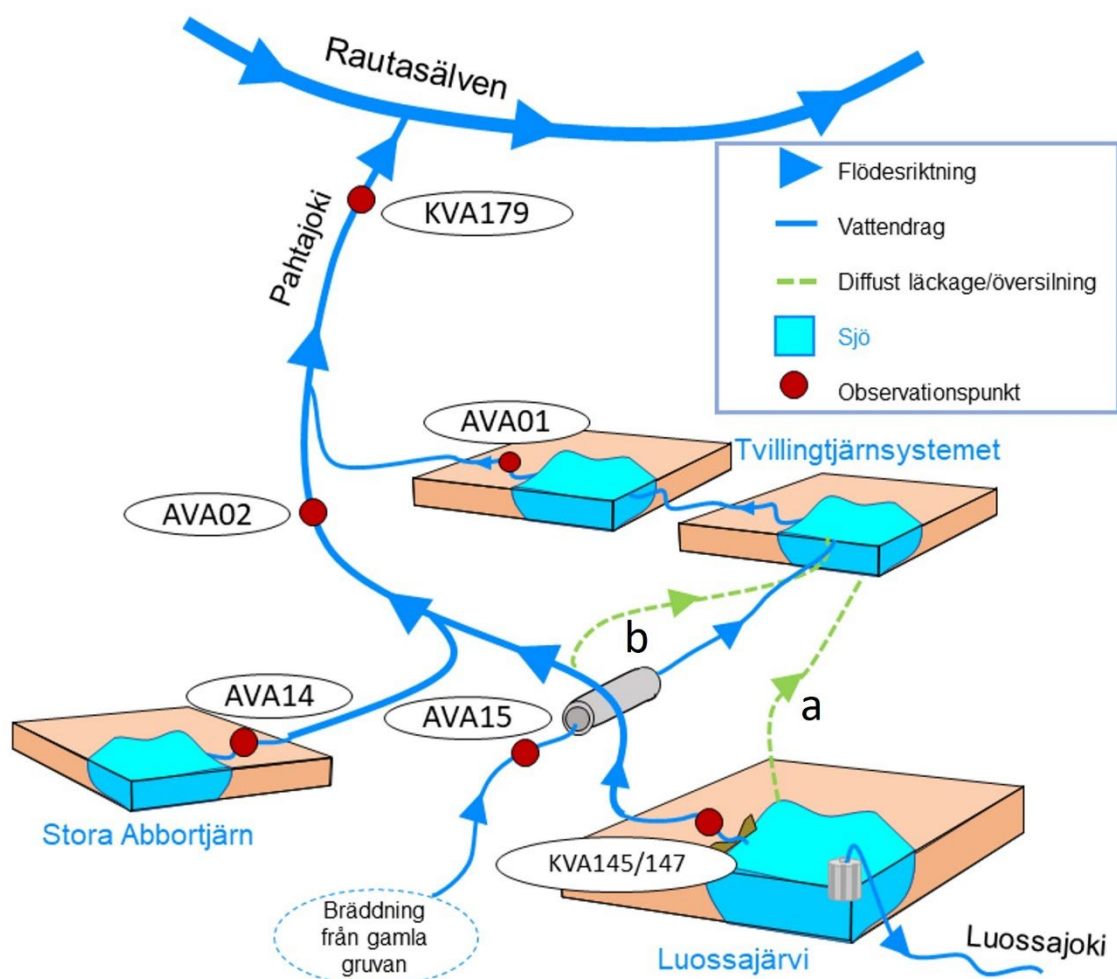


Figur 7-3. Schematisk bild över kalibreringsmetodik från ett första basfall, baserat på bästa möjliga indata, till kalibrerad och testad modell via känslighetsanalyser.

För att verifiera att modellen inte bara ger en god överensstämmelse för kalibreringsperioden (oktober 2017 t.o.m. oktober 2020) bör den kalibrerade modellen testas för en annan tidsperiod. Detta innebär att den kalibrerade modellen simuleras för en annan vald tidsperiod och överensstämmelsen mellan observationer och modellresultat för denna period utvärderas. Överensstämmelsen mellan uppmätta och modellerade värden skall vara likvärdig mellan de två perioderna för att verifieringen ska anses godtagbar. I kalibreringsprocessen är det viktigt att fånga såväl inomårsvariationer som mellanårsvariationer: alla tillgängliga data från lokala mätningar vid tidpunkten för kalibreringen har därför utnyttjats. Vartefter resultat från påbörjade mätningar erhålls kommer kompletterande tidsserier bli tillgängliga vilka kan användas för att ytterligare verifiera modellen. Modellen har dock validerats genom att den har testats mot observationer från två tidsperioder utanför kalibreringsperioden. Det första testet bestod i att simulera en tömning av den nu vattenfyllda gruvan i AB-zonen. Observationer av uppumpat vatten från gruvan, då denna var i drift, jämförs med beräknade värden av inflödande grundvatten till gruvan. Det andra testet som utfördes var att jämföra beräknade grundvattennivåer mot observationer i ett antal nyinstallerade grundvattenrör som inte ingick i dataunderlaget för kalibreringen. Dessa rör lodades under vintern 2020/2021, dvs en tidsperiod som ligger utanför kalibreringsperioden. Beräknade värden för grundvattennivåer i samma punkter för de vinterperioder som omfattas av kalibreringsperioden jämfördes mot observationer i de nya rören från vintern 2020/2021.

8 Kalibrering ytvattenmodell

I detta kapitel redovisas stegvisa förändringar av ytvattenmodellen som gjorts under kalibreringens gång samt slutliga kalibreringsresultat. Kalibreringsmetodiken presenteras i avsnitt 7.1. I avsnitt 8.1 ges exempel på hur modellberäknade flöden, nivåer och halter förändrats genom kalibreringsprocessen, i avsnitt 8.2 redovisas hydrodynamiska resultat, i avsnitt 8.3 redovisas vattenkvalitetsresultat, och i 8.4 redovisas resultaten från spridningsmodellen för Rautasälven. Kalibreringsresultat presenteras för ett urval av representativa mätpunkter där mätningar utförs både med avseende på flöde och kemi. Observationspunkter inkluderar AVA01, AVA02, AVA14, AVA15, KVA145 och KVA147 samt KVA179. Vattenkemin i Luossajärvi har kalibrerats mot både KVA145 och KVA147 medan flöden ut från sjön har kalibrerats mot KVA145 utifrån uppmätta sjönivåer. Vid KVA179 har endast vattenkvalitet mätts, medan vid övriga punkter har även flöde mätts. För mer information om den konceptuella modellen och platsförståelsen som ligger till grund för ytvattenmodellen se avsnitt 5.2 och Figur 5-1.



Figur 8-1 Placering av observationspunkter inkluderade i kalibreringsresultaten: KVA145/147: utlopp Luossajärvi, AVA15 – Bräddning från gamla gruvan, AVA01 – utlopp Twillingjärnsystemet, AVA14 – utlopp Stora Abbortjärn, AVA02 – uppströms Pahtajoki, KVA179 – utlopp Pahtajoki.

8.1 Stegvisa förändringar i modellen under arbetets gång

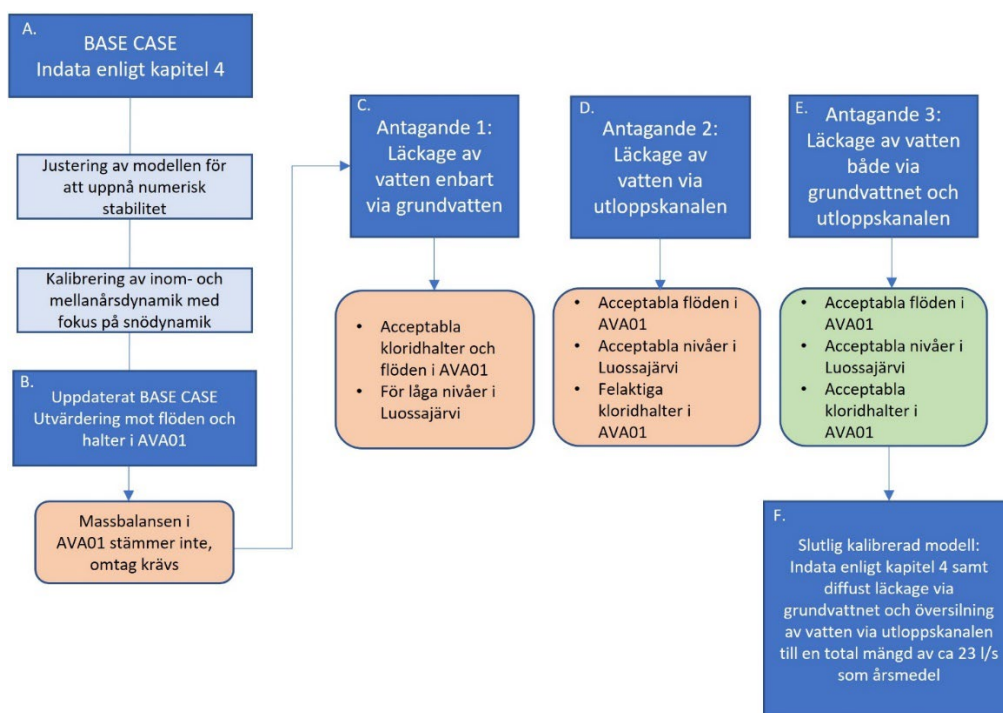
Ytvattenmodellen har stegvis uppdaterats genom kalibreringsprocessen. En första ansats utifrån data beskrivet i kapitel 4 sattes upp och de vattendrag och sjöar som återfinns i Figur 4-12 ingick i modellen, A i Figur 8-2. I ett första så kallat basecase utfördes först justeringar så att beräknade vattennivåer och flöden var numeriskt stabila. I nästa steg utvärderades beräknade nivåer och flöden mot observerade värden och den övergripande vattenbalansen i området låg i fokus, dvs att avrunnen volym i vattendragen på årsbasis ligger i rätt storleksordning jämfört med mätningar. Då rätt vattenbalans på årsbasis uppnåtts var nästa steg att uppnå en inomårsdynamik som stämmer med observerade värden. I detta steg är det modellparametrar som styr snösmältning, snöackumulation och grundvattenbildning som ligger i fokus och ändras inom rimliga fysikaliska gränser. Detta görs i syfte att uppnå en bra överensstämmelse mellan observerade och beräknade flöden och nivåer. Efter dessa inledande kalibreringsinsatser hade en modell som kunde återskapa observerade flöden och nivåer i flera observationspunkter etablerats, B i Figur 8-2.

Den kalibrerade modellen testades och utvärderades med avseende på massbalansen för klorid i AVA01 (se Figur 8-1). Massbalansen indikerade att det fanns ett läckage från sjön Luossajärvi till Tvillingtjärnsystemet. Beräkningar tydde på att det läckte ca 23 l/s (årsmedel) från Luossajärvi till Tvillingtjärnarna. Hur och var detta läckage sker var dock oklart och det har inte heller kunnat identifierats i terrängen vid fältinventering. Detta läckage av vatten fanns inte med i den kalibrerade modellen varför ett omtag var motiverat trots att beräknade flöden och nivåer uppvisade goda resultat.

I nästa steg, C i Figur 8-2, gjordes ett antagande om att det sker ett diffust läckage på 23 l/s via grundvattnet från sjön till Tvillingtjärnarna (flödesväg a i Figur 8-1). Modellen kördes om och utvärderades med avseende på nivå i Luossajärvi, flöde i AVA01 och klorid i AVA01. Detta resulterade i bra överensstämmelse mellan beräknade och observerade halter för klorid och flöden i AVA01. Den beräknade nivån i Luossajärvi avvek dock från observationer. Antagandet om att allt läckage sker från sjön via grundvattnet orsakade för låga nivåer i sjön. Detta resultat motiverade ytterligare ett omtag i kalibreringen.

I nästa steg, D i Figur 8-2, gjordes därför antagandet att läckaget av vatten sker via utloppskanalen och då endast när bräddning från sjön ut i kanalen sker, flöde b i Figur 8-1. Ett flöde som motsvarar ett årsmedel på 23 l/s fördes över från kanalen till Tvillingtjärnsystemet vid de tillfällen bräddning sker från sjön. Denna ansats resulterade återigen i mycket bra överensstämmelse mellan beräknade och observerade flöden och nivåer men de beräknade kloridhalterna i AVA01 avvek väsentligt från observerade värden.

Nästa steg, E i Figur 8-2, i kalibreringen var därför en kombination av de två läckagevägarna a och b i Figur 8-1. Ett antagande om att ett diffust läckage via grundvattnet från sjön sker kontinuerligt över hela året och utöver detta så sker en "pulsvis" översilning av vatten från utloppskanalen vid de tillfällen vatten bräddas från sjön. Denna ansats resulterade i en god överensstämmelse mellan både beräknade och observerade nivåer i sjön samt flöden och kloridhalter i AVA01. I den slutliga kalibrerade modellen, F i Figur 8-2, så förs det över ca 19 l/s via diffust grundvattenläckage och ca 2 l/s via utloppskanalen vid de tillfällen under året som bräddning sker. På årsbasis motsvarar detta en total mängd "Luossajärvatten" på 23 l/s som förs över från sjön till Tvillingtjärnarna.



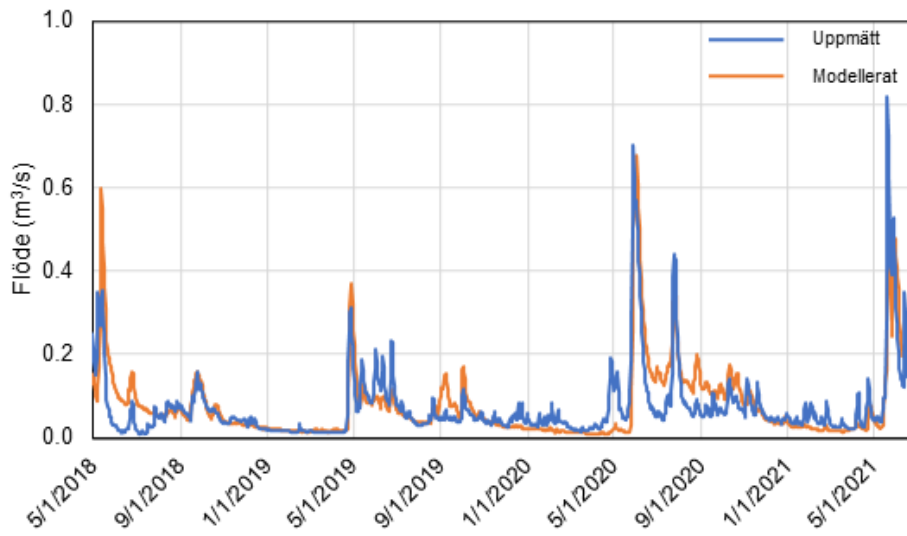
Figur 8-2. Schematisk figur som illustrerar kalibreringsprocessen av ytvattenmodellen.

8.2 Resultat kalibrering hydrodynamik

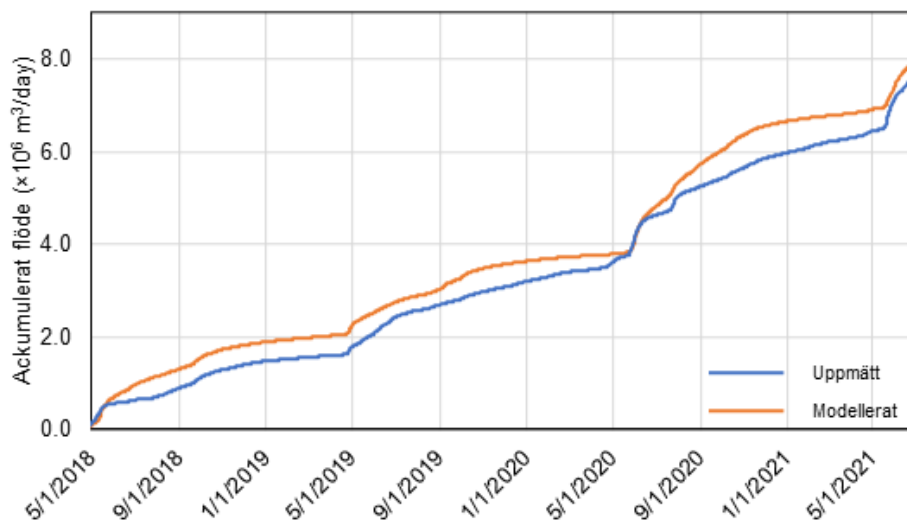
I detta avsnitt presenteras resultat från den kalibrerade modellen för observationspunkterna AVA01, AVA02, AVA14, och AVA15 (Figur 8-1). I resultatfigurerna Figur 8-3 till Figur 8-6 visas hur flödet varierar över tid i den övre grafen medan det ackumulerat flödet för samma tidsperiod visas i den undre grafen. Graferna visar hur väl den kalibrerade modellen kan reproducera flödesvariationer i den specifika observationspunkten samt hur felet med avseende på avrunnen volym varierar med tiden.

Modellen fångar över lag de hydrologiska förhållandena vid AVA01 som ligger nedströms Luossajärvi och den s.k. gruvbäcken vid AVA15 (Figur 8-3a). Detta resultat visar på att antagandena om flödet från Luossajärvi och tillskottet från den idag vattenfyllda gruvan är rimliga (6.1.3). Den beräknade flödestoppen under snösmältningen 2020 och 2021 ligger dock något senare än den observerade. Under vårfloden 2020 så är också det beräknade toppflödet högre än det observerade medan det överensstämmer mycket bra med observationer under vårfloden 2021. I AVA01 överskattas avrinningen i modellen med 5% (Figur 8-3a). Detta beror främst på en överskattning av vårfloden 2018 vid AVA15 (Figur 8-5). Överskattningen påbörjas redan i början av kalibreringsperioden och är systematiskt likvärdig under hela modelleringsperioden. Den något sena modellerade snösmältningen 2020 skapar dock en kort period då observerad och ackumulerat flöde blir till synes likvärdiga.

(a) AVA01 - Flöde



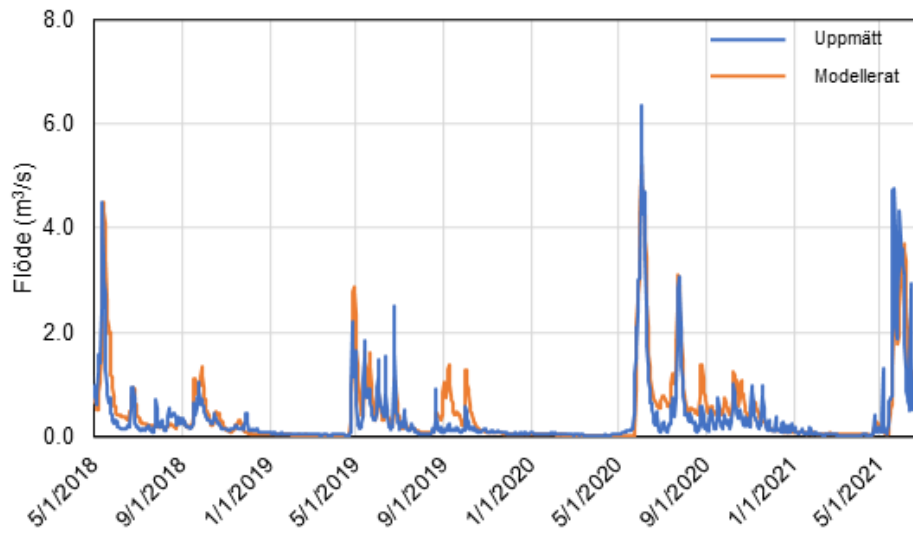
(b) AVA01 - Ackumulerat flöde



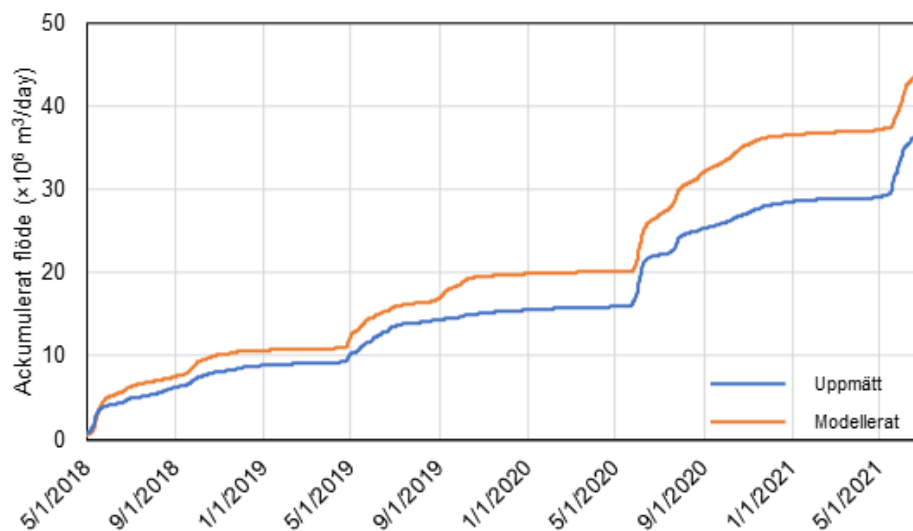
Figur 8-3. Uppmätta och beräknade flöden vid AVA01. (a) Hydrograf (m^3/s) (b) Ackumulerat flöde ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{dag}$).

Modellen reproducerar den observerade flödesdynamiken vid AVA02 mycket bra, inkluderat timing och storlek på flödestoppar (Figur 8-4a). Den avrunna volymen överskattas dock med 17% (Figur 8-4b). Enligt uppgifter från LKAB har det förekommit flera perioder då regleringen utförts manuellt (Funk F, personlig kommunikation, 12 mars 2021). Manuell reglering för vilken det saknas detaljerade data är svårt att replikera i modellen och detta är en möjlig anledning till att modellen överskattar den avrunna volymen i AVA02. En annan osäkerhet i modellen är beskrivningen av hur isbildning och tjäle påverkar det ytliga grundvattnet och ytavrinningen. Felet mellan beräknad och observerad avrunnen volym ökar över kalibreringsperioden och felet är som störst under det hydrologiska året 2020–2021 än under inledande delar av kalibreringsperioden.

(a) AVA02 - Flöde



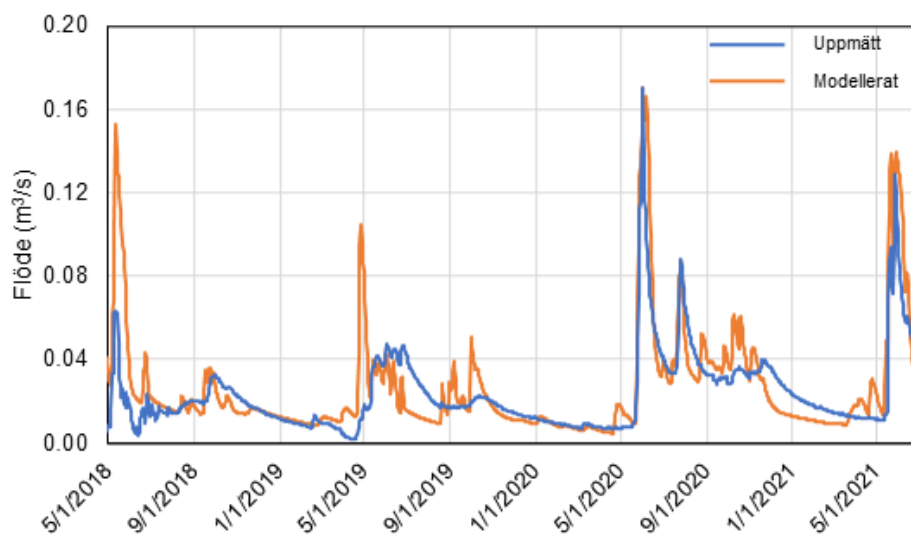
(b) AVA02 - Ackumulerat flöde



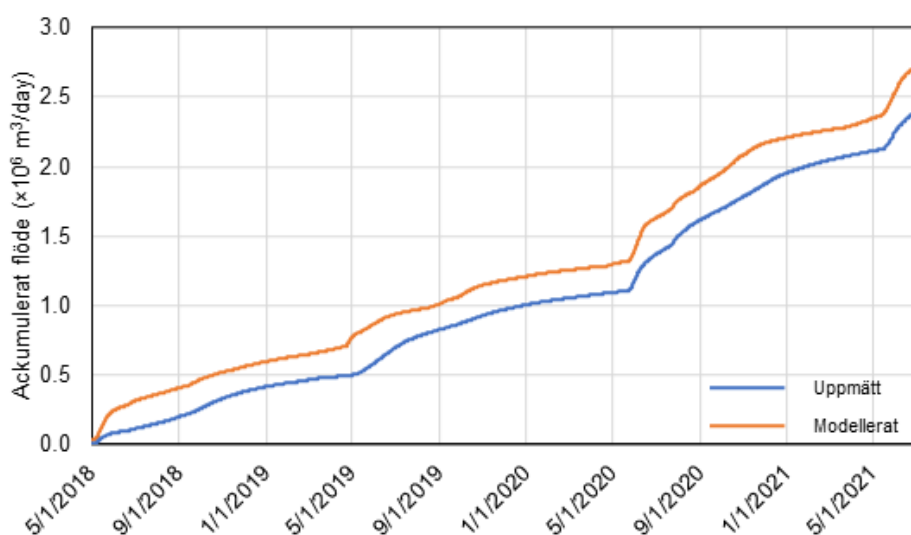
Figur 8-4. Uppmätta och beräknade flöden vid AVA02. (a) Hydrograf (m^3/s) (b) Ackumulerat flöde ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{dag}$).

Observerad flödesdynamik vid AVA15 reproduceras väl av modellen (Figur 8-5a). Ett undantag är den beräknade flödestoppen under snösmältningen 2018 som är betydligt större än observerat. Utöver detta så finns ingen speciell händelse under kalibreringsperioden under vilken modellen fångar avrinningen bättre eller sämre. Även vid AVA15 överskattas dock den beräknade avrunna volymen med 11% (Figur 8-5b). Bidraget av grundvatten till AVA15 är stort då merparten av vattnet i AVA15 består av grundvatten som bräddar ut ur den idag vattenfyllda gruvan, (Figur 8-1 och Figur 5-1). Variationen av detta bidrag är också med all sannolikhet påverkat av tjälprocesser. Dessa processer är i nuläget inte beskrivna fullt ut i modellen vilket är en osäkerhet i de beräknade flödena (mer om tjälprocessernas inverkan på ytvattenavrinningen i AVA15 finns att läsa i avsnitt 10.2.3.2).

(a) AVA15 - Flöde



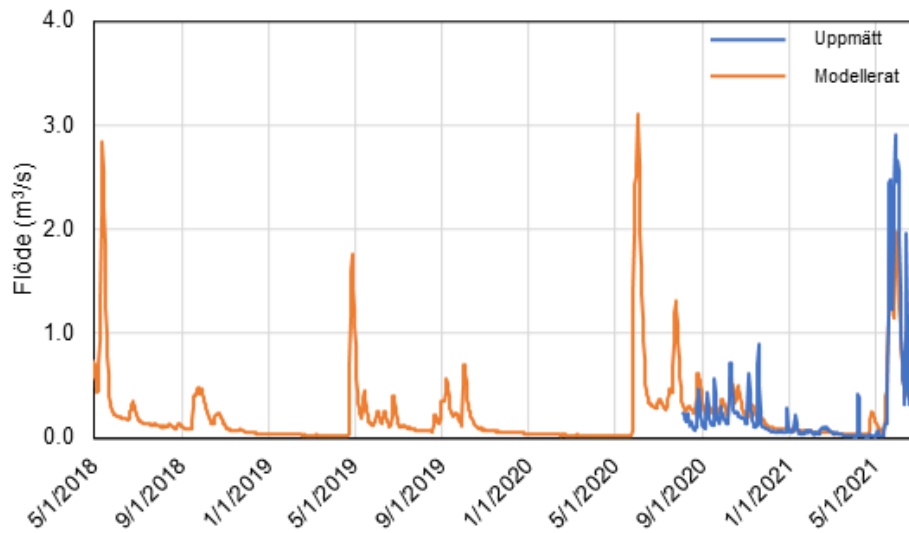
(b) AVA15 - Ackumulerat flöde



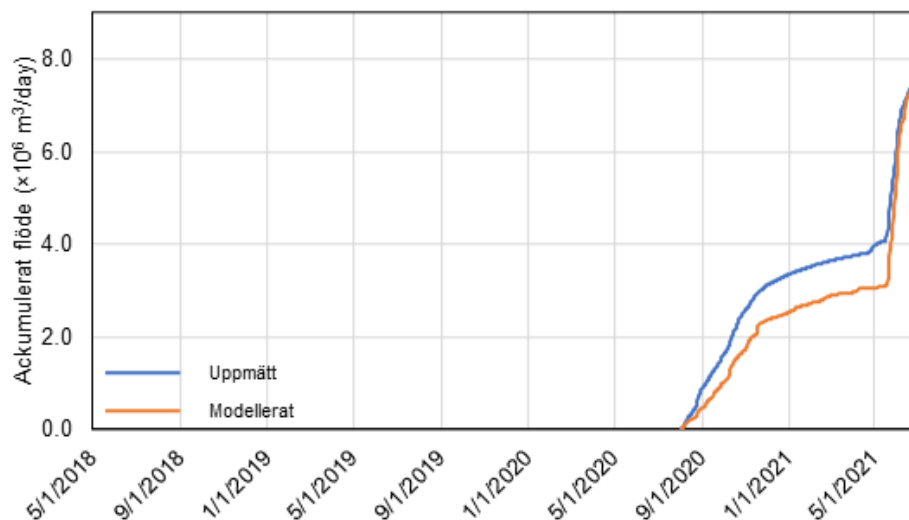
Figur 8-5. Uppmätta och beräknade flöden vid AVA15. (a) Hydrograf (m^3/s) (b) Ackumulerat flöde ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{dag}$).

Kalibreringsresultaten för AVA14 jämförs med en betydligt kortare mätperiod än övriga stationer (Figur 8-6). Endast en höst- och vintersäsong med efterföljande vårflood är representerade i observerade data vilket försvårar möjligheterna att utvärdera kalibreringen. Flödestopparna under höstregnen 2020 och basflödet under vintern 2020/2021 överskattas i modellen medan flödestoppen under snösmältningen 2021 underskattas. Detta medför att den totala avrunna volymen för perioden stämmer mycket väl överens med observationer och felet uppgår endast till 2%.

(a) AVA14 - Flöde

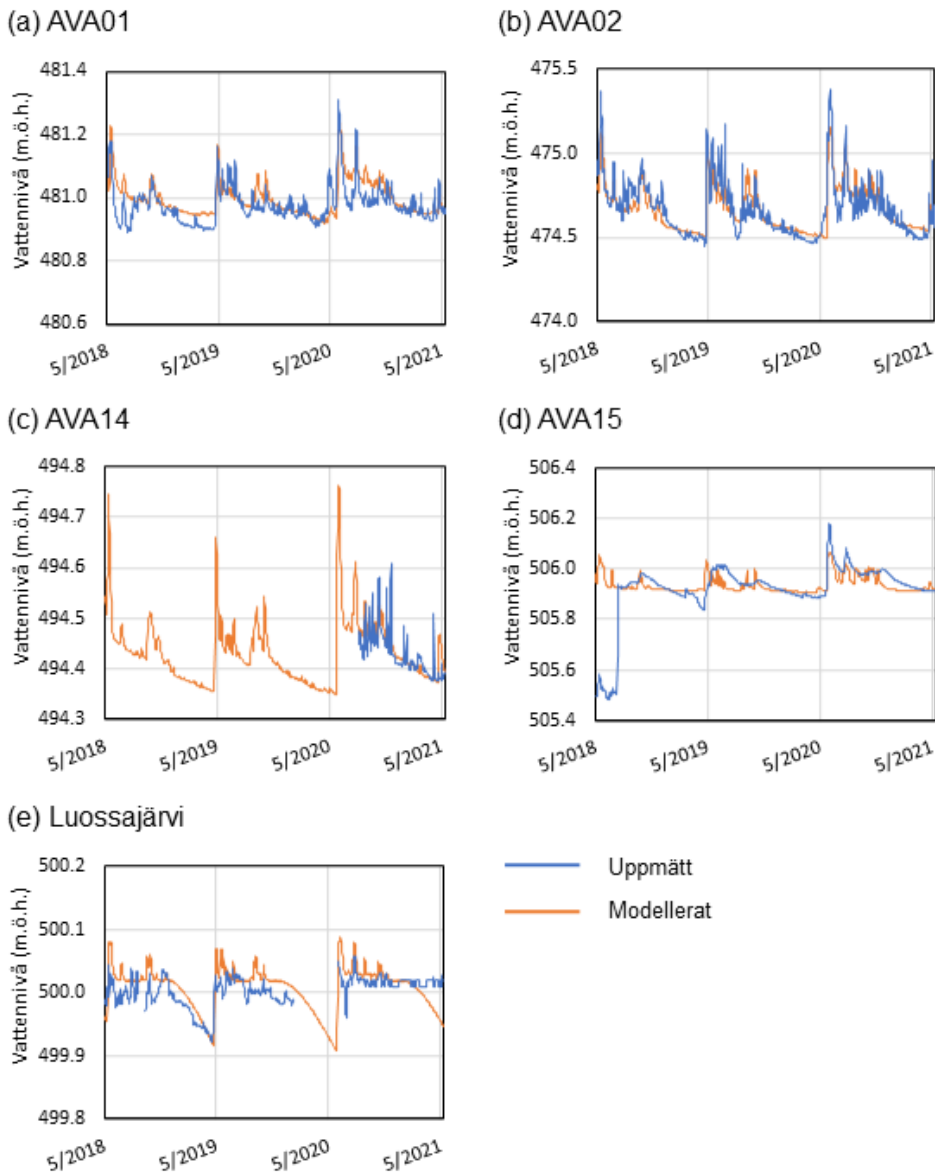


(b) AVA14 - Ackumulerat flöde



Figur 8-6. Uppmätta och beräknade flöden vid AVA14. (a) Hydrograf (m^3/s) (b) Ackumulerat flöde ($\times 10^6 \text{ m}^3/\text{dag}$).

Kalibreringsresultaten av den hydrodynamiska modellen med avseende på vattennivåer visas i Figur 8-7. Modellen överskattar vattennivån i AVA01 med 1,98 cm, AVA14 med 0,49 cm och AVA15 med 1,84 cm. Vid AVA02 underskattas vattennivån med 0,05 cm. Vid samtliga observationspunkter fångas vattennivådynamiken i modellen mycket bra, dock underskattas toppnivåerna vid AVA01. Givet osäkerheterna kring den manuella regleringen i Luossajärvi så fångar modellen nivåvariationerna bra (Figur 8-7). Den manuella regleringen av sjön leder till att det är svårt att få en bra kalibrering under vissa delar av året (Figur 8-1 och Figur 5-1). De finns även osäkerheter kopplade till de antaganden som gjorts kring sjöns tillskott och bortledning av processvatten från LKAB:s verksamhet i området. Det beräknade felet i sjöns nivå över hela kalibreringsperioden ligger dock endast i medel på 1,2 cm över observerade nivåer vilket anses vara acceptabelt. Mätöverfallet i AVA15 korrigerades sommaren 2018. Endast det nya läget ligger beskrivet i modellen varför de beräknade nivåerna under 2018 avviker från observerade värden.



Figur 8-7 Grafer som visar de uppmätta och beräknade vattennivåerna (m) vid observationspunkterna: (a) AVA01, (b) AVA02, (c) AVA14, (d) AVA15 samt i (e) Luossajärvi.

8.3 Resultat kalibrering vattenkvalitet

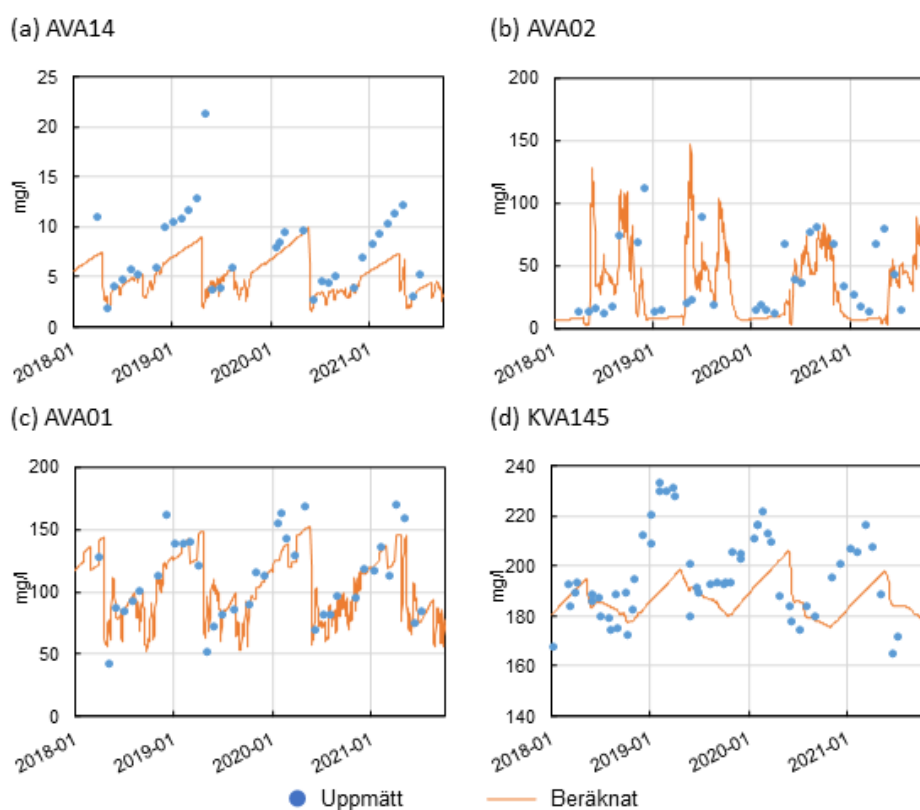
I detta avsnitt presenteras kalibreringsresultaten av vattenkvalitetsmodellen (avsnitt 7.1.2). Vattenkvalitetsmodellen är ett verktyg som utgör ett viktigt underlag för utredningar angående dagens och framtida miljöpåverkan från gruvverksamheterna i Viscaria. På så sätt kan utsläpp minimeras kostnadseffektivt och eventuella åtgärder kan sättas in i ett tidigt skede. Modellen har kalibrerats mot observationspunkterna AVA01, AVA02, AVA14, och KVA145, beräknade halter från den kalibrerade modellen för olika ämnen redovisas i detta avsnitt. Den kalibrerade modellen används sedan som utgångspunkt i de framtidsscenarioer som simuleras.

Kalibreringsresultaten inkluderar kalcium (Ca), klorid (Cl), kobolt (Co), koppar (Cu), löst organiskt kol (DOC), nitrat (NO₃), sulfat (SO₄), uran (U) och zink (Zn) (Figur 8-8 till och med Figur 8-16 **Reference source not found.**). Resultaten har jämförts mot uppmätta momentanvärden där ställvisa vattenprover tagits. Det ska dock understrykas att modellen utför en kontinuerlig beräkning av koncentrationer vilket bör tas hänsyn till när beräknade och uppmätta halter jämförs.

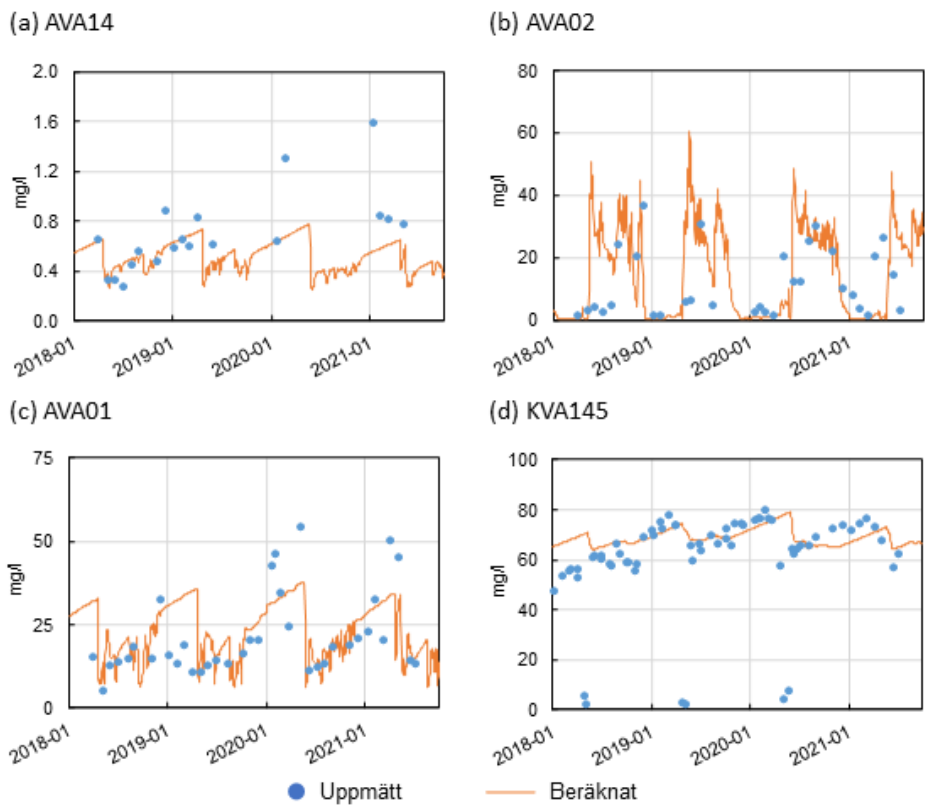
Utvärdering av resultaten (som faktorjusterats för att ta hänsyn till myrarnas påverkan, avsnitt 7.1.2) indikerar att storleksordningen på de beräknade halterna är rimliga; modellen genererar resultat med rimliga medelhalter. För alla utvärderade mätpunkter ligger det absoluta medelfelet på: Ca: 2,1 - 26,7 mg/l, Cl: 0,2 - 12,7 mg/l, Co: 0,0 - 2,7 µg/l, Cu: 0,2 - 0,6 µg/l, DOC: 0,6 - 1,6 mg/l, NO₃: 0,0 - 1,9 mg/l, SO₄: 0,5 - 95 mg/l, U: 0,0 - 2,1 µg/l, Zn 0,6 - 46 µg/l.

Dynamiken över beräknade och observerade halter stämmer också bra överens, med bra timing och med nivåer inom min- och maxhalter (till exempel AVA02, Figur 8-8). Ibland sker dock en viss förskjutning mellan beräknade och uppmätta resultat speciellt för KVA145 (Luossajärvi), Figur 8-8). Det finns en reglerstrategi för vattennivån i sjön Luossajärvi som är beskriven i modellen (se avsnitt 6.1). Sjön regleras dock ofta manuellt och inte enligt reglerstrategin. Detta har medfört svårigheter att kalibrera flödet nedströms Luossajärvi. Svårigheterna med flödeskalibreringen har sedan följaktligen påverkat beräknade koncentrationer i vattendragen nedströms sjön.

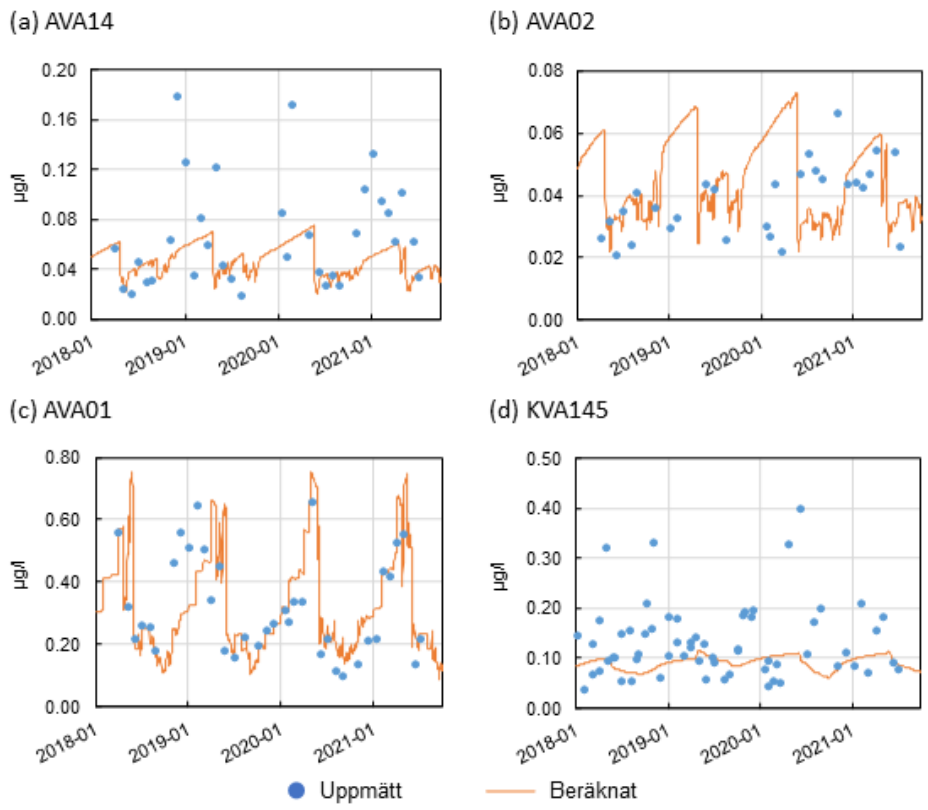
Modellen fångar bäst dynamiken för ämnena Ca, Cl, Cu, SO₄ och U. Modellen fångar dynamiken mindre bra för ämnena Co, DOC, NO₃ och Zn.



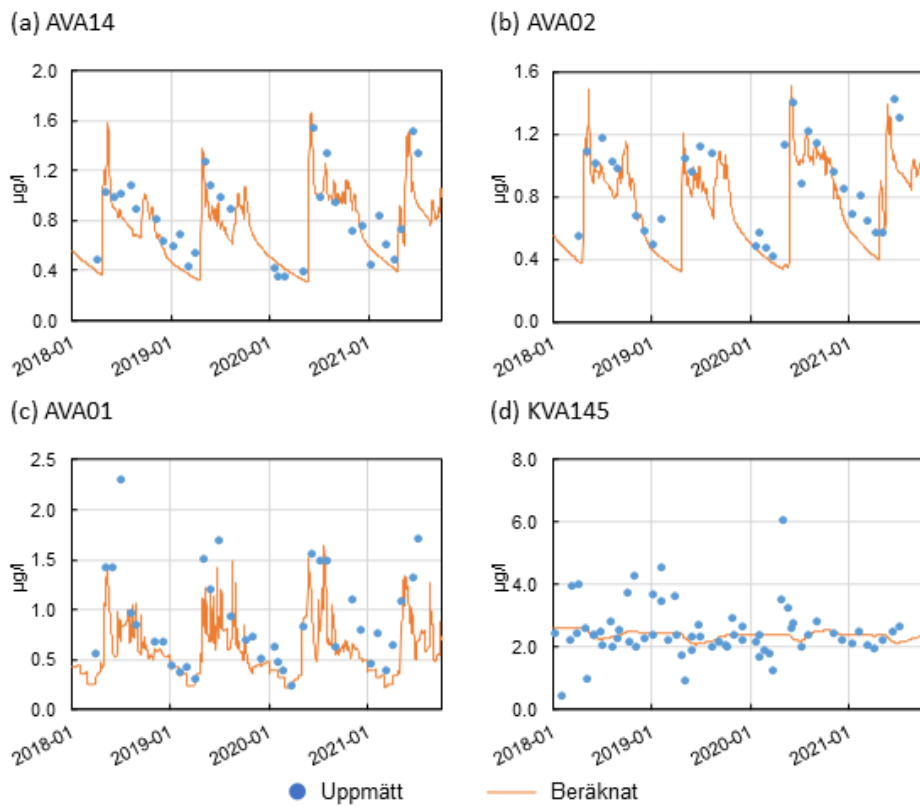
Figur 8-8. Uppmätta och beräknade Ca halter (mg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



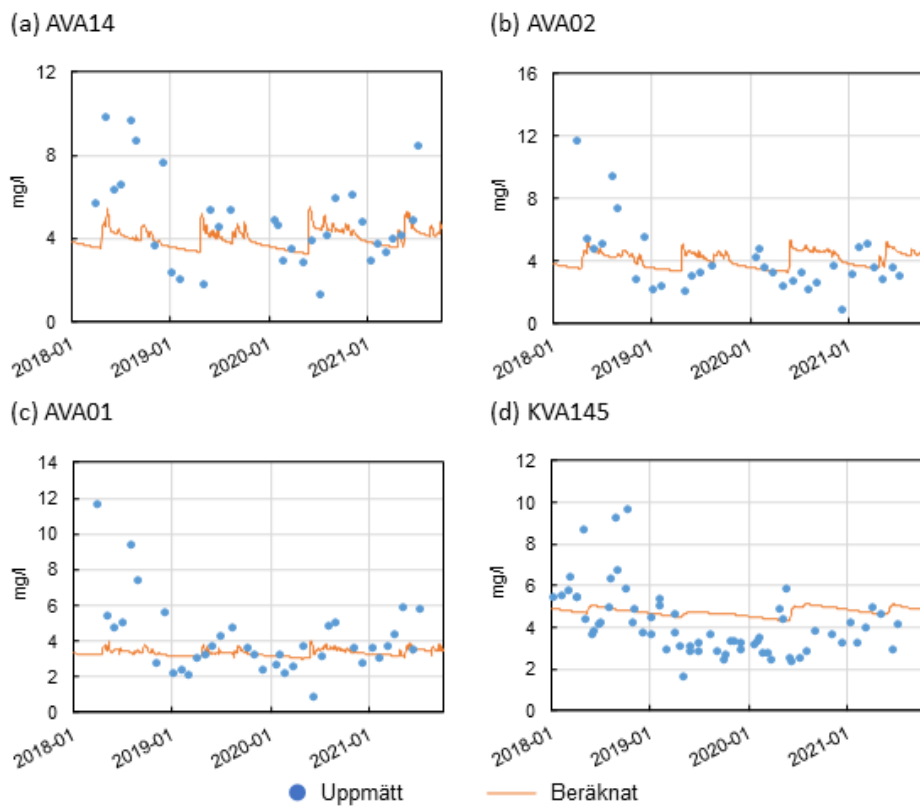
Figur 8-9. Uppmätta och beräknade CI halter (mg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



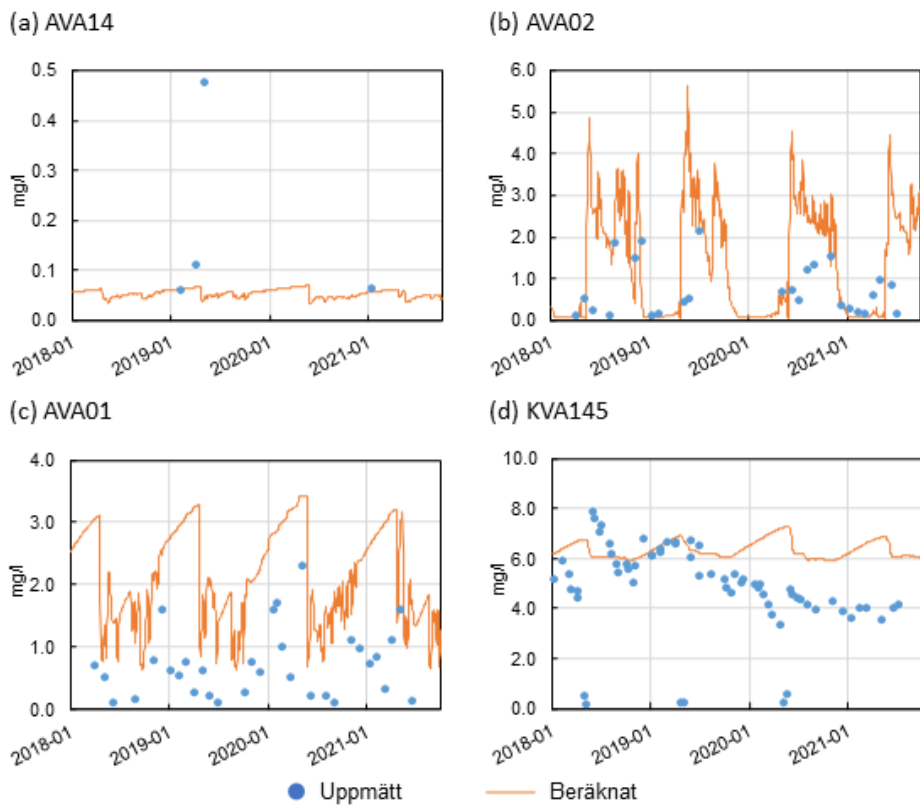
Figur 8-10. Uppmätta och beräknade Co halter (µg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



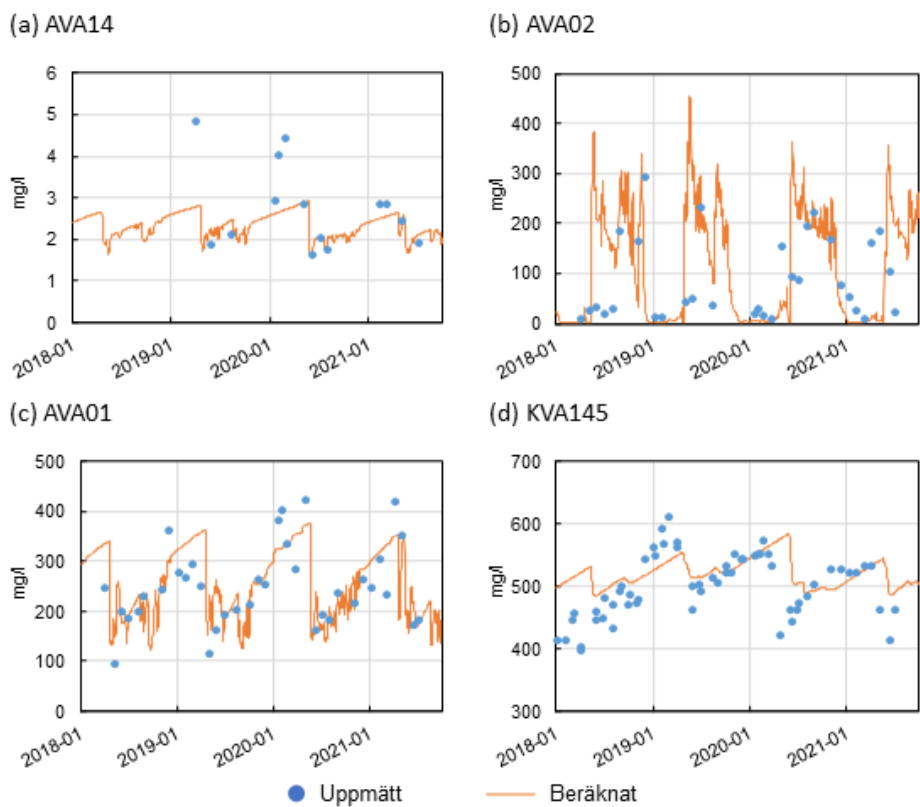
Figur 8-11. Uppmätta och beräknade Cu halter (µg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



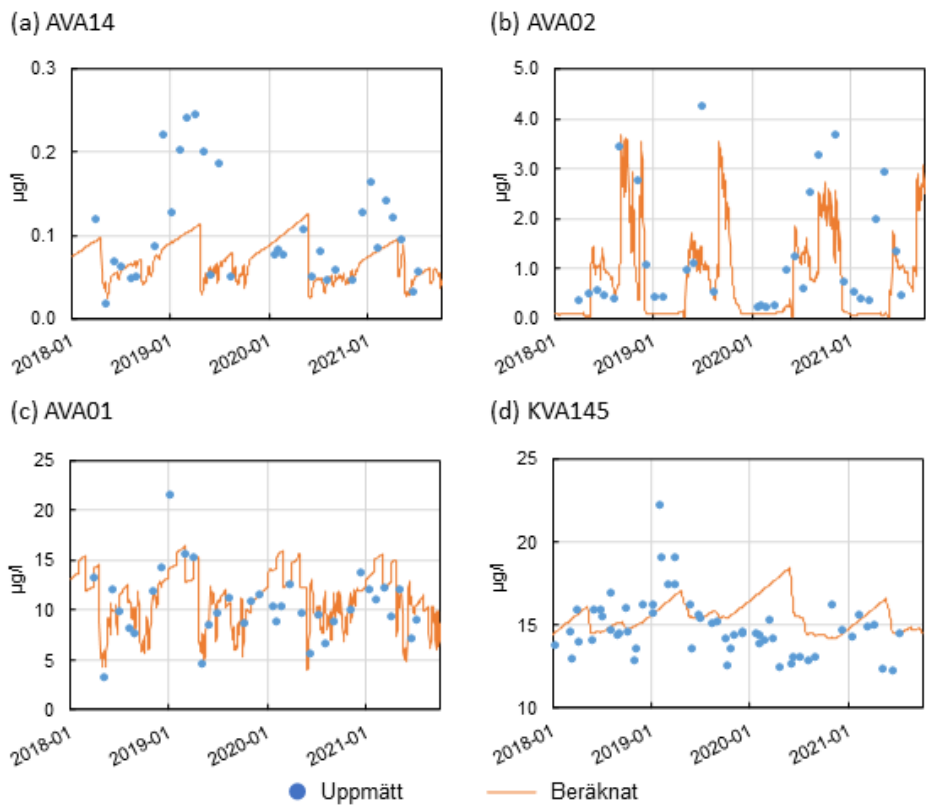
Figur 8-12. Uppmätta och beräknade DOC halter (mg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



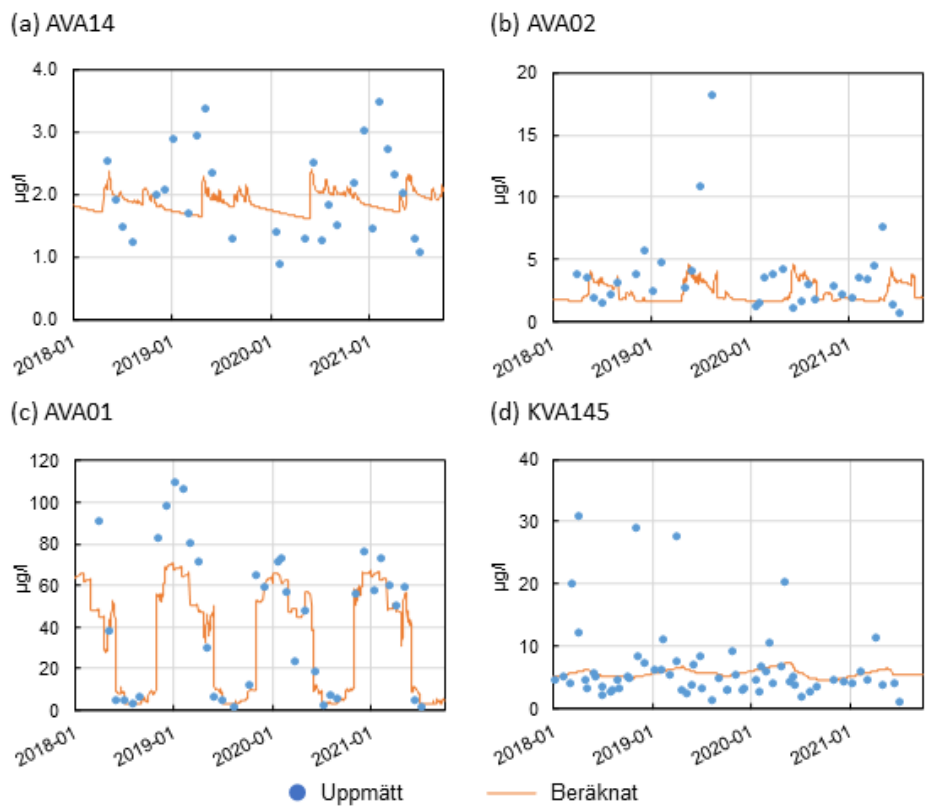
Figur 8-13. Uppmätta och beräknade NO_3 halter (mg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



Figur 8-14. Uppmätta och beräknade SO_4 halter (mg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



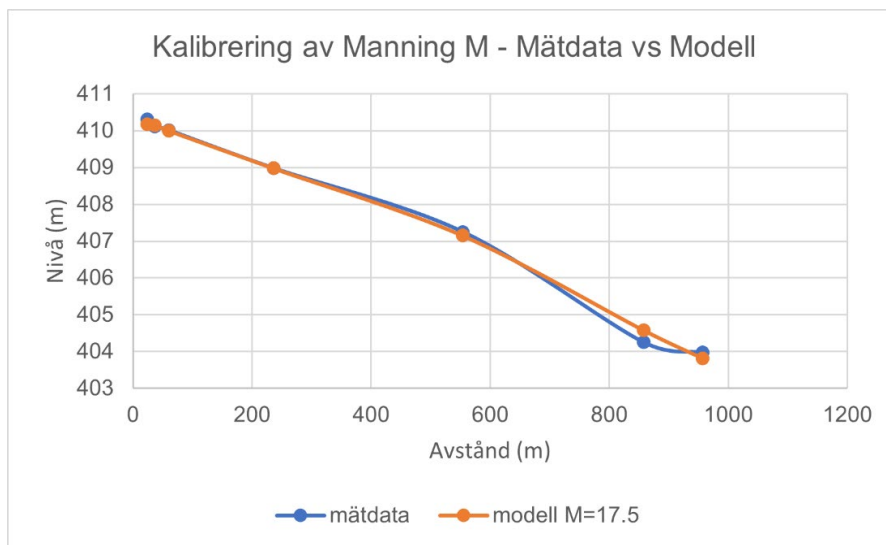
Figur 8-15. Uppmätta och beräknade U halter (µg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.



Figur 8-16. Uppmätta och beräknade Zn halter (µg/l): (a) AVA14, (b) AVA02, (c) AVA01, (d) KVA145.

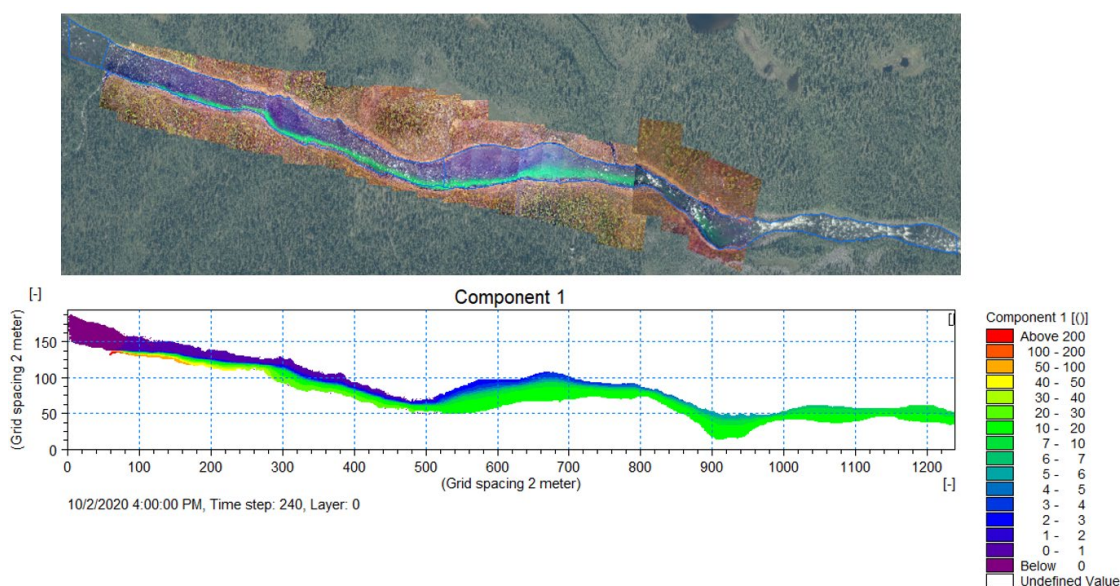
8.4 Resultat kalibrering, spridningsmodell för Rautasälven

I detta avsnitt presenteras kalibreringsresultaten för spridningsmodellen för Rautasälven (avsnitt 7.1.3). En kalibrering av Mannings tal M , som är ett mått på bottenråheten i vattendraget, gav den uppsatta tvådimensionella spridningsmodellen för Rautasälven (avsnitt 2.1.2, 6.1.4 och 7.1.3) en bra överensstämmelse mellan beräknade och uppmätta vattennivåer (Figur 8-17). Det kalibrerade värdet på Mannings M blev $17,5 \text{ m}^{1/3}/\text{s}$, vilket stämmer väl överens med Mannings M från litteraturen för vattendrag med Rautasälvens egenskaper (Chow 1959).



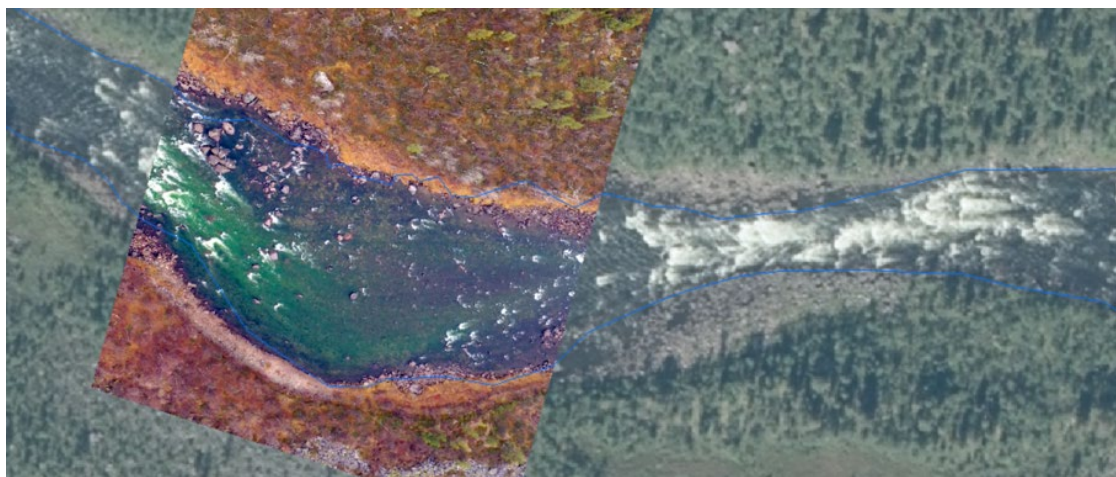
Figur 8-17. Uppmätta och modellerade vattennivåer i Rautasälven.

Därefter kalibrerades dispersionskoefficienten (D) genom att variera konstanten k tills den modellerade spridningen matchade det som sågs i spårämnesförsöket. Detta resulterade i att ett värde på 1,0 valdes för K vilket ger en dispersionskoefficient på $0,13 \text{ m}^2/\text{s}$ (avsnitt 7.1.3, ekvation 2). Det kalibrerade värdet på K ligger utanför intervallet i litteraturen (Fischer et al. 1979), men eftersom Rautasälven är ett brant vattendrag med mycket turbulent flöde och att intervallet gäller för ett svagt meandrande vattendrag så kan värdet på K antas vara rimligt. Figur 8-18 visar simulerad spridning av ett konservativt ämne (undre delen av figuren) jämfört med resultat från ett spårämnesförsök (övre delen). Halten för det konservativa ämnet är ansatt till 1000 enheter för flödet i Pahtajoki, som är ca $0,3 \text{ m}^3/\text{s}$, vilket för ett flöde i Rautasälven på $30 \text{ m}^3/\text{s}$ ger en halt på 10 enheter vid full ombländning.



Figur 8-18. Simulerad spridning av ett konservativt ämne (nedre bilden) jämfört med spårämnesförsöket (övre bilden).

En drönbild från spårämnesförsöket visar att det är nästan full omblandning i höljan, ca 1800 m nedströms om Pahtajokis utlopp i Rautasälven (Figur 8-19). Simuleringarna visar att full omblandning inte skett i höljan men att full omblandning nås strax nedströms i den trånga fallsträckan. Resultaten från spårämnesförsöket och modellen antyder att man bör lägga provtagningspunkten nedströms höljan, om man vill mäta vid full omblandning.



Figur 8-19. Drönbild av höljan 1800 m nedströms Pahtajokiutloppet. Enligt simuleringarna uppnås full omblandning strax nedströms höljan, dvs i den trånga fallsträckan.

9 Resultat ytvattenmodell

I detta kapitel redovisas resultaten från de kalibrerade ytvattenmodellerna för dagens förhållanden och för framtida scenarier. Resultat för alla typår redovisas för dagens förhållanden (Fas 1) samt för fallet med fullt utbruten gruva (Fas 3:100%). För övriga faser av gruvans utveckling (Fas 2, Fas 3:30%, Fas 3:70%, och Fas 4) så redovisas endast resultat för normalåret (2013-2014).

Som redan nämnts i inledningen av kapitel 7 är det viktigt att notera att resultaten från ytvattenmodellerna MIKE HYDRO River och NAM är framtagna med en förenklad beskrivning av grundvattendynamiken i området. De resultat för områdets vattendrag som redovisas i kapitel 10 och 11 är dock ett resultat av de integrerade processerna på ytan, i jord och i berg. De flödesresultat som redovisas i 9.1 och 9.2 har genom arbetets gång stämts av mot de resultat som presenteras i kapitel 10 och 11 och målet har varit att uppnå så samstämmiga resultat som möjligt i de olika modellkoncepten.

9.1 Dagens förhållande och påverkan av olika typår

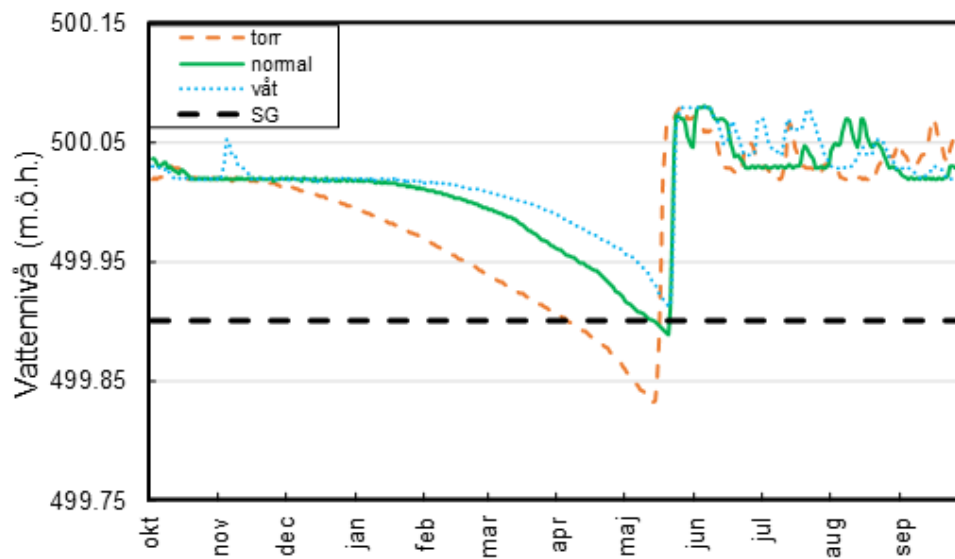
I detta delkapitel redovisas beräknade vattennivåer i Luossajärvi, samt flöden och vattenkvalitet för vattendragen runt om Viscaria under dagens förhållanden. Resultaten inkluderar även skillnaden mellan olika typår.

9.1.1 Vattennivåer

Vattennivåvariationen är beräknad för olika typår (normalt, vått och torrt) i Luossajärvi (Figur 9-1). Beräkningarna har gjorts för dagens förhållanden och därmed behöver även hänsyn tas till nuvarande verksamhet hos LKAB i området. Den pumpning av vatten som sker från sjön mot Luossajokki samt nivåregleringen av sjön är beskriven i modellen (se Figur 5-1). Den allmänna nivåresponser för de tre hydrologiska typåren är densamma för alla scenarier. Sjönivån är i början av det hydrologiska året (oktober-november) ca 500,02 m för alla typår och ligger sedan relativt konstant under hösten varefter nivån sedan sjunker. Nivåsänkningen påbörjas i början på november för torråret, följt av normalåret i februari och våtåret i slutet av mars. Vattennivåerna för alla tre typåren fortsätter därefter att sjunka fram till vårfloeden i början på maj. Vattennivåerna stiger snabbt med vårfloeden och alla tre typåren når sin maxnivå i slutet av maj. Därefter varierar nivåerna mellan 500,02 m och 500,08 m under resten av det hydrologiska året. Att nivåerna mellan de tre åren är så lika under sommaren beror på att sjön är reglerad och att regleringen har större inverkan på nivån än vådervariationerna. Den lägsta vattennivån som är tillåten, s.k. sänkingsgränsen (SG), i Luossajärvi är idag satt till 499,9 m. Scenarioanalysen talar för att det finns en risk att vattennivån i Luossajärvi sjunker under sänkingsgränsen (SG) under torra år och precis passerar SG innan snösmältningen under normalåret.

Det bör noteras att även om modellen fångar nivåvariationerna i sjön väl under kalibreringsperioden finns det fortfarande vissa osäkerheter. Den största källan till osäkerhet är det vattenläckage som enligt vattenkemiska data sker från sjön. Med all sannolikhet tar sig detta vatten från sjön till Tvillingtjärnsystemet dels via kanalen, dels via ett diffust läckage från sjön (punkt 5 och 6 i Figur 5-1). Nuvarande antagande är att det sker ett konstant läckage under hela året från sjön (punkt 6 i Figur 5-1), som följer en liknande dynamik som den naturliga markvattentransporten i området, samt en extra överföring av vatten till Tvillingtjärnarna vid höga flöden när vatten från Luossajärvi bräddas ut i kanalen (punkt 5 i Figur 5-1). Detta vatten rör sig antingen som ytligt grundvatten eller som ytvatten i rännilar genom de ofta mättade våtmarkerna i området. Resultat från de hydrodynamiska-, hydrologiska- och vattenkvalitetskalibreringsberäkningarna stödjer detta antagande, för mer information kring detta se kapitel 8.

Luossajärvi - Vattennivå



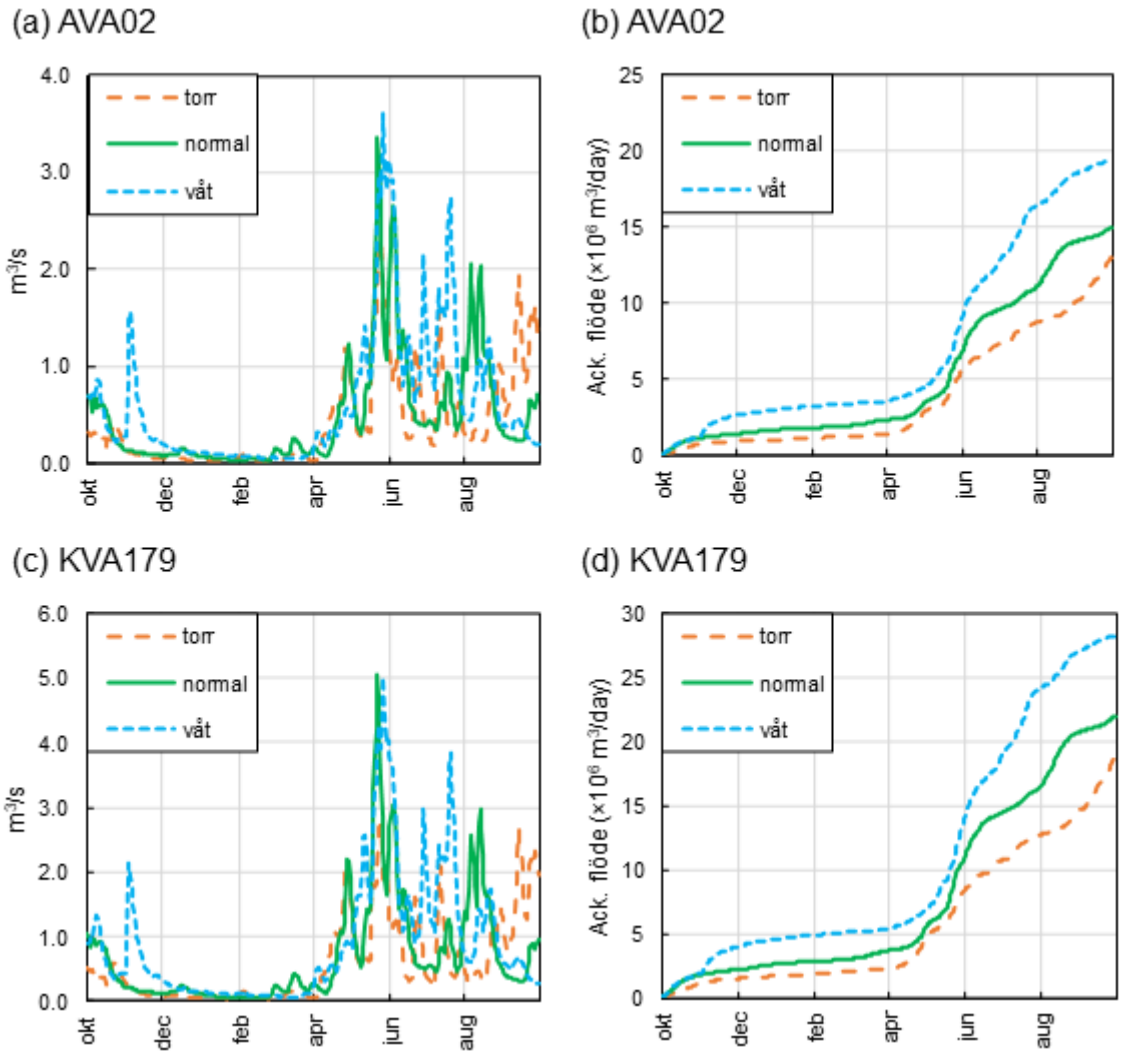
Figur 9-1. Vattennivåscenarier för Luossajärvi för de tre typåren: torrår (orange), normalår (grön) och våttår (blå) samt sänkingsgränsen (SG) som vattennivån inte får underskrida. Under perioder med liten variation i vattennivån fluktuerar nivån på cm-skala vilket ses som ett brus i kurvorna.

9.1.2 Flöden

I detta delkapitel visas flöden för ett flertal mätstationer runt Viscaria för typåren (normalt, vått och torrt). Årliga och ackumulerade flöden från två stationer visas i figuren som exempel. Dessa stationer är AVA02 (nedströms kanalen) och KVA179 (Pahtajoki mynnar ut i Rautasälven) (Figur 9-2). Övriga stationers årliga ackumulerade flöde listas i

Tabell 9-1. Generellt för alla stationer gäller att den procentuella ökningen i flöde under vååret är större än den procentuella minskningen under torråret om man jämför dessa med normalåret. Trots att torråret får mindre nederbörd under sommarmånaderna hamnar det årliga ackumulerade flödet ganska lika mellan torrår och normalår (

Tabell 9-1). Detta beror på att under torråret faller mer nederbörd som regn snarare än snö, vilket medför mer vatten till vattendragen under de tidiga vintermånaderna jämfört normalåret.



Figur 9-2. Flödesscenarier för station AVA02 och KVA179 för de tre typåren: torrår (orange), normalår (grön) och våtår (blå).

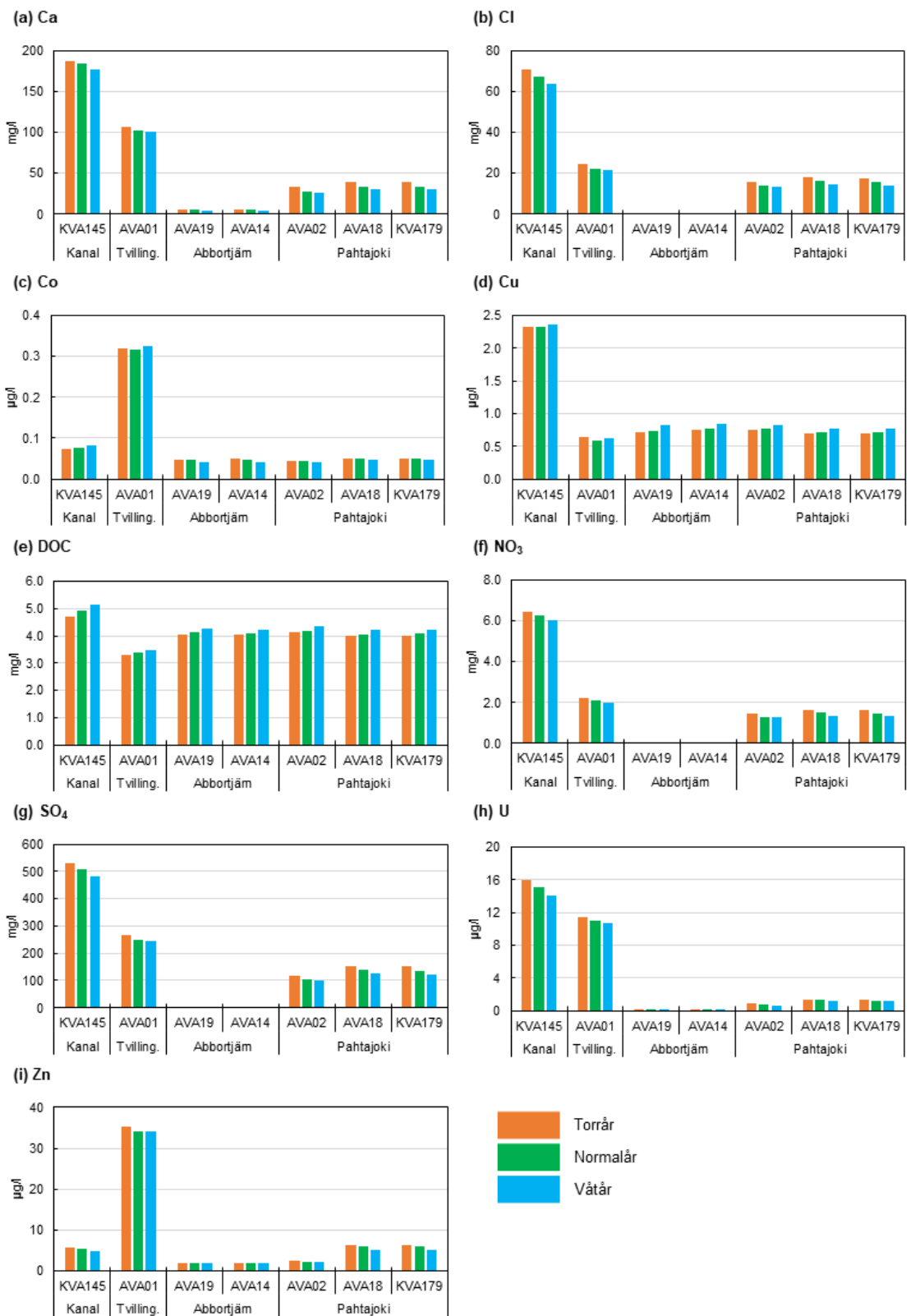
Tabell 9-1 Ackumulerat flöde för beräknade mätpunkter, nuläget, torråret och våtåret för Fas 1 (nuläge). Tabellen inkluderar också procentuell förändring mot normalåret (positiva tal indikerar en ökning och negativa tal indikerar en minskning).

	Fas 1 (×10 ⁶ m ³)			Procentuell förändring (%)	
	Normal	Torr	Våt	Torr	Våt
Inlopp Luossajärvi					
VVA17	5,49	5,42	6,79	-1,3	24
Utlopp Luossajärvi (kanal)					
KVA145	6,10	5,96	7,80	-2,3	28
Tvillingtjärnsystemet					
AVA01	2,69	2,37	3,36	-12	25
Stora Abbortjärn					
AVA19	6,42	5,00	8,37	-22	30
AVA14	7,95	6,23	10,3	-22	30
Pahtajoki					
AVA02	15,0	13,0	19,3	-14	29
AVA29	18,2	15,7	23,4	-14	28
AVA18	21,1	18,0	27,1	-15	28
KVA179	22,0	18,7	28,9	-15	28

9.1.3 Vattenkvalitet

I detta delkapitel presenteras beräkningar med avseende på vattenkvalitet för utloppskanalen från Luossajärvi, Tvillingtjärnsystemet, Stora Abbortjärn och Pahtajoki. Vattenkvaliteten inkluderar ämnena Ca, Cl, Co, Cu, DOC, NO₃, SO₄, U och Zn. Figur 9-3 inkluderar resultat som beskriver nuläget (Fas 1). Figuren inkluderar också de tre typåren normalår (grön), våtår (blå) och torrår (orange) och visar hur vattenkvaliteten varierar från kanalen (KVA145), Tvillingtjärnsystemet (AVA01), Stora Abbortjärn (AVA19 och AVA14) och längre nedströms i Pahtajoki (AVA02, AVA18 och KVA179). Figuren kompletteras med Tabell 9-2 som redovisar halter för flera mätstationer. Generellt är koncentrationsskillnaderna mellan de olika typåren mindre än koncentrationsskillnaderna mellan de olika stationerna.

Idag är det tre områden som utgör de största källorna till föroreningar av Luossajärvi-Pahtajoki-Tvillingtjärnsystemet. Dessa tre områden avser den del av LKAB:s verksamhetsområde som rinner in i Luossajärvi, Viscarias gamla klarningsmagasin och dess tillrinningsområde, samt den gamla och i nuläget vattenfyllda gruvan i Viscariaområdet. Avrinningen från LKAB och Viscarias klarningsmagasin rinner ut till Pahtajoki via Luossajärvi medan bräddvatten från den idag vattenfyllda gruvan i Viscaria rinner till Pahtajoki via Tvillingtjärnsystemet. Detta kan tydligast ses i mätstationerna (KVA145) och Tvillingtjärnsystemet (AVA01). Mätstationen KVA145 indikerar på halterna i sjön Luossajärvi som speciellt har höga halter av Ca, Cl, Cu, NO₃, SO₄ och U. AVA01 indikerar på halterna från bräddvattnet från den gamla gruvan med höga halter av Ca, Cl, Co, NO₃, SO₄, U och Zn. Koncentrationerna kan jämföras med mätstationerna vid Stora Abbortjärn (AVA19 och AVA14) som dränerar ett relativt opåverkat område och kan anses beskriva den naturliga vattenkemin i området. Succesivt späds koncentrationerna ut med naturligt påverkat bidrag likt mätstationerna vid Stora Abbortjärn. Detta kan ses i Pahtajoki-mätstationerna som börjar med AVA02 och slutar med KVA179 (utlopp Pahtajoki) (Figur 8-1). Undantaget är DOC som är ett resultat av biologisk aktivitet och koncentrationer från påverkade och opåverkade områden är relativt lika.



Figur 9-3. Årlig beräknad medelkoncentration för samtliga utvalda ämnen och mätstationer. Årsmedelkoncentrationer inkluderar våtåret, normalåret och torråret för Fas 1

Tabell 9-2 Årlig beräknad medelkoncentration för samtliga utvalda ämnen och mätstationer. Årsmedelkoncentrationer inkluderar våtåret, normalåret och torråret för Fas 1.

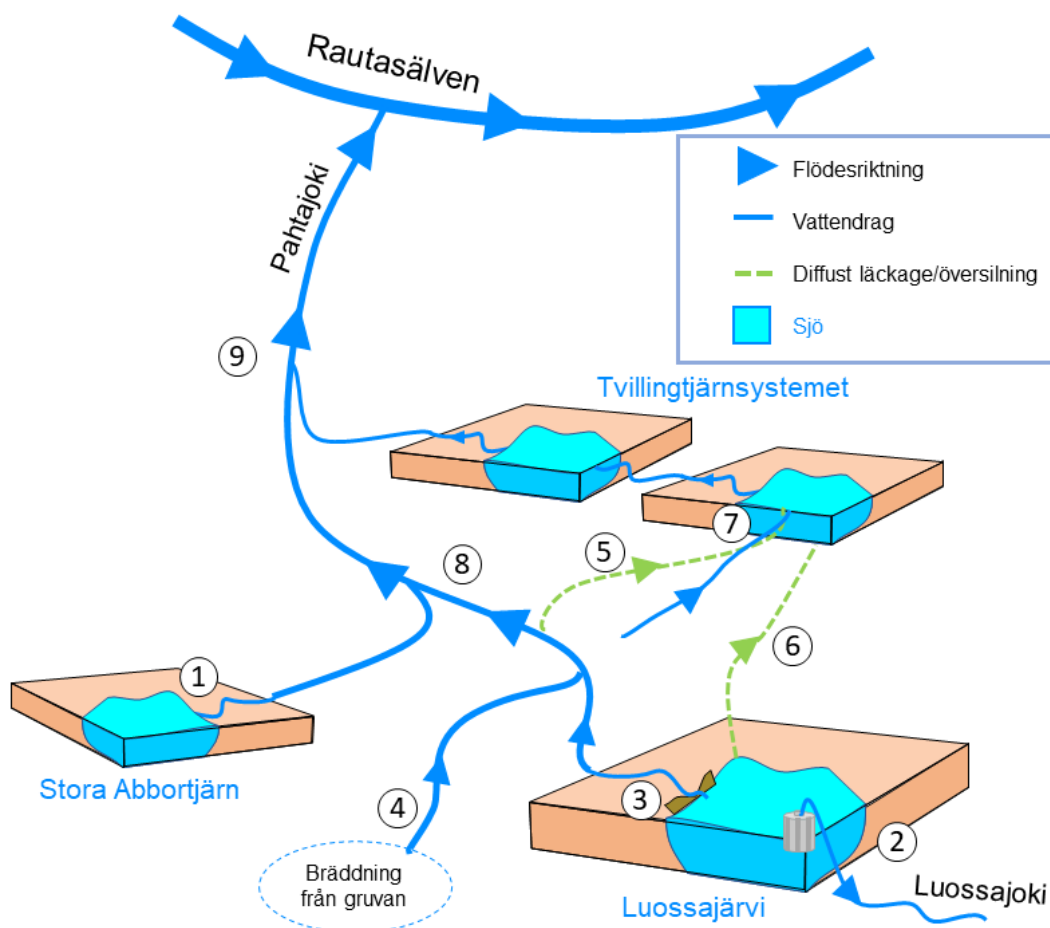
Enhet	Ca mg/l	Cl mg/l	Co µg/l	Cu µg/l	DOC mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	U µg/l	Zn µg/l
KVA145									
torr	188	71	0,07	2,3	4,7	6,5	531	16	5,8
normal	184	67	0,08	2,3	4,9	6,2	509	15	5,3
våt	178	64	0,08	2,4	5,1	6,0	482	14	4,8
AVA01									
torr	107	24	0,32	0,65	3,3	2,2	268	11	35
normal	102	22	0,32	0,59	3,4	2,1	250	11	34
våt	100	21	0,33	0,63	3,5	2,0	243	11	34
AVA19									
torr	5,1	0,52	0,05	0,71	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
normal	4,8	0,50	0,05	0,74	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
våt	4,2	0,46	0,04	0,82	4,3	0,06	2,2	0,06	2,0
AVA14									
torr	5,3	0,53	0,05	0,74	4,0	0,06	2,3	0,07	1,9
normal	5,0	0,51	0,05	0,77	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
våt	4,3	0,47	0,04	0,85	4,2	0,06	2,2	0,06	2,0
AVA02									
torr	34	16	0,04	0,75	4,1	1,5	118	0,83	2,4
normal	28	14	0,04	0,77	4,2	1,3	104	0,74	2,3
våt	26	13	0,04	0,83	4,4	1,3	100	0,67	2,2
AVA29									
torr	43	20	0,05	0,70	4,0	1,8	169	1,5	6,5
normal	37	18	0,05	0,71	4,0	1,6	152	1,4	6,2
våt	34	16	0,05	0,77	4,2	1,5	138	1,2	5,4
AVA18									
torr	40	18	0,05	0,70	4,0	1,7	155	1,4	6,3
normal	34	16	0,05	0,71	4,1	1,5	139	1,3	6,1
våt	31	14	0,05	0,77	4,2	1,4	125	1,1	5,2
KVA179									
torr	39	18	0,05	0,70	4,0	1,6	151	1,4	6,3
normal	33	16	0,05	0,71	4,1	1,5	136	1,2	6,0
våt	30	14	0,05	0,78	4,2	1,3	122	1,1	5,2

9.2 Framtida påverkan på vattennivåer, vattenflöden och vattenkvalitet

I detta kapitel redovisas resultat med avseende på vattennivåer, vattenflöden och halter av utvalda ämnen från scenarioräkningarna för Fas 1–4 simulerat för ett normalår. Resultaten från de olika faserna jämförs mot nuläget (dvs Fas 1) och dels mot varandra för att ge en bild av hur påverkan varierar under gruvans livslängd.

Redan i Fas 2 (se kapitel 2.3) då den befintliga gruvan avvattnas så kommer det uppfodrade vattnet att renas innan det leds ut i recipienten. Rening kommer sedan pågå genom alla faser fram till Fas 4. Mängden vatten som uppfodras, hanteras i processen och som slutligen renas varierar i de olika faserna och är även beroende av rådande väder och snödynamik. Hänsyn till dessa variationer är taget i de simuleringar som utförts. I Fas 2 kommer gruvan avvattnas med ett flöde på i medeltal 600 m³/h. Det uppfodrade vattnet för de tre skedena under Fas 3 (30, 70 respektive 100% utbruten gruva) har beräknats i den integrerade yt- och grundvattenmodellen, vars resultat presenteras i kapitel 11.2.5, och sedan inkluderats i ytvattenmodellen. Vatten från verksamheten kommer bräddas till en utsläppspunkt belägen i utloppskanalen från Luossajärvi (Figur 9-4). I figuren visas hur bräddvattnet leds till kanalen och hur detta flöde förhåller sig till de naturliga vattendragen i området (flöde 4 i Figur 9-4).

Som en eventuell skyddsåtgärd kan bräddvattnet komma att fördelas på flera utsläppspunkter. Hur denna fördelning kan komma att se ut och hur det påverkar klassningen enligt Vattendirektivet redovisas i Bilaga B5 (Recipientvattenutredning). Ytvattenmodellen har använts som stödjande verktyg vid bedömningen av hur olika fördelning av bräddvatten och utsläppspunkter påverkar den ekologiska och kemiska statusen i vattendragen.



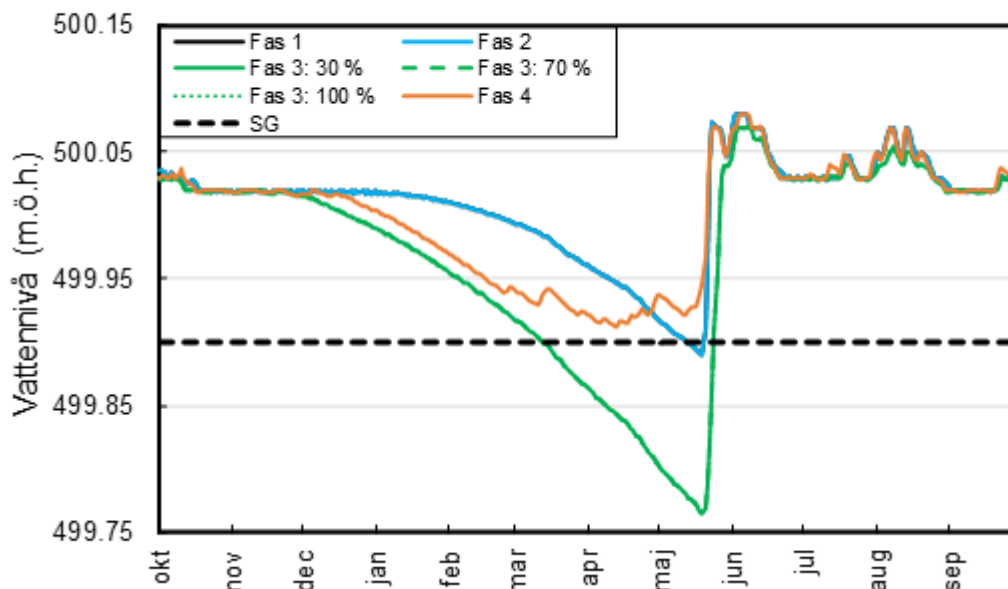
Figur 9-4. Konceptuell ytvattenmodell inklusive de planerade bräddpunkterna i sjön Luossajärvi och i utloppskanalen från Luossajärvi: (1) Inkommande vatten från Stora Abbortjärn. (2) Pumputflöde från sjön Luossajärvi mot Luossajoki. (3) Kanalutsläpp från Luossajärvi, (4) Bräddvatten från gruvan som leds till kanalen. (5) Bräddvatten och grundvattenläckage från utsläppskanalen mot Tvillingtjärnsystemet. (6) Grundvattenläckage från sjön Luossajärvi mot Tvillingtjärnsystemet. (7) Inlopp Tvillingtjärnsystemet. (8) Vatten från Stora Abbortjärn blandas med vatten från Luossajärvikanalerna. (9) Vatten från (8) blandas med vatten från Tvillingtjärnsystemet.

9.2.1 Påverkan på vattennivåer under gruvans olika faser

I detta avsnitt redovisas hur vattennivån i Luossajärvi påverkas under gruvans olika faser. Beräkningen baseras på det hydrologiskt definierade normalåret (2013–2014), se kapitel 4.2.2. Nuläget (Fas 1) presenteras och jämförs med den beräknade vattennivån i Fas 2 (tömningsfas) till och med Fas 4 (efterbehandlingsfas), Figur 9-5. Sjönivån i Luossajärvi påverkas inte under Fas 2 relativt nuläget. Däremot så sjunker vattennivån under sänkingsgränsen för Fas 3, detta gäller för alla skeden i Fas 3 (30%, 70% och 100%). Alla olika skeden i Fas 3 leder till samma påverkan på sjönivåerna och denna påverkan kan framför allt härledas till en minskad tillrinning av ytvatten till följd av omledning av yt- och grundvatten inom verksamhetsområdet. Under Fas 4, när länshållningen av gruvan upphör,

stiger vattennivån igen och nivån ligger över sänkingsgränsen under hela det simulerade hydrologiska året.

Luossajärvi - Vattennivå



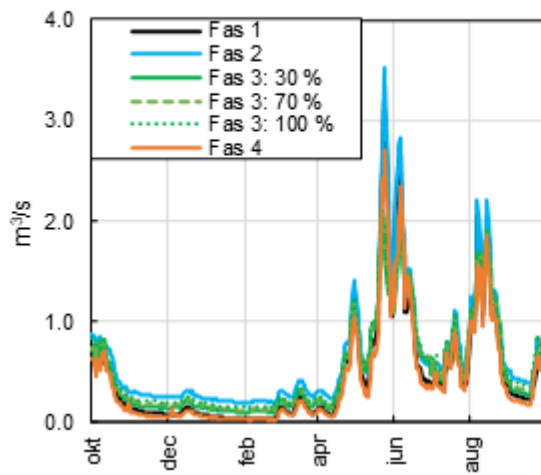
Figur 9-5. Vattennivåscenarier för Luossajärvi för de olika faserna. I figuren är även rådande sänkingsgräns (SG) markerad. Notera att Fas 1 och Fas 4 är på likvärdig nivå. Detsamma gäller Fas 3:30 %, Fas 3:70 % och Fas 3:100 %.

9.2.2 Påverkan på flöden under gruvan olika faser

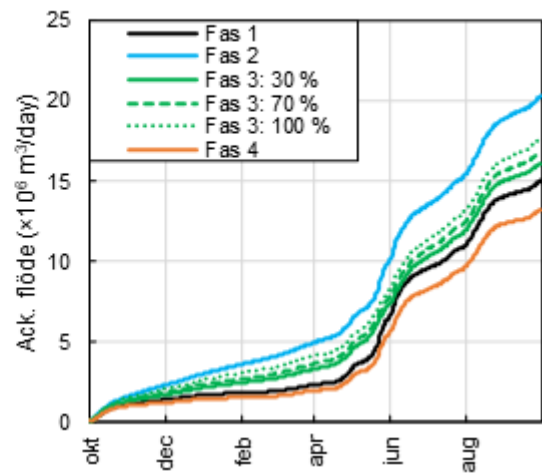
Nuvarande och framtida vattenflöden för Fas 1 till och med Fas 4 har beräknats för samtliga mätpunkter inom modellområdet (Tabell 9-3). Beräkningen baseras på det hydrologiskt definierade normalåret (2013–2014), se kapitel 4.2.2. Figur 9-6 illustrerar exempel på beräknade flöden i AVA02 (nedströms Luossajärvi) och KVA179 (innan utloppet i Rautasälven) (Figur 4-12). I Tabell 9-3 visas en sammanställning av skillnaden i ackumulerat flöde mellan de olika faserna för samtliga mätpunkter.

I alla faser från och med Fas 2 (tömningsfas) kommer den sökta verksamheten innebära att utsläppen av bräddvatten från den nuvarande vattenfyllda gruvan upphör (jämför Figur 5-1 och Figur 9-4) vilket medför en direkt flödesförändring från utloppet av Tvillingtjärnssystemet. Det blir också ett minskat grundvattenbidrag till vattendragen i alla faser från och med Fas 2 tom Fas 4. I Fas 2 avvattnas gruvan vilket medför att bräddningen av dagens vattenfyllda gruva avstannar och i Fas 3 sker grundvattenavsänkning orsakad av grundvattenbortledning från gruvan. I Fas 4 har grundvattennivåerna inte hunnit återhämta sig vilket leder till minskat grundvattenbidrag till vattendragen även i denna fas. Trots detta ökar flödena i AVA02 och KVA179 i Fas 2 och Fas 3 vilket beror på omledningar av vatten och utsläpp av bräddvatten till kanalen nedströms Luossajärvi. Ökningen är dock större i Fas 2 än i samtliga skeden i Fas 3. En mer detaljerad redovisning av påverkan på recipienternas flöden redovisas i Bilaga B5.

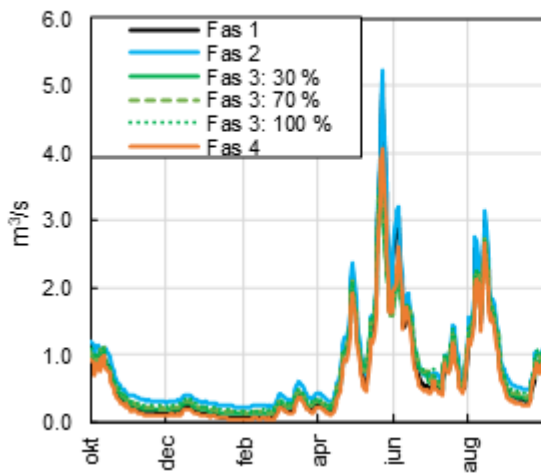
(a) AVA02



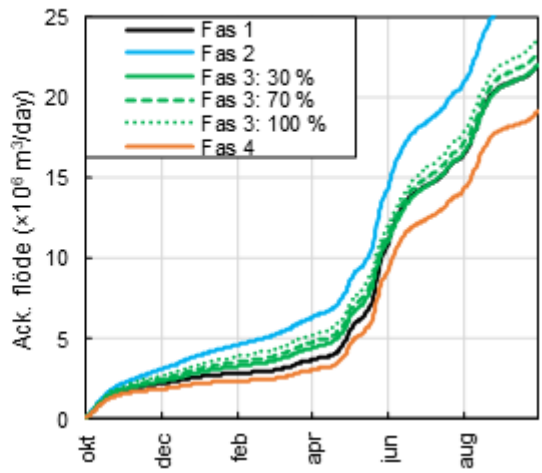
(b) AVA02



(c) KVA179



(d) KVA179



Figur 9-6. Flödesscenarier för station AVA02 och KVA179, normalåret, för faserna: Fas 1, Fas 2, Fas 3:30%, Fas 3:70%, Fas 3:100% och Fas 4.

Tabell 9-3 Ackumulerat flöde för beräknade mätpunkter för nuläget för samtliga faser. Tabellen inkluderar också procentuell förändring mot normalåret (positiva tal indikerar en ökning och negativa tal indikerar en minskning).

Ackumulerat flöde ($\times 10^6 \text{ m}^3$)							Procentuell förändring (%)				
Fas 1	Fas 2	Fas 3:			Fas 4	Fas 2	Fas 3:			Fas 4	
		30 %	70 %	100 %			30 %	70 %	100 %		
Inlopp Luossajärvi											
VVA17	5,49	5,49	3,46	3,46	3,46	5,17	0,0	-37	-37	-37	-5,9
Utlopp Luossajärvi (kanal)											
KVA145	6,10	6,10	4,08	4,08	4,08	5,74	0,0	-33	-33	-33	-5,9
Tvillingjärnsystemet											
AVA01	2,69	2,70	1,64	1,64	1,64	1,64	0,0	-39	-39	-39	-39
Stora Abbortjärn											
AVA19	6,42	6,43	5,59	5,59	5,60	5,60	0,0	-13	-13	-13	-13
AVA14	7,95	7,95	6,74	6,74	6,74	6,74	0,0	-15	-15	-15	-15
Pahtajoki											
AVA02	15,0	20,3	16,1	16,8	17,7	13,2	35	7,4	12	18	-12
AVA29	18,2	23,5	18,3	19,0	19,9	15,4	29	0,4	4,3	8,9	-15
AVA18	21,1	26,4	21,2	21,9	22,8	18,3	25	0,3	3,8	7,8	-13
KVA179	22,0	27,2	22,0	22,8	23,6	19,5	24	0,2	3,6	7,5	-13

9.2.3 Påverkan på vattenkvalitet under gruvans olika faser

Nuvarande och framtida halter i vattendragen för Fas 1 till och med Fas 4 har beräknats för samtliga mätpunkter inom modellområdet, för en beskrivning av de olika faserna se avsnitt 2.3. Beräkningarna baseras på det hydrologiskt definierade normalåret (2013–2014), se kapitel 4.2.2. I Figur 9-7 i detta avsnitt redovisas de beräknade halterna för de olika faserna för ett urval av mätpunkterna. Figuren visar årsmedelhalterna av de olika ämnena under olika faser vid mätpunkter längs Pahtajoki för ett normalår. Dessa ger en bra överblick över hur ämneskoncentrationerna varierar längs Pahtajoki. En redovisning av årsmedelhalter för alla ämnen för samtliga faser för ett urval stationer finns i

Tabell 9-4. Nedan beskrivs hur det generella mönstret av halter för olika ämnen varierar mellan faserna. Alla ämnen är inkluderade för beräkning av Fas 1 till Fas 3. För Fas 4 har endast koncentrationer av Cu, U och Zn beräknats. Rening av bräddvatten antas pågå i Fas 2 och för alla skeden i Fas 3 och berör ämnena Co, Cu, Zn och U, medan i Fas 4 så renas endast Cu, Zn och U.

Kalcium (Ca)

I Fas 1 (nuläget) är halterna i Pahtajoki vid AVA02 högre än bakgrundshalterna (beräknat från AVA14) på grund av att vatten från LKABs verksamhet bräddas från sjön Luossajärvi. Vid AVA29, belägen i Pahtajoki, nedströms utloppet från Tvillingjärnsystemet, är årsmedelkoncentrationen 37 mg/l jämfört med 5 mg/l vid AVA14. Nedströms AVA29 späds halterna ut och sjunker till 33 mg/l vid Pahtajoki utlopp (KVA179). I Fas 2 (då befintlig gruva dräneras) förväntas koncentrationerna att öka från 28 mg/l till 45 mg/l vid AVA02 på grund av ökat bidrag från bräddvatten i kanalen. Tömningen sker med ett stadigt flöde på 0,17 m³/s, med en koncentration av ungefär halva Luossajärvi-koncentrationen. Bidraget av bräddvatten i kanalen resulterar i en stabilare koncentration förbi AVA02. Koncentrationen beräknas spädas ut till 41 mg/l vid KVA179 på grund av tillskott från Tvillingjärnsystemet. Vidare i Fas 3, på grund av grundvattenbortledning och omledning av vatten under framtida gruvidrift, så antas avrinningen i vattendragen minska till området uppströms AVA14. Flödesändringen ökar årsmedelkoncentrationen från 5,0 till 5,3 mg/l. Avrinningen till sjön Luossajärvi kommer också minska på grund av att vatten leds via pumpar och diken inom ramen för gruvans vattenverksamhet. Denna omledning beräknar öka koncentrationen i sjön från 184mg/l (Fas 2) till 217mg/l (Fas 3: 100%). Detta kommer också påverka halterna i Tvillingjärnsystemet där koncentrationen beräknas öka från 102mg/l till 123mg/l (AVA01). Koncentrationerna i AVA02 beräknas också att öka till 116 mg/l (Fas 3: 100%) på grund av ökat bidrag från bräddningen, men späds ut mot Pahtajokis utlopp till 102 mg/l (Fas 3: 100 %).

Klorid (Cl)

I Fas 1 (nuläget) är halterna i Pahtajoki vid AVA02 högre än bakgrundshalterna på grund av förorenat vatten från sjön Luossajärvi bräddvatten från LKABs verksamhet i området som den största källan. Vid AVA29 är årsmedelkoncentrationen 18 mg/l jämfört med 0,5 mg/l vid AVA14. Halterna sjunker något till KVA179 på grund av utspädning från vattentillskott från omgivande marker. Vid KVA179 beräknas koncentrationen till 16 mg/l. I Fas 2 (då befintlig gruva töms på vatten med ett flöde av 600 m³/h) förväntas koncentrationerna att minska från 14 mg/l till 11 mg/l vid AVA02 på grund av ökat bidrag från bräddvatten i kanalen med låg Cl-koncentration. Koncentrationen beräknas öka något vid AVA29 på grund av tillskott från Luossajärvi via Tvillingjärnsystemet. Halterna håller sig därefter relativt stabila med en mindre utspädning till utloppet KVA179. Vidare i Fas 3 så antas ytavrinningen till sjön Luossajärvi ledas bort. Denna omledning beräknas öka koncentrationen i sjön från 67mg/l (Fas 1) till 86 mg/l (Fas 3: 100%). Trots detta minskar koncentrationen mot AVA02 till 11 mg/l (Fas 3: 100 %) på grund av bidraget av bräddvatten till kanalen som har en låg koncentration. Koncentrationen ökar igen till 14 mg/l (Fas 3: 100 %) vid AVA29 på grund av bidrag från Tvillingjärnsystemet. Därefter minskar koncentrationen igen på grund av utspädning från omgivande marker till 12 mg/l vid Pahtajokis utlopp (KVA179).

Koppar (Cu)

I Fas 1 (nuläget) är halterna i Pahtajoki högst i sjön Luossajärvi främst på grund av förorenat vatten från Viscarias verksamhetsområde. Bakgrundshalterna vid AVA14 är också relativt höga och de tyder på att det finns en naturlig källa till Cu uppströms AVA14. Halterna sjunker därefter nedströms, vilket kan spåras via mätpunkterna längs Pahtajoki. Reduktionen i koncentration mot Pahtajoki utlopp antas främst vara kopplade till våtmarksprocesser, en viss utspädning kan också kopplas till bidrag från Tvillingjärnsystemet med lägre koncentrationer. I Fas 2 (då befintlig gruva töms på vatten med ett flöde av 600 m³/h) förväntas koncentrationerna att öka från 0,8 µg/l till 1,2 µg/l vid AVA02 på grund av ökat bidrag från bräddvatten i kanalen med hög Cu-koncentration. En kombination av våtmarksprocesser och utspädning minskar koncentrationen till 1,1 µg/l vid KVA179. Vidare i Fas 3 så ytavrinningen till sjön Luossajärvi minska till följd av om- och bortledning av yt- och grundvatten inom ramen för gruvans vattenverksamhet. Denna

omledning beräknar minska koncentrationen något i sjön och i Tvillingjärnsystemet. Dock ökar koncentrationerna i bräddvattnet från gruvverksamheten vilket medför att koncentrationen vid AVA02 uppgår till ca 1,1 µg/l (Fas 3: 100 %). Koncentrationen späds sedan ut till 1,0 µg/l vid KVA179.

Kobolt (Co)

I Fas 1 (nuläget) är halterna i Pahtajoki vid AVA29 likvärdiga bakgrundshalterna (beräknat från AVA14), dvs 0,05 µg/l. Det indikerar på förhöjda halter av kobolt i det vatten som idag bräddar ut ur den vattenfyllda gruvan. Dessa halter sjunker dock snabbt när vattnet passerar genom Tvillingjärnsystemet på grund av olika processer som sker i de omkringliggande våtmarkerna. Koncentrationerna är stabila på 0,05 µg/l fram till utloppet vid KVA179. Vid AVA02 beräknas halterna öka under Fas 2 från 0,04 µg/l till 0,17 µg/l på grund av ökat bidrag från bräddvatten. Koncentrationen späds ut till 0,15 µg/l vid KVA179. Senare under Fas 3 beräknas koncentrationerna öka till 0,29 µg/l (Fas 3: 100 %). Likt Fas 2 kommer dock koncentrationen sjunka kontinuerligt längs Pahtajoki till 0,25 µg/l (Fas 3:100 %).

Löst organiskt kol (DOC)

I nuläget är DOC halterna högre vid AVA14 jämfört med Luossajärvi och Tvillingjärnsystemet. Detta beror troligen på att DOC halterna är starkt kopplade till andelen organiskt material i uppströms område, så som våtmarker. Luossajärvi och Tvillingjärnsystemet dränerar områden med mycket lite organiskt material, medan områdena uppströms AVA14 innehåller relativt stor andel våtmarker. Omblandningen från dessa olika områden resulterar i en årsmedelkoncentration på 4,1 mg/l vid utloppet KVA179. I Fas 2 antas endast bidraget från det renade bräddvattnet som släpps ut i kanalen bidra men en koncentrationsförändring. Koncentrationerna i bräddvattnet är låga och spår därför ut koncentrationerna nedströms AVA02. Den resulterade koncentrationen vid KVA179 sjunker till 2,5 mg/l. I Fas 3 beräknas koncentrationerna bli likvärdiga den Fas 1 och 2. De något förändrande haltförändringarna kan kopplas till omledningen av vatten inom verksamhetsområdet som minskar flödet vid AVA14, Luossajärvi och Tvillingjärnsystemet. Vid utflödet i KVA179 beräknas koncentrationen bli dryga 3 mg/l (Fas 3: 100%).

Nitrat (NO₃)

De höga halterna i Pahtajoki i nuläget (Fas 1) kommer främst från befintlig gruvverksamhet som, där sjön Luossajärvi och Tvillingjärnsystemet är de främsta källorna. Detta gör att årsmedelkoncentrationen vid AVA29 beräknas vara 1,6 mg/l, vilket kan jämföras med bakgrundskoncentrationen 0,06 mg/l (beräknat vid AVA14). Halterna nedströms AVA29 späds ut något vilket leder till en koncentration av 1,5 mg/l vid utloppet KVA179. I Fas 2 antas koncentrationerna inte förändras förutom ett bidrag från tömningen med låga koncentrationer av NO₃. Detta bidrag späder ut koncentrationen vid KVA179 ytterligare och koncentrationen beräknas bli ca 0,9 mg/l. I Fas 3 omleds avrinningen till Luossajärvi vilket ökar koncentrationen i sjön och i Tvillingjärnsystemet. Koncentrationsförändringarna mellan olika skeden i Fas3 (30%, 70% och 100%) utbruten gruva kan kopplas till olika beräknade halter i bräddvatten till systemet. Koncentrationen vid AVA29 i Fas3:100% beräknas bli dryga 9 mg/l. Halterna beräknas sjunka något till utloppet vid KVA179 till strax under 9 mg/l.

Sulfat (SO₄)

De höga halterna i Pahtajoki i nuläget (Fas 1) kommer främst från befintlig gruvverksamhet via bräddvatten från LKABs verksamhet via sjön Luossajärvi. Ett bidrag till de höga halterna kommer också från det bräddvatten som läcker ut från dagens vattenfyllda gruva via Viscarias verksamhetsområde som leds via Tvillingjärnsystemet, detta bidrag är dock något mindre. Detta gör att årsmedelkoncentrationen vid AVA29 beräknas vara 152 mg/l, vilket kan jämföras med bakgrundskoncentrationen strax över 2 mg/l (beräknat vid AVA14). Halterna nedströms AVA29 späds ut något vilket leder till en koncentration på 136 mg/l vid utloppet KVA179. I Fas 2 antas koncentrationerna inte förändras förutom ett bidrag med bräddvatten från tömningen av befintlig gruva med höga koncentrationer av SO₄. Detta bidrag ökar koncentrationen vid KVA179 som beräknas bli ca 200 mg/l. I Fas 3 omleds ytavrinningen till Luossajärvi vilket ökar koncentrationen i sjön och i Tvillingjärnsystemet. I Luossajärvi ökar koncentrationen från ca 510 till 620 mg/l. Koncentrationsförändringarna mellan olika skeden i Fas 3 (30%, 70% och 100% utbruten gruva) kan kopplas till olika

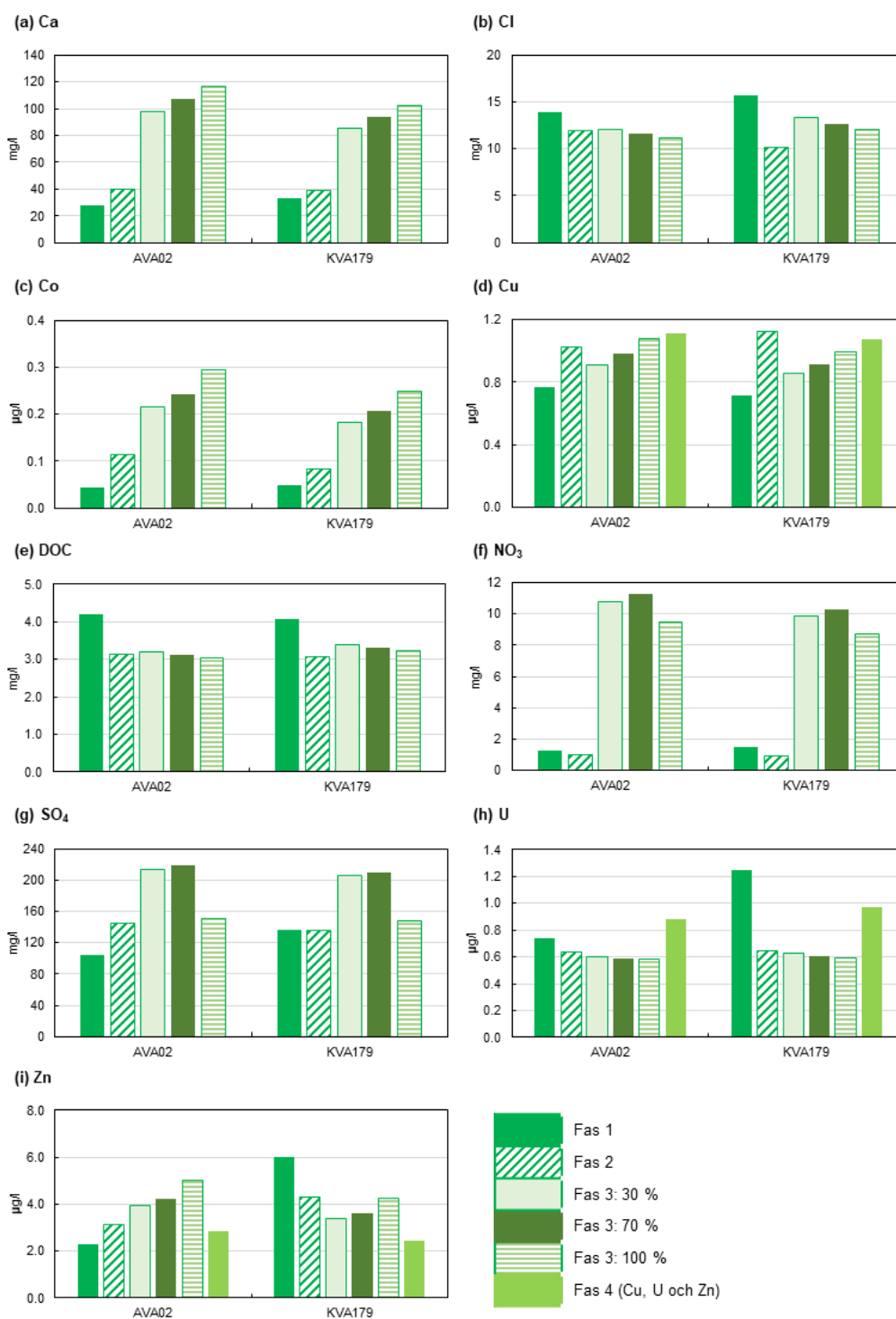
beräknade halter i bräddvatten till systemet. Den resulterande koncentrationen vid AVA29 beräknas bli 162 mg/l (Fas 3: 100 %). Halterna beräknas sjunka något till utloppet vid KVA179 till ca 147 mg/l.

Uran (U)

De höga halterna i Pahtajoki i nuläget (Fas 1) kommer främst från sjön Luossajärvi och från bidrag av gamla gruvan via Tvillingjärnsystemet. Detta gör att årsmedelkoncentrationen vid AVA29 beräknas vara 1,4 µg/l, vilket kan jämföras med bakgrundskoncentrationen 0,07 µg/l (beräknat vid AVA14). Utspädning i kombination med våtmarksprocesser sänker koncentrationen till 1,2 µg/l vid utloppet KVA179. I Fas 2 antas koncentrationerna inte förändras förutom ett bidrag från bräddvatten vid tömningen av befintlig gruva med låga koncentrationer av U. Detta bidrag minskar koncentrationen vid KVA179 som beräknas bli ca 0,8 µg/l. I Fas 3 antas koncentrationerna i sjön Luossajärvi och AVA14 öka något då avrinningen påverkas av yt- och grundvattenbortledning. Eftersom bräddningen av vatten från dagens vattenfyllda gruva stannar av i Fas 2 och 3 minskar koncentrationen i Tvillingjärnsystemet i dessa faser. Detta bidrag späder ut koncentrationen vid KVA179 som beräknas bli ca 0,8 µg/l i Fas 2 och en koncentration på 0,6 µg/l i Fas 3:100%. Slutligen i Fas 4 beräknas halterna till sjön Luossajärvi samt Tvillingjärnsystemet bli något lägre än Fas 1 på grund av utspädningseffekten av bräddvatten. Det minskade bidraget från ytavrinningen håller också uppe koncentrationerna vid AVA14 likt Fas 3. Detta resulterar i att koncentrationerna vid utloppet KVA179 beräknas bli 0,85 µg/l, vilket är lägre än den beräknade koncentrationen under Fas 1.

Zink (Zn)

I nuläget (Fas 1) är koncentrationerna vid AVA02 inte mycket högre än bakgrundshalterna (beräknade vid AVA14). Detta trots relativt höga halter i sjön Luossajärvi. Anledningen till koncentrationsminskningen från sjön till AVA02 är våtmarksprocesser samt utspädning från omgivande marker. Halterna ökar återigen vid AVA29 på grund av bidrag från gruvvatten via bräddning från dagens vattenfyllda gruva som leds till Tvillingjärnsystemet. Koncentrationen vid AVA29 beräknas till 6,2 µg/l. Utspädning och våtmarksprocesser minskar koncentrationen något till utsläppspunkten vid KVA179 där den beräknade halten uppgår till 6,0 µg/l. I Fas 2 antas koncentrationerna inte förändras förutom ett bidrag från bräddvattnet vid tömningen av den befintliga gruvan med relativt höga koncentrationer av Zn. En kombination av flödesförändringar i systemet och bidraget från Tvillingjärnsystemet sänker koncentrationen i AVA29 till 5,0 µg/l jämfört med 6,2 µg/l i Fas 1. Koncentrationen späds ut ytterligare något till 4,8 µg/l vid utloppet KVA179. I Fas 3 antas koncentrationerna inte ändras i sjön Luossajärvi och vid AVA14. Däremot kommer omledningen av vatten från gruvan samt våtmarksprocesser minska koncentrationen i Tvillingjärnsystemet. Höga halter från bräddningen i alla skeden av Fas 3 bidrar med något högre halter vid AVA02. Detta resulterar slutligen i att koncentrationen vid utloppet KVA179 blir 4,2 µg/l vid Fas3:100%. Slutligen i Fas 4 beräknas halterna till sjön Luossajärvi samt Tvillingjärnsystemet bli något högre än i Fas 3 på grund av bräddvatten från Viscaria. Det minskade bidraget från ytavrinningen håller också uppe koncentrationerna vid AVA14 likt Fas 3. Detta leder till en beräknad koncentration vid utloppet KVA179 till 2,4 µg/l vilket kan jämföras med 6,0 µg/l under Fas 1.



Figur 9-7. Modellerade normalårshalter där bräddning sker i kanalen för Fas 1 (nuläget), Fas 2, Fas 3: 30%, Fas 3: 70% och Fas 3: 100%. Tabellen innefattar: (a) Ca, (b) Cl, (c) Co, (d) Cu, (e) DOC, (f) NO₃, (g) SO₄ (h) U och (i) Zn. Figureerna inkluderar två exempel: AVA02 och KVA179. För Fas 4 visas även ämnena (d) Cu, (h) U och (i) Zn

Tabell 9-4 Årlig beräknad medelkoncentration för samtliga utvalda ämnen och mätstationer. Årsmedelkoncentrationer inkluderar normalåret för Fas 1, Fas 2, Fas 3: 30%, Fas 3: 70%, Fas 3: 100% och Fas 4.

	Ca mg/l	Cl mg/l	Co µg/l	Cu µg/l	DOC mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	U µg/l	Zn µg/l
KVA145									
1	184	67	0,08	2,3	4,9	6,2	509	15	5,3
2	184	67	0,08	2,3	4,9	6,2	509	15	5,3
3: 30	217	86	0,05	1,9	4,6	10,7	622	18	5,5
3: 70	217	86	0,05	1,9	4,6	10,7	622	18	5,5
3: 100	217	86	0,05	1,9	4,6	10,7	622	18	5,5
4	-	-	-	5,4	-	-	-	15	7,7
AVA01									
1	102	22	0,32	0,59	3,4	2,1	250	11	34
2	102	22	0,32	0,60	3,4	2,1	251	11	34
3: 30	123	50	0,001	0,50	4,4	6,2	359	7,0	0,8
3: 70	123	50	0,001	0,50	4,4	6,2	359	7,0	0,8
3: 100	123	50	0,001	0,50	4,4	6,2	359	7,0	0,8
4	-	-	-	1,4	-	-	-	5,8	1,1
AVA19									
1	4,8	0,50	0,05	0,74	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
2	4,8	0,50	0,05	0,74	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
3: 30	5,1	0,52	0,05	0,70	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
3: 70	5,1	0,52	0,05	0,70	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
3: 100	5,1	0,52	0,05	0,70	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
4	-	-	-	0,70	-	-	-	0,07	1,9
AVA14									
1	5,0	0,51	0,05	0,77	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
2	5,0	0,51	0,05	0,77	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
3: 30	5,3	0,53	0,05	0,73	4,0	0,06	2,3	0,07	1,9
3: 70	5,3	0,53	0,05	0,73	4,0	0,06	2,3	0,07	1,9
3: 100	5,3	0,53	0,05	0,73	4,0	0,06	2,3	0,07	1,9
4	-	-	-	0,73	-	-	-	0,07	1,9
AVA02									
1	28	14	0,04	0,77	4,2	1,3	104	0,74	2,3
2	45	11	0,17	1,2	2,3	1,0	213	0,64	3,9
3: 30	98	12	0,22	0,91	3,2	11	214	0,60	3,9
3: 70	108	12	0,24	0,98	3,1	11	220	0,59	4,2
3: 100	116	11	0,29	1,1	3,1	9,5	151	0,58	5,0
4	-	-	-	1,1	-	-	-	0,77	2,8
AVA29									
1	37	18	0,05	0,71	4,0	1,6	152	1,4	6,2
2	45	12	0,16	1,1	2,4	1,1	215	0,88	5,0
3: 30	94	15	0,19	0,86	3,3	10	224	0,70	3,6
3: 70	102	14	0,22	0,93	3,2	11	227	0,68	3,9
3: 100	111	14	0,27	1,0	3,2	9,2	162	0,66	4,6
4	-	-	-	1,1	-	-	-	0,96	2,5
AVA18									
1	34	16	0,05	0,71	4,1	1,5	139	1,3	6,1
2	42	11	0,16	1,1	2,5	1,0	203	0,81	4,8
3: 30	87	14	0,18	0,85	3,4	10	209	0,64	3,4
3: 70	96	13	0,21	0,91	3,3	10	213	0,62	3,7
3: 100	104	12	0,25	1,0	3,2	8,8	151	0,60	4,3
4	-	-	-	1,1	-	-	-	0,87	2,4
KVA179									
1	33	16	0,05	0,71	4,1	1,5	136	1,2	6,0
2	41	11	0,15	1,1	2,5	0,94	200	0,80	4,8
3: 30	85	13	0,18	0,85	3,4	10	205	0,62	3,4
3: 70	94	13	0,21	0,91	3,3	10	209	0,60	3,6
3: 100	102	12	0,25	0,99	3,2	8,8	147	0,59	4,2
4	-	-	-	1,1	-	-	-	0,85	2,4

9.3 Påverkan av olika typår vid fullt utbruten gruva

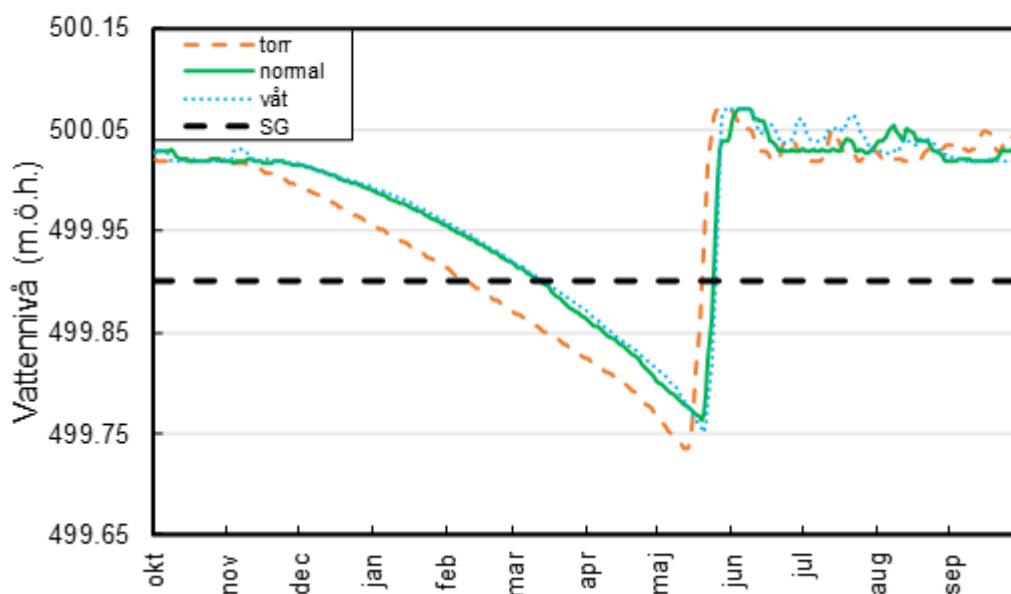
I detta kapitel redovisas hur vattenflöden, vattennivåer och halter under Fas 3:100%, dvs vid fullt utbruten gruva, påverkas av olika typår. Ett torrt, ett vått och ett normalt år har simulerats och jämförs mot motsvarande resultat för varje typår under dagens förhållanden.

9.3.1 Påverkan på vattennivåer vid fullt utbruten gruva

I avsnitt 9.2.1 har påverkan på vattennivåer vid olika faser av gruvans utveckling redovisats. I följande avsnitt redovisas modellerade resultat över hur vattennivån i Luossajärvi vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%) varierar under olika typår och resultaten presenteras i Figur 9-8. I samtliga fall så bräddas allt vatten till utloppskanalen från Luossajärvi (Flöde 4 i Figur 9-4)

Resultaten för framtidsscenarioet vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%) visar att vattennivån i sjön riskerar att sjunka under sänkingsgränsen (SG) för alla typår med lägst nivåer under torråret. Lägstnivåerna under våtår och normalår är mycket lika varandra. Den kritiska perioden då nivåerna sjunker under SG är i slutet av vintern innan snösmältningen. Vid snösmältning så ökar nivåerna i sjön och vattennivån ligger med marginal över SG under sommaren, hösten och inledande delar av vinterperioden.

Luossajärvi - Vattennivå



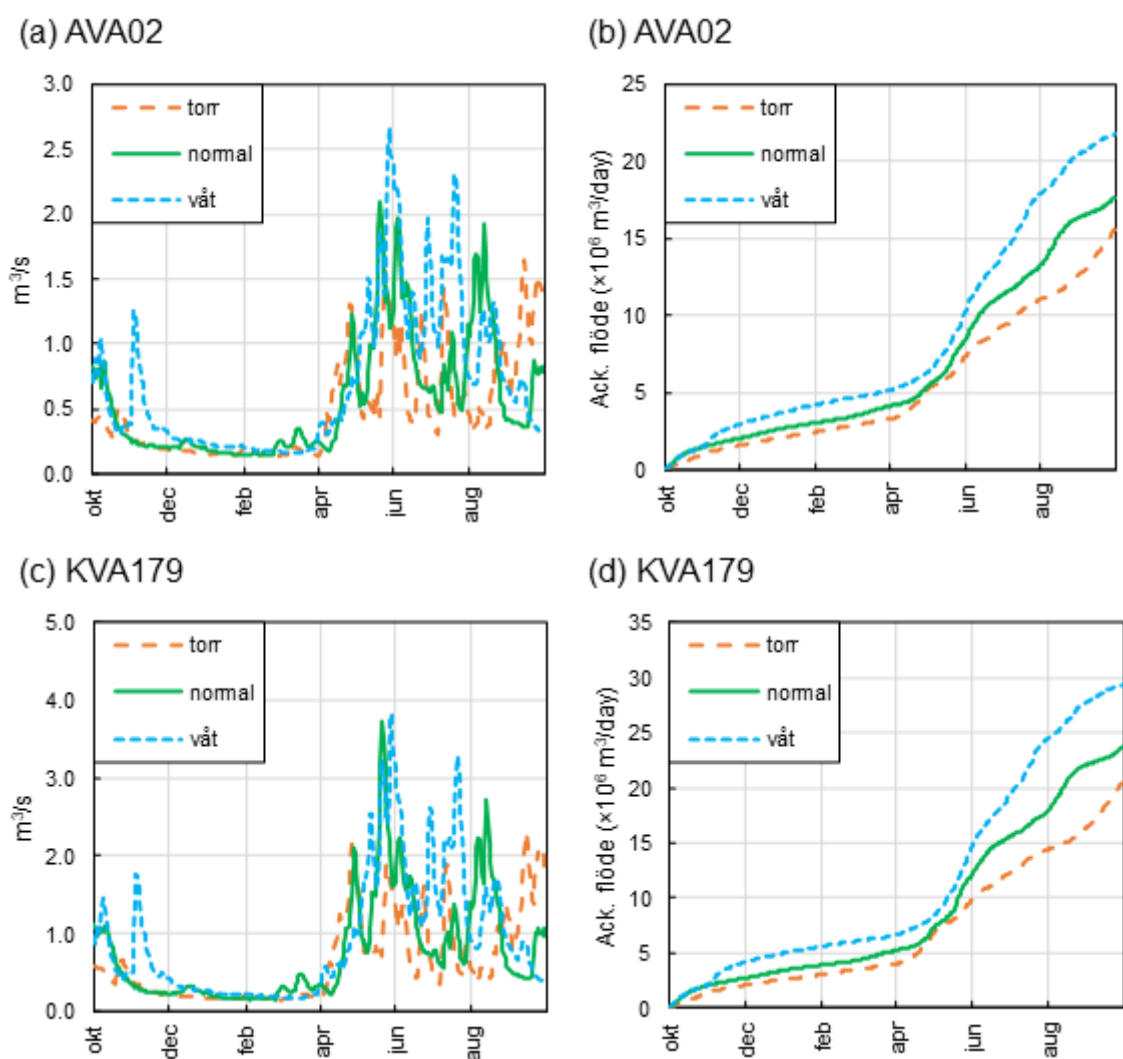
Figur 9-8 Jämförelse av förändringen av vattennivån i Luossajärvi för olika typår vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%). I figuren visas även sänkingsgränsen (SG) som en svart streckad linje.

9.3.2 Påverkan på vattenflöden vid fullt utbruten gruva

I kapitel 9.2.2 har påverkan på vattenflöden vid olika faser av gruvans utveckling redovisats. I följande avsnitt redovisas modellerade resultat över hur vattenflödena i ett urval av observationsstationerna varierar mellan olika typår vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%). I samtliga fall så bräddas allt vatten till utloppskanalen från Luossajärvi (Flöde 4 i Figur 9-4). I Tabell 9-5 jämförs ackumulerat flöde för de olika typåren för Fas 1 (nuläget) och Fas 3:100%. I Figur 9-9 redovisas flödena i AVA02 (Pahtajoki uppströms punkten där flödet från Tvillingjärnarna ansluter) samt i KVA179 (innan utflöde i Rautasälven).

Flödena i Luossajärvis utlopp och inlopp samt i Tvillingtjärnsystemet minskar vid scenariot fullt utbruten gruva för alla typår relativt nuläget medan det ökar i Pahtajokisystemet (Tabell 9-5). För alla typår är ökningen mer än 10%. Skillnaden i flöde beror dels på omledning av yt- och grundvatten, dels på bräddningen av vatten. Eftersom all bräddning sker i kanalen så ökar flödet nedströms kanalen medan det minskar i Tvillingtjärnsystemet innan det flödar ut i Pahtajoki.

Figur 9-9 visar att det ackumulerade flödet är högst under våtåret i både AVA02 och KVA179 medan torråret är lägst. Under våtåret infaller i båda stationerna en flödestopp under senhösten vilket inte sker för torr- och normalår. Skillnaden mellan normalår och torrår är relativt liten under första delen av det hydrologiska året medan skillnaden mellan de två typåren ökar från snösmältningen och framåt. Det samma gäller för skillnaden mellan normalår och våtår förutom att det är en generellt sett högre avrinning under hela året under våtåret.



Figur 9-9. Beräknade flöden för Nuläget (orange linje) och fallet med full utbruten gruva (Fas 3:100%) för normalåret. Graferna till vänster i figuren visar flöde (m^3/s) över ett hydrologiskt år medan graferna till höger visar ackumulerat flöde över ett hydrologiskt år.

Tabell 9-5 Ackumulerat flöde för beräknade mätpunkter, Fas 1 och Fas 3: 100%. Tabellen inkluderar också procentuell förändring mot normalåret Fas 1 (positiva tal indikerar en ökning och negativa tal indikerar en minskning).

	Ackumulerat flöde ($\times 10^6$ m ³)						Procentuell förändring (%)			
	Fas 1			Fas 3: 100 %			Fas 3: 100 % mot Fas 1			
	Normal	Torr	Våt	Normal	Torr	Våt	Normal	Torr	Våt	
Inlopp Luossajärvi										
VVA17	5,49	5,42	6,79	3,46	3,34	4,13	-37	-38	-39	
Utlopp Luossajärvi										
KVA145	6,10	5,96	7,8	4,08	3,90	5,18	-33	-35	-34	
Tvillingjärnsystemet										
AVA01	2,69	2,37	3,36	1,64	1,42	2,03	-39	-40	-39	
Stora Abbortjärn										
AVA19	6,42	5,00	8,37	5,60	4,37	7,25	-13	-12	-13	
AVA14	7,95	6,23	10,3	6,74	5,30	8,74	-15	-15	-15	
Pahtajoki										
AVA02	15,0	13	19,3	17,7	15,5	21,7	18	20	12	
AVA29	18,2	15,7	23,4	19,9	17,4	24,4	8,9	10	4,5	
AVA18	21,1	18,0	27,1	22,8	19,7	28,2	7,8	9,3	3,9	
KVA179	22,0	18,7	28,2	23,6	20,4	29,3	7,5	9,0	3,7	

9.3.3 Påverkan av typår på vattenkvalitet vid fullt utbruten gruva

I kapitel 9.2.3 har påverkan på halter i vattendragen vid olika faser av gruvans utveckling redovisats. I följande avsnitt redovisas modellerade resultat över hur halterna i ett urval observationspunkter vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%) varierar under olika typår och resultaten presenteras i Figur 9-10 och i Tabell 9-6. I samtliga fall så bräddas allt vatten till utloppskanalen från Luossajärvi (Flöde 4 i Figur 9-4). Skillnader mellan Fas 1 och Fas 3:100% diskuteras nedan för samtliga ämnen.

Calcium (Ca): Figur 9-10a och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas öka i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1). För nuläget (Fas 1) utgör sjön Luossajärvi och Tvillingjärnarna (dit bräddvatten från dagens vattenfyllda gruvor leds) de största källorna. Under Fas 3:100% går merparten (upp till 600 m³/h) av det länshållna vattnet från gruvan samt vatten från det yttre systemet via vattenreningsprocessen. De stora källorna till Ca-halterna utgörs då av vatten från Luossajärvi i kombination med renat vatten från gruvans vattenhanteringssystem. Dock ökar koncentrationen på grund av ökat bidrag från gruvdriften som inte till fullo kan tas om hand av vattenreningen. Detta medför en ökad export av kalcium till Rautasälven från ca 770 ton/år till ca 2050 ton/år (beräknat vid KVA179). Koncentrationen är som högst närmre gruvan och minskar succesivt mot utloppet vid Pahtajoki (jämför AVA02 och AVA179). Årsvariationer beror till största del på utspädningsvariationer från omgivande marker, med minst utspädning under torråret. På grund av ett högre flöde under våtåret jämfört med torråret blir dock totalmassan större under våtåret än under torråret trots lägre koncentration. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 1890 ton/år för torråret och ca 2060 ton/år för våtåret.

Klorid (Cl): Figur 9-10b och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas minska något i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1). För nuläget (Fas 1) utgör sjön Luossajärvi och Tvillingjärnarna (dit bräddvatten från dagens vattenfyllda gruvor leds) de största källorna. Under Fas 3:100% går merparten (upp till 600 m³/h) av det länshållna vattnet från gruvan samt vatten från det yttre systemet via vattenreningsprocessen. De stora källorna är då Luossajärvi i kombination med renat vatten från gruvans vattenhanteringssystem. Detta medför en minskad export av massa till Rautasälven från ca 410 ton/år till ca 380 ton/år (beräknat vid KVA179). Koncentrationen är relativt likvärdig längs med Pahtajokisystemet (jämför AVA02 och AVA179). Årsvariationer

beror till största del på utspädningsvariationer från omgivande marker, med minst utspädning under torråret. På grund av ett högre flöde under våtåret jämfört med torråret blir dock totalmassan större under våtåret än under torråret trots lägre koncentration. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 390 ton/år för torråret och ca 480 ton/år för våtåret.

Kobolt (Co): Figur 9-10c och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas öka i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1) på grund av ökat bidrag från den framtida gruvdriften. Bräddvattnet från verksamheten under Fas3:100% utgör den största källan till Co. Detta medför en ökad export av massa till Rautasälven från ca 0,9 kg/år till ca 5,8 kg/år (beräknat vid KVA179). Koncentrationen är som högst närmre utsläppspunkten och minskar succesivt mot utloppet vid Pahtajoki (jämför AVA02 och AVA179), och är som högst under normal- och våtåret. I Fas 3:100% är exporten av kobolt till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 4,5 kg/år för torråret och ca 6,9 kg/år för våtåret.

Koppar (Cu): Figur 9-10d och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas öka i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1). För nuläget (Fas 1) utgör sjön Luossajärvi största källan av koppar till vattendragen medan det under Fas3:100%, i stället blir bräddvattnet från framtida verksamhet som blir det största källan. Detta medför en ökad export av massa till Rautasälven från ca 21 kg/år till ca 28 kg/år (beräknat vid KVA179). Koncentrationen nära utsläppspunkten av bräddvatten och vid utloppet mot Pahtajoki är i samma storleksordning (jämför AVA02 och AVA179). Under våtåret ökar koncentrationen och flödet från gruvan vilket leder till att koncentrationen är som högst under våtåret i vattendragen. Detta resulterar i att massexporten är som störst under våtåret. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 23 kg/år för torråret och ca 35 kg/år för våtåret.

Löst organiskt kol (DOC): Figur 9-10e och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas minska något i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1). Detta medför en minskad export av massa till Rautasälven från 100 ton/år till 90 ton/år (beräknat vid KVA179). Koncentrationen är relativt likvärdig längsmed Pahtajokisystemet (jämför AVA02 och AVA179) och även skillnaden mellan typåren är liten. Gruvan antas inte vara en större källa till DOC utan koncentrationsvariationer har en starkare koppling till flödesvariationer. Koncentrationen är som högst under våtåret på grund av högre flöden vilket resulterar i att massexporten är som störst under våtåret. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 80 ton/år för torråret och ca 120 ton/år för våtåret.

Nitrat (NO₃): Figur 9-10f och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas öka i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1) på grund av ökat förorenat bidrag från gruvdriften. NO₃ är ett av de ämnen som ökar mest i koncentration mellan nuläget (Fas 1) och Fas3:100%. Den ökade koncentrationen medför en ökad export av massa till Rautasälven från ca 40 ton/år till ca 140 ton/år (beräknat vid KVA179). Koncentrationen är som högst närmre gruvan och minskar succesivt mot utloppet vid Pahtajoki (jämför AVA02 och AVA179). Årsvariationer beror till största del på utspädningsvariationer från omgivande marker, med minst utspädning under torråret. På grund av flödet blir dock totalmassan större under våtåret än under torråret på trots lägre koncentration. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 140 ton/år för torråret och ca 150 ton/år för våtåret.

Sulfat (SO₄): Figur 9-10g och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas öka i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1) på grund av ökat förorenat bidrag från gruvdriften. Detta medför en ökad export av massa till Rautasälven från ca 3400 ton/år till ca 3700 ton/år (beräknat vid KVA179). Under Fas3:100% är koncentrationen som högst närmre gruvan och minskar succesivt mot utloppet vid Pahtajoki (jämför AVA02 och AVA179). Årsvariationer beror till största del på utspädningsvariationer från omgivande marker, med minst utspädning under torråret. På grund av flödet blir dock totalmassan större under våtåret än under torråret trots lägre

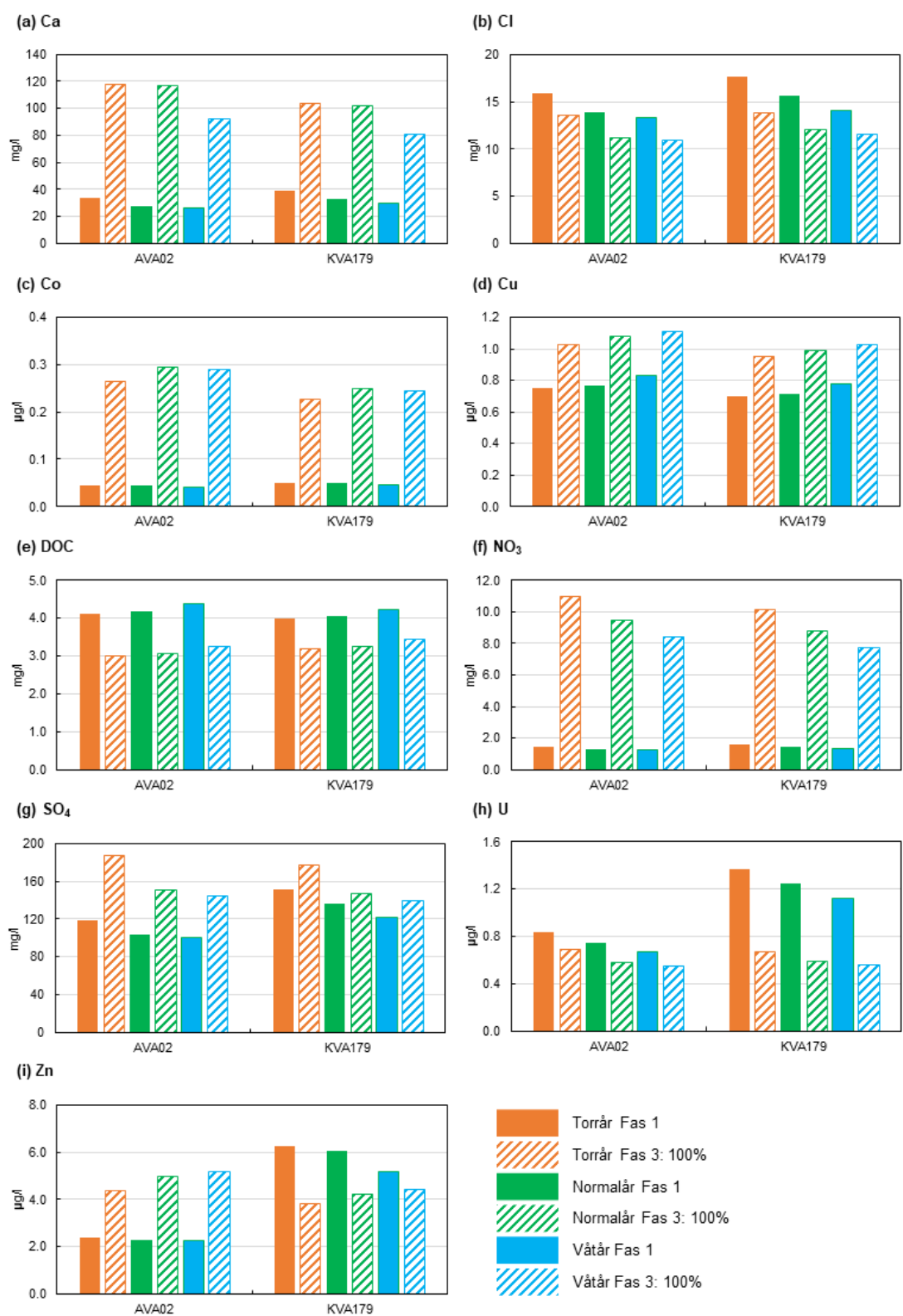
koncentration. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 3860 ton/år för torråret och ca 4480 ton/år för våtåret.

Uran (U): Figur 9-10h och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen beräknas minska i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1). Under Fas 1 är sjön Luossajärvi och Tvillingtjärnarna (dit bräddvatten från dagens vattenfyllda gruva leds) största källorna till uran. Under Fas 3:100% kommer merparten av vattnet från verksamheten ledas genom gruvans vattenreningsprocess. De stora källorna är då Luossajärvi i kombination med renat vatten från gruvans vattenhanteringssystem. Detta medför en minskad export av massa till Rautasälven från ca 25 kg/år till ca 17 kg/år (beräknat vid KVA179). I Fas 3:100% är koncentrationen likvärdig längsmed Pahtajokisystemet (jämför AVA02 och AVA179). Årsvariationer beror till största del på utspädningsvariationer från omgivande marker, med minst utspädning under torråret. På grund av flödet blir dock totalmassan större under våtåret än under torråret trots lägre koncentration. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 20 kg/år för torråret och ca 21 kg/år för våtåret.

Zink (Zn): Figur 9-10i och Tabell 9-6

Årsmedelkoncentrationen i KVA179 beräknas minska i Fas 3:100% jämfört med nuläget (Fas 1) medan halterna i AVA02 beräknas öka i Fas3:100% jämfört med nuläget. För nuläget (Fas 1) utgör sjön Luossajärvi och Tvillingtjärnarna (dit bräddvatten från dagens vattenfyllda gruva leds) de största källorna. Under Fas 3:100% kommer merparten av vattnet från verksamheten ledas genom gruvans vattenreningsprocess. De stora källorna är då vatten från Luossajärvi i kombination med renat vatten från gruvans vattenhanteringssystem. Detta medför att halterna ut ur Tvillingtjärnsystemet (AVA01, Figur 8-1) minskar väsentligt under Fas3:100% jämfört med Fas 1. Trots detta ökar exporten av massa till Rautasälven (beräknat vid KVA179), från ca 90 kg/år till ca 130 kg/år på grund av ett ökat flöde. Koncentrationen ökar i vattnet från gruvan från torr till våtår vilket medför att koncentrationen är som högst under våtåret. Detta resulterar att massexporten är som störst under våtåret. I Fas 3:100% är exporten till Rautasälven (beräknad vid KVA179) ca 90 kg/år för torråret och ca 170 kg/år för våtåret.



Figur 9-10. Modellerade medelhalter för typåren: normalår, våtår och torrår för Fas 1 och Fas 3: 100%. Figuren innefattar (a) Ca, (b) Cl, (c) Co, (d) Cu, (e) DOC, (f) NO₃, (g) SO₄, (h) U och (i) Zn. Figuren inkluderar två exempel: AVA02 och KVA179.

Tabell 9-6 Årlig beräknad medelkoncentration för samtliga utvalda ämnen och mätstationer.
 Årsmedelkoncentrationer inkluderar våttåret, normalåret och torråret för Fas 3: 100%.

Enhet	Ca mg/l	Cl mg/l	Co µg/l	Cu µg/l	DOC mg/l	NO ₃ mg/l	SO ₄ mg/l	U µg/l	Zn µg/l
KVA145									
torr	223	91	0,05	2,0	4,4	11	652	19	6,1
normal	217	86	0,05	1,9	4,6	11	622	18	5,5
våt	211	82	0,06	2,0	4,9	10	593	17	4,9
AVA01									
torr	133	56	0,001	0,55	4,2	6,8	399	7,9	0,94
normal	123	50	0,001	0,50	4,4	6,2	359	7,0	0,79
våt	119	47	0,001	0,51	4,5	6,0	341	6,6	0,69
AVA19									
torr	5,5	0,54	0,05	0,67	4,0	0,06	2,4	0,07	1,9
normal	5,1	0,52	0,05	0,70	4,1	0,06	2,3	0,07	1,9
våt	4,4	0,48	0,04	0,78	4,2	0,06	2,2	0,06	2,0
AVA14									
torr	5,7	0,55	0,05	0,70	4,0	0,06	2,4	0,08	1,9
normal	5,3	0,53	0,05	0,73	4,0	0,06	2,3	0,07	1,9
våt	4,6	0,49	0,04	0,81	4,2	0,06	2,2	0,06	2,0
AVA02									
torr	118	13	0,27	1,0	3,0	11	187	0,69	4,4
normal	116	11	0,29	1,1	3,1	9,5	151	0,58	5,0
våt	92	11	0,29	1,1	3,3	8,4	144	0,55	5,2
AVA29									
torr	113	16	0,24	1,0	3,1	11	195	0,76	4,0
normal	111	14	0,27	1,0	3,2	9,2	162	0,66	4,6
våt	88	13	0,26	1,0	3,4	8,2	155	0,63	4,7
AVA18									
torr	105	14	0,23	0,96	3,2	10	181	0,69	3,8
normal	104	12	0,25	1,0	3,2	8,8	151	0,60	4,3
våt	82	12	0,25	1,0	3,4	7,8	142	0,57	4,5
KVA179									
torr	104	14	0,23	0,95	3,2	10	177	0,67	3,8
normal	102	12	0,25	0,99	3,2	8,8	147	0,59	4,2
våt	81	12	0,24	1,0	3,4	7,7	139	0,56	4,4

10 Kalibrering integrerad yt- och grundvattenmodell

I detta kapitel redovisas stegvisa resultat från kalibreringen av den integrerade yt- och grundvattenmodellen medan strategi och metodik för detta arbete redovisas i kapitel 7. I avsnitt 10.1 redovisas resultaten från regionalmodellen som sedan används som randvillkor till lokalmodellen vars resultat redovisas i avsnitt 10.2.

10.1 Inledande beräkningar med regionalmodellen

I detta avsnitt redovisas resultaten från den övergripande känslighetsanalys som genomförts med regionalmodellen. Modellen har simulerats transient för en 20 årsperiod med väderdata över perioden 2000 tom 2020. Utbredningen på Kirunavaaragravan under denna tid antas dock vara konstant i modellen och i modellen återspeglas dagens utbredning av gruvan ner till nivån 1365 (se Figur 4-7). Syftet med den regionala modellen är att analysera Kirunavaaragravans eventuella påverkan på Viscariaområdet eftersom denna inte ligger inom det lokala modellområdet. Det hydrogeologiska systemet kring Kirunavaaragravan är mycket komplext och inläckaget till gruvan varierar mycket över året. Målet med regionalmodellen är därför att uppnå en rimlig uppskattning av grundvattennivån i berget och den fria grundvattenytan samt att det beräknade inflödet är i rätt storleksordning.

Resultat i termer av beräknade grundvattennivåer i alla beräkningslager från den regionala modellen används sedan för att etablera randvillkor till den sydöstra modellgränsen för lokalmodellen, se Figur 6-3. De tre spårnivåerna i Kirunavaaragravan (775, 1045 och 1365) är beskrivna i modellen med interna randvillkor som gör att vatten dräneras bort i de celler som sammanfaller med gruvans utbredning på respektive nivå.

Känslighetsanalysen har fokuserat på egenskaperna i den deformationszon som uppstått till följd av gruvbrytningen i Kirunavaaragravan och kalibreringsmålen är att i) uppnå en övergripande vattenbalans som överensstämmer med observationer från regionen, ii) beräkna ett inflöde till gruvan som är i samma storleksordning som observerade värden, dvs 14-17 m³/min (se kap 4.1.7.2) samt att iii) beräknad påverkan, bedömd utifrån närliggande borrhål i berg, skall överensstämma med tidigare genomförda studier för Kirunavaaragravan. Det skall noteras att påverkansområdet i regionalmodellen inte har beräknats som en differens mellan beräknade nivåer från simuleringar med och utan gruva i modellen. Eftersom verksamheten i Kirunavaaragravan är en del av det naturliga systemet som skall återspegla dagens situation i Viscariaområdet så ligger gruvan med i den modell som beskriver dagens hydrologiska och hydrogeologiska system i området. Det av Kirunavaaragravan påverkade området har i arbetet med regionalmodellen definierats genom att utvärdera beräknade grundvattennivåer i jord och berg. I de områden där grundvattennivåerna tydligt avviker från vad som kan anses vara en ostörd situation, dvs i de områden där grundvattenytan inte följer topografin eller där en sänkt grundvattennivå inte kan förklaras med andra hydrogeologiska egenskaper i berg och jord, så antas det finnas en påverkan från verksamheten i Kirunavaaragravan.

I **Tabell 10-1** listas de fall som ingått i känslighetsanalysen. Då kalibreringen är en iterativ process har känslighetsanalysen för regionalmodellen utförts i två steg. I steg 1 användes den egenskapsuppsättning som redovisas i avsnitt 6.2 och modellens känslighet för olika genomsläpplighet på deformationszonen undersöktes. Beräkningsfallet Steg1_K_original (**Tabell 10-1**) gav inflöden till gruvan i samma storleksordning som observerade värden. Dock blev området med tydligt avsänkta grundvattennivåer överskattat jämfört med observationer. I syfte att undersöka om området med tydligt avsänkta grundvattennivåer minskar i utbredning när lägre K-värden för deformationszonen ansätts i modellen utfördes de olika beräkningsfallen som listas som "Steg_1" i **Tabell 10-1**. Deformationszonens vattengenomsläpplighet har endast minskats i de olika beräkningsfallen. Då inflödena var i rätt storleksordning testades inga fall med en högre vattengenomsläpplighet i deformationszonen. Resultaten från steg 1, som beskrivs vidare i avsnitt 10.1.1, har sedan

använts för att generera randvillkor till lokalmodellens inledande kalibrering och känslighetsanalys.

Inledande analyser i lokalmodellen visade att vattengenomsläppligheten i berget i modellen var för hög då den ursprungliga parametreringen tillämpades i modellen. Påverkan från Kirunavaaragruvan överskattades in i Viscariaområdet och grundvattennivån i berget, framför allt i höjdområden som står i kontakt med större sprickzoner, blev för låga. Resultaten i lokalmodellen gynnades av att den hydrauliska konduktiviteten i både bakgrundsberg, sprick- och malmzoner sänktes. Dessa resultat från lokalmodellen motiverade steg 2 av känslighetsanalysen för regionalmodellen. Samma fall som utförts i steg 1 kördes om men med de egenskaper på berget som visat sig vara gynnsamma i lokalmodellen (**Tabell 10-1**).

Tabell 10-1. Beräkningsfall som ingått i känslighetsanalysen av regionalmodellen.

Beräkningsfall	Förändring jämfört med basfallet beskrivet i kapitel 6
Steg1_K_original	Ingen ändring
Steg1_Kv_div 10	K_v i deformationszonen dividerat med 10, K_v i ytligt påverkat berg dividerat med 10
Steg1_Kv_div 50	K_v i deformationszonen dividerat med 50, K_v i ytligt påverkat berg dividerat med 10
Steg1_Kv_div100	K_v i deformationszonen dividerat med 100, K_v i ytligt påverkat berg dividerat med 10
Steg2_Kv_div 10	K_h och K_v i bakgrundsberg ner till 300 m = 10^{-9} m/s djup K_h och K_v i bakgrundsberg under 300 m djup = $5,2 \times 10^{-10}$ m/s K_h och K_v i malmzoner och sprickzoner = 1×10^{-6} m/s K_v i deformationszonen dividerat med 10, K_v i ytligt påverkat berg dividerat med 10
Steg2_Kv_div 50	K_h och K_v i bakgrundsberg ner till 300 m = 10^{-9} m/s djup K_h och K_v i bakgrundsberg under 300 m djup = $5,2 \times 10^{-10}$ m/s K_h och K_v i malmzoner och sprickzoner = 1×10^{-6} m/s K_v i deformationszonen dividerat med 10, K_v i ytligt påverkat berg dividerat med 10

10.1.1 Resultat regionalmodell

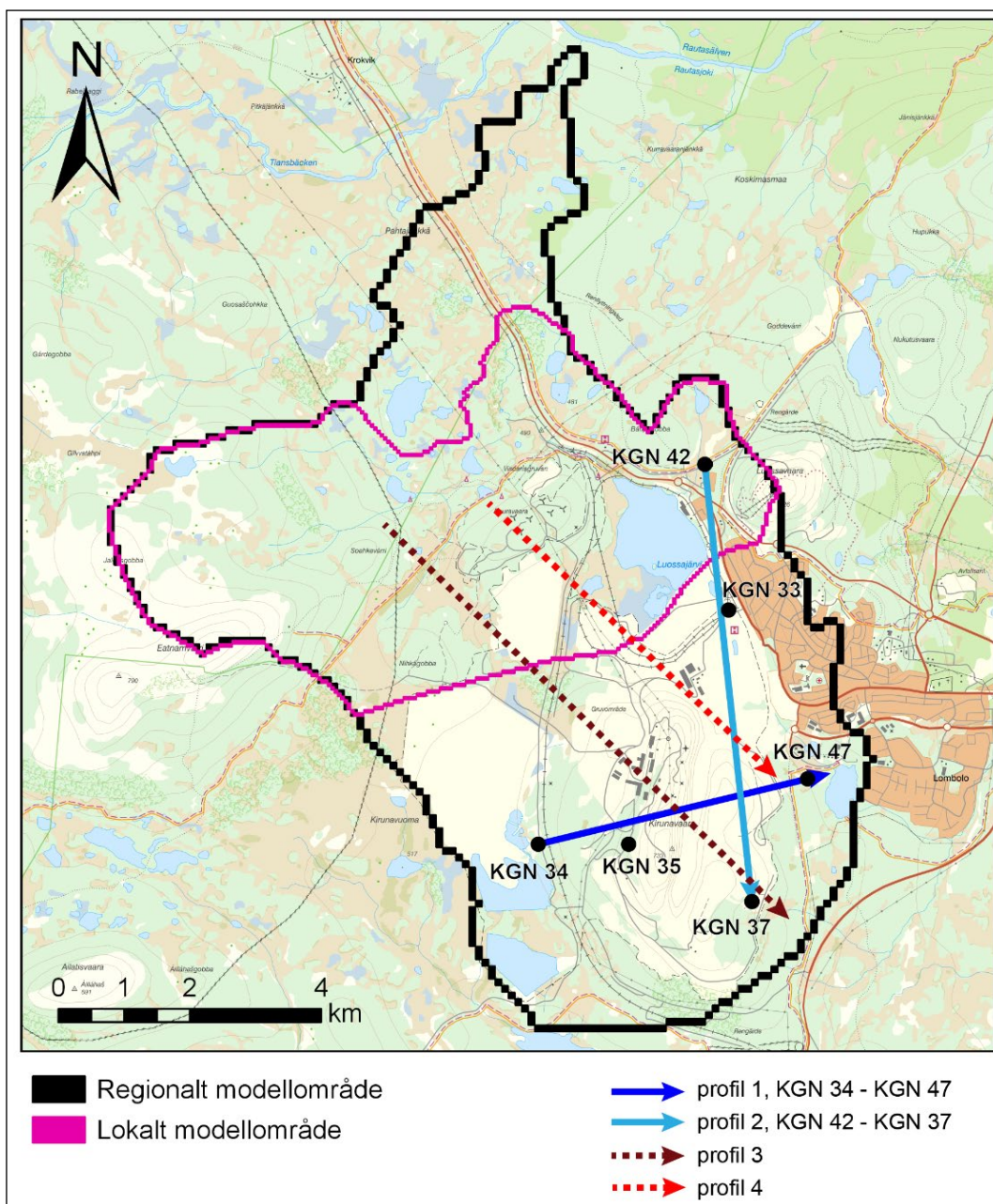
Inläckande grundvatten till Kirunavaaragruvan varierade i steg 1 mellan 19,2 m³/min till 16,9 m³/min. Beräkningsfall *Steg1_K_original* och *Steg1_Kv_div 10* resulterade i samma totala volym inläckande grundvatten till gruvan, 19,2 m³/min, även om fördelningen av inläckande grundvatten med djupet varierade något. När K_v i deformationszonen dividerades med 50 uppgick det beräknade inflödet till 18 m³/min medan det lägsta inflödet, 16,9 m³/min, beräknades för fallet *Steg1_Kv_div100*. Samtliga beräkningsfall hade alltså ett beräknat grundvatteninflöde till gruvan som var något över men i samma storleksordning som observerade värden.

Tillgängliga data på grundvattenytan i berget ovanför gruvan är begränsad. Mätningar utförs i öppna bergborrhål runt gruvan och data från dessa har använts för att bedöma påverkansområdet kring gruvan (Geosigma 2018). Det är inte osannolikt att det är mättade förhållanden i berget ovanför de olika spårnivåerna medan områden i eller i närheten av gruvgångar och schakter är omättade och detta antagande har tagits i beaktande när resultat för fria grundvattenytans läge samt grundvattnets nivå på olika djup i berget har utvärderats. Då K_v sänks med en faktor 50 respektive 100 så blir påverkan på den fria grundvattenytan obefintlig: grundvattenytan följer topografin i hela gruvområdet och hamnar endast några meter under markytan vilket inte är rimligt. Vidare analys av grundvattenytans läge i förhållande till grundvattennivån på olika djup i berget utfördes därför för fallet där K_v reducerats med en faktor 10.

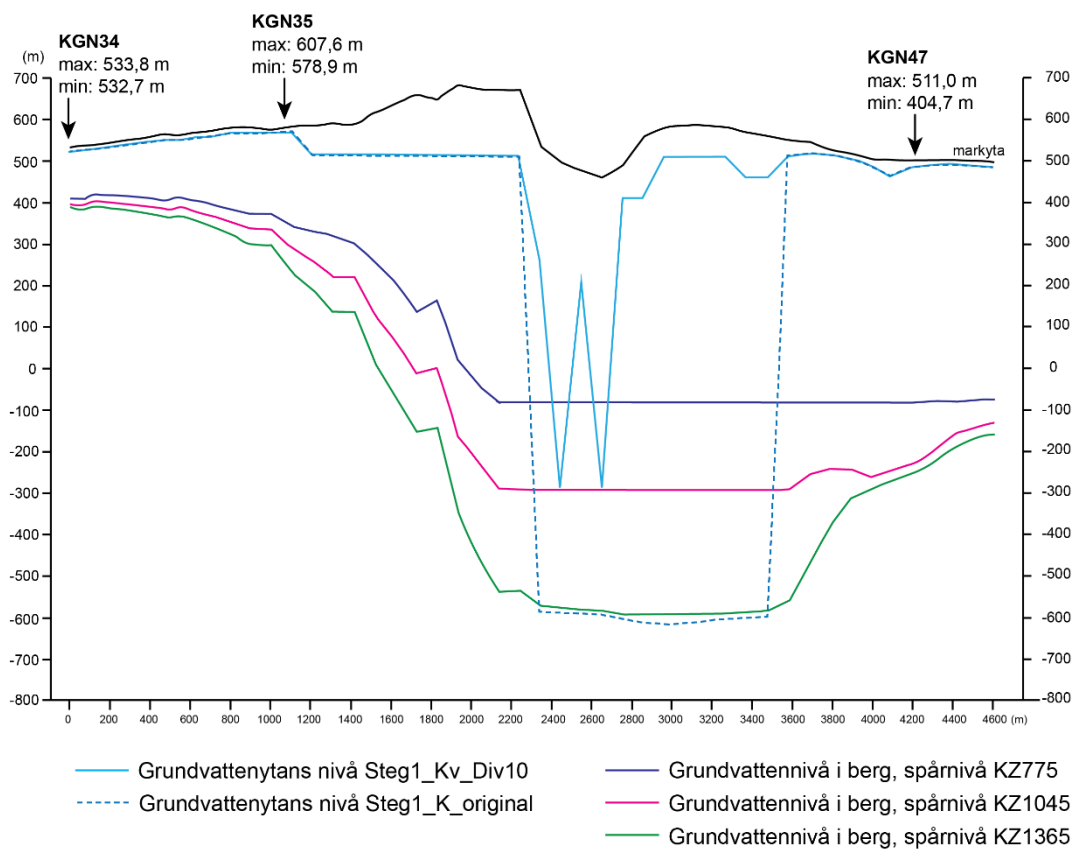
Figur 10-2 och Figur 10-3 visar den beräknade grundvattennivån för fallen *Steg1_K_original* och *Steg1_Kv_div 10* utmed två olika profiler, profilernas lägen visas i Figur 10-1. Min- och maxnivåer för observerade grundvattennivåer i öppna borrhål längs profilerna är angivna i figuren för att ge en bild av modellens överensstämmelse med observerade data. I de två figurerna visas också beräknade grundvattennivåer i de beräkningslager som sammanfaller med de tre spårnivåerna för fallet *Steg1_Kv_div 10*, dvs fallet med den lägre vattengenomsläppligheten i deformationszonen.

I fallet med ursprungliga K-värden faller den fria grundvattenytan ända ner till den nedre spårnivån (streckad blå linje i Figur 10-2 och Figur 10-3) medan det i fallet med ett lägre Kv uppstår mättade förhållanden ovan de olika spårnivåerna (heldragen blå linje i Figur 10-2 och Figur 10-3) och en lokal omättad zon kring gruvan på större djup. Grundvattennivån på olika djup i berget är starkt avsänkt och återspeglar dräneringsnivån för de olika spårnivåerna medan den fria grundvattenytan hålls uppe i fallet med lägre Kv. Om beräkningslagret blir torrt hamnar den beräknade grundvattennivån i botten på beräkningslagret, torra områden återspeglas därför som raka linjer i profilbilderna. Alla beräknade grundvattennivåer i de tre lagren som innehåller spårnivåer är helt eller delvis torra i profil 1 längs KGN34-KGN47. Den övre spårnivån är torr från ca 2100 m till slutet på profilen. Den mittersta spårnivån är torr från ca 2100 m till 3600 m medan den nedersta spårnivån är torr mellan ca 2800 m och 3500m. I profil 2 längs KGN42-KGN37 är de två övre spårnivåerna torra från ca 2500 m till 7000 m och den understa spårnivån är torr mellan ca 3500 m till 4500 m. Den översta spårnivån är därefter torr ända till profilens slut medan de två nedre nivåerna blir mättade ca 3500 m in i profilen.

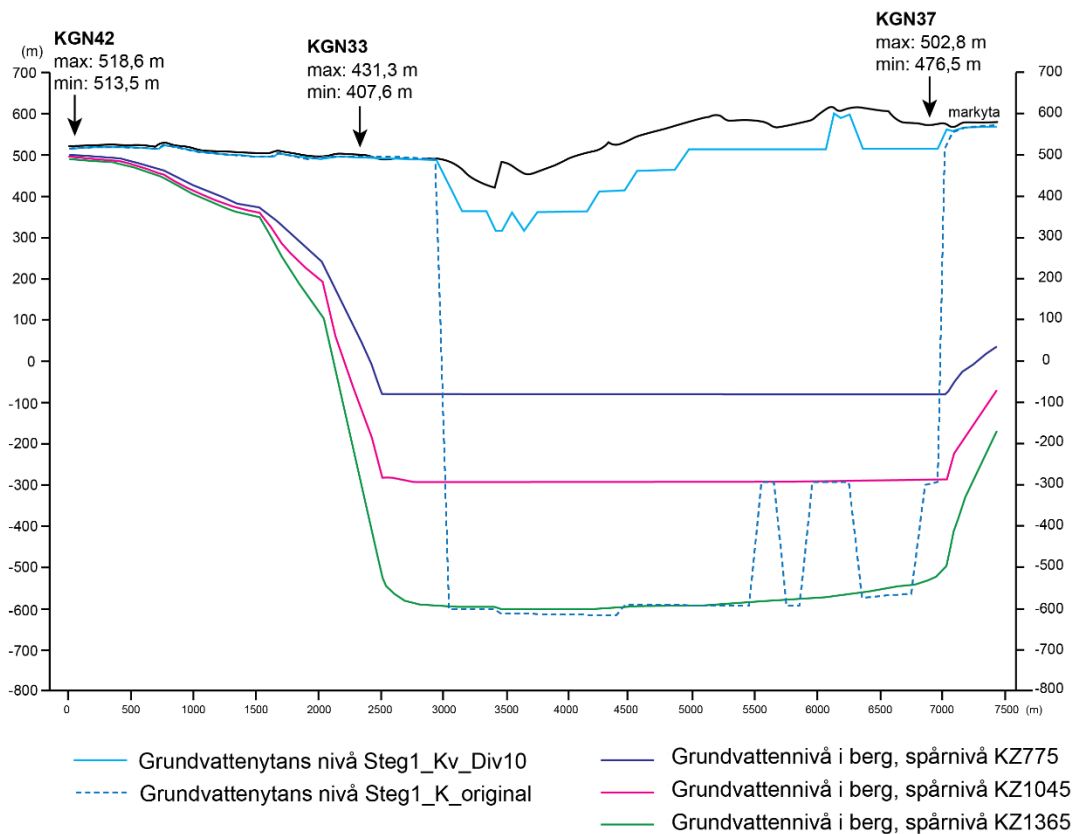
Fallet med ett lägre Kv i deformationszonen har bedömts ge en mer rimlig grundvattenyta än fallet med ursprungliga värdet på Kv i deformationszonen varför fallet *Steg1_Kv_div 10* fick utgöra underlag till randvillkor i den första kalibreringsrundan av lokalmodellen. Detta beslut grundades i huvudsak på en bedömning av den fria grundvattenytans läge. Trots bristande dataunderlag är det sannolikt att det finns en mättad zon ovanför gruvan och att helt omättade förhållanden inte råder ovanför hela gruvan, vilket blir fallet om det högre värdet på Kv appliceras i deformationszonen. Även om beräknade flöden i fallet med ännu lägre Kv hade en något bättre överensstämmelse med observerade inflöden så valdes dessa fall bort eftersom de inte gav upphov till någon påverkan på den fria grundvattenytan.



Figur 10-1. Profiler för vilket det redovisas beräknade resultat för grundvattennivå på olika djup i berget och för fria grundvattenytans läge i Figur 10-2 till och med Figur 10-7.

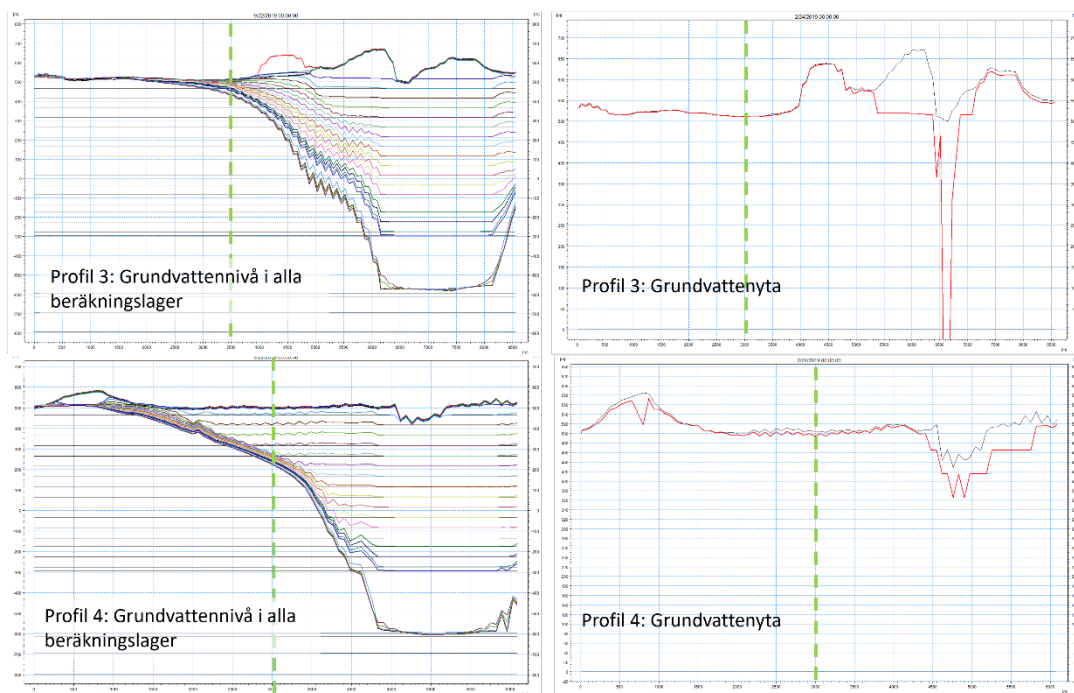


Figur 10-2. Beräknad nivå för grundvattenytan och för grundvattennivåer på olika djup i berget längs profil 1 från KGN34-KGN47 från beräkningar i steg1. Om grundvattennivån i beräkningslagret hamnar under beräkningslagrets nedre nivå visas nivån som ett rakt streck, detta inträffar ca 2000 m in i profilen för de tre lager som innehåller spårnivåer.



Figur 10-3. Beräknad nivå för grundvattenytan och för grundvattnets nivå på olika djup längs profil 2 från KGN42-KGN37 från beräkningar i steg 1. Om den beräknade grundvattennivån i beräkningslagret hamnar under beräkningslagrets nedre nivå visas nivån som ett rakt streck, detta inträffar ca 2500 m in i profilen för de tre lager som innehåller spårnivåer.

I Figur 10-4 visas beräknade grundvattennivåer i alla beräkningslager utmed profil 3 och 4 (Figur 10-1) för det beräkningsfall som gick vidare till den första kalibreringsrundan av lokalmodellen, *Steg1_Kv_div 10*. Den fria grundvattenytan är inte påverkad på modellranden till lokalmodellen men en påverkan från Kirunavaaragruvan syns i de flesta beräkningslager i berget längs båda profilerna genom att avsänkningstratten för grundvattennivån i berget sträcker sig in i det lokala modellområdet. I figuren visas en exempelsituation under en period med låga grundvattennivåer. De beräknade nivåer som ansätts på lokalmodellens rand ansätts som tidsvarierande grundvattennivåer i varje beräkningslager för att ta hänsyn till eventuell påverkan av inomårsvariationer.



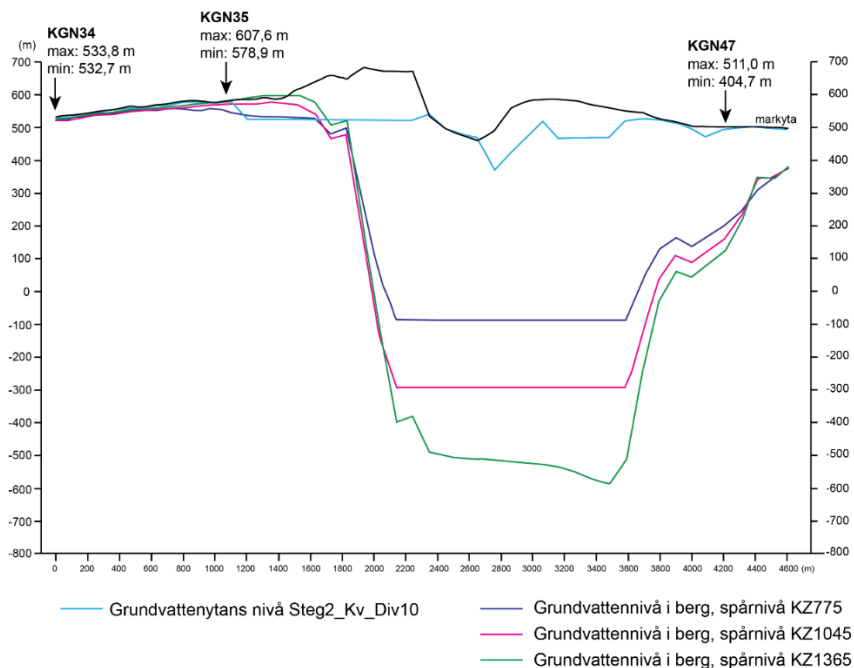
Figur 10-4. Beräknade grundvattennivåer i varje beräkningslager samt den beräknade fria grundvattenytan från fall *Steg1_Kv_div 10* utmed profil 3 och 4 (profilernas lägen visas i Figur 10-1). Gränsen till lokalmodellen visas med en grön streckad linje i varje figur.

Som nämnts ovan så indikerade inledande beräkningar med den lokala modellen att bakgrundsberget var för genomsläppligt. Påverkan från Kirunavaaragruvan in i Viscariaområdet överskattades med den ursprungliga parametreringen och grundvattennivån i berget i området kring Viscariagruvan visade sig vara för låga, för vidare beskrivning se avsnitt 10.2. Trots omfattande känslighetsanalyser där berg och jordegenskaper varierades inom rimliga fysikaliska gränser så var dräneringsnivån i den vattenfyllda gruvan i AB-zonen i Viscariaområdet flertalet meter lägre än observerade värden. Detta motiverade ett omtag med regionalmodellen. I omtaget analyserades hur ett tätare bakgrundsberg påverkade grundvattennivån vid modellranden. De ändringar i berget som visat sig gynnsamma i lokalmodellen tillämpades i regionalmodellen. De ändringar som infördes var dels en generell sänkning, dels ett djupavtagande i den hydrauliska konduktiviteten för bakgrundsberget, samt att den hydrauliska konduktiviteten på sprick- och malmzoner sänktes med en faktor 10. Med denna egenskapsuppsättning för berget kördes sen två fall i steg 2 av känslighetsanalysen för regionalmodellen, *Steg2_Kv_div 10* och *Steg2_Kv_div 50*, dessa beskrivs i **Tabell 10-1**.

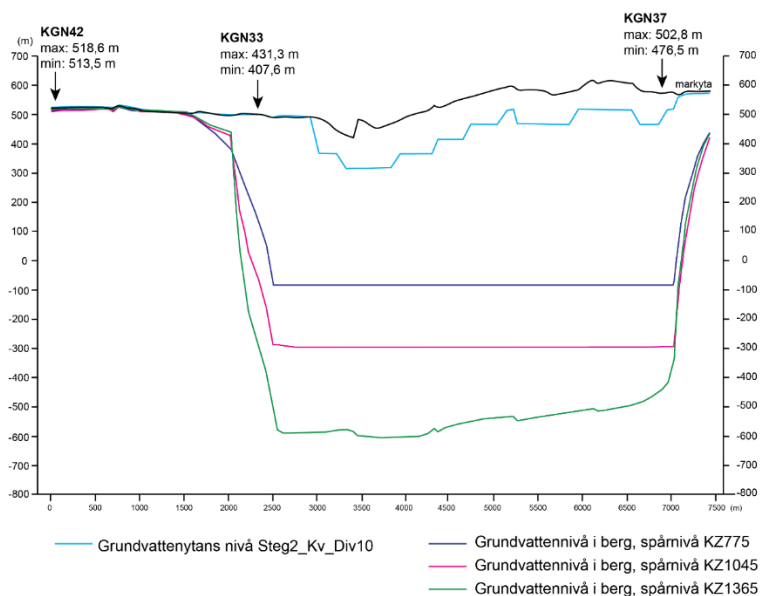
Inläckande grundvatten till Kirunavaaragruvan uppgick i steg 2 till 18,7 m³/min respektive 16,3 m³/min. Analyser av grundvattenytans läge och grundvattnets nivå på olika djup i berget gjordes för samma profiler som i steg 1. Då K_v i deformationszonen reduceras med en faktor 50 följer den fria grundvattenytan topografien i hela gruvområdet vilket redan i steg 1 konstaterades vara orimligt. Även om detta fall gav ett något bättre värde på inläckande grundvatten jämfört med observationer så valdes fallet där K_v i deformationszonen reducerades med en faktor 10 som det fall som fick utgöra randvillkor till lokalmodellens vidare kalibrering. I Figur 10-5 till Figur 10-7 visas grundvattenytans läge samt grundvattennivåer i alla beräkningslager utmed de profiler som visas i Figur 10-1. I Figur 10-7 syns tydligt hur påverkan på randen till lokalmodellen är betydligt mindre jämfört med resultaten från steg 1. I profil 3 så sträcker sig avsänkningstratten i berget inte in i lokalmodellen medan den i profil 4 sträcker sig en bit in i lokalmodellen men med en betydligt mindre påverkan än i steg 1 (Figur 10-4).

Den beräknade vattenbalansen för det slutliga fallet, *Steg2_Kv_div 10*, stämmer bra överens med tidigare uppskattningar för vattenbalans i området. I tidigare uppskattning av övergripande vattenbalans för området (Mark & Miljö Hydrosense 2011a) anges en R/P kvot

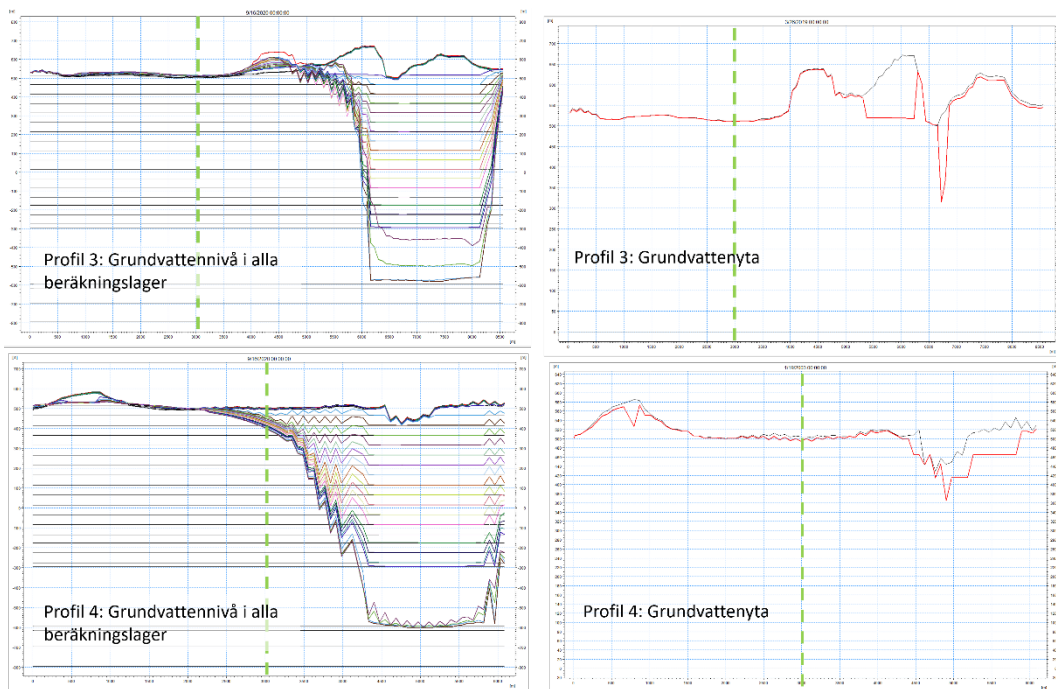
på 0,64. Motsvarande siffra för regionalmodellen uppgår till 0,63. Detaljerade analyser av vattenbalansens olika komponenter har utförts i lokalmodellen, se avsnitt 11.1.1.



Figur 10-5. Beräknad grundvattenyta och grundvattennivå på olika djup i berget för profil 1, KGN34-KGN47, från beräkningar i steg 2, fall Steg2_Kv_Div10. Om grundvattennivån i beräkningslagret hamnar under beräkningslagrets nedre nivå visas grundvattennivån som ett rakt streck, detta inträffar ca 2000 m in i profilen för de två lager som innehåller de två övre spårnivåerna.



Figur 10-6. Beräknad grundvattenyta och grundvattennivåer på olika djup i berget för profil 2, KGN42-KGN37, från beräkningar i steg 2, fall Steg2_Kv_Div10. Om grundvattennivån i beräkningslagret hamnar under beräkningslagrets nedre nivå visas grundvattennivån som ett rakt streck, detta inträffar ca 2500 m in i profilen för de två lager som innehåller de två övre spårnivåerna.



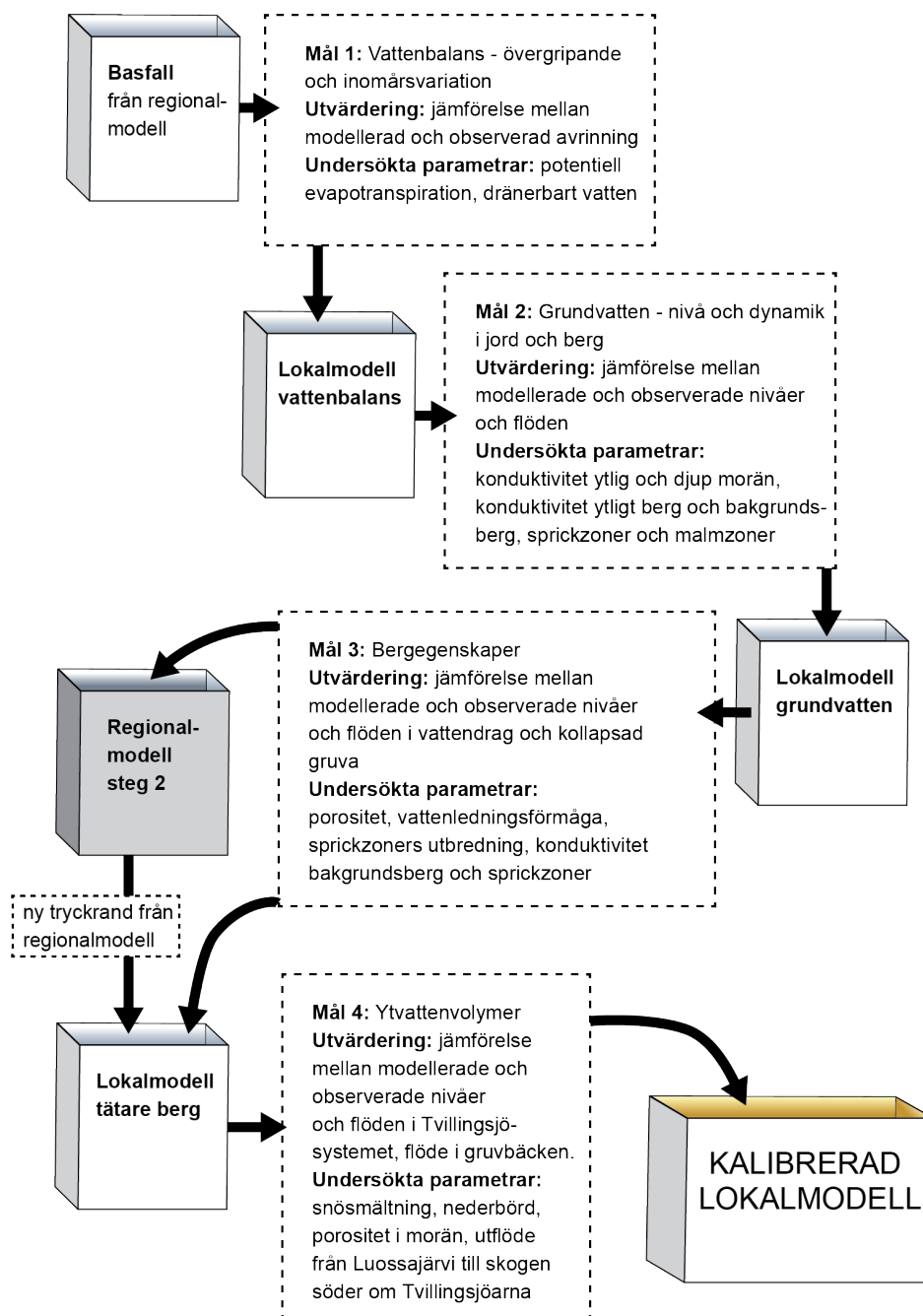
Figur 10-7. Grundvattennivåer i varje beräkningslager samt den beräknade grundvattenytan från fall *Steg2_Kv_div 10* utmed profil 3 och 4 (profilernas lägen visas i Figur 10-1). Gränsen till lokalmodellen visas med en grön streckad linje i varje figur.

10.2 Kalibrering och känslighetsanalys lokalmodell

I följande avsnitt 10.2.1 redovisas genomförda känslighetsanalyser samt de stegvisa ändringar av egenskaper i modellen som gjorts i varje steg i kalibreringen. I avsnitt 10.2.2 redovisas den slutliga kalibrerade modellens egenskaper och i 10.2.3 redovisas resultaten för den kalibrerade modellen med avseende på vattenbalans, ytvattenflöden och grundvattennivåer för kalibreringsperioden. Den kalibrerade modellen används sen för att studera olika typår samt påverkan av framtida gruvdrift och dessa resultat redovisas i avsnitt 11.1 och 11.2.

10.2.1 Stegvisa förändringar i modellen under kalibreringens gång

Totalt bestod kalibreringsprocessen av 134 olika känslighetsfall som alla simulerades för perioden oktober 2017 till och med oktober 2020. I de olika känslighetsfallen har värden för en eller en kombination av flera egenskaper systematiskt ändrats i syfte att utvärdera ändringens påverkan på modellresultaten. I Figur 10-8 visas de huvudsakliga vägval som gjorts under kalibreringens gång och i följande text presenteras viktiga resultat från genomförda känslighetsanalyser som lett fram till de beslut som tagits i varje steg av kalibreringen.

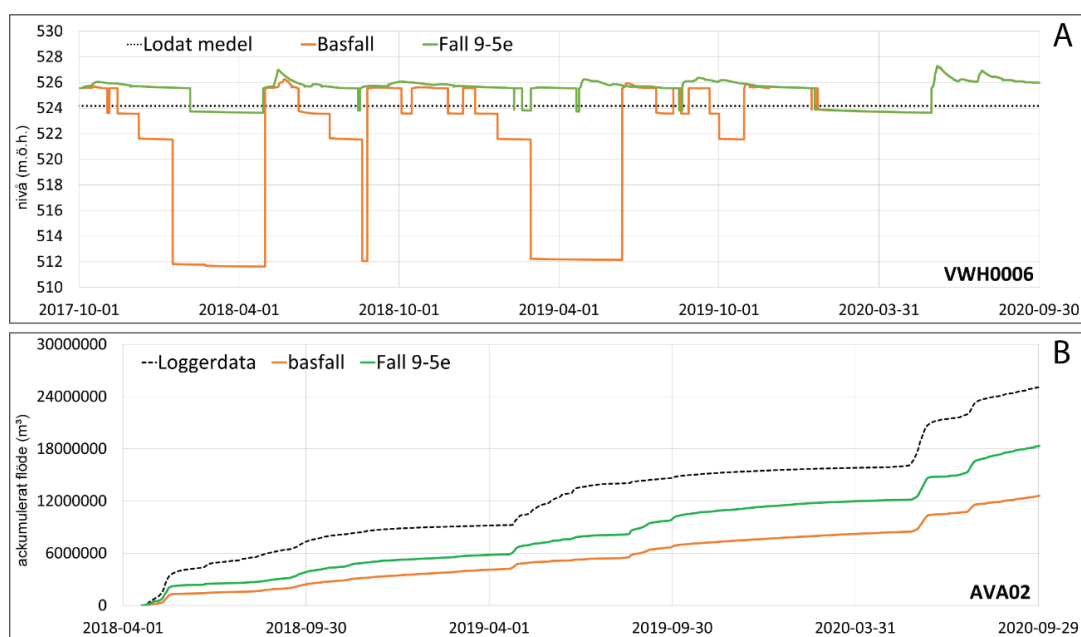


Figur 10-8. Schematisk figur av kalibreringsprocessen. Viktiga delmodeller längs kalibreringen visas i enskilda boxar och kalibreringsmål i varje delmodell samt undersökta parametrar i varje steg listas i de streckade rutorna.

Kalibreringen och känslighetsanalysen av den lokala modellen inleddes med att det slutliga fallet från regionalmodellen kördes för lokalområdet med 50x50 meters upplösning (Figur 10-8: Basfall). I ett första steg (Figur 10-8: Mål 1) undersöktes sedan den övergripande vattenbalansen samt inomårsvariationer genom att undersöka känsligheten för förändringar i den potentiella evapotranspiration och mängden dränerbart vatten i torv och morän. Resultaten visade dock att den övergripande vattenbalansen var i rätt storleksordning redan i basfallet och en första simulering genererade inte heller några vattenbalansfel. Känslighetsanalyserna som gjordes i detta inledande steg resulterade heller inte i resultat som påverkade avrinningen i områdets vattendrag i någon tydlig riktning. Det vill säga den PET och de värden som ansatts för mängden dränerbart vatten i de olika jordarterna fick vara kvar till kommande steg i kalibreringen. Detaljer med avseende på inomårsdynamik i

avrinningen från olika delavrinningsområden var tex inte tillfredställande i detta skede, men då övergripande vattenbalans var i rätt storleksordning så lämnades detaljer i avrinningsdynamiken till kommande kalibreringssteg.

I nästa steg (Figur 10-8: Mål 2) undersöktes grundvattendynamik och -nivåer i jord och berg genom att variera såväl K_h som K_v i jordlager, berglager och sprick- och malmzoner. En lägre vattengenomsläpplighet i morän, bakgrundsberg och det ytliga berget gav goda resultat vid jämförelse mellan modellerade och uppmätta grundvattennivåer och ett antal kombinationsfall studerades (Figur 10-9). I detta skede var flödena i Pahtajoki- och Tvillingsjösystemen, samt i gruvbäcken, för låga jämfört med observationer. Även nivåerna i "sjön" i den kollapsade delen av gruvan var för låga. Därför undersöktes modellens känslighet för olika ändringar av jordlagrens porositet, vattenledningsförmågan i den allra översta delen av jordlagren (dräneringsfunktionen i MIKE SHE modellen) samt utbredning och egenskaper av bergets sprickzoner (Figur 10-8: Mål 3).



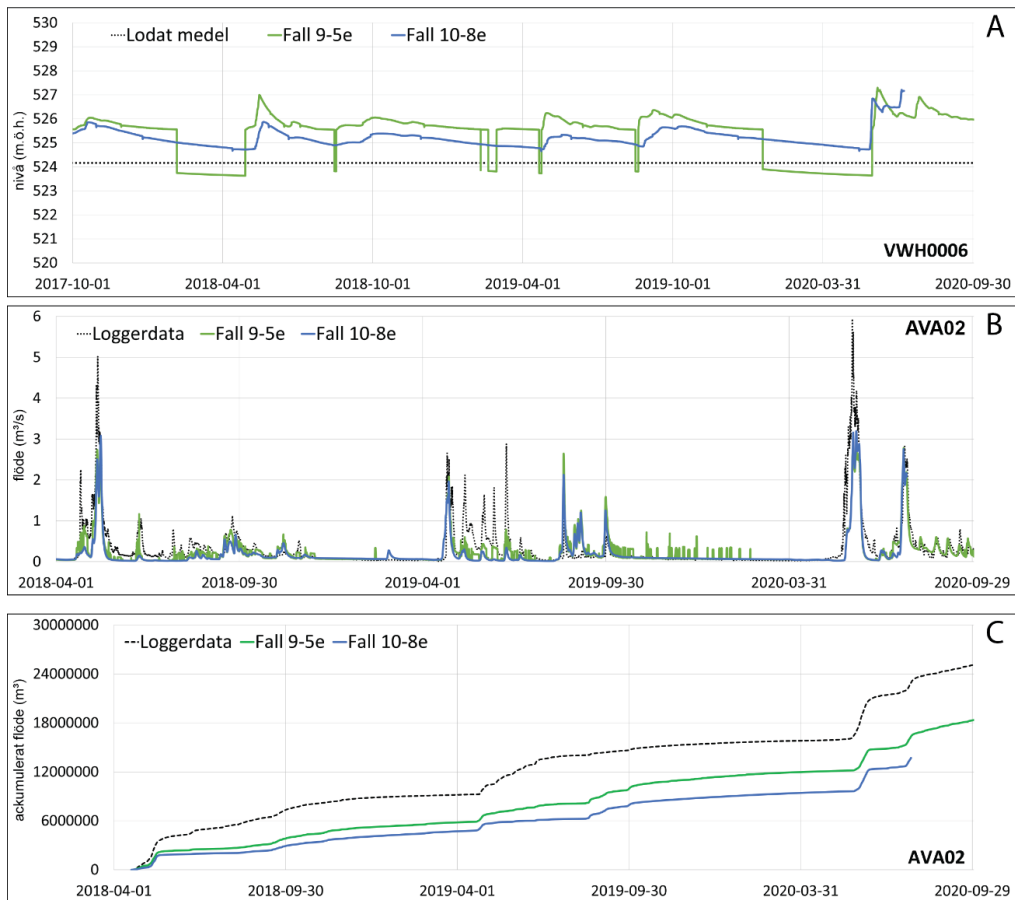
Figur 10-9. Jämförelse mellan basfall och fall 9-5e med tätare bakgrunds- samt ytligt berg och tätare morän. A) grundvattennivå i rör VWH0006: I basfallet får kurvan många abrupta och kraftiga sänkningar på grund av att grundvattennivån faller ner i ett annat beräkningslager med alltför hög genomsläpplighet. Med tätare berg och morän blir denna effekt mycket mindre. B) Ackumulerat flöde i mät punkt AVA02: med tätare berg och morän ökar flödet i Pahtajokisystemet, även om det fortfarande ligger lägre än önskvärt.

Utbredningen på områden med utlastad malm och inraszoner som beskriver de vattenfyllda gruvgångarna var i basfallet begränsade till de celler som skärs av gruvan. I detta steg av kalibreringen utökades utbredningen av inraszonerna ända upp till markytan. Motivet till detta är att delar av gruvan rasat in i den norra delen av gruvan och egenskaperna för ostört bakgrundsberg kan inte antas gälla direkt ovanför gruvan. I detta steg minskades även konduktiviteten i bakgrundsberget och i sprickzoner. Dessa ändringar gav bättre, men inte tillräckligt bra, resultat (Figur 10-10). Trots omfattande analyser av bergets egenskaper så förblev vattennivån i den kollapsade delen av gruvan för låg och inga fysikaliskt försvarbara ändringar av egenskaper i modellen förbättrade resultaten. Det som då återstod att analysera var påverkan från Kirunavaaragruvan, som i lokalmodellen hanteras via en beräknad tryckrand från regionalmodellen.

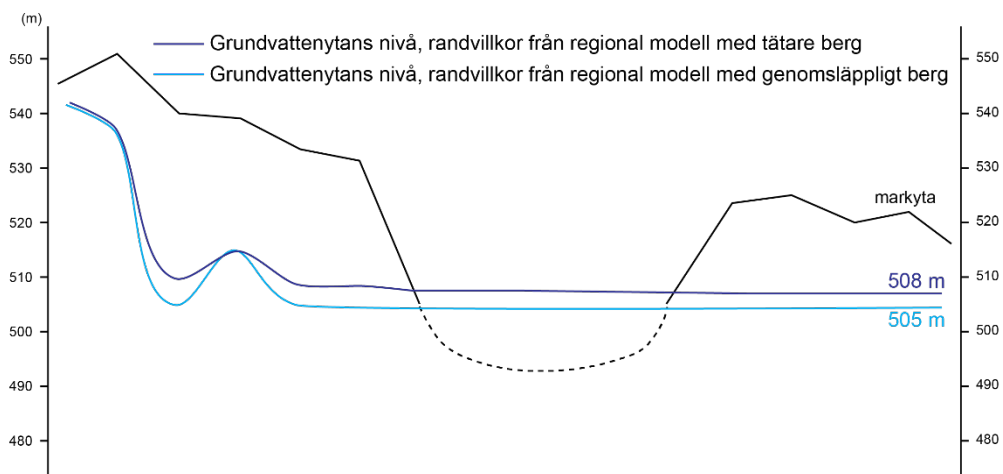
I regionalmodellens första kalibreringsrunda var bakgrundsberget relativt genomsläppligt, med ett K -värde på 1×10^{-8} m/s, vilket gav upphov till en relativt stor avsänkningsträtt från Kirunavaaragruvan och därmed starkt påverkade nivåer på den lokala modellranden (se 10.1.1). När bakgrundsbergets vattengenomsläpplighet i lokalmodellen reducerades så fick detta ingen effekt eftersom de initialt låga nivåerna på randen, som beräknats i

regionalmodellen, då "låstes fast" i modellen. Det vill säga: på grund av det mer genomsläppliga berget som tillämpats i regionalmodellens första kalibreringsrunda så uppstod en relativt stor påverkan från Kirunavaaragruvan i regionalmodellen och därmed ansattes låga nivåer i berget på randen till lokalmodellen. Dessa låga nivåer förblev för låga trots att bergets egenskaper i lokalmodellen ändrades i syfte att få högre grundvattennivå på olika djup i lokalmodellen. Även om ändrade egenskaper i lokalmodellen ledde till en viss ökning av grundvattennivåerna i berget så var höjningen inte tillräcklig. Grundvattennivåerna i berget över Peuravaara förblev för låga och grundvattenytans läge i den inrasade delen av gruvan i A-zonen var flera meter under den observerade nivån på ca 510 m ö.h. En viktig del i kalibreringen har varit att uppnå rätt grundvattennivå i den vattenfyllda gruvan och med de låga ansatta grundvattennivåerna på randen från regionalmodellen var det inte möjligt att uppnå detta.

För att undersöka om sänkningen av bakgrundsbergets vattengenomsläpplighet skulle kunna ha en positiv effekt på vattennivån i den kollapsade gruvan så ansattes en tät rand runt hela lokalmodellen. Genom denna simulering nollställdes påverkan från Kirunavaaragruvan i lokalmodellen och först då kunde effekten av ett tätare berg studeras. Denna känslighetsanalys visade att ett tätare bakgrundsberg hade en mycket positiv effekt på grundvattennivåerna i berget och den fria grundvattenytan i den vattenfyllda kollapsade gruvan steg med ca 3 m och närmade sig den observerade nivån på 510 m ö.h. (Figur 10-11). Resultaten från känslighetsanalysen i lokalmodellen med ett tätare berg (Figur 10-8: Mål 3) motiverade ett omtag med regionalmodellen (steg 2, se 10.1) som kördes om med uppdaterade egenskaper för berget. Resultaten från dessa beräkningar redovisas i avsnitt 10.1. Påverkan på randen mot lokalmodellen blev mindre med det tätare berget och lokalmodellen uppdaterades med en ny tryckrand. Detta steg i kalibreringen gav en stor förbättring av resultaten med avseende på grundvattendynamiken i både jord och berg.



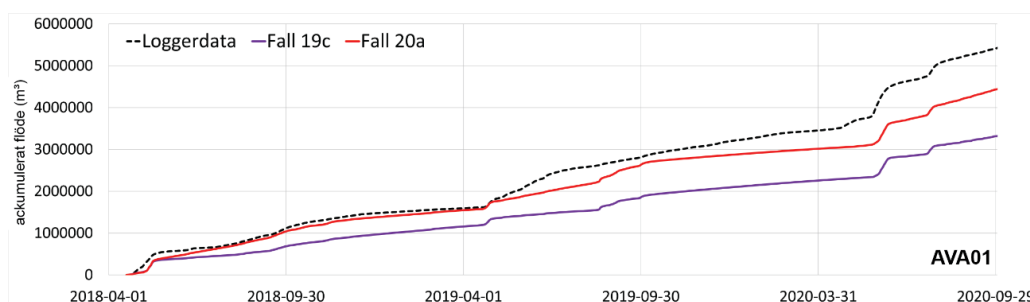
Figur 10-10. Jämförelse mellan fall 9-5e (se Figur 10-9) och fall 10-8e där jordlagrens porositet ändrats och konduktiviteten i berg- och sprickzoner minskats. A) grundvattennivå i rör VWH0006: förändringarna leder till en jämnare grundvattennivå som inte faller ner i lägre beräkningslager. B) Flöde i mätpunkt AVA02: förändringarna med tätare berg- och sprickzoner och jordlager med större vattenhållande kapacitet leder till en jämnare kurva utan små fluktuationer (framför allt tydliga under vintern 2019/2020). Dock blir det ackumulerade flödet åter mindre vilket visas i C.



Figur 10-11. Grundvattenyta genom den kollapsade delen av gruvan för ett fall med tät berg som ledde till en felaktig påverkan från regionalmodellen och ett med tät berg och korrigerad påverkan från regionalmodellen.

I de slutgiltiga kalibreringsstegen (Figur 10-8: Mål 4) var nivåerna i den kollapsade gruvan och flödet i gruvbäcken, samt den låga volymen i Tvillingjösystemet, i fokus. Det tätare bakgrundsberget, i samspel med en ökad porositet i morän samt förändringar av beräkningslagrens mäktighet, ledde till en bra nivå på grundvattenytan i den kollapsade delen av gruvan, men dynamiken i flödet i gruvbäcken fångades inte i modellen. Olika ändringar i snösmältnings- och nederbördsparametrar undersöktes men gav ej önskat resultat. Ett relativt konstant basflöde ut ur gruvan genererades av modellen och den årliga avrunna volymen var acceptabel. Slutligen konstaterades att dynamiken i gruvbäcken troligtvis inte går att fånga utan att inkludera ytterligare modellprocesser som kan beskriva markfrost. Även om grundvattnet i den vattenfyllda gruvan är ofruset så uppstår frusna förhållanden i området där grundvatten flödar ut på markytan. På grund av tjäle i omgivande mark och isbildning på markytan så reduceras grundvattenutflödet till gruvbäcken under vinterperioden. Under denna period byggs troligtvis ett grundvattentryck upp som sen resulterar i ett högre flöde under snösmältningen. Eftersom dynamiken i flödet i gruvbäcken inte är av avgörande betydelse för att analysera påverkan av framtida gruvdrift så beslutades att lämna denna del av systemet oförändrat.

I detta skede av kalibreringsprocessen saknades fortfarande en betydande volym vatten i flödesstationen AVA01 nedströms Tvillingjärnarna. Även om dynamiken i gruvbäcken inte fångades av modellen så var den totala volymen i gruvbäcken acceptabel vilket innebar att det var andra processer eller egenskaper nedströms gruvbäcken som orsakade den avsaknade volymen i vattendraget som går till Tvillingjärnarna. Genom analys av kemidata konstaterades att kloridhalterna i Tvillingjärnarna var höga. De höga kloridhalterna föranledde en analys av möjliga källor till klorid och den enda källan till klorid i området är Luossajärvi. Tidigare, innan 1990-talet, så fördes vatten ut från Luossajärvi via en ledning på sjöns botten och vattnet leddes ut i ett område norr om järnvägen mellan Luossajärvi och Tvillingjärnarna. Genom en massbalansberäkning konstaterades att ca 30% av det uppmätta flödet i AVA01 borde komma från Luossajärvi för att observerade kloridhalter skall uppstå. Vattenledningen skall i dagsläget vara pluggad men massbalansen indikerar alltså att vatten fortfarande läcker ut från sjön. För att undersöka effekten av ett eventuellt läckage från Luossajärvi på beräknad avrunnen volym i AVA01 så ansattes ett flöde i modellen i skogsmarken i det område där ledningen bör ligga. Den adderade vattenvolymen i modellen motsvarade 30% av den uppmätta volymen i AVA01 plus de avdunstningsförluster som förväntas påverka vattnet på dess väg från källan till den punkt i modellen som motsvarar AVA01. Genom att addera dessa vattenvolymer uppstod en avsevärt bättre överensstämmelse mellan beräknade och observerade volymer i AVA01 och en kalibrerad lokalmodell fanns färdig för vidare analys (Figur 10-12).



Figur 10-12. Jämförelse mellan ackumulerat flöde i AVA01 för fall 19c och fall 20a: före och efter adderingen av ett flöde från ledningen från Luossajärvi.

10.2.2 Slutlig egenskapsuppsättning för kalibrerad modell

Kalibreringen ledde till att de ursprungligt ansatta egenskaperna enligt Tabell 6-3 justerades samt att ett antal nya klasser i jord och berg adderades till modellen. I Tabell 10-2 listas egenskaperna i den mättade zonen för den kalibrerade modellen. Huvudsakliga ändringar som gjorts i modellen har utförts i den mättade zonen, övriga ändringar som gjorts i andra komponenter under kalibreringens gång summeras i Tabell 10-3.

De stora ändringarna jämfört med basfallet är att bakgrundsbergets genomsläpplighet reducerats och att ett djupavtagande i den hydrauliska konduktiviteten både för bakgrundsberg och malmzoner har ansatts. Bakgrundsberget har delats in i tre klasser för att tillåta ett djupavtagande och malmzonerna har delats upp i två klasser. Sänkningen av bergets vattengenomsläpplighet var avgörande för att lyckas få modellen att producera rimliga resultat på vattennivån i den kollapsade delen av gruvan. Vad gäller jordlagren så har ett antal klasser tillkommit för att möjliggöra en variation av egenskaper inom en och samma jordart då den lokala modellens högre upplösning medgav en större detaljrikedom i klassningarna.

Tabell 10-2. Hydrauliska egenskaper för geologiska enheter efter kalibrering av modellen. Observera att ett antal nya klasser har tillkommit jämfört med vad som redovisas i avsnitt 6.2.

	Horisontell hydraulisk konduktivitet (m/s)	Vertikal hydraulisk konduktivitet (m/s)	Vatten-avgivningstal, (-)	Specifik magasin-koefficient (/m)
Isälvsmaterial	1×10^{-4}	1×10^{-4}	0,34	0,2
Torv	6×10^{-7}	3×10^{-7}	0,7	0,05
Sjösediment	1×10^{-9}	1×10^{-9}	0,2	0,0001
Sandig morän	1×10^{-5}	1×10^{-6}	0,3	0,0003
Tät morän	5×10^{-6}	5×10^{-7}	0,2	0,0003
Fyllning	1×10^{-5}	1×10^{-5}	0,2	0,0001
Sandmagasin	1×10^{-4}	1×10^{-4}	0,34	0,2
Gråbergsupplag	1×10^{-4}	1×10^{-4}	0,2	0,2
Tätkärna i sandmagasin	1×10^{-7}	1×10^{-7}	0,2	0,0001
Detaljfyllning i sandmagasinsvall	1×10^{-5}	1×10^{-5}	0,2	0,0001
Inraszoner	1×10^{-3}	1×10^{-3}	0,2	0,0001
Utlastad malm	5×10^{-5}	5×10^{-5}	0,1	0,2
Malmzoner 0-300 m	1×10^{-6}	1×10^{-6}	0,1	0,0001
Malmzoner >300 m	1×10^{-7}	1×10^{-7}	0,1	0,0001
Sprickzoner	1×10^{-6}	1×10^{-6}	0,1	0,0001
Övre berg 10 m	1×10^{-6}	1×10^{-7}	0,2	0,0001
Bakgrundsberg 0-100 m	1×10^{-9}	1×10^{-9}	0,05	0,000001
Bakgrundsberg 100-300 m	1×10^{-9}	1×10^{-9}	0,05	0,000001
Bakgrundsberg >300m	$5,2 \times 10^{-10}$	$5,2 \times 10^{-10}$	0,05	0,000001

Tabell 10-3. Större ändringar i modellen som inte är kopplade till den mättade zonens hydrauliska egenskaper vilka listas i tabellen ovan.

Parameter	Ändring	Motivering
Topografi	Korrigerad vid kollapsad gruva	En sänka som återspeglar den inrasade delen av gruvan i A-zonen fick läggas in manuellt då den inte fångades med en modellupplösning på 50x50 meter.
Inraszoner	Inraszoner inkluderas i modellen	Berget ovanför gruvan i norra delen av A-zonen är starkt påverkat av gruvan och stora delar har rasat in. I basfallet var hänsyn inte taget till detta.
Dräneringskonstant	$TC_{\text{basfall}} \times 5$	Avrinningen i områdets vattendrag var generellt sett för låg. Föra att ta hänsyn till små diken i terrängen som inte beskrivs i vattendragsmodellen samt en högre vattengenomsläpplighet i övre halvmeter av jordlagren ändrades egenskaperna så att den ytliga dräneringen blev mer effektiv.
Nederbörd	Extra flöde adderat i modellen som motsvarar ca 30% av observerat flöde nedströms Tvillingtjärnarna plus avdunstningsförluster	För att ta hänsyn till det inflöde av kloridhaltigt vatten som troligtvis kommer till Tvillingtjärnarna via en läckande ledning från Luossajärvi.

10.2.3 Resultat kalibrering

I avsnitt 10.2.3.1 till 10.2.3.3 redovisas resultat för den slutliga kalibrerade modellen. Resultat har delats upp i redovisning av årlig vattenbalans, ytvatten och grundvatten.

10.2.3.1 Vattenbalans

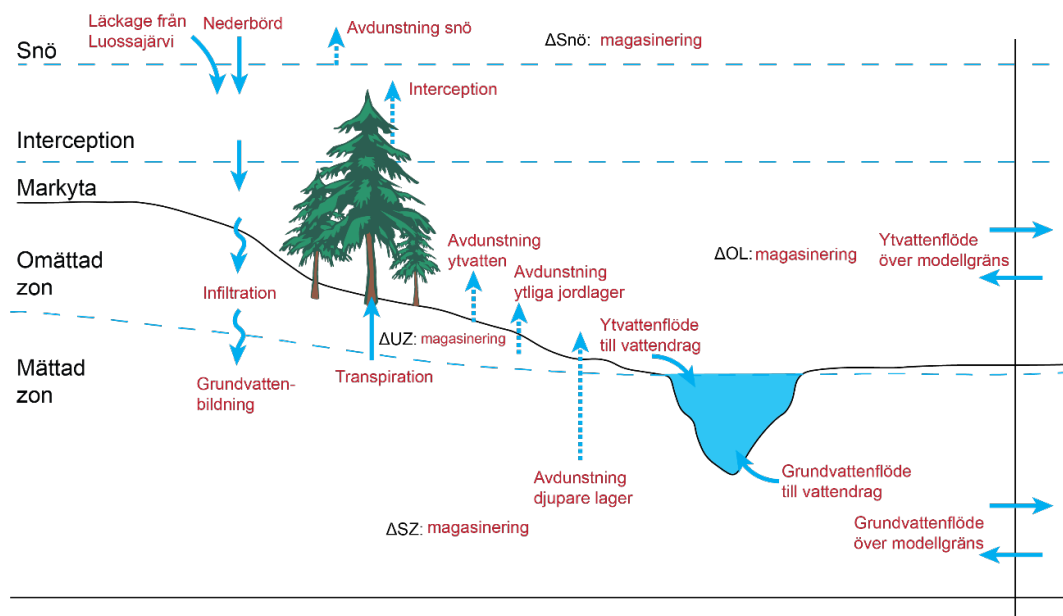
Vattenbalanser i MIKE SHE kan beräknas för hela eller delar av modellområdet och vattenbalanser beräknas på den tidsperiod som användaren definierar. Utöver in- och utflöden från modellen kan även flöden mellan de olika delarna av det kopplade yt- och grundvattensystemet beräknas. En figur med de olika flödena visas i Figur 10-13 där också förklaringar till de olika posterna i figuren finns. Figur 10-14 visar en vattenbalans baserat på hela det lokala modellområdet beräknat som årsmedelvärden normaliserat över modellområdets area (mm/år) över kalibreringsperioden som sträcker sig från 1 okt 2017 till 1 okt 2020.

Den genomsnittliga årsnederbörden för kalibreringsperioden är 695 mm. Utöver den naturliga nederbörden adderas 29 mm/år till modellen, vilket representerar ett läckage från en ledning mellan Luossajärvi och Tvillingtjärnarna. Detta extra vatten adderas endast i en cell i modellen i det område där läckaget från Luossajärvi sker, men normaliserat över hela modellområdet motsvarar det 29 mm/år. Den totala evapotranspirationen är ca 365 mm/år, varav nästan hälften utgörs av interception och transpiration från växtlighet, en dryg fjärdedel av sublimering av snö och resterande är avdunstning från mark och vatten. Grundvattenbildningen till jordlagren är i medeltal ca 349 mm/år. Grundvattenbildning till de övre 10 m av berget, som har en mer uppsprucken karaktär, har beräknats till 12% av grundvattenbildningen till jord och grundvattenbildningen till det tätare berget uppgår till ca 2% av den till jordlagren. Detta är i linje med övriga studier som genomförts för grundvattenbildning i kristallint berg (SGU, 2017). Grundvattenbildningen varierar över året

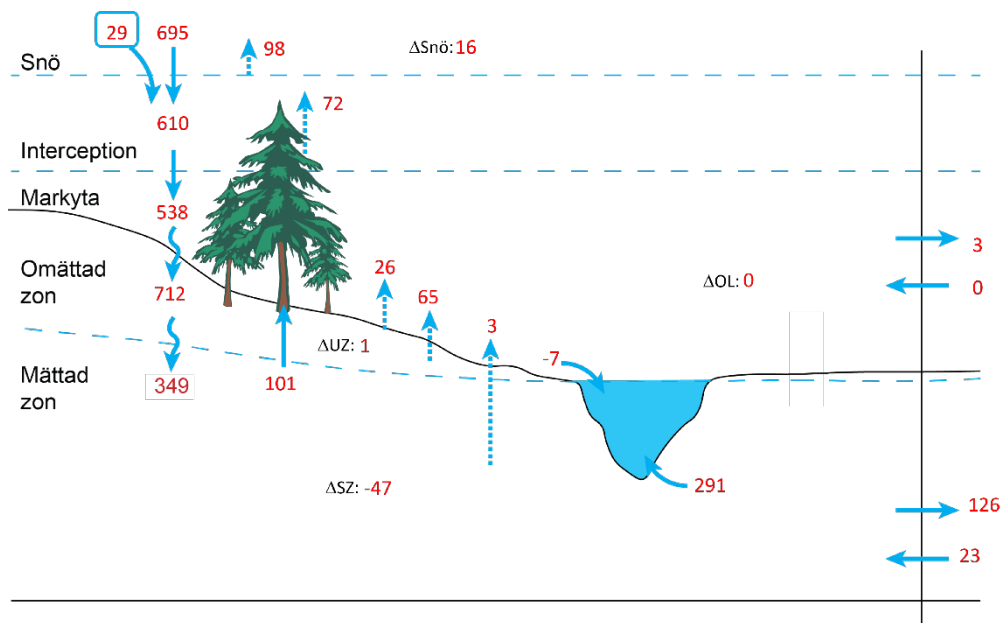
och har sitt maximum under första halvan av juni efter snösmältningen. En andra period av högre grundvattenbildning kan noteras i senare delen av augusti då sensommarregn fyller på grundvattenmagasinet. Från och med november till första halvan av maj är grundvattenbildningen försumbar.

Den totala ytavrinningen från området uppgår till 287 mm/år. Den tryckrand som är ansatt utifrån beräkningar i regionalmodellen genererar ett grundvattenutflöde över randen på 103 mm/år. Då randen till lokalmodellen inte följer vare sig en yt- eller grundvattendelare är detta flöde helt rimligt. Riktning och magnitud på flödet kan dock anses vara påverkat av Kirunavaaragruvan och den avsänkning som uppstår till följd av gruvan ökar troligtvis grundvattenströmningen i sydöstlig riktning i lokalmodellens östra del.

Då tre på varandra följande år med olika nederbörd och potentiell avdunstning simuleras under kalibreringsperioden så kan en magasinsförändring uppstå. Under de tre aktuella åren så minskar grundvattenmagasinet med 47 mm, den omättade zonens vatteninnehåll med 1 mm och snömagasinet ökar med 16 mm. Om samma år cyklades under många år skulle dessa magasinsförändringar bli försumbara.



Figur 10-13. Förklarande bild över de olika posterna i vattenbalansen som redovisas i rapporten.

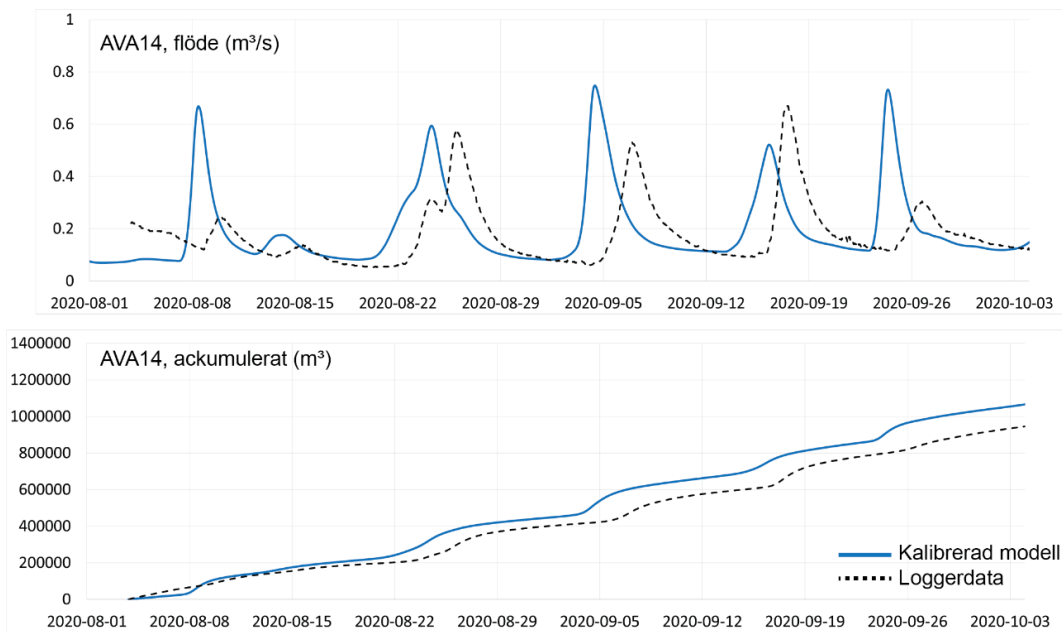


Figur 10-14. Vattenbalans i mm/år över kalibreringsperioden. För förklaring av ingående poster se Figur 10-13.

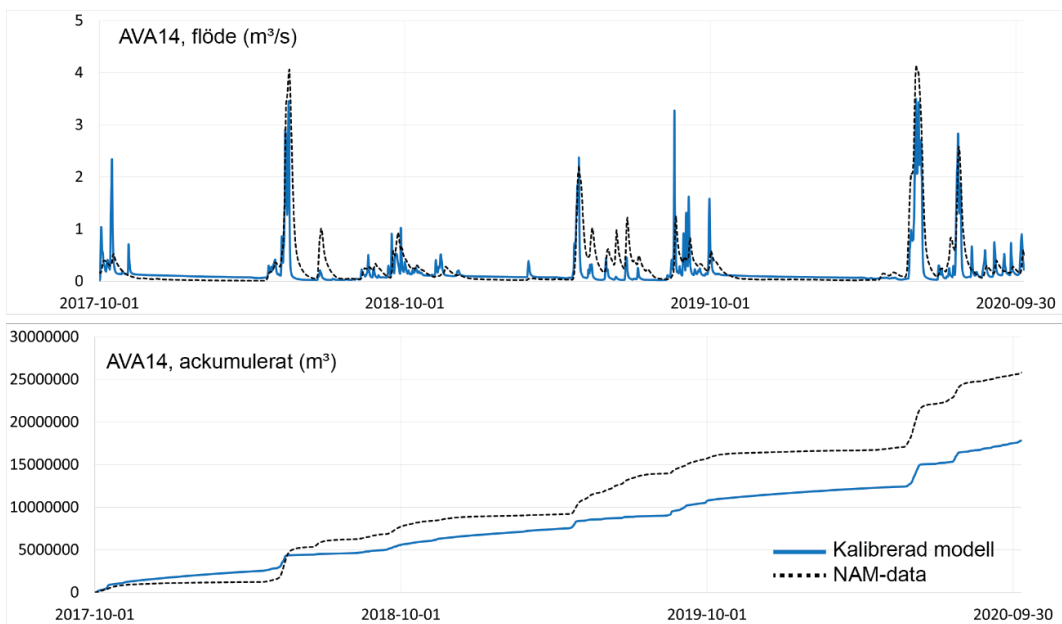
10.2.3.2 Ytvatten

Inom modellområdet finns det fyra flödesmättningsstationer med aktiva mätningar under kalibreringsperioden, se karta i Figur 4-12. I Pahtajokisystemet ligger stationerna AVA14 och AVA02 och i Tvillingsjösystemet ligger stationerna AVA15 och AVA01. För stationerna AVA02, AVA15 och AVA01 finns loggerdata från april 2018, medan det för stationen AVA14 endast finns tillgängliga mätvärden från augusti 2020. För att kunna använda även AVA14 under kalibreringen av grundvattenmodellen, har tidsserien förlängts bakåt i tiden med hjälp av NAM-beräkningar, se avsnitt 8.1 och 9.1. En jämförelse mellan beräknade och uppmätta flöden görs för AVA14 både mot loggerdata och NAM-beräknade flöden.

Figur 10-15 visar resultaten för AVA14 baserat på loggerdata under perioden augusti-september 2020. Uppmätta flöden visas med en svart streckad linje och modellerat flöde visas med en blå linje. Beräknade och uppmätta flöden är i samma storleksordning, och även om tidsserierna är något förskjutna så fångas det generella mönstret väl av modellen. Den undre delen av Figur 10-15 visar det ackumulerade flödet. Det modellerade flödet är något högre än det uppmätta, ca 12%; se Tabell 10-4. Eftersom perioden för det uppmätta flödet i station AVA14 endast är ett par månader och inte innehåller varken någon period med låga vinterflöden eller höga snösmältningssflöden valdes att jämföra modelldata även mot NAM-beräknade flöden för hela kalibreringsperioden. Figur 10-16 visar resultaten för denna jämförelse. Det generella mönstret fångas med både basflöden och vårflöden som är samma storleksordning som modellerade NAM-flöden, men dels är snösmältningstopparna något underskattade, dels saknas en del av sommarflödena, framförallt under sommaren 2019. Orsaken till de låga modellerade sommarflödena kan vara flera; exempelvis lokala skillnader i nederbördsdata eller att modellens respons blir för liten på grund av för torra förhållanden innan regnen. Den totala skillnaden mellan NAM-beräknat flöde och vattendragsflöde i MIKE SHE-modellen är ca 31% för de tre åren, varav huvuddelen utgörs av de saknade topparna under sommarregnen 2019.



Figur 10-15. Modellerad och uppmätt flödesdata från mätpunkt AVA14.

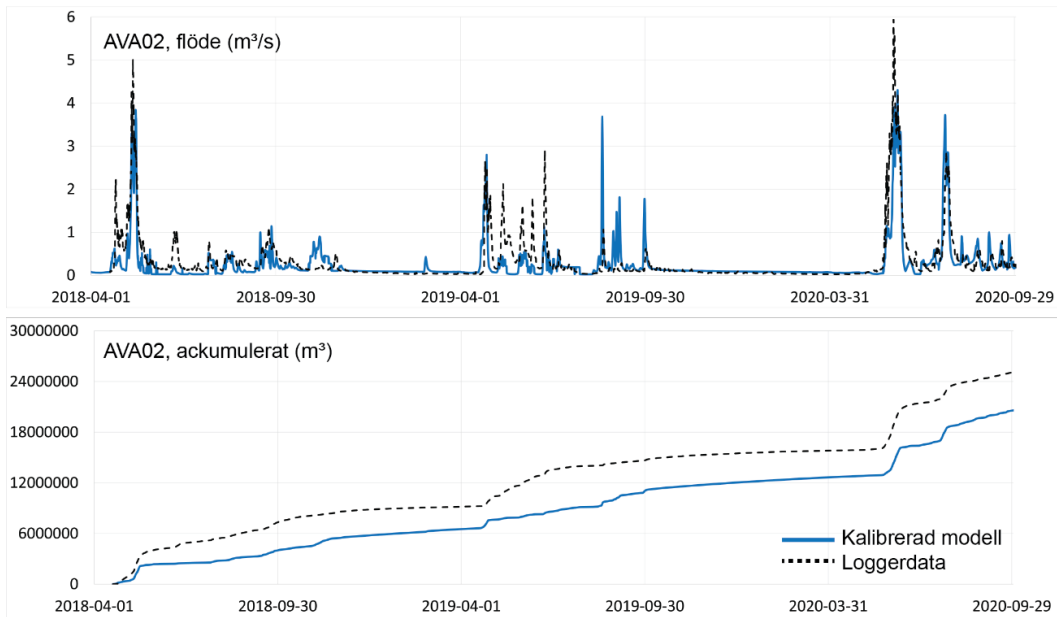


Figur 10-16. Modellerad och NAM-modellerad flödestidsserie för mätpunkt AVA14.

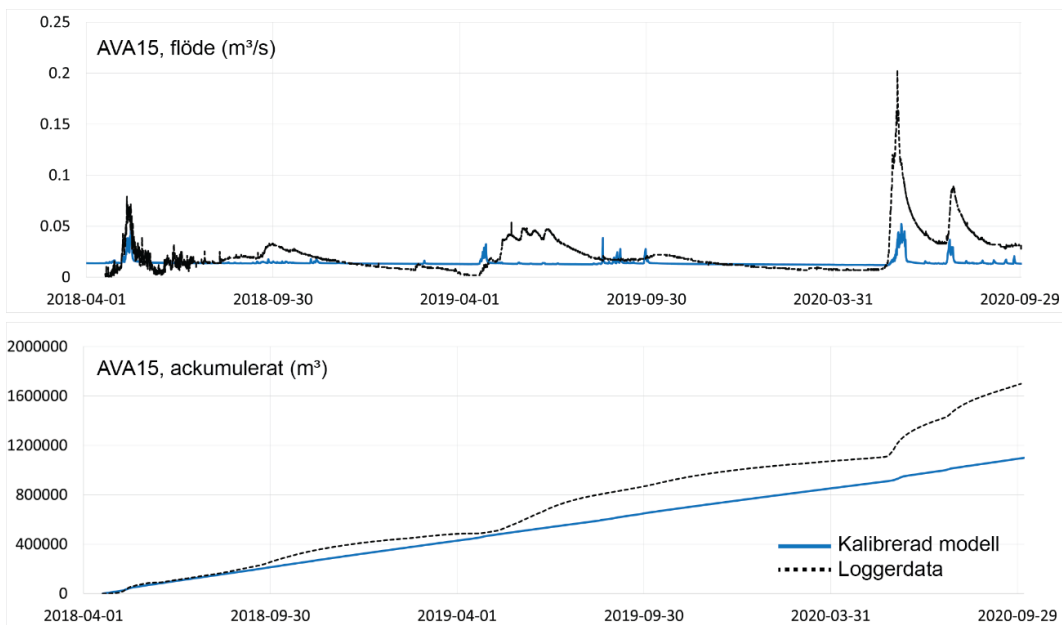
Figur 10-17 visar modellerade och uppmätta flödestidsserier för station AVA02, som ligger nedströms om AVA14. Det generella mönstret för den modellerade tidsserien stämmer väl överens med mätdata även om det, precis som noterades för AVA14, saknas en del volym under snösmältningstopparna samt under sommarregnen under 2019. Den totala skillnaden mellan uppmätt och modellerad volym är ca 18%, vilket ligger inom gränsen för det uppställda målet på 20%.

Figur 10-18 visar uppmätt och modellerat flöde från flödesstationen AVA15, som ligger i en bäck precis nedströms om Viscariagruvan. Den uppmätta flödestidsserien för AVA15 skiljer sig något i utseende jämfört med övriga stationer. Orsaken är att flödet i AVA15 till stor del består av grundvatten som kommer via ett flöde från den norra kollapsade delen av den nedlagda gruvan. Storleksordningen på det modellerade flödet vid stationen stämmer skapligt överens med mätdata, men inomårsvariationen är alldeles för liten. Detta beror högst sannolikt på att de frostmekanismer som i verkligheten ger lägre basflöden under den

frusna perioden och högre smälttoppar när temperaturen stiger inte finns med i modellen. I stället för att vattnet, som i verkligheten, rinner på marken när snö och is börjar smälta men marken fortfarande är frusen, infiltrerar detta smältvatten i modellen vilket ger en fördröjning och lägre flödestoppar när det väl kommer fram till vattendraget. Vidare tillåts grundvatten i modellen flöda ut i vattendraget under hela vinterperioden. Troligtvis så reduceras utflödet i verkligheten p.g.a. tjäle och isbildning på markytan. Dessa frostmekanismer skulle gå att inkludera i modellen men det bedömdes inte som nödvändigt för att använda modellen i syfte att beskriva påverkan av framtida gruvdrift. Skillnaden i total ackumulerad flödesvolym mellan modellerat och uppmätt flöde vid station AVA15 är ca 36%, varav snösmältningen 2020 står för den största delen.

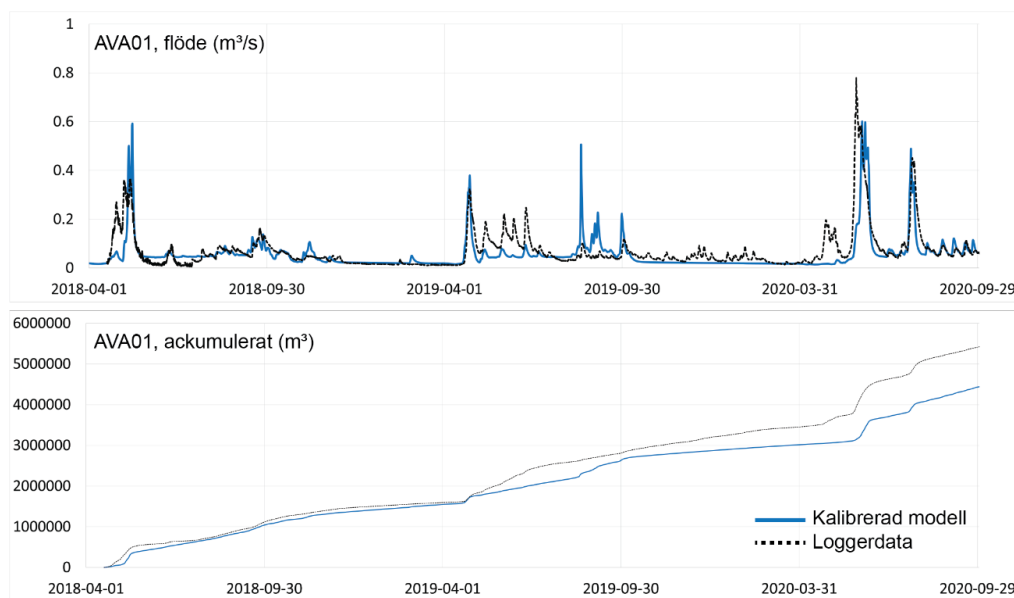


Figur 10-17. Modellerad och uppmätt flödesdata från mätpunkt AVA02.



Figur 10-18. Modellerad och uppmätt flödesdata från mätpunkt AVA15.

Figur 10-19 visar uppmätt och modellerat flöde i stationen AVA01, som ligger strax nedströms Tvillingtjärnarna. På samma sätt som för AVA14 och AVA02 stämmer det generella mönstret bra överens mellan uppmätt och modellerat flöde. Sett ur total ackumulerad volym skiljer det ca 18% (se Tabell 10-4) vilket ligger inom gränsen för det uppställda målet på max 20% skillnad. Den största delen av skillnaden beror på en underskattad volym under snösmältningen 2020. Eftersom AVA01 ligger nedströms om AVA15, och underskattningen av snösmältningen 2020 var stor för AVA15, är dock denna skillnad att förvänta.



Figur 10-19. Modellerad och uppmätt flödesdata från mätpunkt AVA01.

Tabell 10-4. Skillnad i ackumulerade uppmätta och modellerade flöden.

Mät punkt	Skillnad i ackumulerat flöde
AVA14	12%
AVA14 NAM	-31%
AVA02	-18%
AVA15	-36%
AVA01	-18%

10.2.3.3 Grundvatten

Målet med kalibreringen var att uppnå både en nivå och en dynamik i grundvattnet som överensstämmer med observationer. Underlaget för kalibreringen har varit begränsat och majoriteten av grundvattenobservationer utgörs av grundvattennivåer i öppna borrhål i berg vilka visas i Figur 4-14. De lila och svarta punkterna i figuren har använts vid kalibrering av modellen och de gröna punkterna användes för test av den kalibrerade modellen. De flesta rör har endast enstaka lodningar av grundvattennivåer och endast tre rör, KGN13, KGN 41 och KGN42, har kontinuerliga tidsserier, dock ej för hela kalibreringsperioden.

Beräknade grundvattennivåer har jämförts mot observationer och medelfel samt absolut medelfel har räknats ut enligt ekvation 3 och 4 nedan.

$$ME = \frac{1}{n} \sum_t (q_{obs_t} - q_{sim_t}) \quad (3)$$

$$MAE = \frac{1}{n} \sum_t (q_{obs_t} - q_{sim_t})^2 \quad (4)$$

ME = medelfel

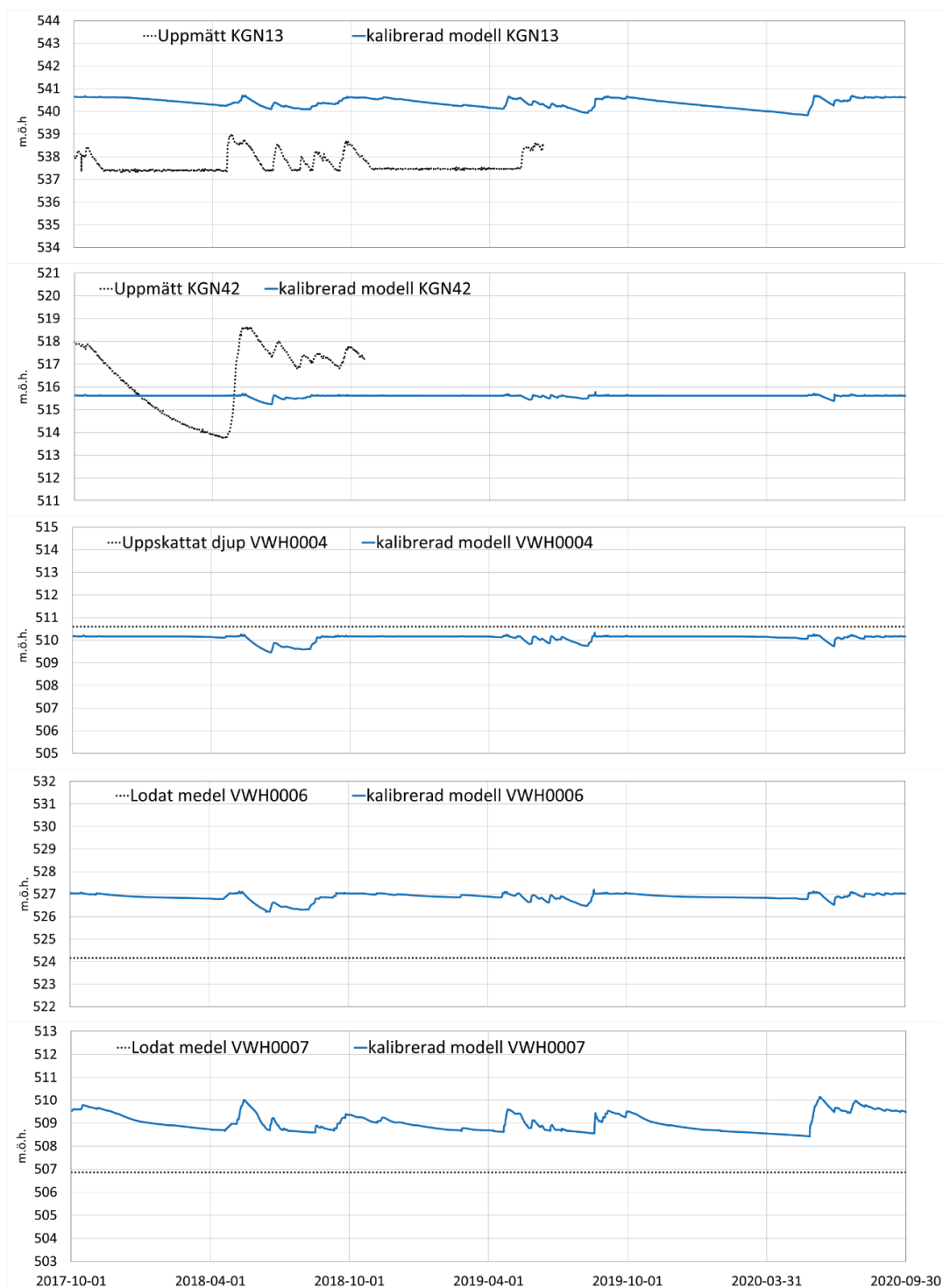
MAE= medel av absolutfel

q_{obs_t} = observerad grundvattennivå vid tiden t

q_{sim_t} = beräknad grundvattennivå vid tiden t

Grundvattennivån i KGN13 och KGN42 samt VWH0004, VWH0006 och VWH0007 visas i Figur 10-20. Dynamiken i KGN 13 stämmer relativt bra överens med observerade värden medan grundvattennivån över lag ligger för högt i modellen. I KGN42 fångas medelnivån bra i modellen medan dynamiken inte fångas. I VWH-rören finns endast ett fåtal lodade värden som uppmäts under en vinterperiod, en tolkad nivå av lodningarna har markerats i figuren för att kunna jämföras mot beräknade värden. Medelnivån i VWH0004 fångas mycket bra av modellen och ligger endast ca en halvmeter under lodade värden. De beräknade nivåerna i VWH0006 och VWH0007 ligger ca 2–3 m över observerade värden.

Det är dock svårt att göra direkta jämförelser mellan beräknade och observerade värden från öppna borrhål i berg. Dessa borrhål är hål i berget med atmosfärtryck och mätningarna representerar därmed den integrerade grundvattensituationen över hela borrhålslängden. Detta innebär att grundvattennivån som mäts i borrhålet inte nödvändigtvis återspeglar grundvattennivån där tryckgivaren är placerad utan att den är påverkad av sprickzoner utmed hela borrhålslängden, eftersom vatten tillåts flöda in i borrhålet utmed hela borrhålslängden. Då borrhålet i modellen inte är beskrivet som ett öppet hål med atmosfärstryck så är det svårt att göra direkta jämförelser mellan observationer och modellresultat med rådande vertikala upplösning i modellen. Grundvattennivåerna i modellen representerar nivån i mitten på varje beräkningslager och påverkas i sig av de egenskaper som berget har i det aktuella lagret. Detta medför att påverkan av en sprickzon i ett visst numeriskt lager har en mer isolerad påverkan på modellresultaten än vad sprickzonen får om man skulle "punktera" grundvattennivån i flera beräkningslager utmed ett borrhål genom att beskriva borrhålet som ett område med atmosfärstryck i modellen. Med nuvarande upplösning i modellen är det inte rimligt att sträva efter en perfekt överensstämmelse mellan modellerade och observerade grundvattennivåer. Fokus bör också ligga på mer övergripande dynamik i berget i termer av gradienter mellan olika nivåer och hur detta återspeglas i grundvattennivån i jordlagren och i inflödet till gruvan; detta redovisas i mer detalj i avsnitt 11.1.3.



Figur 10-20. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer för ett urval av grundvattenrören.

I Tabell 10-5 listas medel av absolutfel, medelfel samt min- och maxvärden för beräknade respektive observerade nivåer för alla rör som använts i kalibreringen. Med undantag av VWH0010, som ligger öster om den vattenfyllda gruvan i AB-zonen, och VWH0002 som ligger rakt ovanför densamma (Figur 4-14) så ligger medelfelet för alla rör på ca 2,6 m. Som tidigare nämnts är det svårt att göra direkt jämförelser mellan observationer från öppna borrhål i berg och modellberäkningar. I flertalet rör (KGN42, VWH0003, VWH0004 och VWH0009) ligger dock medelfelet på endast ca 0,5 m. De flesta beräkningslager i berget har en tjocklek på 50 m, därmed utgör ett medelfel på 2,6 m, som uppnåts för alla rör utom två, ett acceptabelt resultat vad gäller grundvattennivåer i enstaka punkter i modellen. Dessa

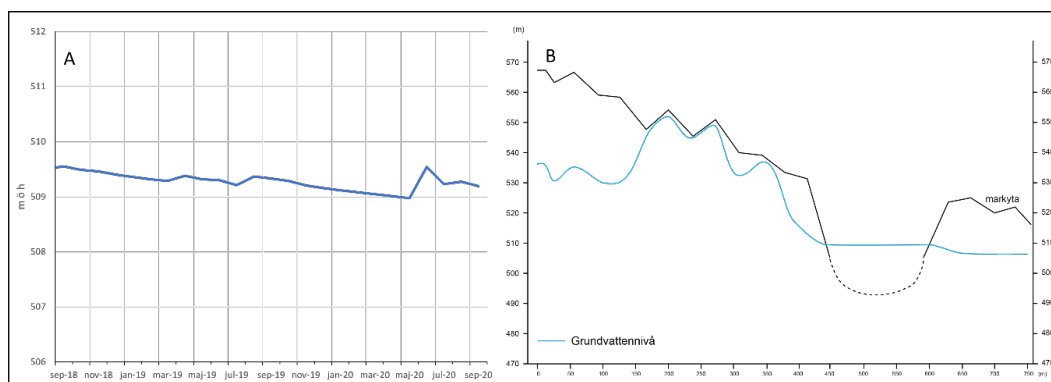
punkter måste sedan sättas i relation till hur den övergripande grundvattensituationen i området ser ut. In- och utströmningsmönster på olika nivåer i berget, vattennivån i den vattenfyllda gruvan samt interaktion med ytvatten är viktiga aspekter att ta i beaktande. Detta analyseras mer i detalj i avsnitt 11.1.

Tabell 10-5. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer samt medel av absolutfel (MAE) och medelfel (ME) för modellerade nivåer.

Rör	MAE (m)	ME (m)	Beräknade nivåer			Observationer		
			Max (möh)	Min (möh)	Medel (möh)	Max (möh)	Min (möh)	Medel (möh)
KGN13	2,7	-2,7	540,7	539,8	540,4	539,1	536,8	537,7
KGN41	6,0	-6,0	544,0	540,2	541,3	536,9	527,9	534,7
KGN42	1,5	0,4	515,8	515,2	515,6	518,6	513,5	516,1
VWH0001	7,2	-7,2	537,7	537,5	537,7	531,1	529,9	530,5
VWH0002	15,2	-15,2	570,1	564,3	566,8	553,5	549,7	551,6
VWH0003	0,6	0,6	513,1	512,1	512,8	*	*	513,4
VWH0004	0,5	0,5	510,3	509,5	510,1	*	*	510,6
VWH0006	2,7	-2,7	527,2	526,2	526,9	524,5	523,8	524,2
VWH0007	2,2	-2,2	510,2	508,4	509,0	507,0	506,7	506,9
VWH0009	0,5	-0,5	518,1	517,0	517,5	517,1	516,9	517,0
VWH0010	21,8	-21,8	545,7	543,5	544,4	524,2	520,9	522,5

* För rör VWH0003 och VWH0004 har inte nivå på röröverkant mätts in, dock finns uppgifter om att grundvattennivån är i nivå med markytan.

En viktig del i kalibreringen av grundvattennivåerna har också varit att uppnå rätt vattennivå i den kollapsade delen av den befintliga vattenfyllda gruvan i A-zonen. I denna del ligger den fria vattenytan synlig och öppen mot atmosfären. På grund av rasrisk har det inte varit möjligt att mäta in den exakta nivån i "sjön", men vattennivån i denna del av gruvan (se Figur 1-1) har uppskattats till ca 510 m ö.h. (Nordquist 2020). I Figur 10-21 visas en tidsserie över vattennivån i den kollapsade delen av gruvan från de två sista åren av kalibreringsperioden samt en ögonblicksbild av grundvattennivån längs en profil från området som sträcker sig längs den kollapsade gruvan i sydvästlig-nordostlig riktning. Medelnivån under perioden september 2018 till september 2020 ligger i modellen på 509,4 m med ett maximum på 509,6 och ett minimum på 509,0 m. Nordost om den kollapsade delen sluttar marken kraftigt, grundvattnet flödar sen ut i den så kallade gruvbäcken i vilken majoriteten av flödet består av grundvatten. Det har inte gjorts någon exakt inmätning på vattennivån i den kollapsade delen av gruvan varför en medelvattennivå på 509,4 m anses vara ett resultat som stämmer bra överens med observerade värden. Flertalet observationer i borrhål ovanför gruvan visar på högre nivåer, ca 525 m ö.h. (Mark & Miljö Hydrosense 2011b). Detta indikerar att den hydrauliska kontakten är begränsad i vissa delar längs gruvans utbredning. Även modellen visar varierande grundvattennivåer ovanför gruvans utbredning med högre nivåer än 510 m på flertalet ställen. Vattennivån i den kollapsade delen skall därför ses som en miniminivå.



Figur 10-21. Tidsserie över den beräknade vattenytan i den kollapsade delen av gruvan (A) samt en profil som visar den beräknade fria grundvattenytans läge från ca 400m SV om gropen till 150 m NO om gropen (B).

Det sista steget i kalibreringen var att kontrollera hur modellen reagerar på en tömning av befintlig gruva i A-zonen med avseende på beräknad grundvattenavsänkning samt inflödande grundvatten till gruvan. Tömningen av gruvan har simulerats genom att den s.k. MIKE URBAN modellen aktiveras och kopplas till grundvattenmodellen (se avsnitt 3.4). I MIKE URBAN är geometrin på gruvan beskriven som ett antal rörledningar i vilka atmosfärtryck ansätts och vatten tillåts flöda in baserat på tryckskillnaden mellan omgivande berg och gruva samt omgivande bergs egenskaper. I denna simulering har inte en stegvis tömning av gruvan skett utan hela gruvan torrläggas direkt i modellen och simuleringen har pågått tills semistationära förhållanden uppstår i modellen, dvs mellanårsvariationen avstannar och endast inomårsvariationen i yt- och grundvattendynamiken återspeglas i modellen. Vid detta läge är det omgivande bergets hydrauliska konduktivitet som begränsar inflödet snarare än magasinsegenskaperna. Genom att jämföra beräknade grundvattenflöden in till gruvan med observationer av uppfodrade vattenmängder då gruvan var i drift kunde en bedömning göras om huruvida bergens egenskaper och grundvattendynamiken mellan jord och berg var rimlig.

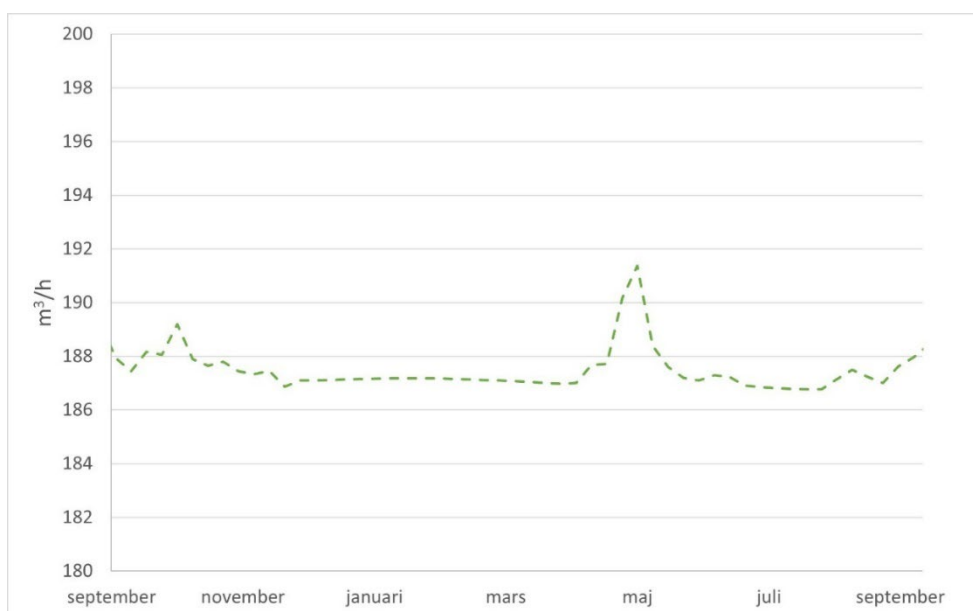
Då gruvan var i drift pumpades det upp ca 150–200 m³/h. I den kalibrerade modellen uppgår den uppumpade vattenmängden i medeltal till 187 m³/h och varierar mellan 185–191 m³/h, se Figur 10-22. Inflödet sjunker under inledande delen av vinterperioden för att sedan öka under snösmältningsperioden och ligger relativt stabilt under sommaren. En viss ökning av inflöde till gruvan kan ses under höstregnen.

Grundvattenavsänkningen som uppstår vid torrläggning av befintlig underjordsgruva visas i Figur 10-23. Den är beräknad utifrån differensen mellan den beräknade grundvattenytan från den kalibrerade modellen för dagens förhållanden och den beräknade grundvattenytan från simuleringen när befintlig gruva torrläggas. Ett årsmedelvärde på differensen mellan de två beräknade grundvattenytorna visas i Figur 10-23. Detta påverkansområde motsvarar också den förväntade påverkan i slutet av Fas 2.

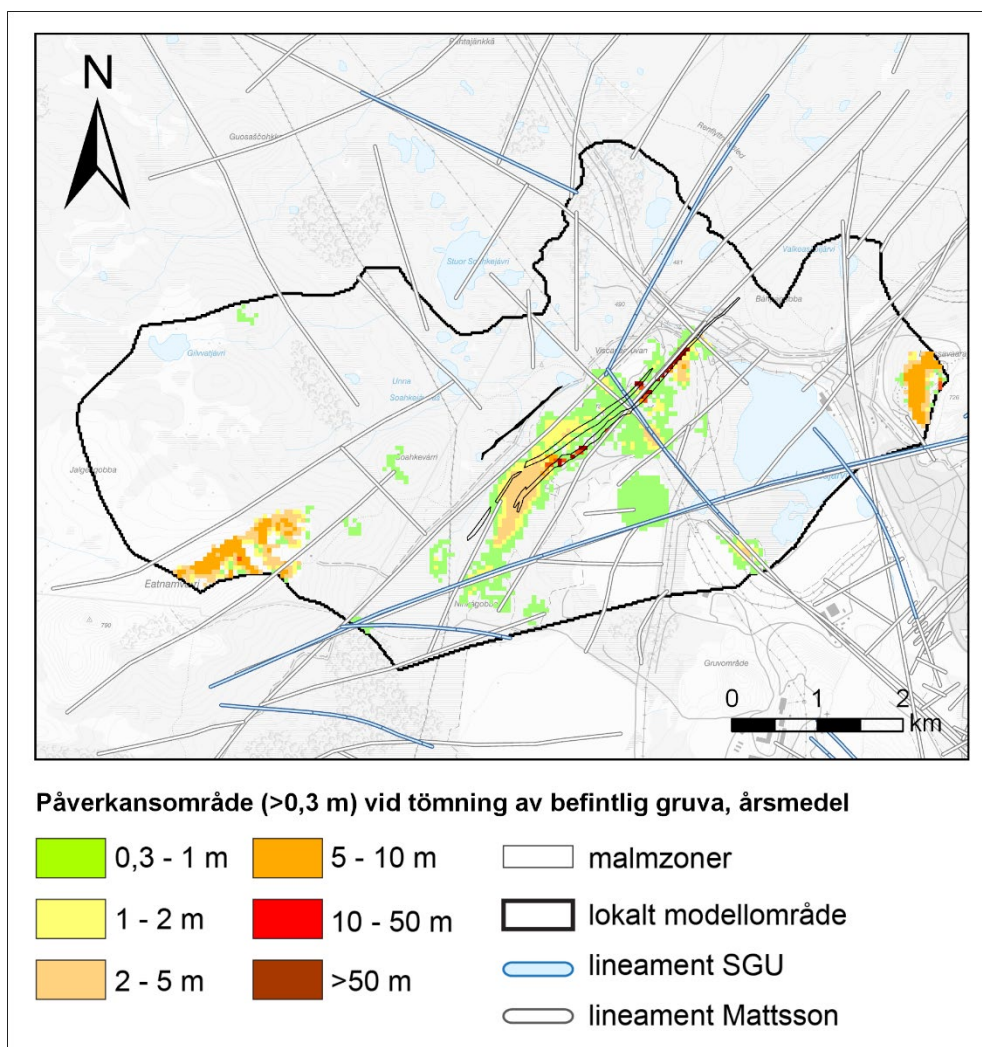
Observationer av grundvattenavsänkning då gruvan var i drift uppgår avsänkningar upp till 80 m i gruvans närområde samt att avsänkningen avtar helt ca 300 m från gruvan (Lindqvist 1993). Modellresultaten stämmer bra överens med dessa observationer. Den sammanhängande avsänkningen lokalt kring gruvan sträcker sig ca 300–350 m ut från gruvan i NV-SO riktning, Figur 10-23. Avsänkningen i modellen sprider sig dock ca 600 m söderut från malmkropparna i A- och B-zonen vilket alltså innebär en större utbredning av påverkansområdet än vad som uppges i Lindqvist (1993). Vidare uppstår i modellen ett antal perifera områden med avsänkningar som ligger nära modellranden. Det finns inga uppgifter från när gruvan var i drift som tyder på att dessa höjdområden skulle ha varit påverkade, observationer på grundvattennivåer utfördes troligtvis inte heller i dessa områden. Höjdområden som utgör naturliga inströmningsområden för grundvatten är mer känsliga för påverkan från grundvattenbortledning i berget än naturliga utströmningsområden eftersom tillrinningsområdet till dessa höjdområden är mycket begränsat. En sänkning av grundvattennivån på djupet ger därför en mer direkt påverkan på ovanliggande

grundvattenyta i inströmningsområden än i utströmningsområden. Även om en viss påverkan med all sannolikhet sker i dessa höjdområden så överskattas troligtvis effekten av grundvattenavsänkningen av att höjdområdena ligger nära modellranden. Avsänkningarna skall också ses som ett resultat av att modellen är uppbyggd utifrån ett konservativt antagande kring bergets sprickzoner. För att inte underskatta påverkan på grundvattenytan i området är det i modellen antaget att alla lineament i området (Mattson 2021) också är vattenförande strukturer i berget. Detta antagande leder till att de avsänkta grundvattennivåerna i berget, i och lokalt kring gruvan, får en överskattad spridning utmed dessa lineament. Denna effekt blir extra tydlig i höjdområden som ligger nära modellranden. I ett område nära randen sydväst om Luossajärvi uppstår också en påverkan på grundvattenytan vid tömning av gruvan. Även detta område är ett inströmningsområde som står i kontakt med en vattenförande struktur i modellen, varför känsligheten för en påverkan på djupet är större.

Sammantaget kan modellresultaten från testet när befintlig gruva i A-zonen töms på vatten tolkas som att modellen fångar interaktionen mellan gruvan och grundvatten i jord och berg då beräknade inflöden och avsänkningar är i samma storleksordning som observerade värden.



Figur 10-22. Beräknat inflöde till gruvan vid tömning av gruvan i AB-zonen simulerat för ett normalår. Då gruvan var i drift observerades ett inflöde på 150–200 m³/h, medelvärdet för det beräknat inflödet för ett hydrologiskt år 187 m³/h.



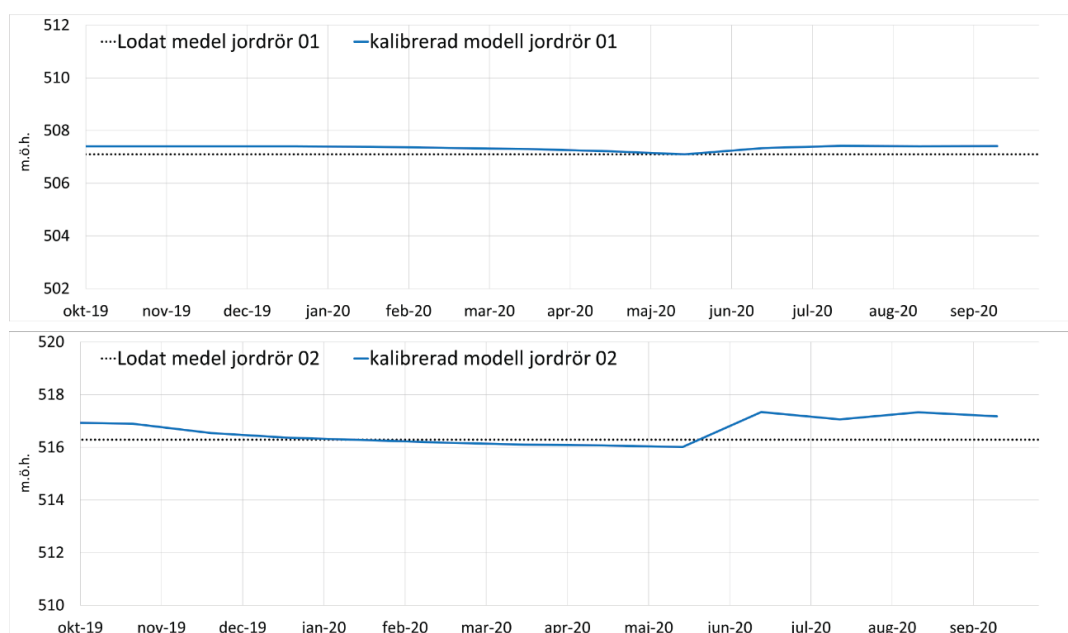
Figur 10-23. Beräknat årsmedel på avsänkning av grundvattenytan när gruvan i AB-zonen torrläggs. Områden som sänks av mer än 30 cm är markerade i kartan. Påverkansområdet i figuren representerar också den förväntade påverkan i slutet av Fas 2.

För att slutligen testa och utvärdera att modellen gav en god överensstämmelse för en annan tidsperiod jämfördes beräknade grundvattennivåer under det hydrologiska året 2019/2020 mot det fåtal grundvattenobservationer som utförts i berg- och jordborrhål under vintern 2020/2021. Överensstämmelsen mellan uppmätta och modellerade värden var mycket god och över lag bättre än för de rör som använts i kalibreringen (Tabell 10-6 och Figur 10-24). Röret "Ej nummerat 56mm" ligger i en högt belägen våtmark och endast en mätning under en vinterperiod hade utförts i röret då modellen testades för den nya tidsperioden. Modellresultat endast för perioden december till februari har därför plockats ut ur modellen för att utvärdera överensstämmelsen mellan modell och observation för detta rör. De rör som inte använts under kalibreringen är alla rör i jord. Kraven på god överensstämmelse mellan observationer och simuleringsresultat för grundvattennivåer i jord är betydligt högre än för öppna borrhål i berg. Medelfelet för jordrör nr 1–3 uppgår till 0,5 m. Detta är ett acceptabelt fel och det styrker tilltron till den kalibrerade modellen givet det dataunderlag som finns tillgängligt vad gäller grundvattenobservationer.

Tabell 10-6. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer samt medel av absolutfel (MAE) och medelfel (ME) för modellerade nivåer.

Rör	MAE (m)	ME (m)	Modellerad data			Inmätt data		
			Max (möh)	Min (möh)	Medel (möh)	Max (möh)	Min (möh)	Medel (möh)
Jordrör 1	0,3	-0,3	507,4	507,1	507,3	507,7	506,7	507,1
Jordrör 2	0,4	-0,3	517,3	516,0	516,6	516,5	516,1	516,3
Jordrör 3	0,8	0,8	512,7	512,0	512,4	513,2	513,1	513,1
Ej numrerat 56 mm	0,3	-0,3	556,5	556,4	556,4	*	*	556,1

* För rör "Ej numrerat 56mm" finns bara en mätning som utfördes under vintern. Månadsvärden för perioden december till februari har därför tagits från modellen för detta rör.



Figur 10-24. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer för två av de jordrör som lodades vintern 2020/2021.

11 Resultat integrerad yt- och grundvattenmodellering

11.1 Dagens hydrologiska och hydrogeologiska förhållanden

I följande avsnitt redovisas resultat för olika typår. Den kalibrerade modellen har simulerats för våt-, normal- och torrår (se 4.2.2). För varje typår så redovisas resultat för ett typår som föregåtts av ett normalår, dvs två års simulering har utförts enligt principen normalår+normalår, normalår+våtår samt normalår+torrår. Det andra året för varje scenario har utvärderats.

11.1.1 Vattenbalans

Figur 11-1, Figur 11-2 och Figur 11-3 visar vattenbalanser för hela det lokala modellområdet för ett hydrologiskt normal-, våt- respektive torrår. Siffrorna är beräknade som årsmedelvärden i enheten mm/år normaliserat över modellområdets area. En figur med förklaringar till de olika posterna finns i Figur 10-13.

Den genomsnittliga årsnederbörden under normalåret är 753 mm. Under våtåret är den 16% högre (877 mm) och under torråret aningen lägre (750 mm).

Under såväl våt- som torrår är den totala evapotranspirationen något större än under normalår (370 mm normalår, 376 mm våtår (2% större) och 387 mm torrår (5% större)). Orsaken till att den totala evapotranspirationen inte varierar i någon större grad mellan de tre typåren är att det är samma potentiella avdunstning (PET) som driver modellen för de tre typårssimuleringarna. De schablonvärden för definition av PET från SMHI som använts i föreliggande studie är inte beroende av nederbörden. Beräkning av PET kan göras med ett antal olika metoder som drivs av antingen temperatur eller en kombination av temperatur och strålningsbalans. Detta har dock inte gjorts i föreliggande studie varpå det inte blir någon skillnad i PET mellan typåren.

Under normalåret utgörs knappt hälften av den totala evapotranspirationen av interception och transpiration från växter, en dryg tredjedel av sublimering av snö och en dryg femtedel av avdunstning från mark och öppet vatten. Under våtåret är fördelningen i stort sett den samma, men under torråret utgör interception och transpiration en större del (drygt hälften) och sublimering av snö en mindre (drygt en fjärdedel). I absoluta tal är dock variationen i sublimering liten då den varierar mellan 12 och 16 mm. Att sublimeringen minskar beror på att både mängden snö och perioden med snö, då sublimering kan ske, varierar mellan de tre typåren. Eftersom den totala evapotranspirationen inte är mycket större under våtåret blir grundvattenbildningen under våtåret 24% större än under normalåret (780 mm under våtåret och 627 mm under normalåret). Under torråret är skillnaden lika stor som skillnaden i nederbörd (4% mindre, 599 mm).

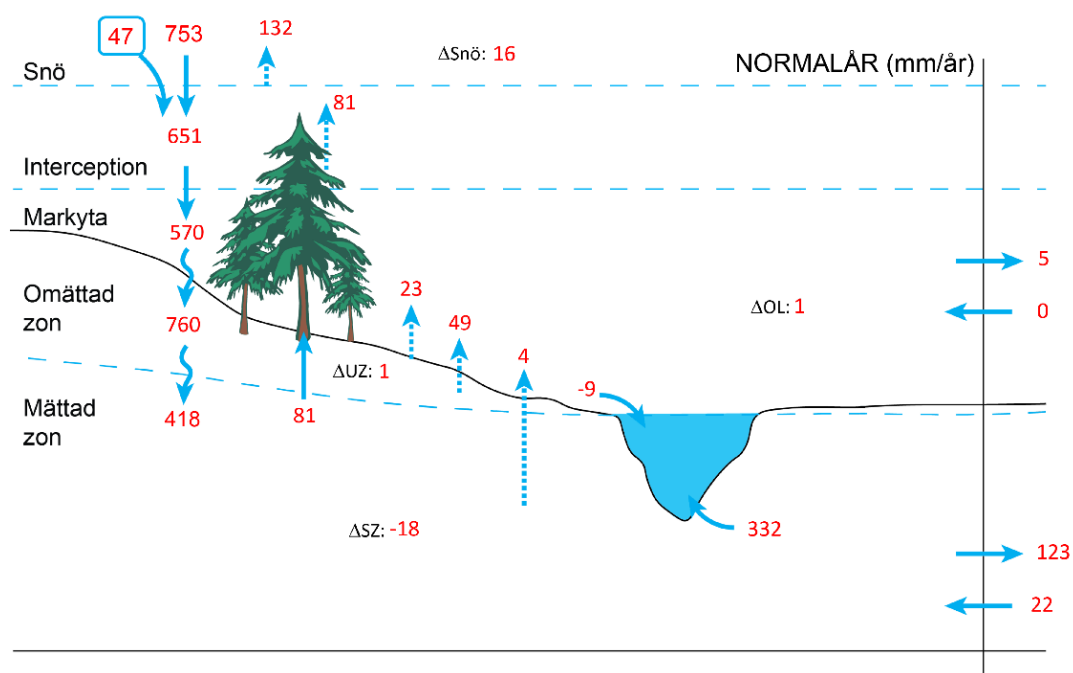
Grundvattenbildningen under normalåret är högre än för kalibreringsperioden och uppgår till 418 mm. Den ökar till 543 mm under våtåret och minskar under torråret till 384 mm. Den ökade grundvattenbildningen under våtåret resulterar i en ökad ytavrinning. Med ytavrinning avses här dvs den mängden yt- och grundvatten som lämnar området via områdets vattendrag eller via direkt avrinning via markytan. Andelen grundvatten som strömmar ut i områdets vattendrag är betydligt större under våtåret än normalåret och utströmningen ökar från 332 mm till 422 mm. Ytavrinningen är 27% större under våtåret och knappt 6% mindre under torråret jämfört med normalåret. Under ett normalår uppgår totala ytavrinningen till 328 mm, under våtåret till 414 mm och under torråret till 307 mm. Skillnaderna i grundvattenflöde över randen mellan de tre typåren är i samma storleksordning: 101 mm under normalåret, 126 mm under våtåret (24% större) och 95 mm under torråret (6% mindre).

Det uppstår även en magasinsförändring under det år som utvärderats för respektive typår. Då de utvärderade åren alltid föregås av ett normalår så återspeglar magasinsförändringen

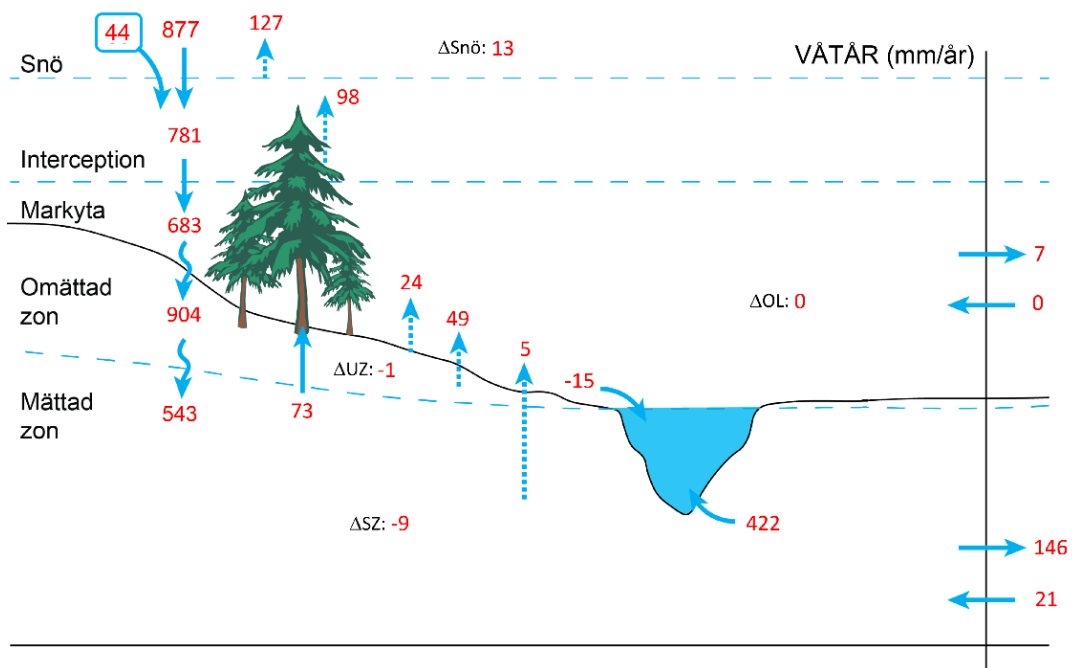
den förändring som sker när ett normalår följs av respektive typår. Om dessa typår skulle cyklas under många på varandra följande år skulle magasinförändringarna bli försumbara. Den största ändringen sker i grundvattenmagasinet och detta minskar med 18 mm under normalåret, 9 mm under våtåret och 22 mm under torråret. Små magasinförändringar på någon mm sker i den omättade zonen i de tre fallen. Eftersom snö ackumulerar eller smälter precis innan brytpunkten för det hydrologiska året så uppstår även en ändring i snömagasinet på mellan 12 och 16 mm beroende på typår.

Den totala specifika avrinningen (ytvattenavrinning + grundvattenavrinning) blir 428 mm under normalåret, 540 mm under våtåret och 403 mm under torråret. Detta ger en R/P-kvot under normalåret på 0,57 vilket är samma värde som uppskattats för R/P-kvoten i den konceptuella modellen i kap 5. Motsvarande siffra för våtåret är 0,62 och för torråret 0,54. Under ett torrår avdunstar alltså ca hälften av nederbörden medan en något större del bildar yt- och grundvattenavrinning under normal och våtår.

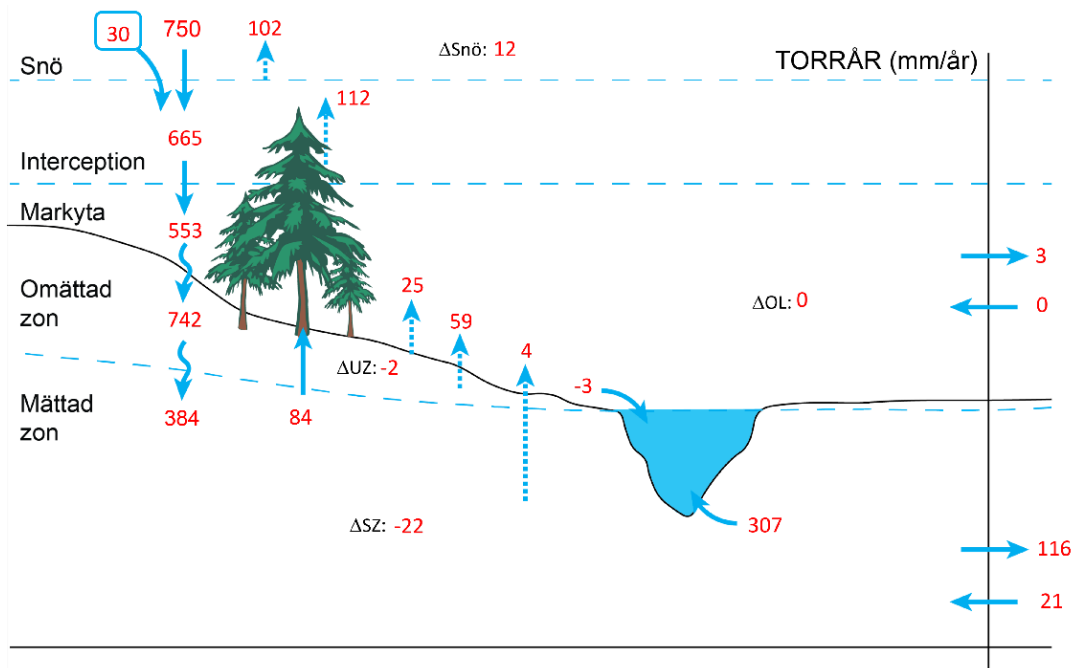
Den beräknade ackumulerade avrinningen i områdets vattendrag för kalibreringsperioden, som redovisas i avsnitt 10.2.3.2, är generellt sett lägre än observerade värden. Detta indikerar att avdunstningen i modellen kan vara överskattad. En lägre PET skulle frigöra mer vatten för avrinning. En metod för beräkning av PET där hänsyn tas till temperatur och/eller strålningsbalans skulle kunna ge en bättre och troligtvis lägre uppskattning av PET.



Figur 11-1. Vattenbalans i mm/år över modellerat normalår.



Figur 11-2. Vattenbalans i mm/år över modellerat våtår.



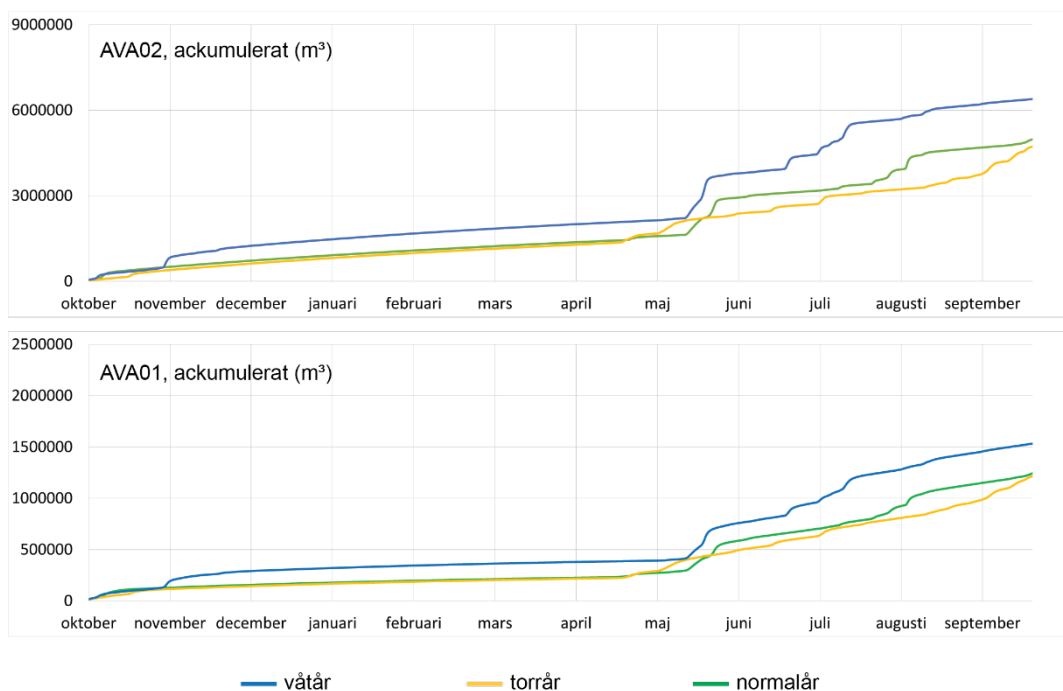
Figur 11-3. Vattenbalans i mm/år över modellerat torrår.

11.1.2 Flöden och nivåer i vattendrag

Jämfört med normalåret så ökar det totala ackumulerade flödet över ett våtår med ca 31% i Pahtajokisystemet (AVA14 samt AVA02), samt med 19% i AVA01 nedströms Tvillingtjärnarna. Under torråret blir flödet mindre, även om skillnaden mot normalåret inte är lika stor som under våtåret. Det totala ackumulerade flödet minskar med ca 5% i Pahtajokisystemet samt med 3% i AVA01 (Tabell 11-1, Figur 11-4).

Tabell 11-1. Ackumulerat flöde (miljoner m³) vid de olika mätpunkterna för normal-, våt- och torrår.

Mät punkt	Ackumulerat flöde (Mm ³)		
	Normalår	Våtår	Torrår
AVA14	6,6	8,5	6,3
AVA02	7,4	9,5	7,0
AVA15	0,1	0,1	0,1
AVA01	1,5	1,8	1,5



Figur 11-4. Ackumulerade flöden under modellerade normal-, våt- och torrår för mätpunkterna AVA02 och AVA01.

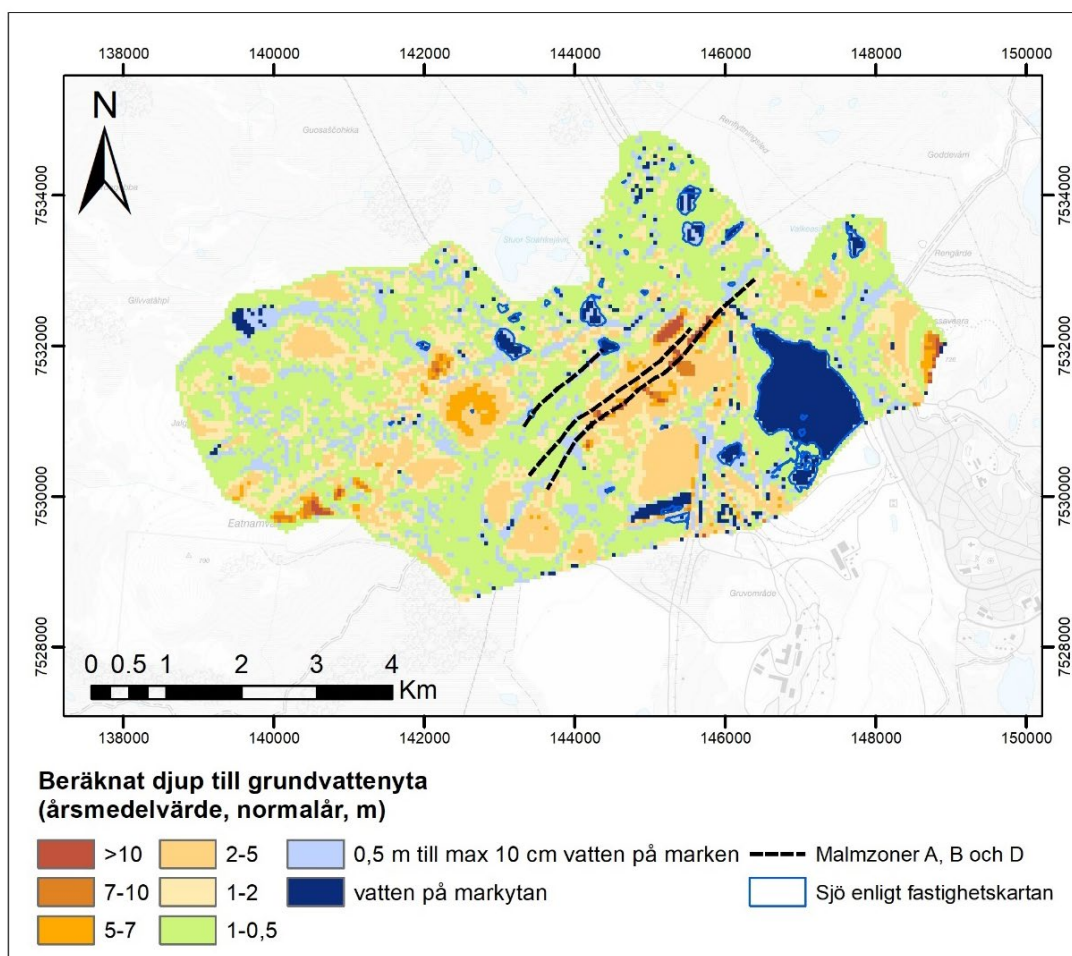
11.1.3 Grundvatten

Medelvärdet för grundvattenytans läge för normalåret visas i Figur 11-5; medelvärdet inom hela området ligger på 1,4 m djup. Störst djup till grundvattenytan återfinns kring den vattenfyllda gruvan i AB-zonen där det lokalt är ett djup på ca 20–40 m. Utanför gruvområdet följer grundvattenytan generellt sett topografin med ett större djup till grundvattenytan vid lokala höjder och en mer yttlig grundvattenyta i områdets lågområden. I Figur 11-5 är även områdets sjöar markerade. De beräknade områdena med ytvatten (dvs sjöar) sammanfaller väl med de karterade sjöarna.

Höjdområden med berg i dagen som står i kontakt med lineament, som i sin tur är i kontakt med den vattenfyllda gruvan, har relativt stora beräknade djup till grundvattenytan. Området kring Eatnamvarri i modellområdets västra del respektive området kring Luossavaara nära modellranden i öster har beräknade grundvattendjup i intervallet 7–10 m och lokalt mer än 10 m. De stora djupen till grundvattenytan över Luossavaara stämmer bra överens med observationer i närliggande bergborrhål (Geosigma/Intera 2013; Geosigma 2018). Det saknas dock observationer från borrhål på Eatnamvarri varför de beräknade stora djupen till grundvattenytan i detta område är förknippade med större osäkerheter kopplade till bergets parametrering. Antagandet om att alla lineament i modellen antas vara vattenförande kan

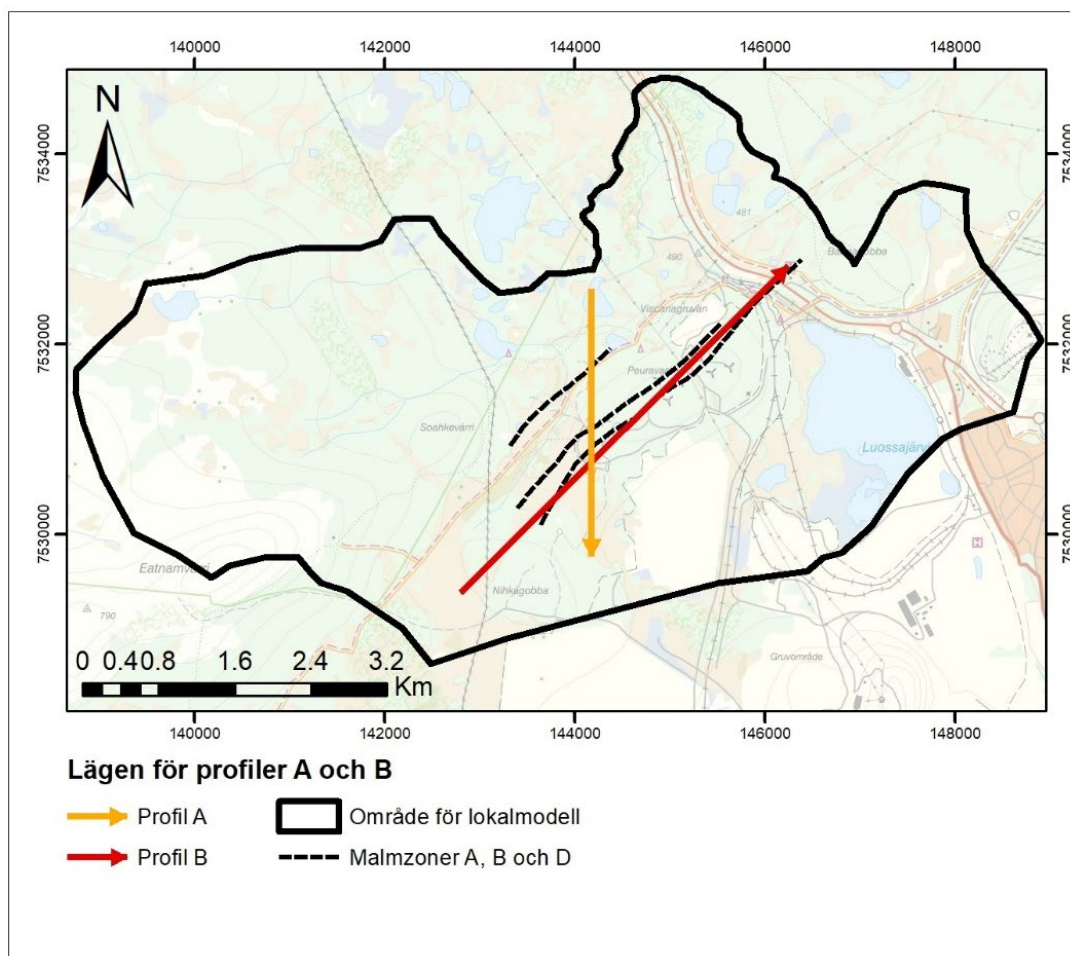
leda till att den avsänkning av grundvattenytan som den nuvarande vattenfyllda gruvan i A-zonen orsakar överskattas i modellen. Ytterligare ett område nära modellranden sydväst om Luossajärvi har relativt stora djup till grundvattenytan med beräknade värden kring 5 m djup. Området är påverkat av olika vattenavledande verksamheter och dräneringar kring vägar och kring järnvägen och ett större djup till grundvattenytan än under naturliga förhållanden är att förvänta. Dock är de beräknade grundvattendjupen i detta område förknippade med osäkerheter eftersom det saknas lokala observationer i just detta område.

Årsmedelvärdet på grundvattenytans läge påverkas inte nämnvärt av de olika typåren. Samma medeldjup har beräknats för normal och torrår medan våtåret har en något yttligare grundvattenyta med ett årsmedel på 1,3 m djup.

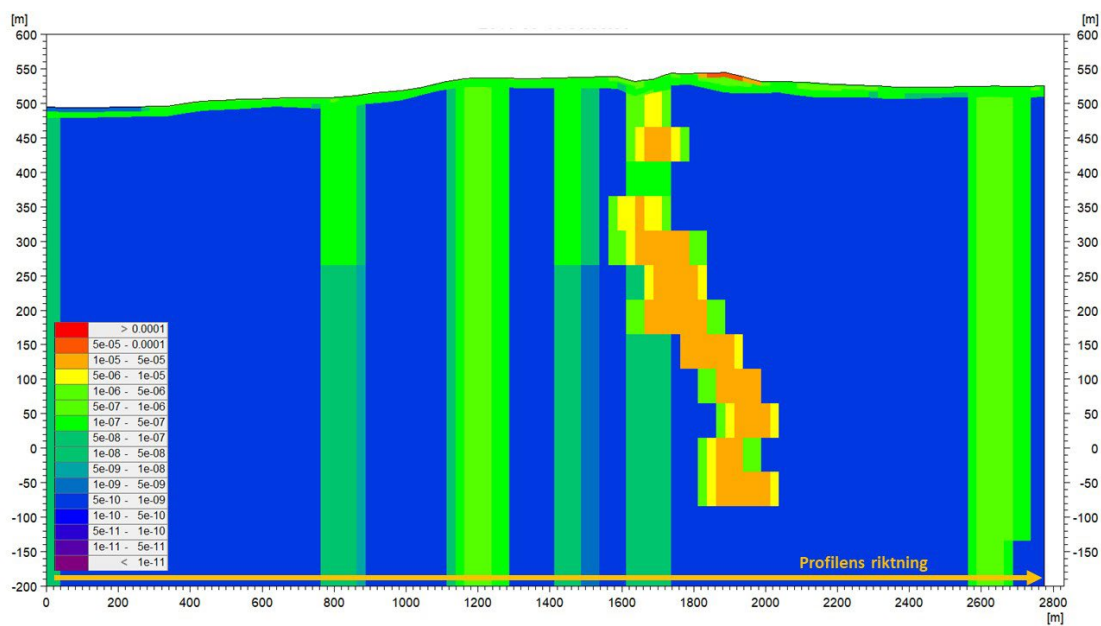


Figur 11-5. Beräknad medelgrundvattenyta för ett normalår.

Figur 11-6 visar lägen för 2 profiler för vilka det visas beräknade resultat, både i form av grundvattenytans läge och för grundvattennivåer på olika djup i berget. Pilen visar i vilken riktning profilerna är dragna. Profil A är dragen från norr till söder, medan profil B är dragen från sydväst till nordost. I Figur 11-7 visas de i modellen ansatta värdena på vertikal hydraulisk konduktivitet (K_v) längs med profil A. Överst syns jordlagren, som har högre värden på K_v än berget. Längst till vänster i jordlagren syns ett blått område som är sjösediment under sjön där profilen börjar, vid ca 1700 m syns en inraszon ovanför gruvan, och vid ca 1900–2000 m syns ett litet bergsupplag med hög konduktivitet. Det stora orangefärgade området är den nuvarande gruvan med gruvgångar och utlastad malm. De gröna vertikala zonerna är deformationszoner.

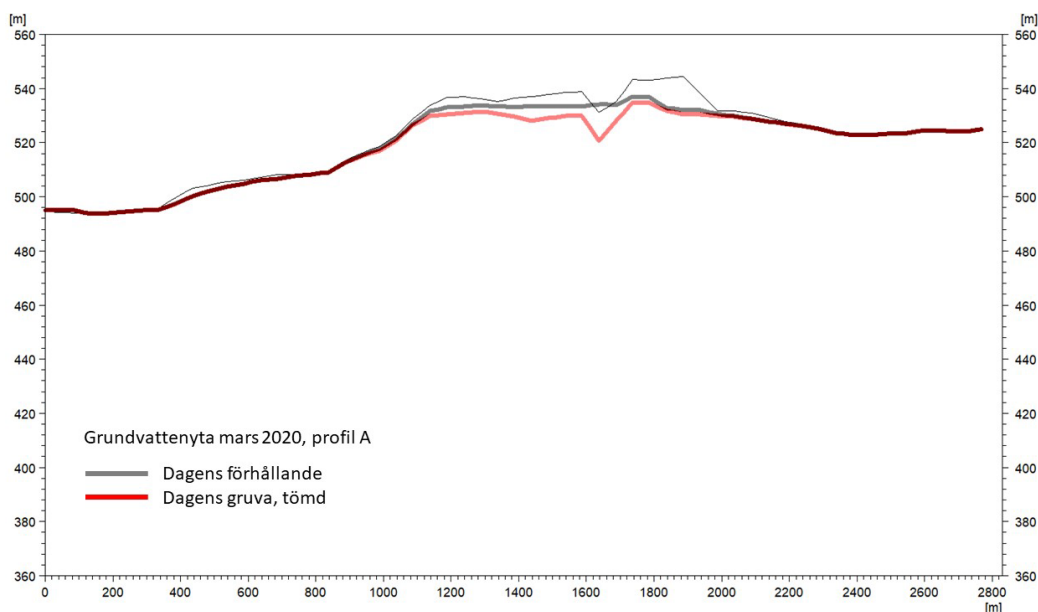


Figur 11-6. Profiler för vilka det redovisas beräknade grundvattennivåer i berget och den beräknade fria grundvattenytans läge, både för dagens förhållande och framtida gruvor.



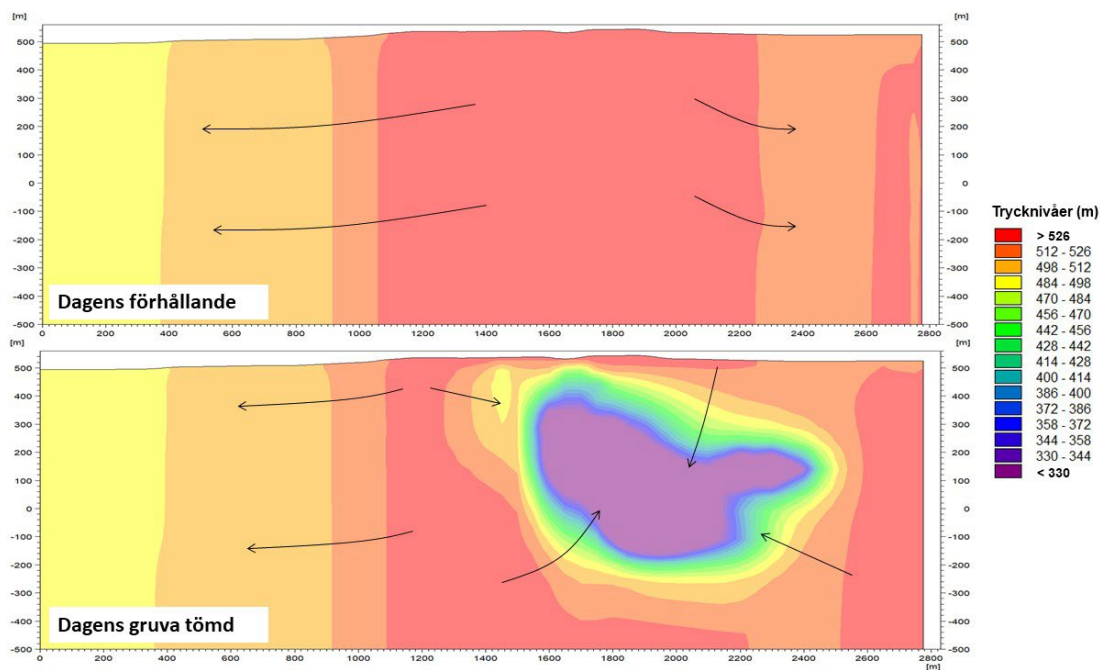
Figur 11-7. Vertikal hydraulisk konduktivitet, K_v , längs profil A enligt Figur 11-6.

Figur 11-8 visar grundvattenytans läge i mars månad, d v s under en period med låga nivåer innan snösmältningsperioden, längs med profil A, både för dagens förhållande (grå linje) och för ett fall med dagens befintliga gruva tömd på vatten (röd linje). Dagens grundvattenyta ligger relativt ytligt längs med profilen. Lägst nivå syns uppe på höjden i det upplag som ligger strax söder om inrasområdet. Nivåerna efter en tömning av befintlig gruva skiljer sig enbart uppe på höjden, och som mest vid inrasområdet där den högkonduktiva gruvzonen ligger.



Figur 11-8. Grundvattenytans läge i mars 2020 längs profil A enligt Figur 11-6. Den mörkgrå linjen visar grundvattenytans läge för dagens förhållande, och den röda visar motsvarande för fallet med dagens gruva tömd på vatten.

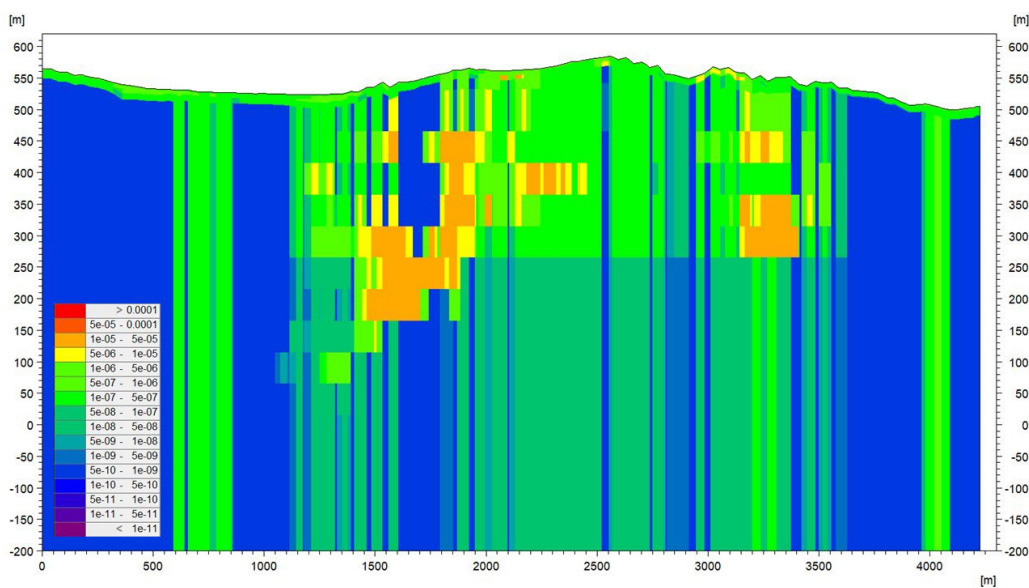
Figur 11-9 visar även den grundvattennivåer i de olika beräkningslagren i berget längs med profil A enligt Figur 11-6, men redovisade med gridvärden i stället för linjer. Den övre figuren visar grundvattennivåer för dagens förhållande och den undre efter en tömning av dagens gruva. Pilarna visar schematiskt det övergripande strömningsmönstret i den aktuella profilen. Vid dagens förhållanden sker en inströmning vid höjden centralt i figuren och vatten strömmar sedan mot lägre liggande områden ut mot sidorna. Efter tömning av dagens gruva förändras strömningsmönstret i området kring gruvan, vilket illustreras av pilarna i den undre delen av Figur 11-9.



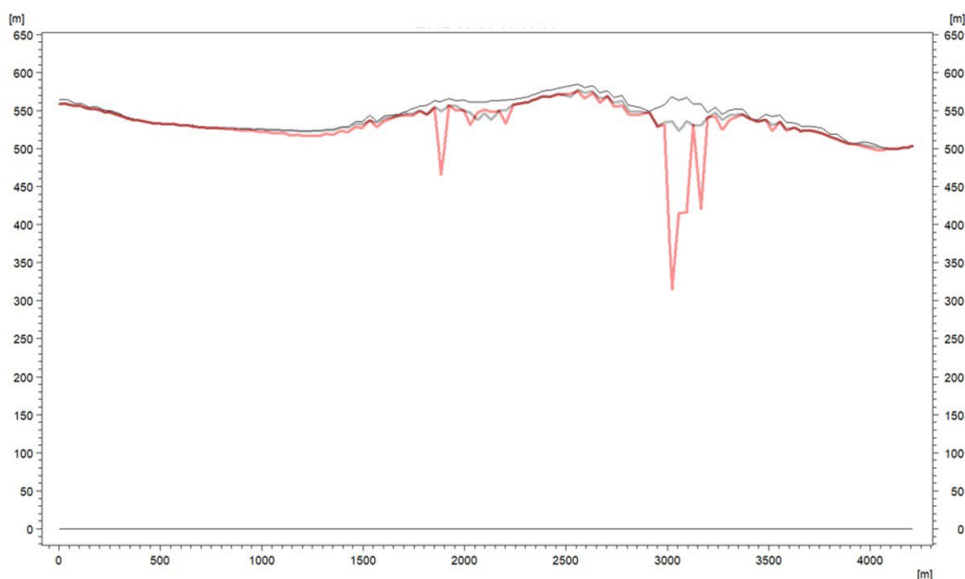
Figur 11-9. Beräknade grundvattennivåer på olika djup i berget längs med profil A enligt Figur 11-6. Den övre figuren visar beräknade nivåer enligt dagens förhållanden och den undre figuren efter tömning av dagens gruva.

Figur 11-10 visar den vertikala hydrauliska konduktiviteten längs med profil B enligt Figur 11-6. På samma sätt som för profil A i Figur 11-7 syns områden för gruvgångar och utlastad malm tydligt. I den södra delen av den tidigare gruvzonen går inte gruvan upp till marknivå utan ligger ca 200 m under marken.

Figur 11-11 visar grundvattenytans läge i mars månad längs med profil B enligt Figur 11-6. Den mörka tjocka linjen visar grundvattenytan enligt dagens förhållanden, och den röda linjen visar grundvattenytans läge längs med profilen efter en tömning av dagens gruva. Skillnaden mellan de två kurvorna är liten och det är framför allt i, eller ovanför, de högkonduktiva gruvområdena som en skillnad kan noteras.

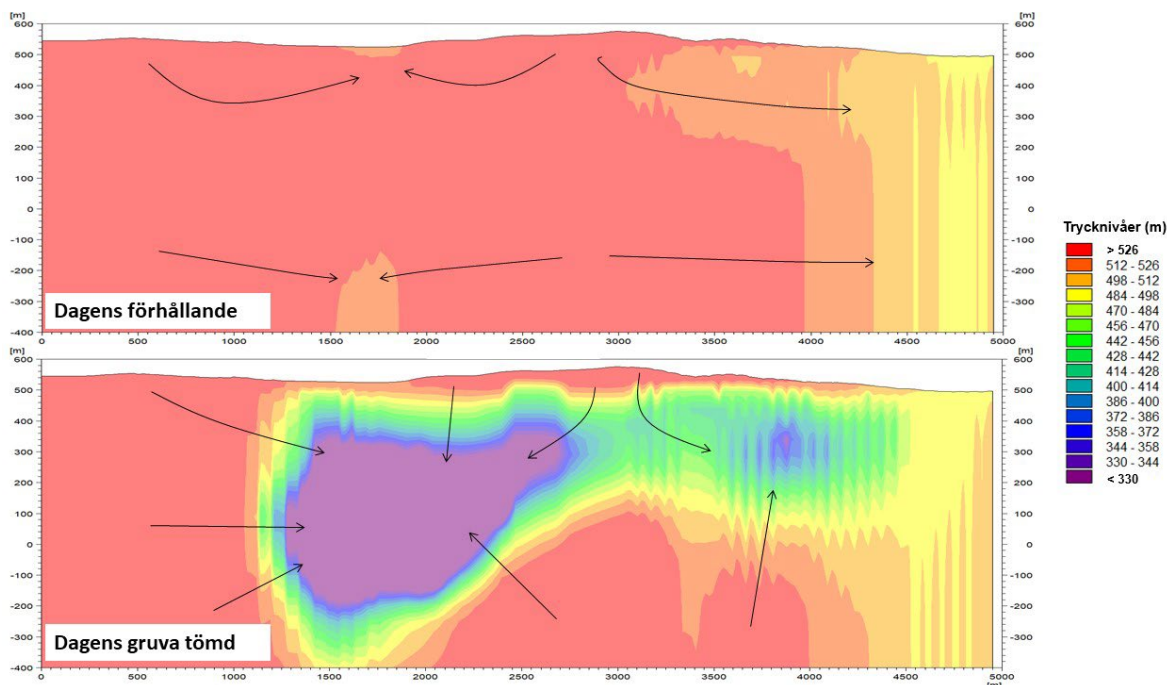


Figur 11-10. Vertikal hydraulisk konduktivitet, K_v , längs med profil B enligt Figur 11-6.



Figur 11-11. Grundvattenytans läge i mars månad längs med profil B enligt Figur 11-6. Den mörka linjen visar grundvattenytans läge vid dagens förhållanden, och den röda linjen visar grundvattenytans läge i fallet med dagens gruva tömd på vatten.

Figur 11-12 visar övergripande strömningsmönster längs med profil B enligt Figur 11-6. I den övre delen av figuren visas grundvattennivåer och strömningsmönster för dagens förhållanden och i den undre delen av figuren visas motsvarande för en situation då dagens gruva är tömd. Tömningen av gruvan leder till atmosfärstryck i gruvgångarna, vilket förändrar strömningsmönstret i anslutning till gruvområdet.



Figur 11-12. Beräknade grundvattennivåer i berget längs med profil B enligt Figur 11-6. Den övre figuren visar grundvattennivåer och övergripande strömningsmönster under dagens förhållande. Den undre figuren visar motsvarande för en situation då dagens gruva tömts på vatten.

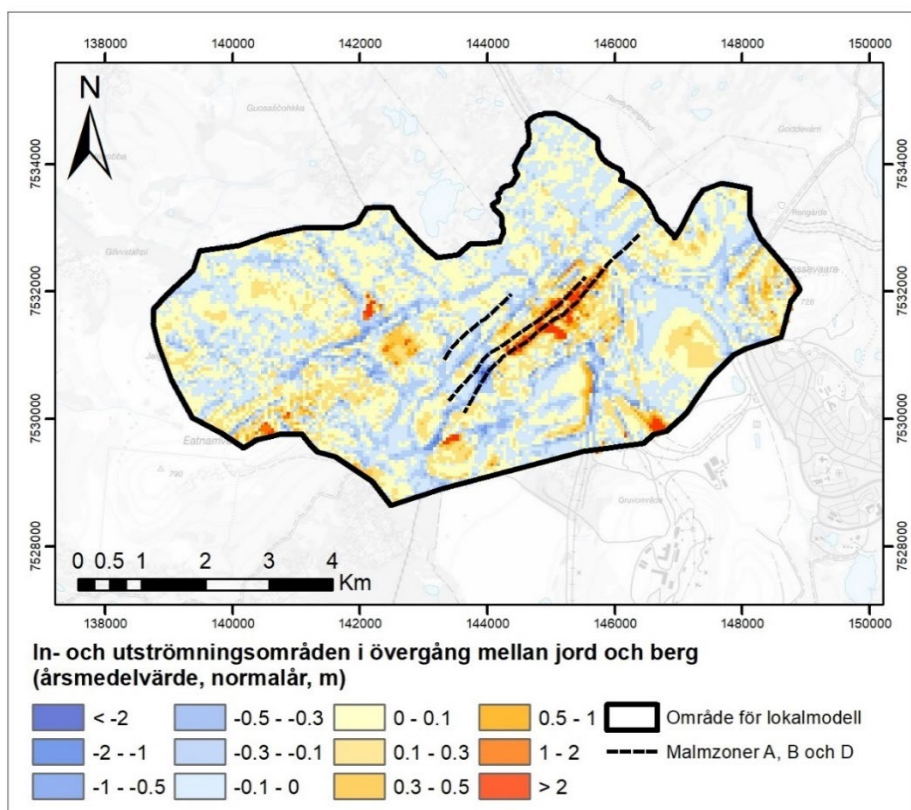
I naturen finns både områden i vilka det sker en inströmning av grundvatten till djupare nivåer, dvs där vattnet har en nedåtriktad gradient, och områden där det sker en utströmning av grundvatten, dvs där vattnet har en uppåtriktad gradient. Mönstret på dessa områden kan

skifta med djupet. Oftast är mönstret nära markytan mera småskaligt där in- och utströmning påverkas av lokala höjder och lågpunkter, medan det på djupet blir ett mer storskaligt mönster som påverkas av den mer storskaliga topografin. Figur 11-13 visar en karta med modellberäknade in- och utströmningsområden vid övergången mellan jord och berg, redovisat som årsmedelvärde under normalåret. Områdena beräknas genom att subtrahera grundvattennivån i två intilliggande beräkningslager och skalan visar på hur stor skillnaden är (i m); ju kraftigare färg desto kraftigare gradient. I ett naturligt system sammanfaller utströmningsområden oftast med låglänta områden medan höjder oftast är inströmningsområden. I Figur 11-13 visas utströmningsområden med blåaktiga färger, medan inströmningsområden visas i en gul-röd skala. Många utströmningsområden sammanfaller med vattendragen medan inströmningsområden sammanfaller med höjder.

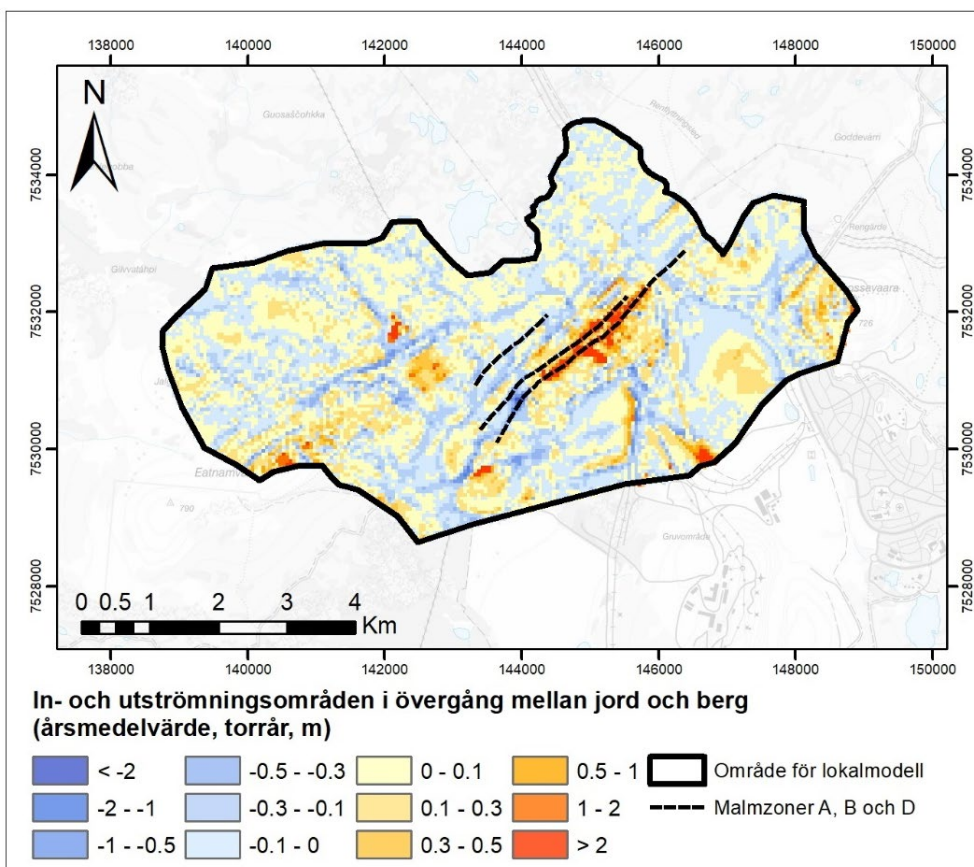
Figur 11-14 visar beräknade in- och utströmningsområden vid övergången mellan jord och berg för det definierade torråret och Figur 11-15 visar motsvarande resultat för det definierade våtåret. På samma sätt som i Figur 11-13 visas det beräknade årsmedelvärdet. Skillnaden mellan årsmedelvärden för de tre typåren med avseende på in- och utströmningsmönster är liten.

Figur 11-16 visar de beräknade in- och utströmningsområdena för normalåret i berget på nivå ca 490 m ö.h. Jämfört med figurerna vid övergången mellan jord och berg blir mönstret i berget på den här nivån mera distinkt med kraftigare gradienter och ett mera storskaligt mönster. Ovanför den befintliga gruvan (AB-zonen) är det ett tydligt inströmningsområde med en kraftig nedåtriktad gradient. Går man ner ytterligare 200 m i berget, ner till nivån 290 m ö.h., får man ett in- och utströmningsmönster enligt Figur 11-17. På denna nivå blir gradienterna lite svagare och en del inströmningsområden, dvs områden med en nedåtriktad gradient, som noterades på nivån 490 m ö.h. är i stället utströmningsområden, dvs områden med en uppåtriktad gradient. Detta är särskilt tydligt i området kring befintlig gruva i AB-zonen.

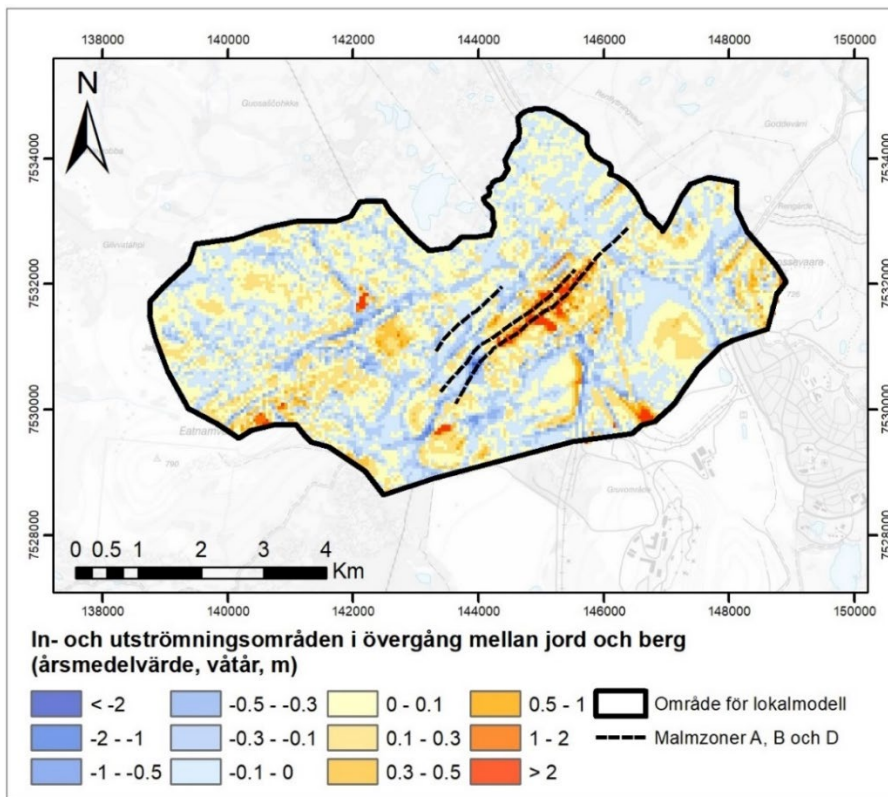
Det kan noteras att de två höjdområdena med relativt stora djup till grundvattenytan samt området runt vägar och järnvägar sydväst om Luossajärvi som diskuterades i anslutning till Figur 11-5 är tydliga inströmningsområden både i övergången mellan jord och berg och på nivån 490 m ö.h. i berget för samtliga typår. Längre ner i berget under gruvans nivå så har höjdområdena vid Etnamvaara och Luossavaara en uppåtriktad gradient. Området på randen sydväst om Luossajärvi är dock ett starkt inströmningsområde även i det djupare berget vilket tyder på att detta område är påverkat av Kirunavaaragruvan och den rand som ansatts för att ta hänsyn till en påverkan från Kirunavaaragruvan.



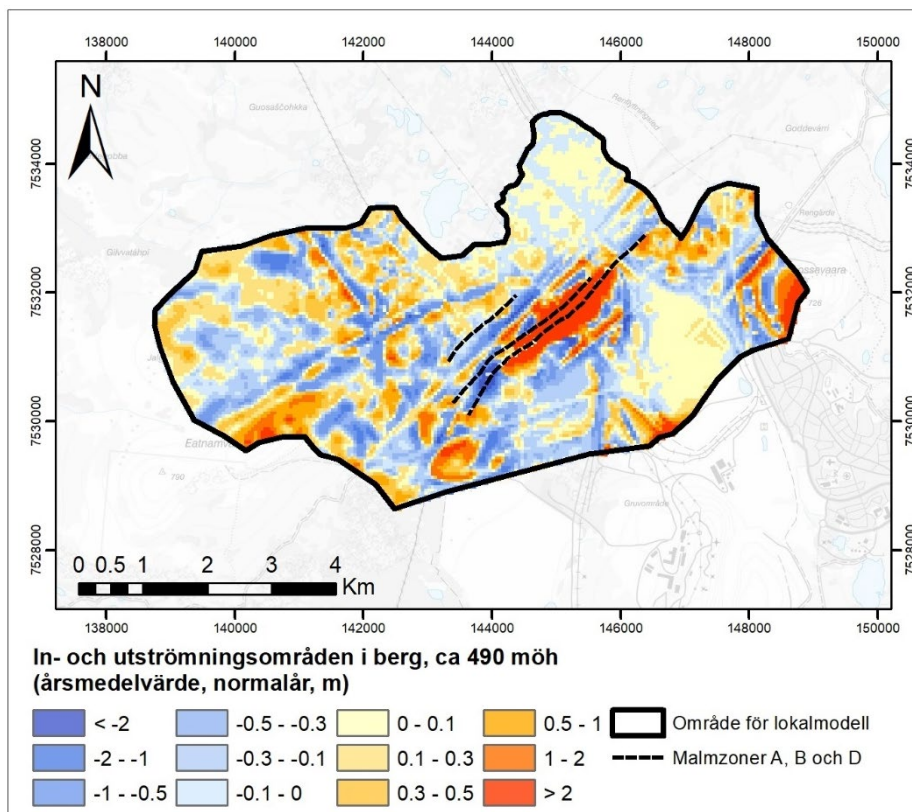
Figur 11-13. Beräknade in- och utströmningsområden vid övergången mellan jord och berg för dagens förhållanden under ett normalår. Resultat redovisas som årsmedelvärde.



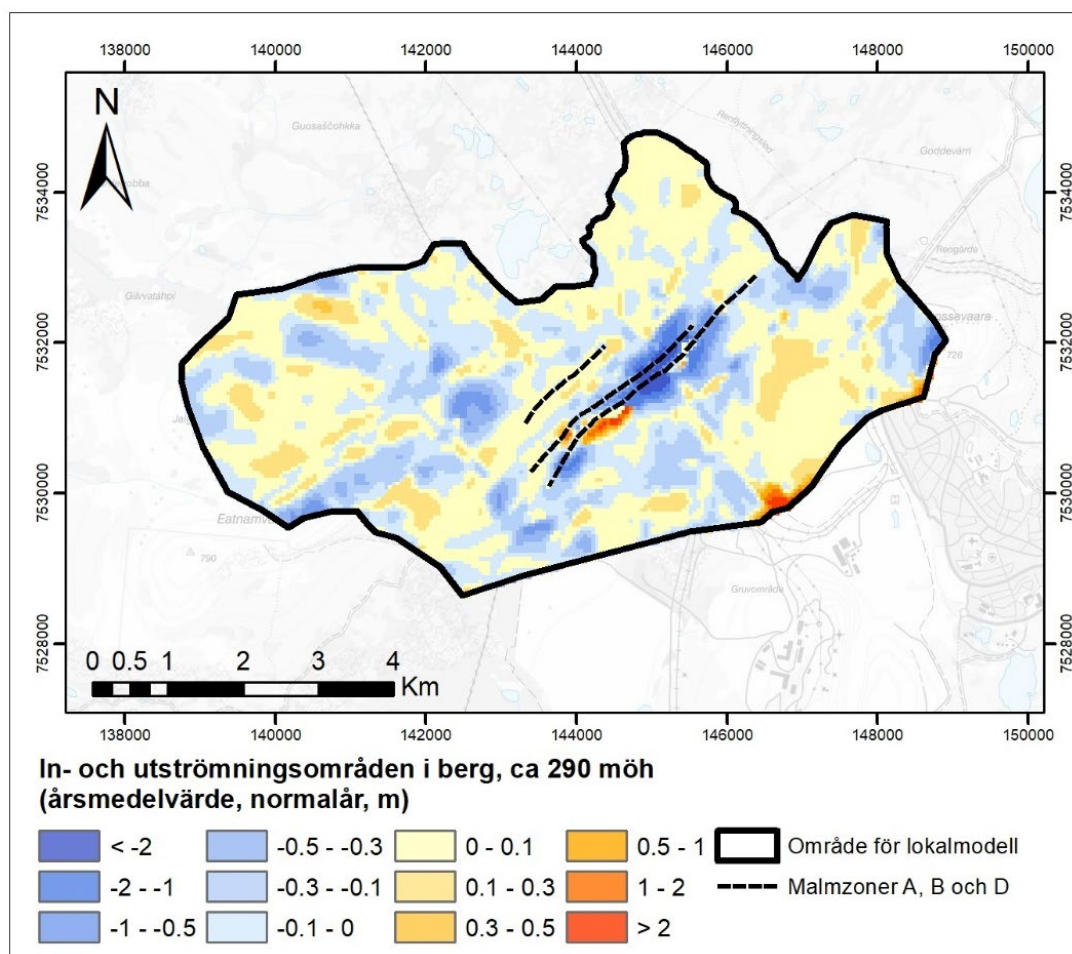
Figur 11-14. Beräknade in- och utströmningsområden vid övergången mellan jord och berg för dagens förhållanden under ett torrår. Resultat redovisas som årsmedelvärde.



Figur 11-15. Beräknade in- och utströmningsområden vid övergången mellan jord och berg vid dagens förhållande under ett våtår. Resultat redovisas som ett årsmedelvärde.



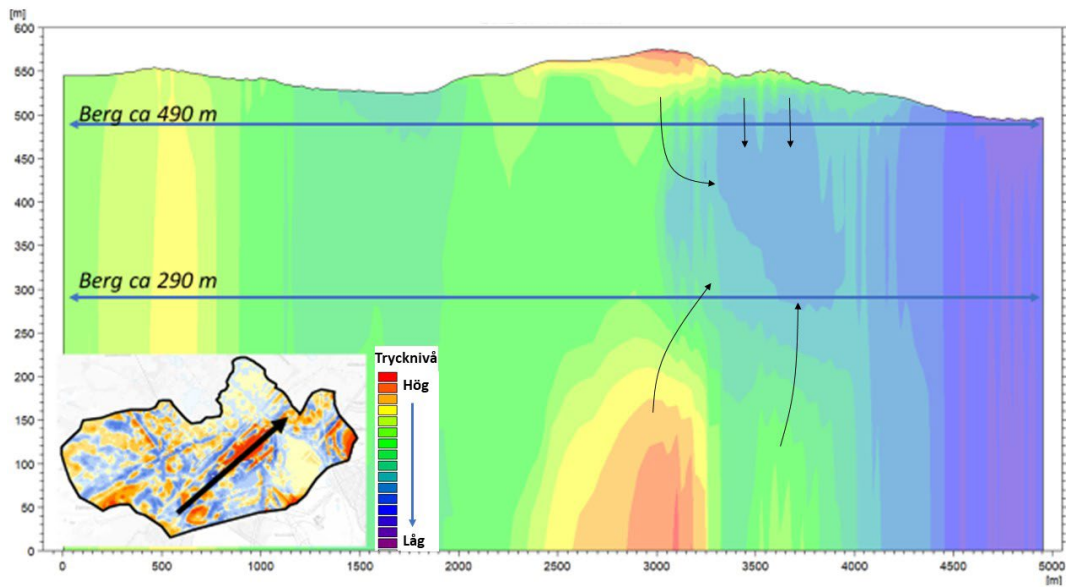
Figur 11-16. Beräknade in- och utströmningsområden i berg på nivån ca 490 m ö.h. för dagens förhållande under ett normalår. Resultat visas för årsmedelvärdet.



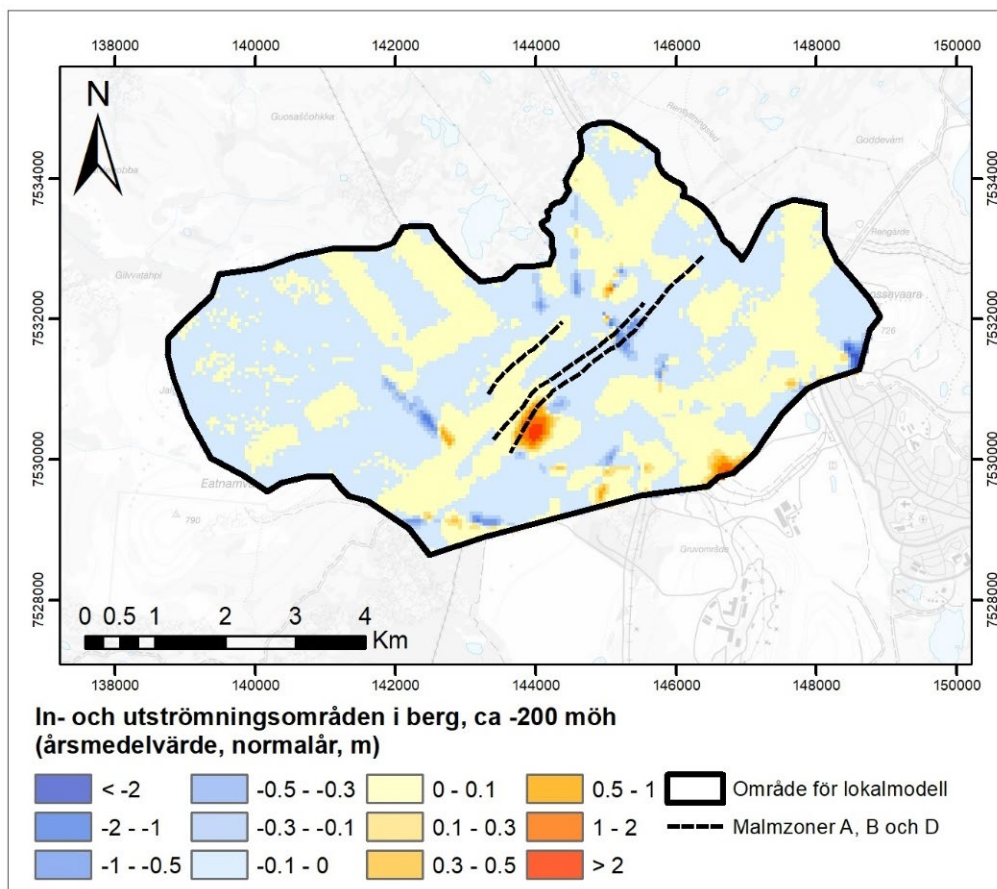
Figur 11-17. Beräknade in- och utströmningsområden i berg på en nivå ca 290 m ö.h. för dagens förhållande under ett normalår. Resultat redovisas som årsmedelvärde.

Figur 11-18 visar exempel på ett översiktligt strömningsmönster längs med den profil som är inritad i nedre vänstra hörnet i figuren. I profilen syns hur den huvudsakliga strömningen på nivån 490 m ö.h. är nedåtriktad i området kring den befintliga gruvan i A-zonen. På nivån 290 m ö.h. befinner man sig dock under gruvan och strömningen sker där huvudsakligen uppåt mot den nedlagda gruvan.

På större djup avtar gradienterna och strömningsmönstret blir alltmer storskaligt. Figur 11-19 visar beräknade in- och utströmningsområden i berget på en nivå ca 200 m under havet. Strömningsmönstret på detta djup styrs till stor del av deformationszonerna, men även av de djupare delarna av gruvan.



Figur 11-18. Profil med läge enligt infälld figur. Profilen visar beräknade grundvattennivåer på olika djup och översiktligt flödesmönster kring befintlig gruva under dagens förhållanden.



Figur 11-19. Beräknade in- och utströmningsområden i berg på en nivå ca 200 m under havsnivå för dagens förhållande under ett normalår. Resultat redovisas som årsmedelvärde.

11.2 Påverkan av framtida gruvdrift

För att analysera påverkan av framtida gruvdrift har den kalibrerade modellen för dagens förhållanden förändrats så att framtida markförändringar och underjordsgruvor, under respektive fas, beskrivs i modellen. Fas 2 motsvaras av det fall som redan redovisats som en del av kalibreringen, dvs när nuvarande vattenfyllda gruva töms på vatten. Beräknat påverkansområde i slutet av Fas 2 redovisas i Figur 10-23.

Inflöden av gruvvatten till dagbrott och underjordsgruvor i Fas 3:30% tom Fas3:100% har simulerats, samt tiden för återmättnad och avrinning från verksamhetsområdet under Fas 5. Detaljerade resultat över gruvvatteninflöden och grundvattenpåverkan redovisas i detalj för Fas3:100% i detta kapitel medan övriga skeden under Fas 3 beskrivs mer översiktligt. Fas3:100% är ett relativt konservativt framtida scenario som återspeglar en fullt utbruten gruva och all malm ner till 800 m antas vara utbruten. Simuleringar för alla skeden i Fas3 har utförts i syfte att analysera och kvantifiera den hydrologiska påverkan till följd av grundvattenbortledning från befintlig och planerad underjordsgruva och dagbrott i varje fas. Den hydrologiska påverkan i slutet av Fas 3 som redovisas i detalj i kommande avsnitt kan ses som den största påverkan som kan simuleras givet de konservativa antaganden kring bergets vattenförande förmåga som har gjorts i modellen.

Redan i Fas3:30%, dvs när 30% av gruvan är etablerad så antas alla dagbrott och upplag vara etablerade. Detta medför att ovanmarkslayouten i modellen är den samma under alla skeden i Fas3, endast underjordsgruvans utbredning varierar. Planerade sand- och klarningsmagasin samt upplag och den framtida markytan/topografin visas i Figur 4-8. Utbredning på underjordsgruva och dagbrott beskrivs i avsnitt 6.2.4.

I inledande beräkningar noterades att avsänkningen spred sig mot randen i nordvästlig riktning samt i området sydost om gruvan. För att säkerställa att modellområdet var tillräckligt stort och för att undersöka att den beräknade avsänkningen inte begränsades av modellområdets storlek så utökades modellområdet innan de avslutande avsänkningsberäkningarna genomfördes. Det större modellområdet visas i figurerna i följande kapitel.

11.2.1 Påverkan på grundvattenytan

Den naturliga variationen på grundvattenytans läge samt modell- och mätosäkerheter måste tas i beaktande när påverkan i termer av grundvattenytans avsänkning studeras. Områden som ständigt har en ytnära grundvattenyta, tex våtmarker och strandnära zoner runt sjöar och vattendrag, har också generellt sett en lägre naturlig amplitud av grundvattennivåerna eftersom grundvattnet ofta ligger i eller nära markytan. I denna typ av områden kan en lägre gräns för påverkan vara motiverat medan en högre gräns är motiverat i områden med större variation och större djup till grundvattenytan. Med anledning av detta har både 0,3 m respektive 0,1 m gräns för avsänkning studerats.

Grundvattenytans avsänkning för de tre typåren vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%) redovisas i Figur 11-20 till Figur 11-25. Påverkansområdet är i figurerna definierat som det området där den fria grundvattenytan sänks av mer än 0,3 m. Denna gräns är en vanligt förekommande gräns för påverkan i infrastrukturprojekt. Vissa miljöer med en mycket ytnära grundvattenyta kan dock vara känsliga för mindre förändringar än 30 cm. I bedömningen av effekter och konsekvens av grundvattenpåverkan i vissa naturmiljöer (Bilaga B8) har därför en avsänkning ner till 10 cm studerats. Avsänkningens utbredning vid denna lägre gräns för påverkan beskrivs separat i avsnitt 11.2.2. I samma avsnitt redovisas också en figur som visar inom vilka delar av påverkansområdet som den fria grundvattenytan ligger i berget respektive i jordlagren.

Den största påverkan på grundvattenytan sker i nära anslutning till dagbrott och underjordsgruva, detta gäller för alla skeden under Fas 3. Under alla skeden i Fas 3 sprider sig avsänkningens huvudsakligen i en nordost-sydvästlig riktning längs det lineament som ligger mellan D- och B-zonen. Vidare sprids avsänkningens i nordväst-sydöstlig riktning längs de lineament som skär de norra delarna av malmkropparna i A- och B-zonen. I Figur 11-20 till Figur 11-25 visas som tidigare nämnts endast resultat för fallet med fullt utbruten gruva, detta på grund av att påverkansområdets utbredning och mönster förändras mycket lite mellan Fas3:30% och Fas3:100%. Den största påverkan på den fria grundvattenytan uppkommer när dagbrotten bryts och avvattnas samt när de övre ca 200-450 m av underjordsgruvan bryts vilket inträffar redan vid 30% utbruten gruva. Vid djupare brytning i de vertikala malmzonerna sker en mycket liten ökning i utbredning av påverkansområdet för den fria grundvattenytan, därför är resultaten som redovisas i figurerna Figur 11-20 till Figur 11-25 representativa för alla skeden under Fas3. Vid djupare brytning blir dock magnituden på avsänkningens större i de centrala delarna av påverkansområdet, dvs i direkt närhet till gruvan. Det finns ett tydligt samband mellan avsänkningens spridning och lineamentens utsträckning, majoriteten av de påverkade områdena som inte ligger i direkt anslutning till gruvan står via lineamenten i hydraulisk kontakt med gruvan. Övergripande mönster i grundvattenytans avsänkning påverkas inte i större utsträckning av väderförhållandena utan det är gruvans utformning som påverkar avsänkningsmönstret. Påverkansområdets storlek uppgår för normalåret till 6,4 km², för torråret till 6,7 km² och för våtåret 6,2 km². I Tabell 11-2 redovisas dels totala arean för påverkansområdet för de olika typåren, dels arean för områden som har en beräknad avsänkning av fria grundvattenytan som överstiger 1 m respektive 10 m.

I Figur 11-21, Figur 11-23 och Figur 11-25 är avsänkningens relaterad till det beräknade djupet på grundvattenytan för dagens förhållanden. Områden som i modellen för nulägesituationen har ett beräknat djup till grundvattenytan som överstiger 2 m och som sammanfaller med avsänkta områden är markerade i grått. Rotdjupet i området ligger oftast grundare än 2 m vilket har utgjort underlag för att dela in området i områden med stora respektive yttligare djup till grundvattenytan. Områden med ett naturligt djup till grundvattenytan som överstiger 2 m kan antas vara mindre känsliga för grundvattenpåverkan eftersom de inte utgör habitat för grundvattenberoende vegetation eller djurliv. Stora delar av de mer perifera områdena av påverkansområdet, som inte ligger i nära anslutning till gruvor och dagbrott, sammanfaller med områden som har ett relativt stort djup till grundvattenytan under opåverkade förhållanden. Det är få låglänta torv- eller våtmarksområden på större avstånd från gruvan som hamnar inom påverkansområdet. Konsekvenserna för grundvattenberoende naturmiljöer av en grundvattenavsänkning i

områden som under dagens förhållanden har ett stort djup till grundvattenytan kan antas vara mindre än i områden med en mycket yt nära grundvattenyta, där en liten avsänkning kan få relativt stora konsekvenser. De avsänkta områdena som har ett opåverkat djup till grundvattenytan som är större än 2 m under normalåret utgör en area på 2,6 km², dvs 41% av totala påverkansområdet. Motsvarande siffror för torråret är 3,0 km² (44%) och 2,6 km² (42%) för våtåret. Majoriteten av områdena där det beräknade djupet till grundvattenytan för opåverkade förhållanden överstiger 2 m sammanfaller med höjder där berget går i dagen. Dessa områden utgör ofta inströmningsområden för grundvatten som generellt sett är känsligare för en grundvattenpåverkan än utströmningsområden. Då grundvattennivån i det djupare berget sjunker orsakar det en relativt stor avsänkning av den fria grundvattenytan i ovanliggande höjdområden medan en sänkning av grundvattennivån i utströmningsområden generellt sett får mindre effekt eftersom tillströmmande ytligt grundvatten kan kompensera för en sänkning av grundvattennivåerna på djupet.

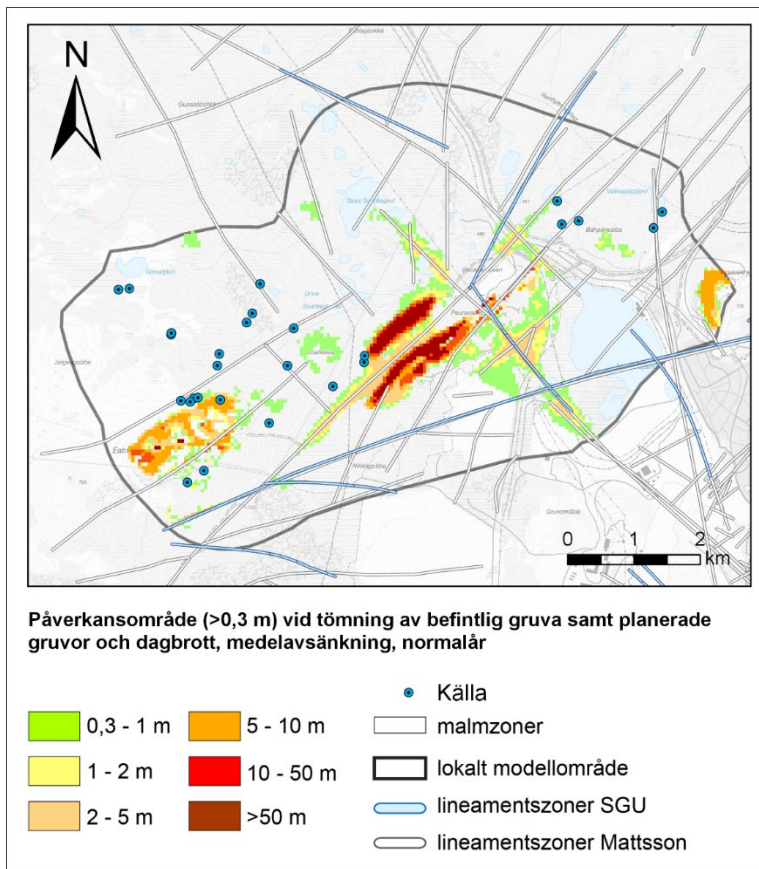
I östra respektive västra delen av modellområdet finns två områden med relativt stor påverkan där grundvattenytan sänks av i storleksordningen 5 – 10 m i samtliga scenarier. Dessa utgörs av de två bergen Luossavaara i öster och Eatnamvarri i väster, detta är områden som i modellen står i hydraulisk kontakt med lineament som skär något av gruvområdena. Höjderna på de två bergen, som är klassade som områden med berg i dagen, utgör inströmningsområden för grundvatten medan det finns källor med utströmmande grundvatten längs foten på sluttningarna. Som nämnts i kapitel 5 så ligger vissa av källorna nära tolkade lineament som skulle kunna tyda på att det finns en koppling till utströmning av djupt grundvatten. Det finns dock inga modellresultat som tyder på att områdena skulle utgöra utströmningsområden för djupt grundvatten vilket styrker antagandet som gjorts i den konceptuella modellen om att det är ett ytligt grundvatten som strömmar ut i foten av bergsluttningarna.

Flertalet av källorna längs sluttningarna på Eatnamvarris och Soahkevarris sluttningar hamnar inom det prognostiserade påverkansområdet och källornas lägen är markerade i Figur 11-20. På grund av att grundvattennivån i berget sjunker så sjunker också den fria grundvattenytan i berget. Denna påverkan är alltså en effekt av att alla lineament antas vara vattenförande zoner. Dock överlagras grundvattensystemet i berget av ett mycket yt nära system i de tunna jordlagren längs bergets sluttningar. Detta yt nära system påverkas inte av den grundvattensänkning som uppstår i berget eftersom mycket av det vatten som regnar på berget inte infiltrerar berget utan i stället rinner i jordlagren längs bergets sluttningar. Den prognostiserade påverkan i närheten av källorna är därför överskattad i modellen då kompensationen i termer av tillströmmande ytligt grundvatten från bergets höjdområden inte återspeglas fullt ut.

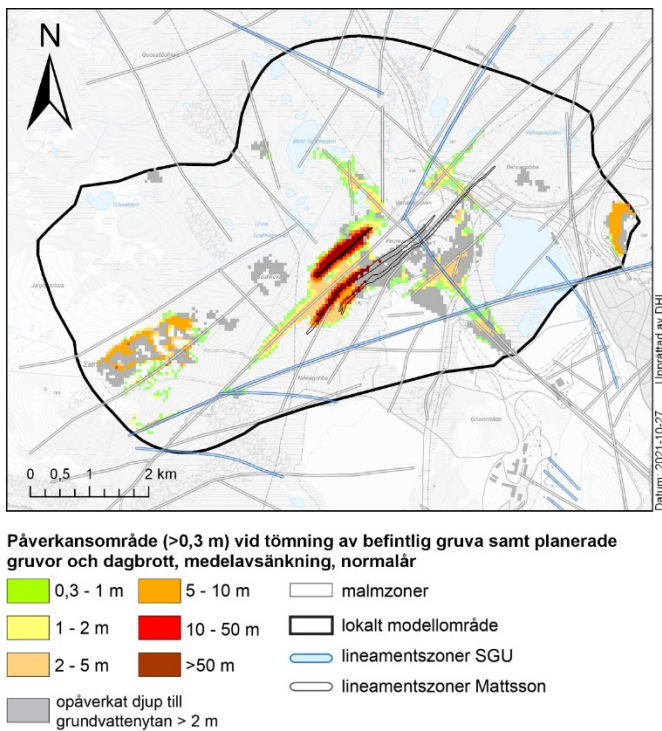
Det uppstår en avsänkning på upp till 2 m i ett område nära och intill modellranden sydväst om Luossajärvi för samtliga typår. Detta område har i modellen för dagens situation relativt stora beräknade djup till grundvattenytan, grundvattennivåerna i berget är i påverkade av Kirunavaaragruvan och grundvattenytan är påverkad av dränerande åtgärder kring järnvägen. Osäkerheterna kring dagens grundvattensituation i detta område är stora och dräneringen kring järnvägen är i modellen endast översiktligt beskriven. Den beräknade påverkan i detta område är därför också förknippad med osäkerheter.

Tabell 11-2. Area på påverkansområdet för de olika typåren och för känslighetsfallet med en högre infiltrationskapacitet i områden med berg i dagen.

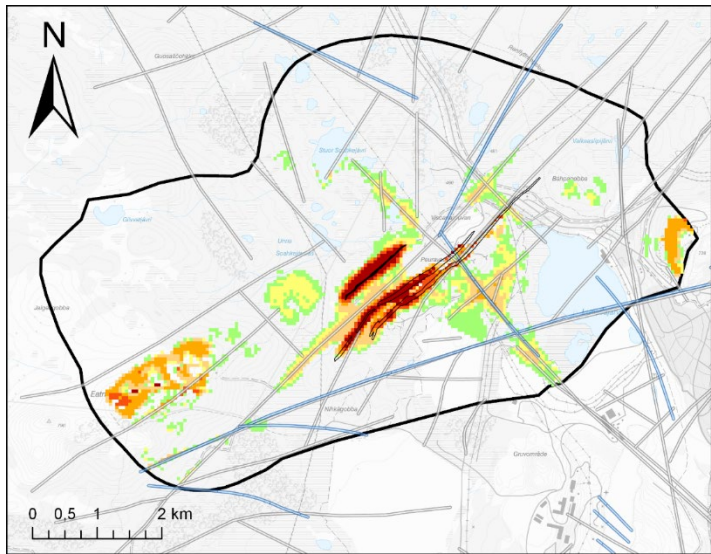
Beräkningsfall	Totalt påverkansområde km ²	Område med avsänkning >1m	Område med avsänkning >10m
Normalår	6,4	4,0	0,9
Våtår	6,2	3,9	0,9
Torrår	6,7	4,4	0,9



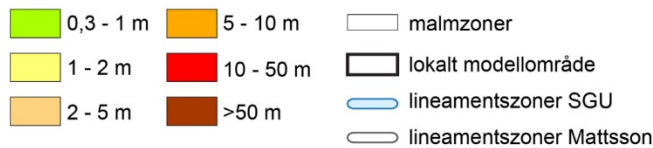
Figur 11-20. Påverkansområde vid tömning av befintlig gruva och vid fullt utbruten gruva i Fas 3:100%, normalår. I figuren visas även fältkontrollerade källor i området.



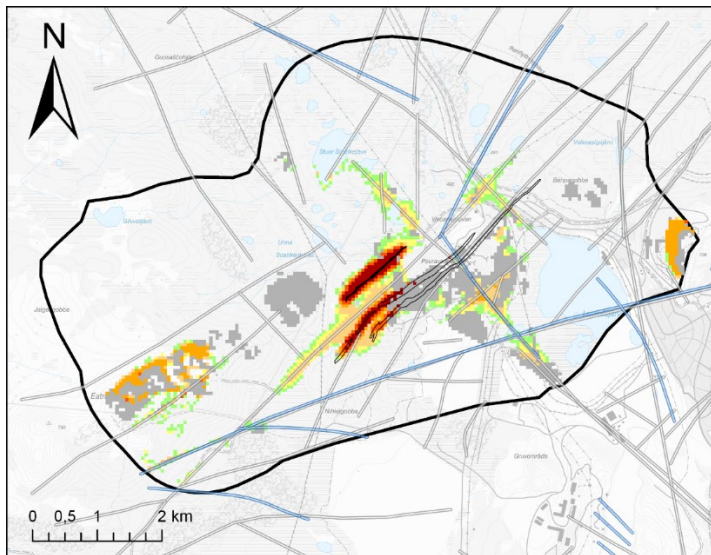
Figur 11-21. Påverkansområde vid tömning av befintlig gruva och vid fullt utbruten gruva i Fas 3:100%, normalår. Påverkade områden med större djup till grundvattenytan än 2 m under opåverkade förhållanden är gråmarkerade.



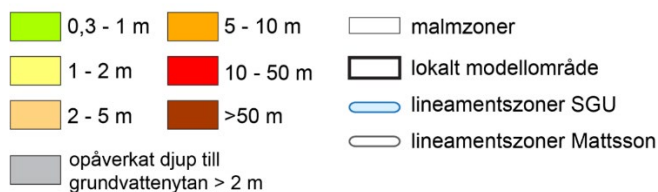
Påverkansområde (>0,3 m) vid tömning av befintlig gruva samt planerade gruvor och dagbrott, medelavsänkning, torrår



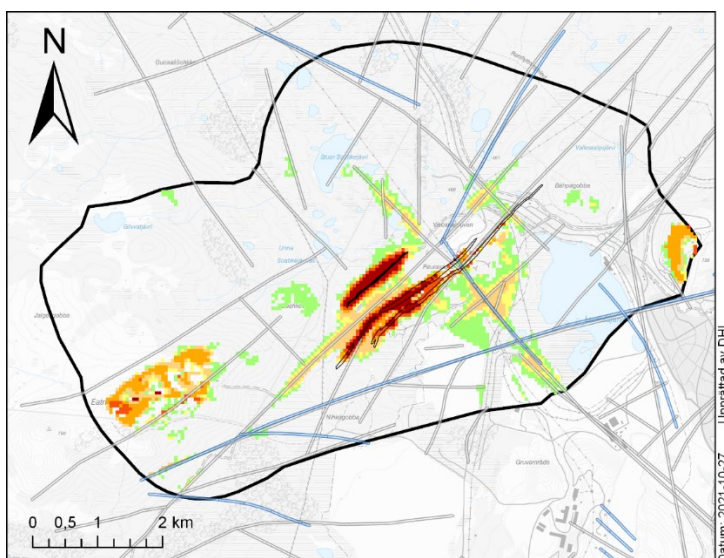
Figur 11-22. Påverkansområde vid tömning av befintlig gruva och vid fullt utbruten gruva i Fas3:100%, torrår.



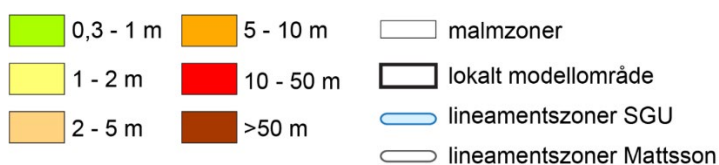
Påverkansområde (>0,3 m) vid tömning av befintlig gruva samt planerade gruvor och dagbrott, medelavsänkning, torrår



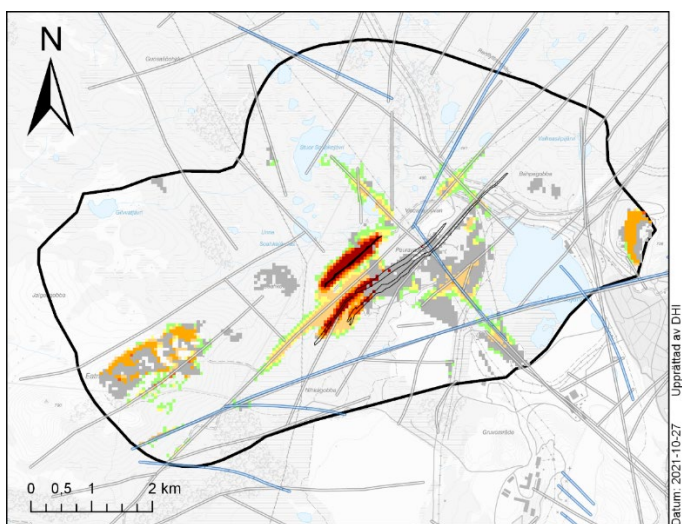
Figur 11-23. Påverkansområde vid tömning av befintlig gruva och vid fullt utbruten gruva i Fas 3:100%, torrår. Påverkade områden med större djup till grundvattenytan än 2 m under opåverkade förhållanden är gråmarkerade.



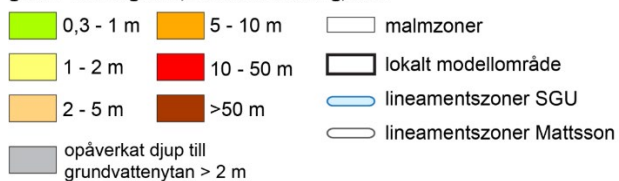
Påverkansområde (>0,3 m) vid tömning av befintlig gruva samt planerade gruvor och dagbrott, medelavsänkning, våtår



Figur 11-24. Påverkansområde vid tömning av befintlig gruva och vid fullt utbruten gruva i Fas 3:100%, våtår.



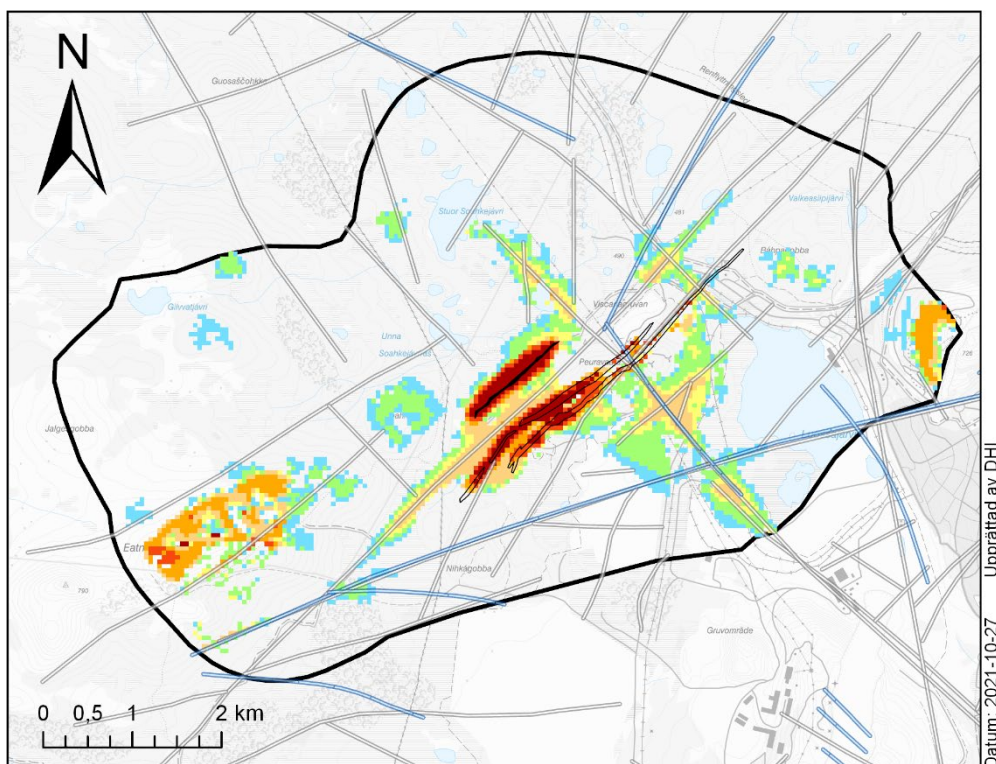
Påverkansområde (>0,3 m) vid tömning av befintlig gruva samt planerade gruvor och dagbrott, medelavsänkning, våtår



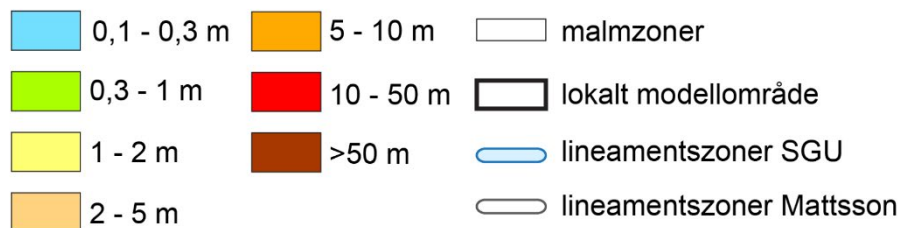
Figur 11-25. Påverkansområde vid tömning av befintlig gruva och vid fullt utbruten gruva i Fas 3:100%, våtår. Påverkade områden med större djup till grundvattenytan än 2 m under opåverkade förhållanden är gråmarkerade.

11.2.2 Påverkan på grundvattenytan i områden med marknära grundvatten

I områden med en mycket ytnära grundvattenyta eller i helt mättade områden kan en mycket liten förändring av grundvattennivån orsaka konsekvenser för naturmiljön. I figuren nedan visas påverkansområdet där gränsen för påverkan går vid 10 cm. Några ensstaka nya områden med en liten avsänkning i intervallet 10–30 cm tillkommer i övrigt ansluter de flesta områden i intervallet 10–30 cm till redan avsänkta områden. Bilden nedan visar en medelavsänkning för normalåret. I konsekvensbedömningarna har påverkan på denna detaljnivå (ner till 10cm) studerats för alla typår och för olika månader inom vegetationsperioden. Möjliga konsekvenser av en grundvattenpåverkan ner till 10 cm diskuteras mer i detalj i naturvärdesbedömningen och N2000 utredningen (Bilaga B8).



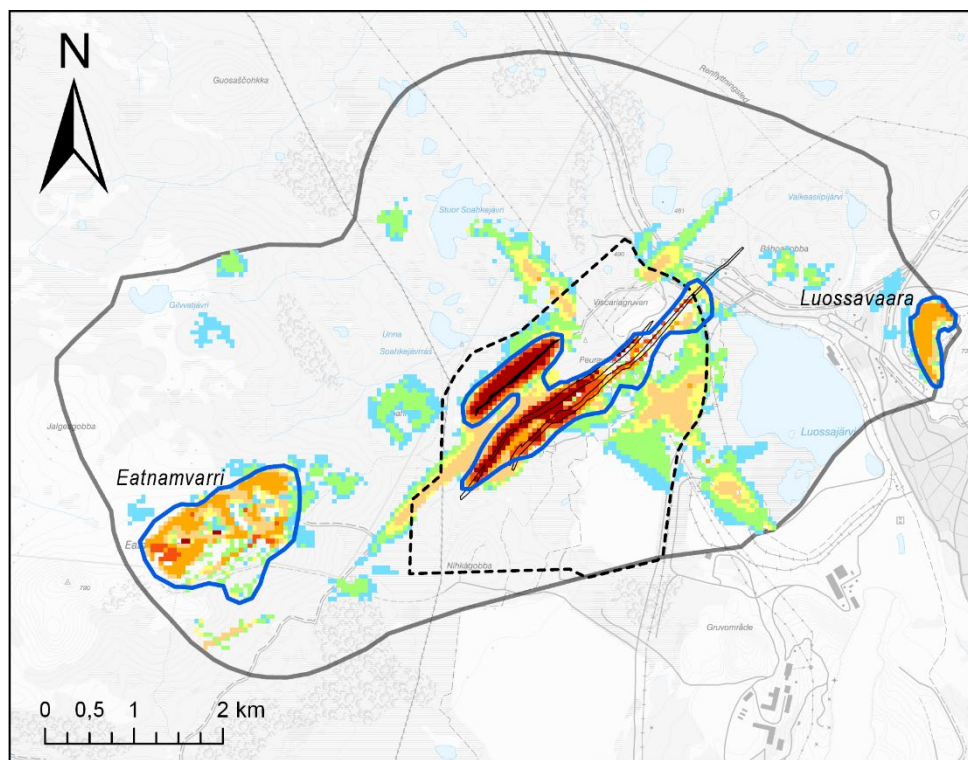
Påverkansområde (> 0,1 m) vid tömning av befintlig gruva samt planerade gruvor och dagbrott, medelavsänkning, normalår



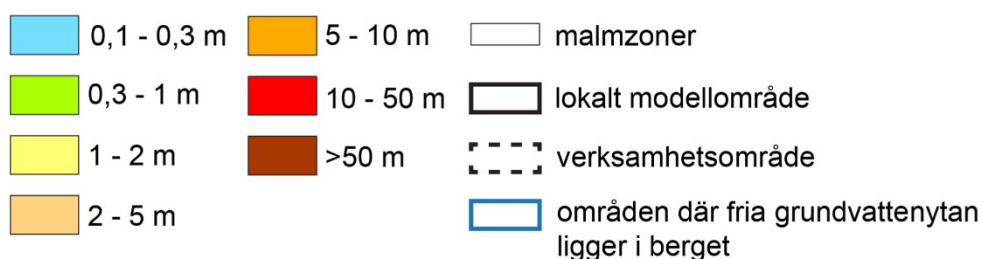
Figur 11-26 Påverkan på grundvattenytan för normalåret i Fas3:100% med en gräns för avsänkning på 10 cm.

I merparten av påverkansområdet hamnar den fria grundvattenytan i jordlagren. Endast i områden ovanför underjordsgruvan och i områden i nära anslutning till dagbrotten så hamnar grundvattenytan nere i berget, Figur 11-27. De områden där de största avsänkningarna uppstår sammanfaller med områden där grundvattenytan hamnar i berget. De delar av påverkansområdet i vilket grundvattenytan ligger i jordlagren sänks denna i regel som mest av med ca 5 m. Beräkningarna har utgått från det modellerade jorddjupet och alla områden där jorddjupet är mäktigare än den beräknade avsänkningens antas vara områden där den fria grundvattenytan ligger i jordlagren. I de höglänta områdena på

Eatnamvarri och Luossavaara ligger den ostörda grundvattenytan i berget. På båda höjderna finns ett tunt jordlager i vilket ett ytligt grundvatten/markvattensystem finns som inte påverkas av den grundvattensänkning som sker i berget. Detta diskuteras mer i avsnitt 11.2.1.



Påverkansområde (>0,1 m) vid tömning av befintlig gruva samt planerade gruvor och dagbrott, medelavsänkning, normalår



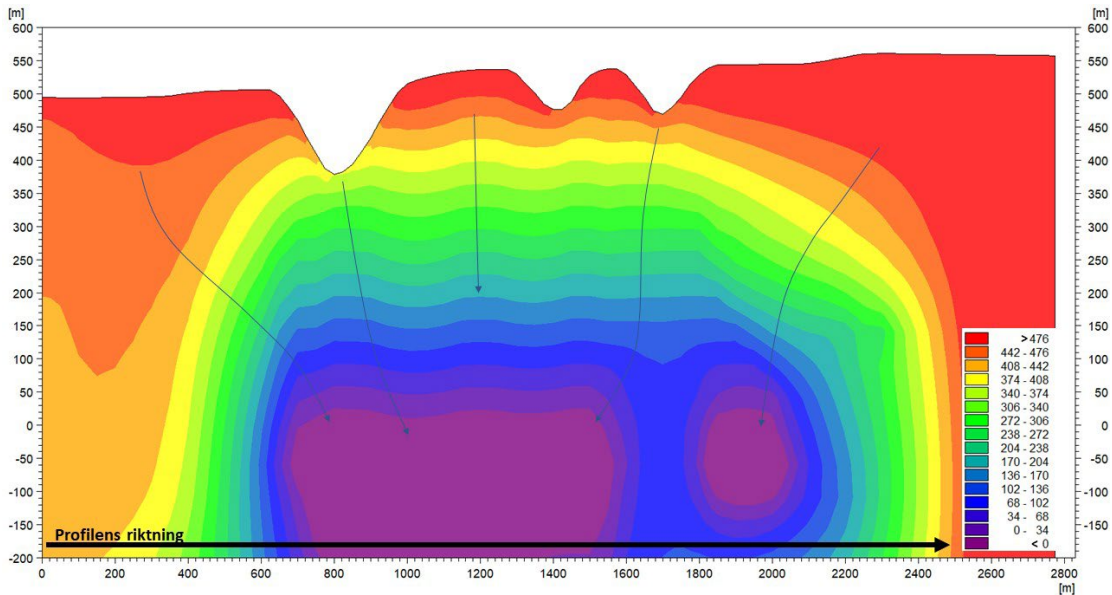
Figur 11-27. Påverkan på grundvattenytan för normalåret vid Fas3:100% med en gräns för avsänkning på 10 cm. De områden inom påverkansområdet där grundvattenytan hamnar i berget har ringats in med svarta linjer. I de områden inom påverkansområdet som inte är markerade ligger grundvattenytan i jordlagren.

11.2.3 Grundvattenpåverkan i berget

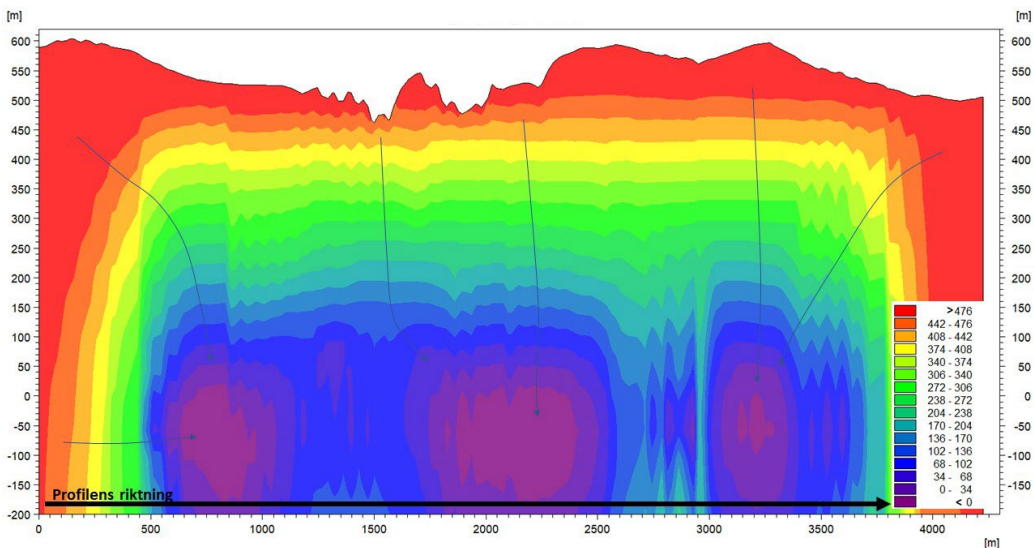
I avsnitt 11.1.3 redovisas grundvattennivåer för Fas1 (nuläge) och Fas2 (då nuvarande vattenfyllda gruva dränerats) på olika djup i berget utmed två profiler vars lägen visas i Figur 11-6. I följande figurer redovisas grundvattennivåer för samma profiler för normalåret vid framtida gruvdrift under Fas3:100%, dvs vid fullt utbruten gruva. Figurerna visas i syfte att studera hur grundvattennivån i berget utmed dessa profiler förändras jämfört med nuläget då underjordsgruvor och dagbrott etableras.

Grundvattennivån i berget utmed profil A visas i Figur 11-28 och grundvattennivån i berget utmed profil B visas i Figur 11-29. Orter och inraszoner i underjordsgruvan i A-, B- och D-zonen syns tydligt i figuren som lila områden. Lila områden utgörs av omättade utrymmen i

gruvan där vatten leds bort från gruvan för att upprätthålla atmosfärstryck. Även om grundvattennivåerna i berget sjunker väsentligt finns det områden i berget ovanför underjordsgruvan som är mättade. Detta innebär alltså att den fria övre grundvattenytan i många fall ligger ovanför gruvgångarna och inte faller hela vägen ner till lägsta dräneringsnivå i gruvan.



Figur 11-28. Beräknad grundvattennivå på olika djup i berget utmed profil A vid framtida gruvdrift.



Figur 11-29. Beräknad grundvattennivå på olika djup i berget utmed profil B för de tre olika gruvscenarierna.

11.2.4 Gruvdriftens påverkan på ytvattenflöden och ytvattennivåer

I detta stycke redovisas den förändring som sker i områdets vattendrag till följd av grundvattenbortledningen i dagbrott och underjordsgruva, dvs påverkan till följd av ett minskat grundvattenbidrag till vattendragen. Utsläpp av bräddvatten från den yttre systemprocessen finns inte med i dessa modellberäkningar. Detta innebär att resultaten

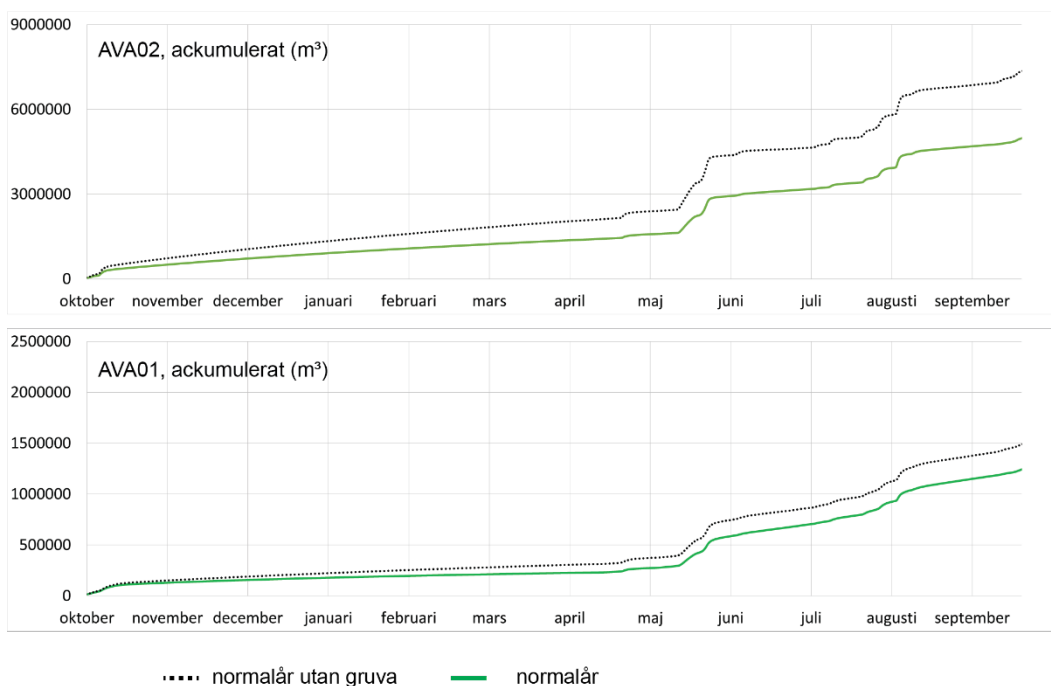
visar på den påverkan som sker i området vattendrag om inte något av det uppfodrade grundvattnet återförs till marken. I kapitel 9 visas resultat för den prognostiserade påverkan med avseende på halter i området vattendrag då bräddflöden och framtida utsläppspunkter tas i beaktande.

Ytvattenflödena i Pahtajoki och nedströms Tvillingtjärnarna minskar vid framtida gruvbrytning till följd av grundvattenbortledningen vilket i sin tur leder till ett minskat grundvattenbidrag till vattendragen. Den beräknade avrinningen i de två stationerna AVA02 och AVA01, om det bortledda grundvattnet inte återförs till systemet, minskar med ca 33% respektive ca 17% för samtliga typår vid fallet fullt utbruten gruva, Tabell 11-3. Avrinningen i AVA 02 minskar redan i Fas2 med 8% och denna påverkan ökar sedan till ca 33% i takt med att grundvattenbortledningen ökar under de olika skedena i Fas3. Minskningen i AVA01 uppgår redan i Fas 2 till 16% och påverkan på flödet förändras i stort sett inte under kommande faser utan ökar endast med ytterligare 1% i Fas 3:100%. Detta visar på att den förväntade grundvattenbortledningen som förväntas i Fas 3 inte påverkar ytavrinningen i Tvillingtjärnsystemet utan framförallt påverkar grundvattenbidraget till Pahtajokki. De beräknade flödena för alla faser då hänsyn även tas till utsläpp av bräddvatten och omledning av ytvatten redovisas som tidigare nämnts i detalj i kapitel 9. Den faktiska flödesförändringen under Fas3 när hänsyn tas till bräddvattenutsläpp leder till en ökning av flödet i AVA02 och en minskning av flödet i AVA01 på grund av att bräddvatten från gruvan inte leds ut i det systemet från och med inledningen av Fas2.

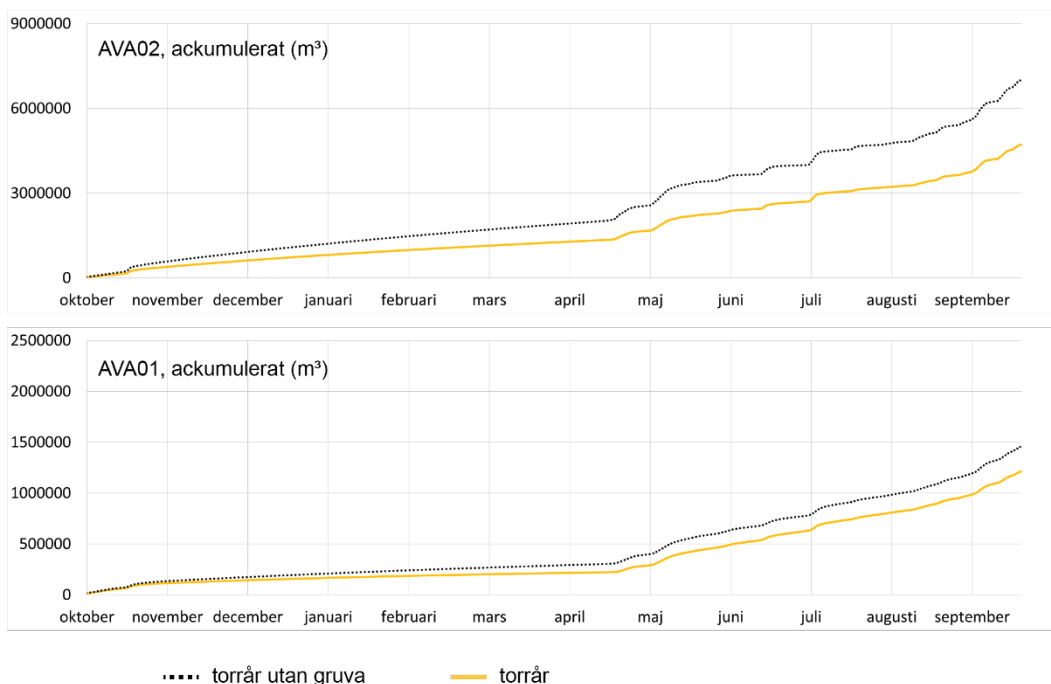
I Figur 11-30, Figur 11-31 och Figur 11-32 visas ackumulerad avrinning för AVA01 och AVA02 för ett hydrologiskt år under Fas3:100%. Det sker en succesiv minskning av den avrunna volymen under hela året. Störst påverkan kan dock noteras under snösmältningen. Detta beror på att basflödet minskar till följd av länshållning av gruvan. Mer grundvatten infiltrerar det djupa berget än under dagens förhållande och möjliggör att en större andel snösmältningensvatten infiltrerar till grundvattnet. Om bräddflöden och återförande av processvatten till vattendragen tas i beaktande blir dock påverkan väsentligt mindre. En mer detaljerad redovisning av hur ytvattnet påverkas vid framtida gruvdrift ges i kapitel 9 i vilket också påverkan på vattenkvaliteten i området ytvatten redovisas.

Tabell 11-3. Påverkan på ackumulerad avrinning i området vattendrag för de olika typåren vid framtida gruvdrift under Fas3:100%.

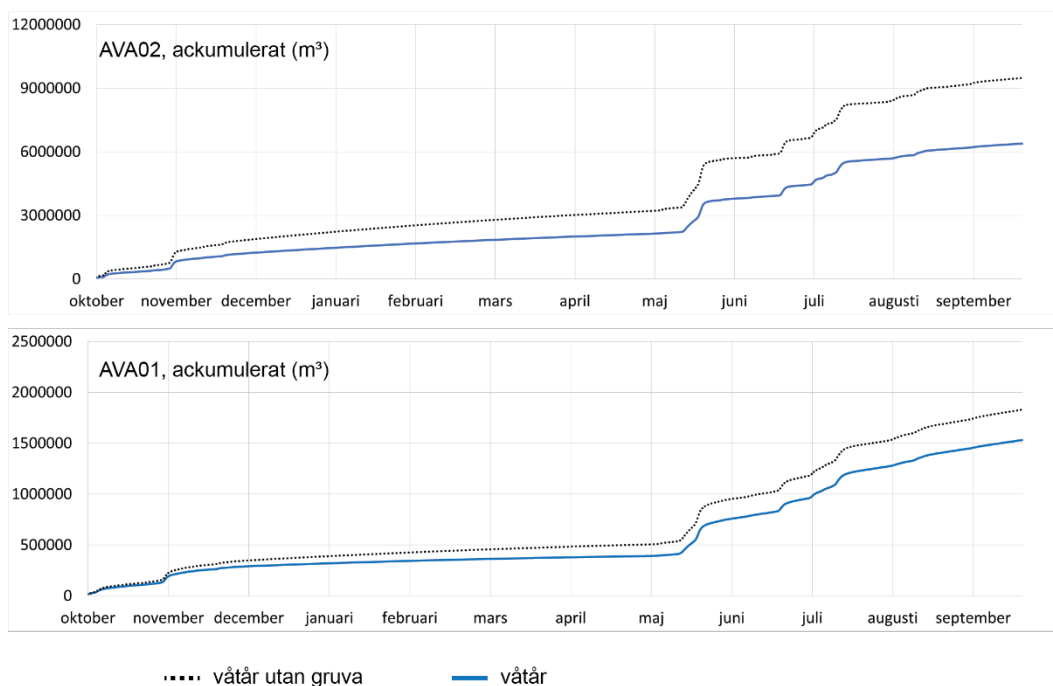
Scenarier	Skillnad relativt motsvarande opåverkat år, %	
	Pahtajoki, AVA02	Tvillingtjärnarna, AVA01
Normalår	32%	17%
Våtår	33%	17%
Torrår	33%	16%



Figur 11-30. Ackumulerad avrinning för ett normalår i AVA02 i Pahtajokisystemet samt AVA01 i Tvillingsjösystemet vid Fas3:100%, samt för det opåverkade referensfallet vid normalår.



Figur 11-31. Ackumulerad avrinning för ett torrår i AVA02 i Pahtajokisystemet samt AVA01 i Tvillingsjösystemet vid Fas3:100%, samt för det opåverkade referensfallet vid torrår.



Figur 11-32. Ackumulerad avrinning för ett våtår i AVA02 i Pahtajokisystemet samt AVA01 i Tvillingsjösystemet vid Fas3:100%, samt för det opåverkade referensfallet vid våtår.

11.2.5 Inläckage till gruvan i Fas 3

Inläckaget till gruvan har beräknats för alla skeden i Fas 3 dvs vid 30%, 70% och 100% utbruten gruva och för de olika typåren normalår, våtår, torrår. De beräknade inflödena har använts som indata i modellberäkningar för geokemiska förhållanden (Bilaga 2.1.1 och 2.1.2) processvattensystemet (Bilaga 2.1) samt vid beräkning av flöden och halter i områdets vattendrag (kapitel 9).

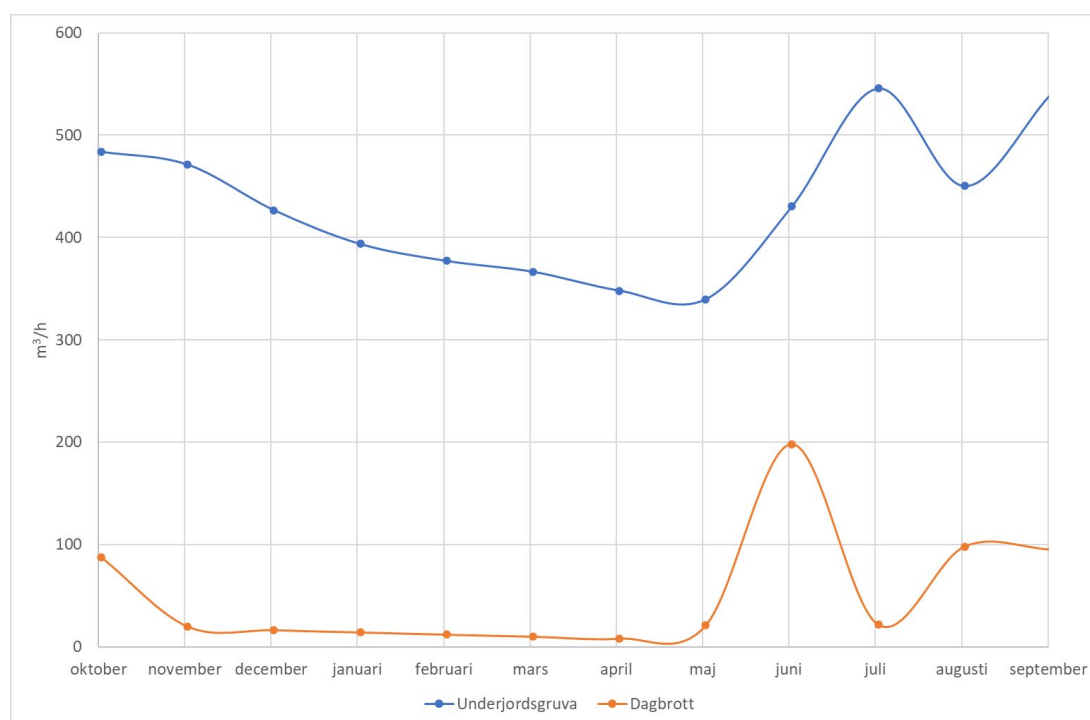
I

Tabell 11-4 redovisas medelinflödet per månad till gruvan (underjordsgruva och dagbrott) i alla malmzoner A, B och D-zonen samt det område för transport och infrastruktur som ligger mellan B- och D-zonen. Inflödet till gruvan ökar succesivt från inledande skeden till fullt utbruten gruva med ett medelinflöde per år på 306 m³/h i Fas3:30%, 389 m³/h i Fas3:70% och 481 m³/h i Fas3:100%. Inflödena är högst under vååret medan skillnaden i medelinflöde mellan torrår och normalår är liten.

Tabell 11-4. Medelinflöde per månad (m³/h) till underjordsgruva och dagbrott för de olika skeden i Fas3; Fas3:30%, Fas3:70% och Fas3:100%.

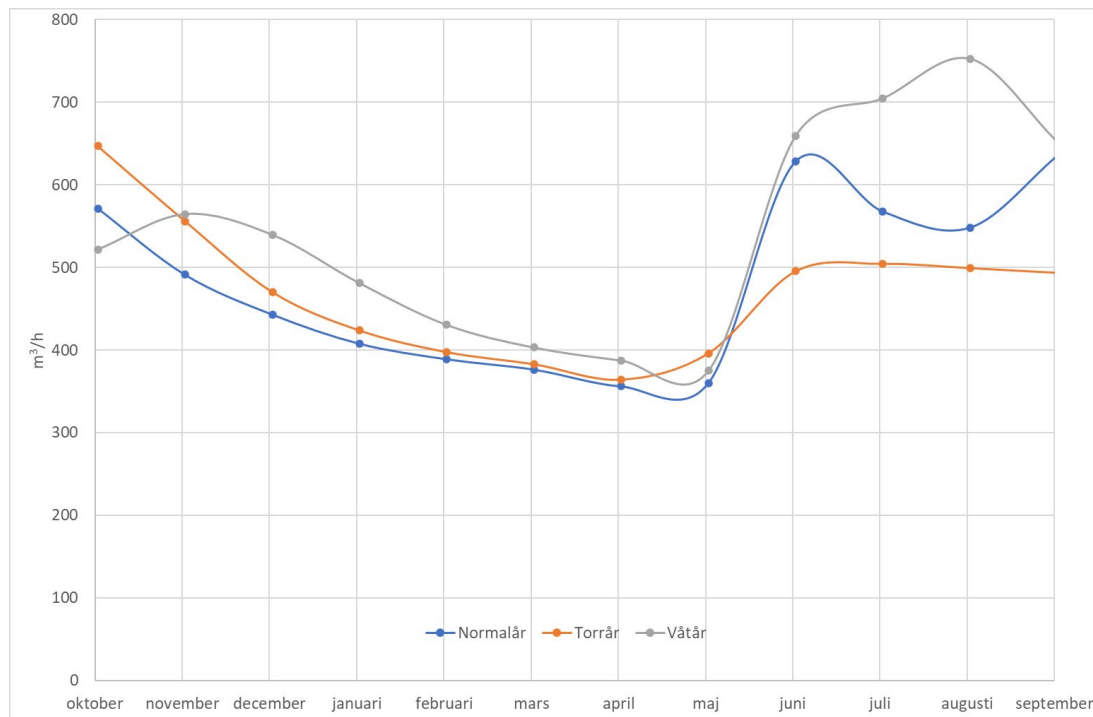
Månad	Normalår, m ³ /h			Torrår, m ³ /h			Våtår, m ³ /h		
	Fas3:30%	Fas3:70%	Fas3:100%	Fas3:30%	Fas3:70%	Fas3:100%	Fas3:30%	Fas3:70%	Fas3:100%
oktober	373	460	571	470	556	647	343	422	522
november	278	366	491	300	408	556	348	412	564
december	261	341	443	279	377	470	295	359	540
januari	251	323	408	262	358	424	281	338	481
februari	244	310	389	252	338	397	272	322	430
mars	239	302	376	245	321	383	264	312	403
april	230	289	356	238	310	364	248	300	387
maj	279	326	360	237	301	396	288	333	375
juni	470	582	629	430	479	495	574	670	659
juli	293	402	568	305	387	504	371	570	704
augusti	451	537	548	343	422	499	501	683	752
september	301	434	635	338	415	494	386	534	652
Medel	306	389	481	308	389	469	347	438	539

I Figur 11-33 visas det totala inflödet till hela gruvan och transportzonen uppdelat i underjordsgruva och dagbrott vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%). Det totala inflödet till underjordsdelen ligger i medeltal på 431 m³/h och för dagbrotten är medelinflödet 56 m³/h. Inflödet varierar över året och når sitt maximum i samband med snösmältningen. Flödestoppen i dagbrotten inträffar före den i underjordsgruvan som är förskjutet p.g.a. att processerna i det djupare berget är långsammare. Inflödet varierar under sommarperioden för att stadigt sjunka under perioden oktober till april.



Figur 11-33. Inläckage till underjordsgruva respektive dagbrott för en årscykel, normalår, fas 3:100%.

I Figur 11-34 visas det totala inflödet till både underjordsgruva och dagbrott i alla malmkroppar för de olika typåren under fas3:100%. Basflödet under höst och vinterperioden är högst för våtåret och nästan lika för torr- och normalår. Flödesökningen under senvåren är högst för våtåret och lägst för torråret. Under våtåret inträffar dessutom en flödestopp under sensommaren och denna överstiger det inflöde som uppstår i samband med snösmältningen för våtåret. Under torråret ökar inflödet succesivt under våren och ligger på ungefär samma nivå under hela sommaren innan det börjar sjunka i början på september.



Figur 11-34. Totalt inflöde till underjordsgruva och dagbrott i för normalår, torrår och våtår för fas 3:100%.

I

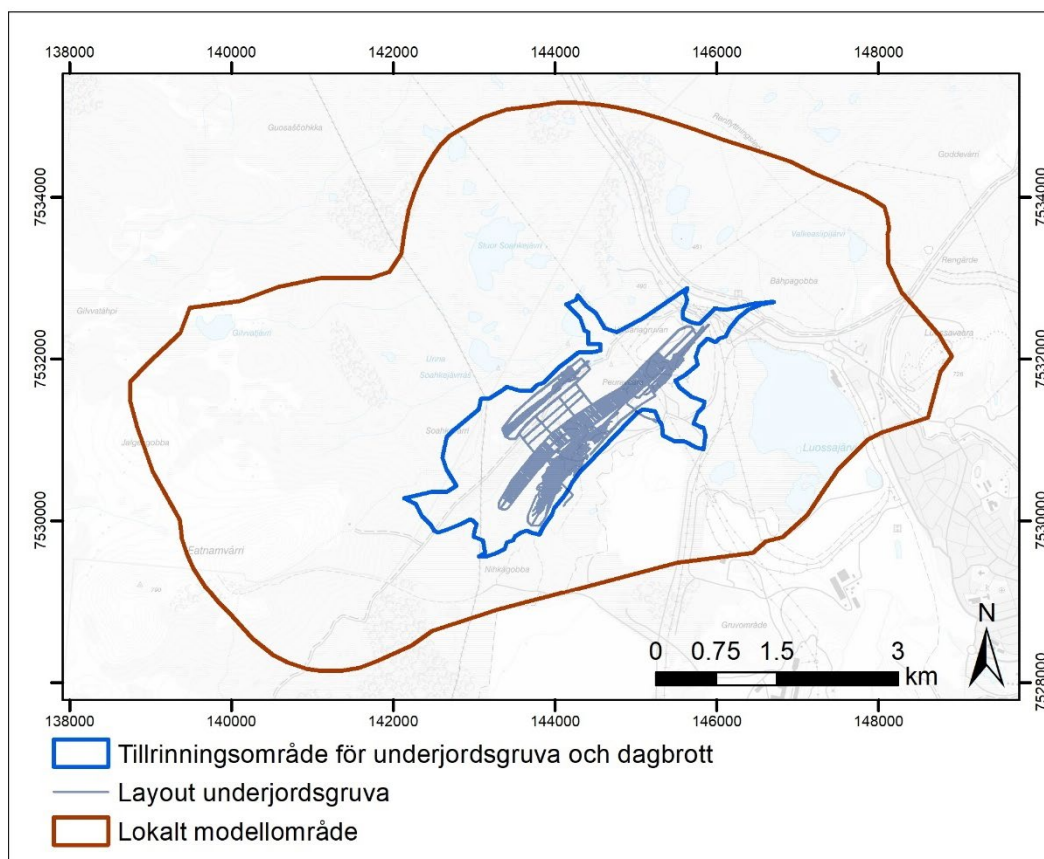
Tabell 11-5 redovisas min, max och medelflöde till varje malmkropp samt den så kallade transportzonen för de olika typåren under Fas3:100%. Inflödena är dessutom uppdelade i dagbrott och underjordsgruva för varje malmkropp, i transportzonen finns inget dagbrott. Det största dagbrottsinflödet sker i D-zonens malmkropp. Detta dagbrott är både störst till sin utsträckning och även det djupaste. Det största beräknade inflödet till underjordsgruvan uppstår i B-zonen och uppgår till 157 m³/h vilket är ca 36% av det totala inflödet till underjordsgruvan. D-zonen står för 25%, A-zonen för 16% och i transportzonen flödar 22% av totala inflödet in. Medelflödet till alla underjordsdelar under torråret ligger i samma härad som under normalåret medan alla underjordsdelar ökar under våtåret. I D-zonen ökar dock medelflödet marginellt i underjordsdelen under torråret, detta beror på

inomårddynamiken i nederbörd, snösmältning och grundvattenbildning samt magasinsegenskaper i berget kring gruvan.

Tabell 11-5. Inläckage till gruvor och dagbrott under Fas3:100% uppdelat på de olika malmkropparnas underjordsdelar och dagbrott.

Typår	Zon A, underjords- gruva, m ³ /h	Zon A, dagbrott, m ³ /h	Zon B, Till underjords- gruva, m ³ /h	Zon B, dagbrott, m ³ /h	Zon D, Till underjords- gruva, m ³ /h	Zon D, dagbrott, m ³ /h	Transportzon , underjords- gruva, m ³ /h
Normalår							
Min	60	0	133	0	57	8	89
Max	80	21	186	12	189	165	101
Medel	70	4	157	2	109	44	95
Torrår							
Min	61	0	135	0	67	1	89
Max	78	11	184	8	166	130	101
Medel	69	3	156	2	112	32	95
Våtår							
Min	63	0	138	0	74	9	91
Max	86	26	203	14	253	186	104
Medel	74	6	166	3	133	58	98

Gruvans tillrinningsområde vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%), dvs det område från vilket inflödande grundvatten till gruvan kommer ifrån visas i Figur 11-35. Utbredningen på tillrinningsområdet liknar till viss del påverkansområdet med en NO-SV utsträckning längs malmkropparna och en NV-SO utbredning längs det lineament som skär norra delen av gruvan i A- och B-zonen. Gruvans utbredning på djupet visas i figuren och det syns hur tillrinningsområdet i öster längs södra delen av gruvan i stort sett sammanfaller med gruvans utbredning på djupet. I norra delen av gruvan i A- och B-zonen sträcker sig tillrinningsområdet mellan 0,5 och 1 km såväl öster, väster och norr om gruvan. Sydväst om gruvan så sträcker sig tillrinningsområdet mellan 0,5 och 1,5 km utanför gruvans utbredning. Areans på hela tillrinningsområdet uppgår till 5,15 km².



Figur 11-35. Gruvans tillrinningsområde vid fullt utbruten gruva (Fas3:100%).

11.3 Återmättnad av underjordsgruvor och dagbrott, fas 5

Med utgångspunkt i Fas 3:100% har beräkningar utförts i syfte att analysera tid för återmättnad av underjordsgruvan och dagbrott. I genomförda beräkningar har samma layout som använts i Fas 3 ingått som underlag till modellen, dvs layout 1.31 (se avsnitt 2.3). Två olika fall har studerats, ett där dagbrotten förblir öppna och det skapas sjöar i dagbrotten och ett fall där dagbrotten fylls igen med gråberg. I detta fall skapas inga öppna sjöar under simuleringens gång utan gråberget vattenmättas succesivt och en grundvattenyta byggs upp i dagbrotten. En känslighetsanalys över magasinstalets påverkan på tiden för återmättnad har också genomförts genom att två varianter av varje fall har simulerats; en variant med värden på magasinstalet enligt vad som redovisas i kapitel 4 och ett där magasinstalet på bakgrundsberget och områdets sprickzoner sänkts med en faktor 10. Generiska värden för magasinstalet har ansatts i modellen och magasinstalet är därför förknippat med osäkerheter. I kalibreringen genomfördes känslighetsanalyser med avseende på magasinstalet. Modellen visar inte betydande känslighet för värdet på detta när det gäller hur modellen fångar grundvattennivåer och ytvattenflöden, vilket är de primära data som modellen kalibrerats mot. Magasintalet har däremot inverkan på tidsvarierande processer i berget över längre tidsperioder då berget ska dräneras eller återmättas. För att inte underskatta tiden för dränering eller återmättnad så är magasinstalet i bakgrundsberget i modellen relativt höga i förhållande till bergets K-värden. Därmed är det ett konservativt fall som studeras och tiden för återmättnad blir därav relativt lång. Syftet med denna känslighetsanalys är därför att studera hur magasinstalet påverkar återmättnadsprocessen för att få ett intervall på tiden det tar att återfylla underjordsgruvor och dagbrott.

Då layout 1.31 använts som underlag till modellen så saknas detaljer för hur ytvattnet leds i området under och efter efterbehandlingskedet. Fokus i genomförda beräkningar är därför att analysera hur grundvattennivåerna återställs över tid och vilka flöden som uppstår i de

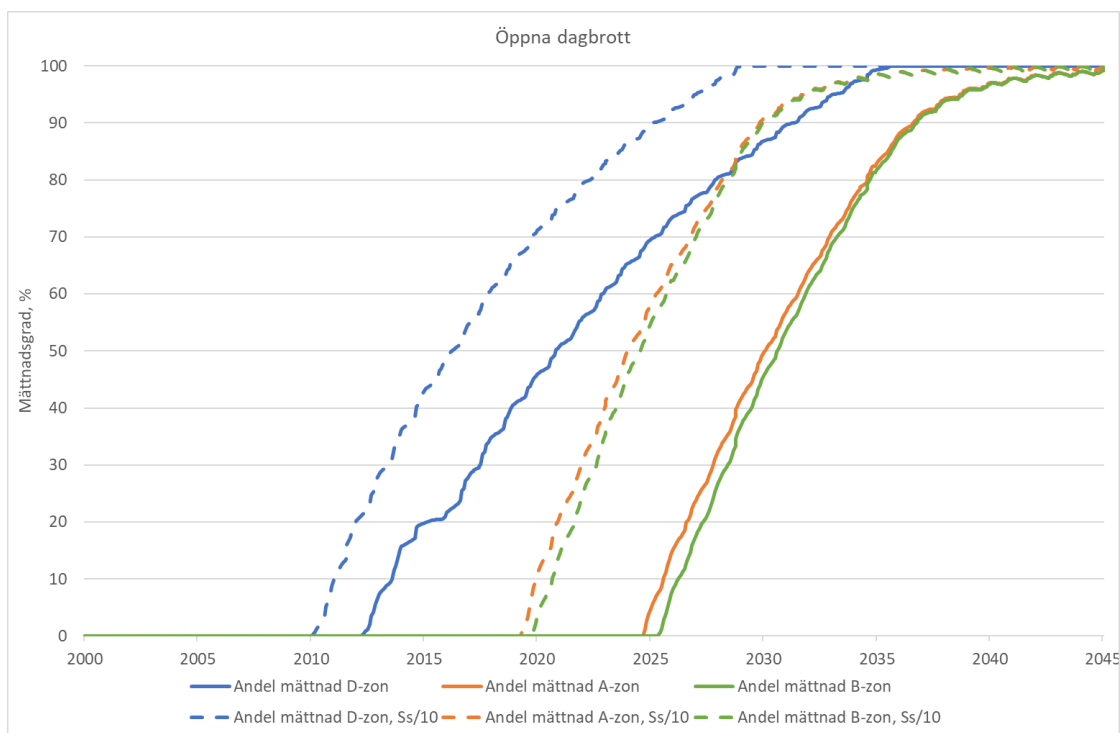
utbrutna bergvolymerna och i dagbrotten. Den ytliga avrinningen från verksamhetsområdet och dess olika delavrinningsområden vid tidpunkten då underjordsgruvor och dagbrott är återmättade har också beräknats. Avrinningen från olika delområden är dock förknippade med osäkerheter eftersom diken och eventuella omledningar av ytvatten i skedet efter efterbehandling inte finns beskrivna i modellen.

11.3.1 Tid för återmättnad av dagbrott

Från tidigare rapporter och utredningar (Mark & Miljö Hydrosense 2011a; 2011b) framgår det att det tog ca 6,5 år för gruvan att vattenfyllas efter det att den tidigare varit i drift. Det är dock inte helt klart vilken vattennivå som avses vid denna tidpunkt. Om nivåer från mätningar utförda i området kring gruvan under 2021 jämförs med nivåmätningar i samma borrhål från 2010 så har nivåer i samma storleksordning noterats vilket indikerar att gruvan redan 2010 uppnått en tröskelnivå. Det innebär att nivåerna i gruvan var återhämtade 2010 vilket var 13 år efter att gruvan stängdes. Nedan redovisas tider för återmättnad av de tre dagbrotten och underjordsgruvan. Tider för återhämtning är betydligt längre än de 13 år som refereras till ovan, dock är storleken på både gruvor och dagbrott betydligt större i den framtida gruvan än i den befintliga Viscariagruvan varför tiderna för återhämtning bedömts som rimliga.

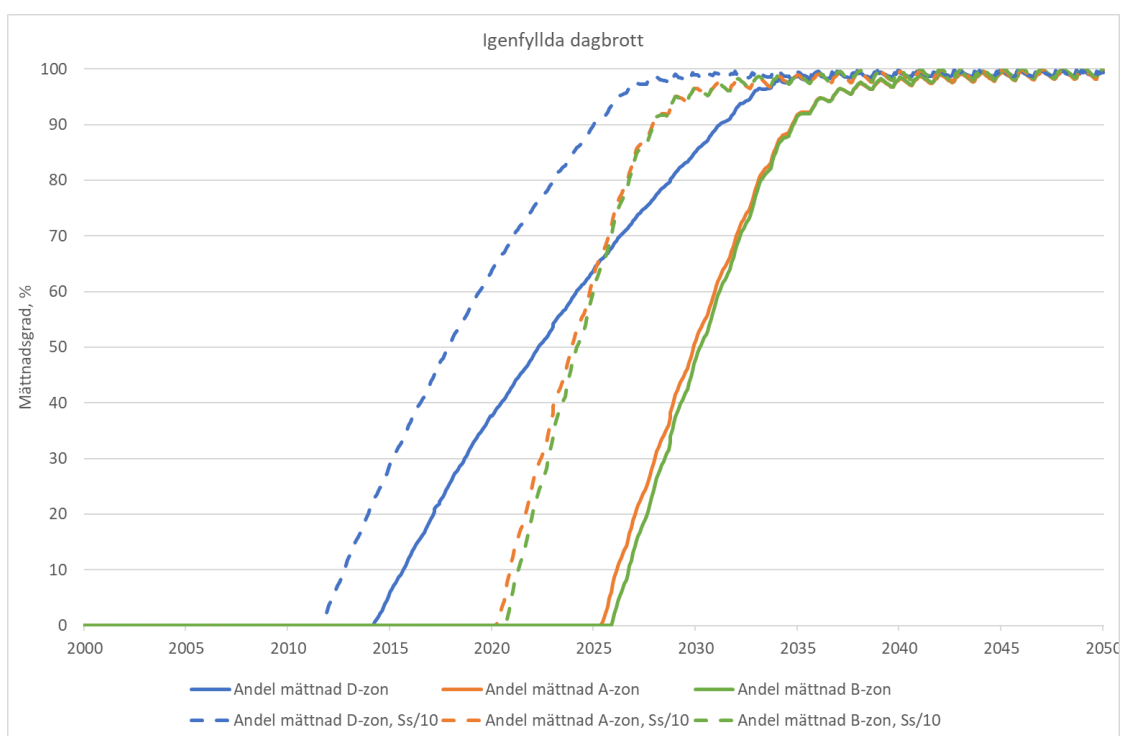
I Figur 11-36 visas tiden för återmättnad i fallet då dagbrotten är öppna; resultat visas för båda känslighetsfallen med avseende på magasintalet. Resultaten presenteras som andelen av dagbrotten som är vattenfyllda där 100% motsvarar tidpunkten då tröskelnivån uppnås.

Tiden för att vattenfylla de öppna dagbrotten varierar mellan ca 30 och 40 år i de olika malmzonerna. Det tar längst tid att fylla dagbrotten i A- och B-zonen. Detta beror på att de ligger på en högre nivå än dagbrottet i D-zonen. Dagbrottet i D-zonen börjar vattenfyllas först och efter ytterligare 10–15 år börjar en sjö byggas upp i A- och B-zonen. Om magasinstalet i bakgrundsberget och sprickzoner sänks med en faktor 10 så minskar tiden till dess att tröskelnivån uppnås med ca 10 år, i samtliga malmzoner. Det tar ca 10 år innan dagbrottet i D-zonen börjar vattenfyllas och det tar ca 25 år innan dagbrotten i A- och B-zonen börjar vattenfyllas. Detta beror på underjordsgruvan som vid simuleringens start i Fas 3 är helt dränerad. När länshållningen avslutas fylls först hålrummen i underjordsgruvan med vatten och först när grundvattennivåerna i berget återhämtat sig till viss del så börjar ytvatten byggas upp i dagbrotten.



Figur 11-36. Återmättnadsförlopp i fallet med öppna dagbrott. Figuren visar andelen av dagbrotten som är vattenfyllda i förhållande till tröskelnivån, dvs den nivå där ytvatten börjar flöda ut ur dagbrottssjöarna. Ss/10 hänvisar till de beräkningsfall där magasinstalet dividerats med en faktor 10 i bakgrundsberg och sprickzoner.

Motsvarande resultat för fallet med dagbrott igenfyllda av gråberg visas i Figur 11-37. Då det inte byggs upp en fri vattenyta så redovisas i stället den fria grundvattenytans återhämtning i dagbrotten. När grundvattenytan stiger över bottennivån på respektive dagbrott ökar andelen av den totala mättnadsgraden till dess att grundvattenytan uppnår en nivå där en inomårsvariation snarare än en mellanårsvariation i grundvattennivån kan noteras i modellen. Resultaten med öppna respektive igenfyllda dagbrott med avseende på tid för återmättnad är mycket lika. Tiden för att uppnå mättnadsgrad varierar bara med något år mellan de två fallen. Den inomårsvariation som kan ses i ytvattendjupet för fallet med öppnad dagbrott (Figur 11-36), framför allt i D-zonen, syns inte på samma sätt i fallet med igenfyllda dagbrott (Figur 11-37). Detta beror på att avdunstning och nederbörd har en direkt påverkan på ytvattnet i fallet med öppna dagbrott medan det i fallet då dagbrotten fyllts igen blir en dämpning av de mest ytnära processerna. Om ett lägre magasininstal ansätts i bakgrundsberget så tar det ca 5 år längre att uppnå återmättade förhållanden. Samma mönster syns för fallen med och utan igenfyllda dagbrott.



Figur 11-37. Återmättnadsförlopp i fallet med igenfyllda dagbrott. Figuren visar andelen av dagbrotten som är vattenfyllda i förhållande till tröskelnivån, dvs den nivå där ytvatten börjar flöda ut ur dagbrottssjöarna.

11.3.2 Inflödande vattenvolymer till underjordsgruva och dagbrott

I Figur 11-38 till Figur 11-43 redovisas inflödande vattenvolymer till underjordsgruva och dagbrott, per malmzon, för fallen med och utan igenfyllda dagbrott. I figurerna visas inflödande vattenvolym i m³ per år. Om flödet är positivt betyder det att nettoflödet är riktat in i underjordsgruva och dagbrott, om det är negativt är nettoflödet riktat ut ur underjordsgruva och dagbrott. Om nettoflödet är riktat in i gruvan innebär det att magasinet fortfarande fylls på, dvs att återmättnadsprocessen lokalt i den aktuella gruvan fortfarande pågår. Beroende på var respektive gruva ligger topografiskt så sker, efter det att tröskelnivån i dagbrotten uppnåtts, en grundvattenströmning i en dominerande riktning som medför att nettoutflödet under ett specifikt år kan bli negativt. Denna typ av resultat visas endast för fallet med oförändrade magasininstal eftersom magasinintalens inverkan på tiden för återmättnad redan analyserats i Figur 11-36 och Figur 11-37.

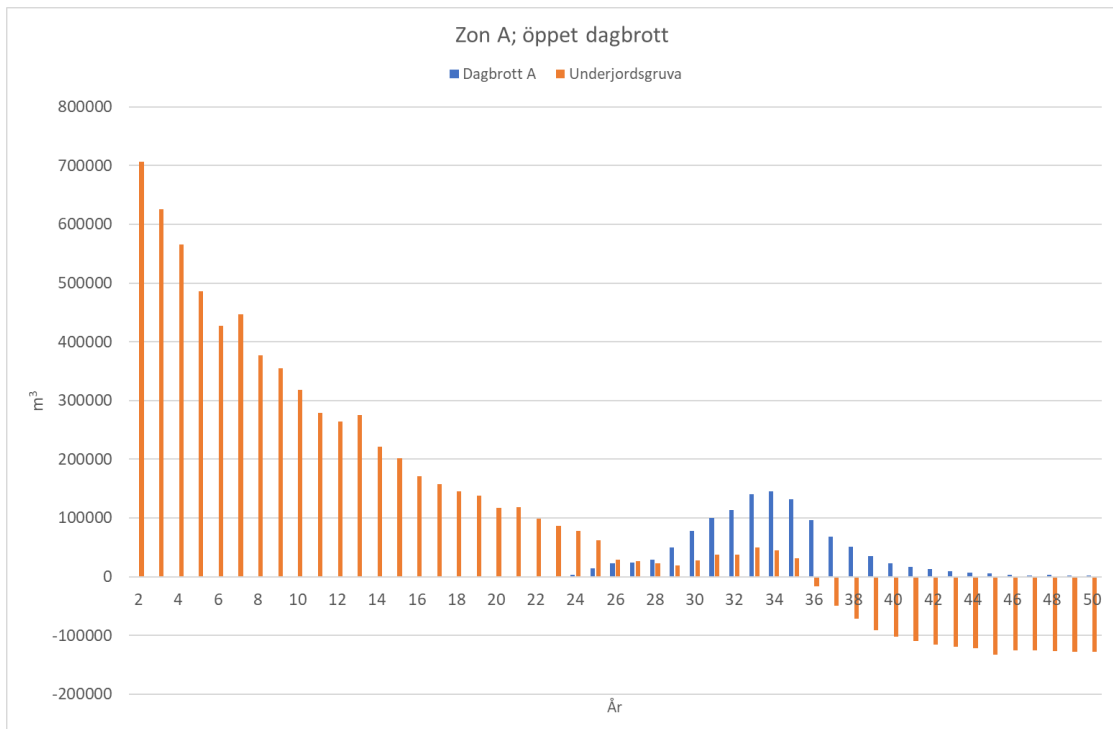
Den tid för återmättnad av de öppna dagbrotten som studerats i föregående Figur 11-36, återspeglas i resultaten i kommande figurer. I Figur 11-36 ser man att det tar ca 25 år innan det börjar byggas upp ytvatten A- och B-zonens dagbrott och ca 13 år innan det börjar byggas upp vatten i D-zonens dagbrott. På samma vis ser man i Figur 11-38, Figur 11-40 och Figur 11-42 hur nettoinflödet av yt- och grundvatten till dagbrotten i de olika malmzonerna ökar efter motsvarande tider. I A- och B-zonen syns en tydlig ökning av inflödet efter ca 24 år och inflödet till D-zonen börjar få positiva värden efter ca 10 år. Inflödet ökar sen under ca 10 år i både A- B- och D-zonen för att sedan avta och efter ytterligare 8–10 år avstannar nettoflödet av vatten till de olika dagbrotten helt. Vid denna tidpunkt har tröskelnivån i dagbrottssjön uppnåtts och det uppstår i stället en inomårsvariation av ytvatten i sjöarna som resulterar i ett nettoflöde som är nära noll. Den totala vattenvolymer som flödar in per år i de olika dagbrotten varierar stort mellan malmzonerna. Mest vatten flödar in i D-zonen och minst vatten i B-zonen, detta beror på att dagbrottens storlek varierar. Dagbrottet i D-zonen är betydligt större än de i A- och B-zonen.

För fallet med igenfyllda dagbrott, Figur 11-39, Figur 11-41 och Figur 11-43 så syns ett helt annat mönster vad gäller nettoinflödet av vatten till dagbrotten. I detta fall är det grundvatten som flödar in och succesivt mättar den jordvolym som ligger i dagbrotten. Det sker ett inflöde av grundvatten till dagbrotten i respektive zon varje år från simuleringens början och inflödet är i mer eller mindre samma storleksordning varje år. När magasinerna i jord och berg väl återfyllts styrs detta flöde av omgivande K-värden och den grundvattenbildning som sker i området.

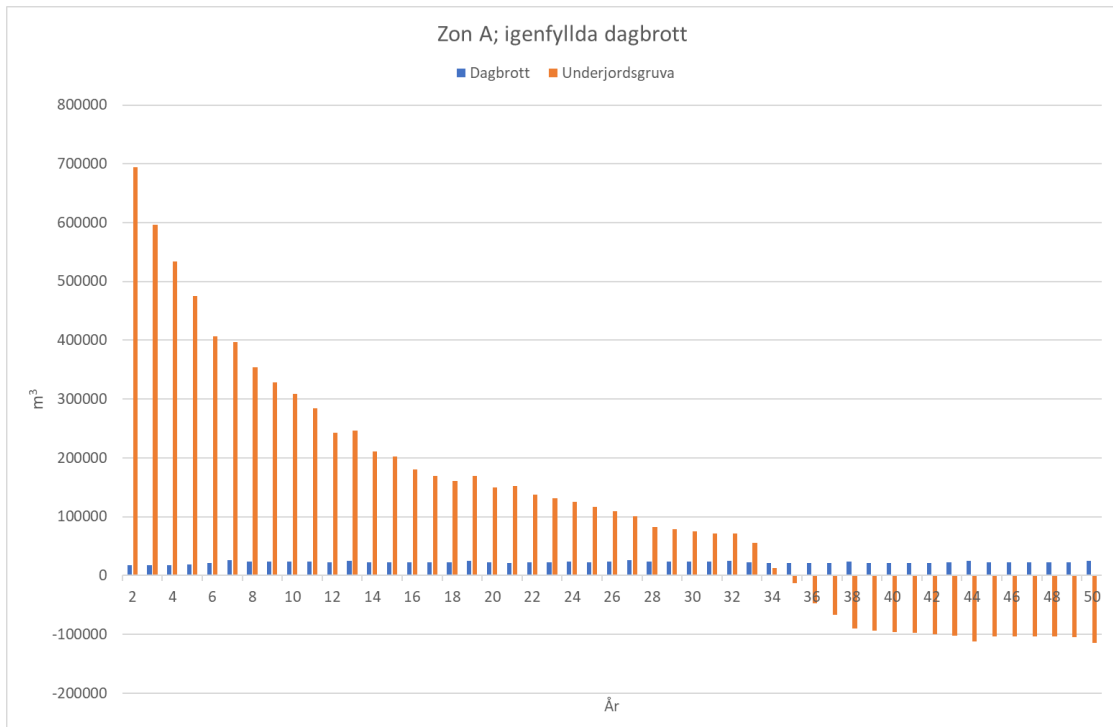
Inflödet till underjordsgruvorna följer ett annat mönster. För båda fallen, med och utan igenfyllda dagbrott, i samtliga malmzoner så minskar inflödet av grundvatten varje år fram till det att dagbrotten börjar fyllas med yt- eller grundvatten beroende på beräkningsfall. I fallet med öppna dagbrott (Figur 11-38, Figur 11-40 och Figur 11-42) följer inflödet av grundvatten till underjordsgruvan dynamiken i dagbrotten. När inflödet av vatten till dagbrotten ökar så ökar också inflödet av grundvatten till underjordsgruvan. När inflödet av vatten till dagbrotten avtar eller uppnår full mätningsgrad då varierar nettoinflödet i de tre malmzonerna olika. I A-zonen blir det ett negativt nettoflöde av grundvatten till underjordsgruvan. Detta innebär att mer grundvatten lämnar området än vad som flödar in. I B-zonen blir nettoflödet nära noll medan det i D-zonen ökar. Detta beror på de olika malmzonernas lägen rent topografiskt. A-zonen ligger mest uppströms, följt av B-zonen och sedan D-zonen som ligger längst ner i topografien. Detta innebär att när systemet väl har återmätts så uppstår en helt annan dynamik i grundvattensystemet än under själva återmättningsförloppet. Huvudsaklig strömningsriktning är från A-zonen mot B- och D-zonen. B-zonen tar både emot vatten från A-zonen och lämnar ifrån sig vatten mot D-zonen medan D-zonen i huvudsak tar emot vatten från omkringliggande områden.

För fallet med igenfyllda dagbrott (Figur 11-39, Figur 11-41, Figur 11-43) uppstår samma mönster efter det att systemet återmätts. Det vill säga, det sker en inströmning av vatten i D-zonen och en utströmning i A-zonen medan nettoflödet i B-zonen är nära noll. Innan mättnad har uppnåtts så skiljer sig mönstret något jämfört med när dagbrotten är öppna. Den dynamik man ser i fallet med öppna dagbrott under tiden dagbrottssjöarna fylls syns inte när dagbrotten är igenfyllda. I stället sker en succesiv minskning av inflödet av grundvatten i A- och B-zonen fram till det att systemet återmätts. I D-zonen är inflödet mer konstant, även om en viss minskning sker, fram till det att mättnad uppnåtts i alla dagbrott och därefter sker en kraftig ökning av inflödet.

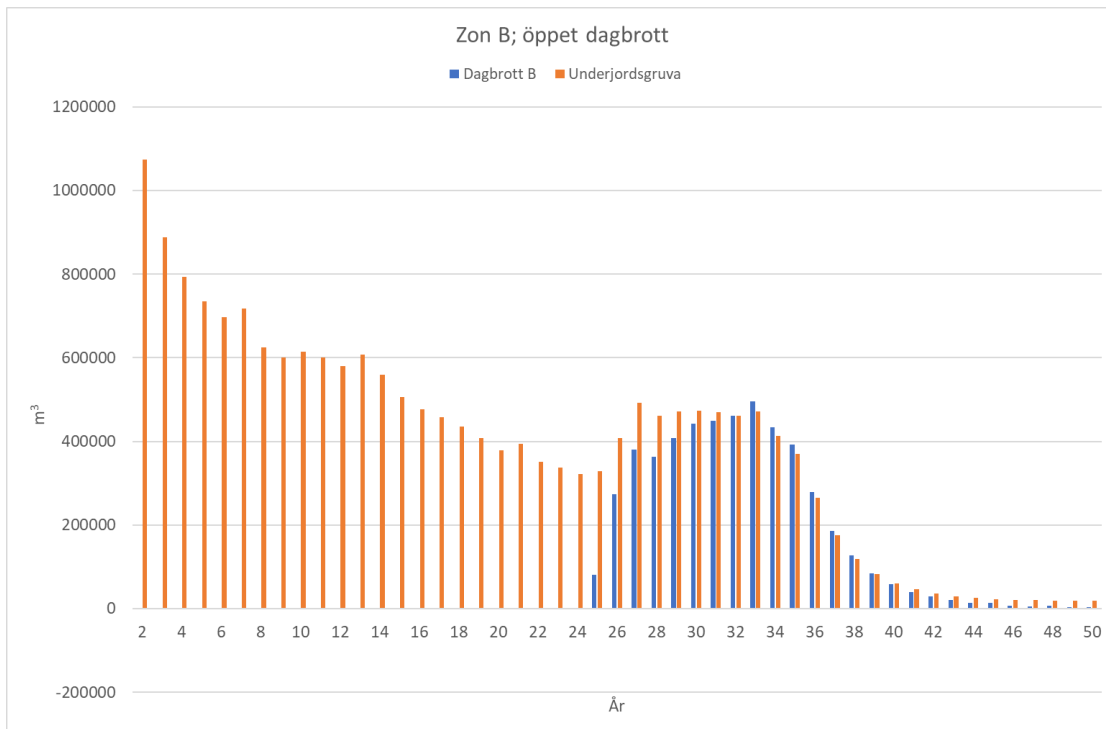
Sammanfattningsvis så skiljer sig dynamiken av inflödet till underjordsgruvor och dagbrott relativt mycket beroende på om dagbrotten fylls igen med gråberg eller inte. Yt nära processer kopplat till dynamik i nederbörd och avdunstning får en betydligt större inverkan om dagbrotten inte fylls igen. Den totala tiden för återmättnad är dock inte känslig för om dagbrotten är igenfyllda eller inte. Det relativa topografiska läget och djupet på gruvan i de olika malmzonerna påverkar hur nettoflödet är riktat när tröskelnivån i dagbrotten väl uppnåtts.



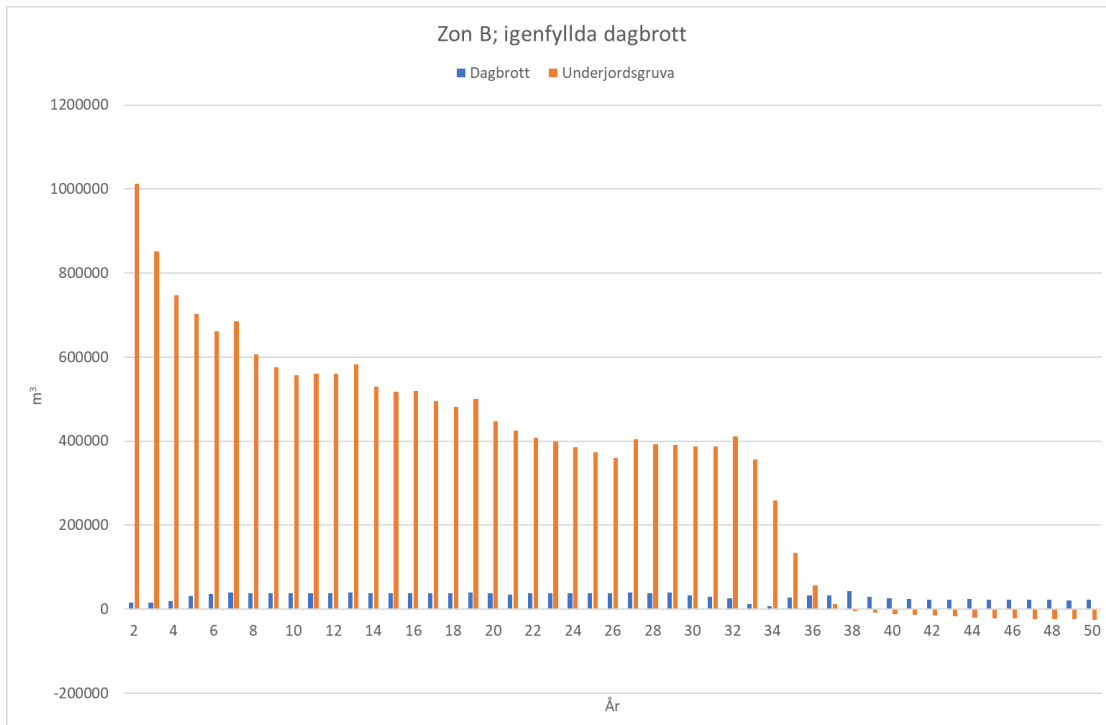
Figur 11-38. Inflödande vattenvolymer (m³/år) till dagbrott och underjordsgruva i A-zonen för fallet med öppna dagbrott. Om nettoflödet är positivt sker en inströmning av vatten, om det är negativt sker en utströmning av vatten.



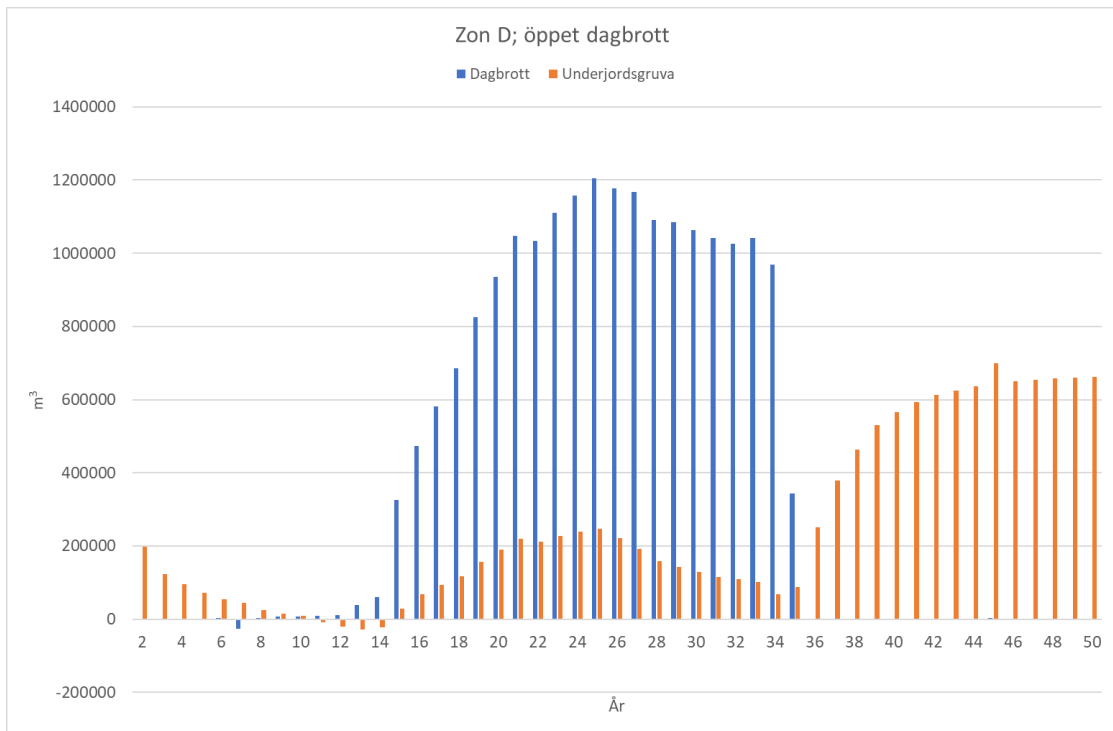
Figur 11-39. Inflödande vattenvolymer (m³/år) till dagbrott och underjordsgruva i A-zonen för fallet med igenfyllda dagbrott. Om nettoflödet är positivt sker en inströmning av vatten, om det är negativt sker en utströmning av vatten.



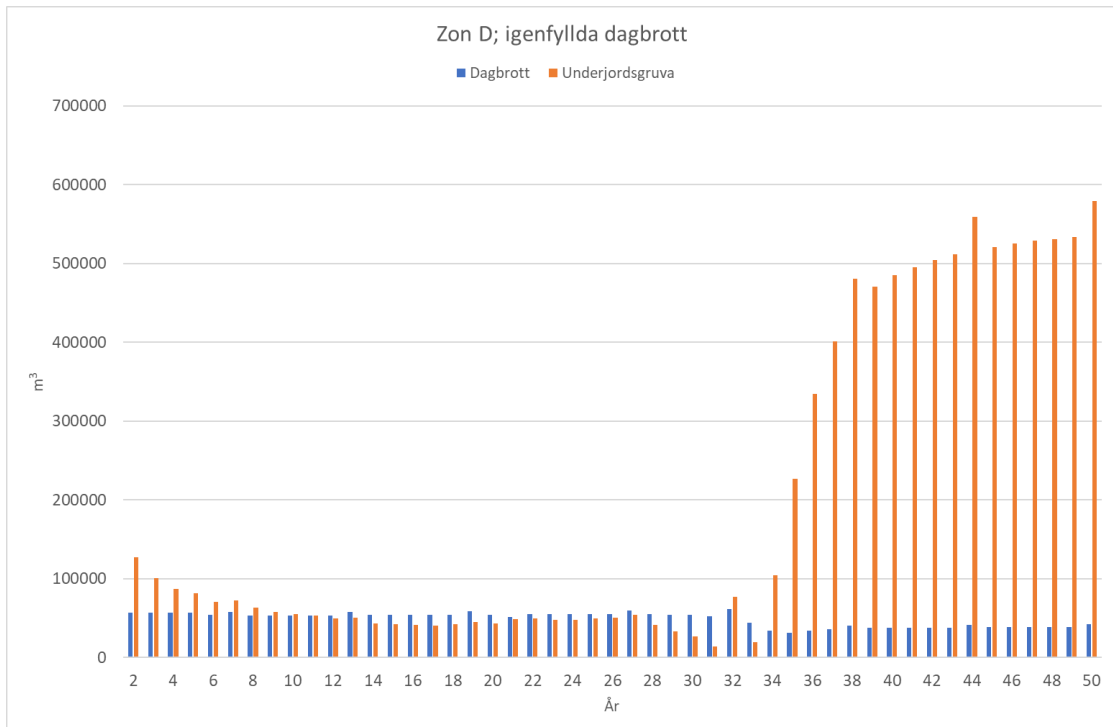
Figur 11-40. Inflödande vattenvolymer (m³/år) till dagbrott och underjordsgruva i B-zonen för fallet med öppna dagbrott. Om nettoflödet är positivt sker en inströmning av vatten, om det är negativt sker en utströmning av vatten.



Figur 11-41. Inflödande vattenvolymer (m³/år) till dagbrott och underjordsgruva i B-zonen för fallet med igenfyllda dagbrott. Om nettoflödet är positivt sker en inströmning av vatten, om det är negativt sker en utströmning av vatten.



Figur 11-42. Inflödande vattenvolymer (m³/år) till dagbrott och underjordsgruva i D-zonen för fallet med öppna dagbrott. Om nettoflödet är positivt sker en inströmning av vatten, om det är negativt sker en utströmning av vatten.

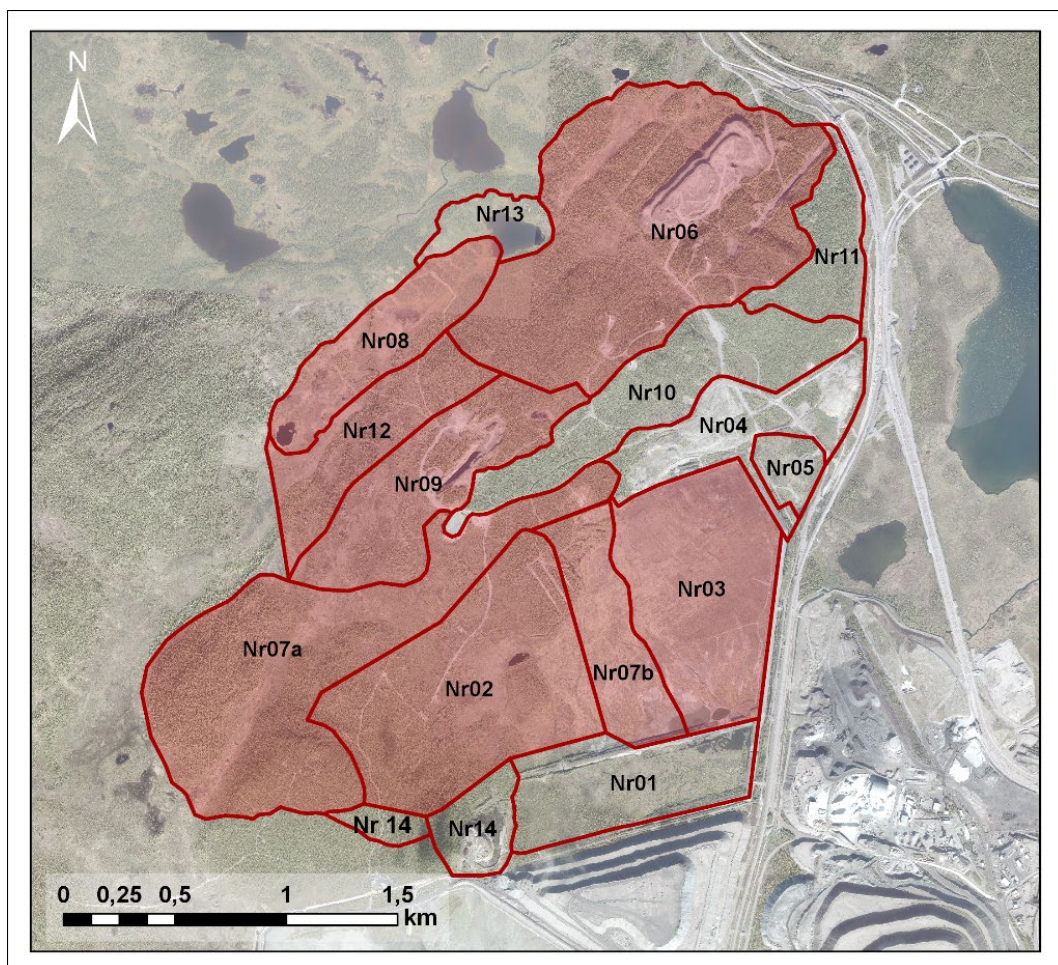


Figur 11-43. Inflödande vattenvolymer (m³/år) till dagbrott och underjordsgruva i D-zonen för fallet med igenfyllda dagbrott. Om nettoflödet är positivt sker en inströmning av vatten, om det är negativt sker en utströmning av vatten.

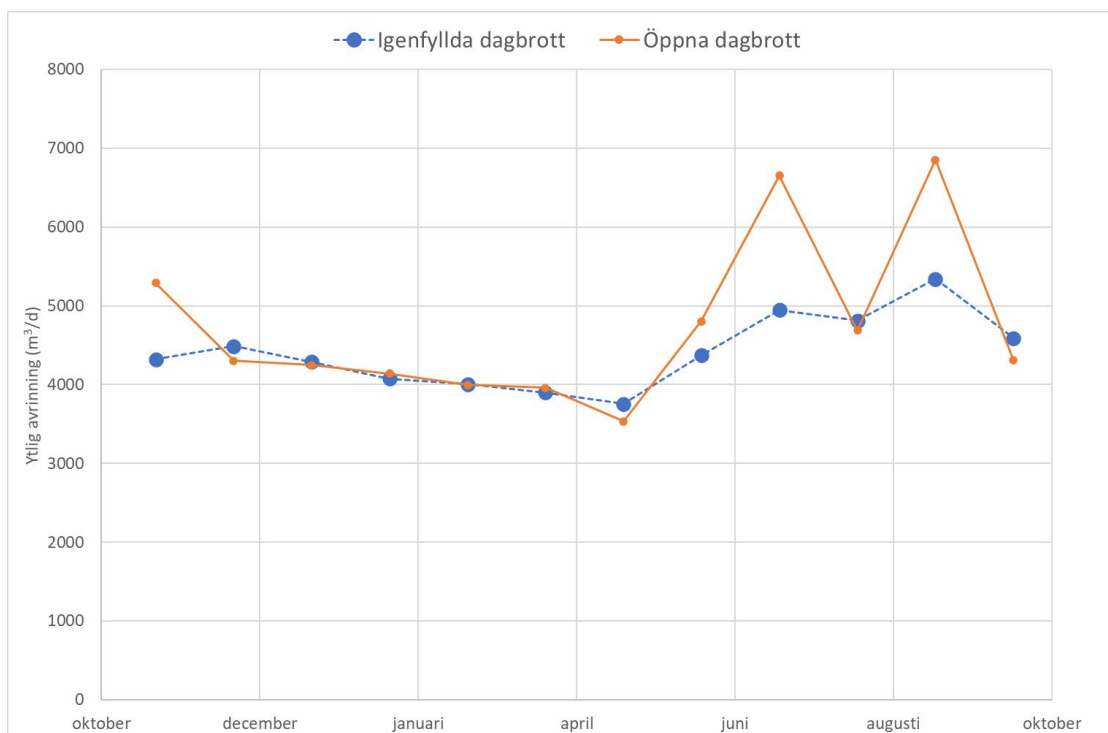
11.3.3 Avrinning från verksamhetsområdet

I följande delkapitel redovisas avrinningen från området då systemets återmättats. Avrinningen ca 40 år efter det att länshållningen av gruvan upphört, dvs då systemet återmättats, har beräknats för hela det område som utgörs av delavrinningsområdena 2, 3, 6, 7, 8, 9 och 12 i Figur 11-44. Den specifika avrinningen ($l/s/km^2$) från detta område har sedan använts för att uppskatta avrinningen från varje delområde. Anledningen till att hela områdets avrinning används som grund för beräkning av avrinning från respektive delområde är att det i de genomförda beräkningarna inte tagits hänsyn till detaljer kring hur framtida ytvattnet leds inom området. Avrinningen redovisas för de två beräkningsfallen med och utan dagbrott och endast från beräkningarna med oförändrade magasininstal eftersom magasinistalet i berget inte påverkar avrinningen från området då systemet har återmättats.

I Figur 11-45 redovisas totala ytvavrinningen från de delar av verksamhetsområdet som utgörs av områdena 2, 3, 6, 7, 8, 9 och 12, avrinningen redovisas för fallen med öppna respektive igenfyllda dagbrott. Medelavrinningen per dygn är något högre för fallet med öppna dagbrott och uppgår till $4732 m^3/dygn$ jämfört med $4409 m^3/dygn$ i fallet med igenfyllda dagbrott. Det är framför allt flödestopparna under vårfloden och under sensommaren som blir högre för fallet med öppna dagbrott jämfört med när dagbrotten fylls igen. Basflöden under senhöst och vinter är i samma storleksordning i de två fallen. Den totala årliga avrinningen från alla rödmarkerade områden i Figur 11-44, omräknat till mm/år, uppgår till ca 420 mm i fallet med igenfyllda dagbrott och 410 mm i fallet med öppna dagbrott. Detta är i samma storleksordning som den beräknade avrinningen från hela lokala modellområdet i nuläget som uppgår till 429 mm.



Figur 11-44. Totala avrinning har beräknats för det gemensamma området som utgörs av delavrinningsområde 2, 3, 6, 7a, 7b, 8, 9 och 12.



Figur 11-45. Total avrinning från område 2, 3, 6, 7a, 7b, 8, 9 och 12 för de två fallen med öppna och igenfyllda dagbrott.

Den specifika avrinningen från det gemensamma området 2, 3, 7a, 7b, 8, 9 och 12 uppgår till 9,12 l/s/km². Baserat på arean för varje delområde så har avrinningen i m³/dygn räknats ut för varje delområde, **Tabell 11-6** och **Tabell 11-7**. Eftersom specifik avrinning från hela området ligger till grund för beräkningarna så uppnås högst avrinning från det största delområdet (område 6) och minst avrinning från det område med minst area (område 7b). Den faktiska avrinningen från varje område kommer påverkas av hur diken kommer att utformas samt hur områdets topografi ser ut efter efterbehandling. Genomförda beräkningar ger dock en bra uppskattning om hur avrinningen från området kommer variera över ett hydrologiskt normalår samt i vilken storleksordning den totala avrinningen från området kan förväntas bli.

Tabell 11-6. Avrinning från varje delområde 2, 3, 6, 7a, 7b, 8, 9 och 12 baserat på den specifika avrinningen för hela området som redovisas i Figur 11-45. Avrinning för fallet med öppna dagbrott.

Område no	Alla omr	8	12	6	9	2	3	7a	7b
Area (km ²)	5,5925	0,345	0,3425	1,415	0,5025	0,8975	0,6675	1,115	0,3075
	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)
Oktober	5292	326	324	1339	476	849	632	1055	291
November	4303	265	264	1089	387	690	514	858	237
December	4248	262	260	1075	382	682	507	847	234
Januari	4142	256	254	1048	372	665	494	826	228
Februari	3999	247	245	1012	359	642	477	797	220
Mars	3959	244	242	1002	356	635	473	789	218
April	3534	218	216	894	318	567	422	705	194
Maj	4805	296	294	1216	432	771	573	958	264
Juni	6651	410	407	1683	598	1067	794	1326	366
Juli	4690	289	287	1187	421	753	560	935	258
Augusti	6854	423	420	1734	616	1100	818	1367	377
September	4307	266	264	1090	387	691	514	859	237
Medelvärde	4732	292	290	1197	425	759	565	943	260

Tabell 11-7. Avrinning från varje delområde 2, 3, 6, 7a, 7b, 8, 9 och 12 baserat på den specifika avrinningen för hela området som redovisas i Figur 11-45. Avrinning för fallet med igenfyllda dagbrott.

Område no	Alla omr	8	12	6	9	2	3	7a	7b
Area (km ²)	5,5925	0,345	0,3425	1,415	0,5025	0,8975	0,6675	1,115	0,3075
	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)	Avrinning (m ³ /d)
Oktober	4321	267	265	1093	388	693	516	861	238
November	4488	277	275	1136	403	720	536	895	247
December	4290	265	263	1085	385	688	512	855	236
Januari	4076	251	250	1031	366	654	487	813	224
Februari	4006	247	245	1014	360	643	478	799	220
Mars	3902	241	239	987	351	626	466	778	215
April	3754	232	230	950	337	602	448	748	206
Maj	4372	270	268	1106	393	702	522	872	240
Juni	4946	305	303	1251	444	794	590	986	272
Juli	4813	297	295	1218	432	772	574	960	265
Augusti	5344	330	327	1352	480	858	638	1065	294
September	4592	283	281	1162	413	737	548	915	252
Medelvärde	4409	272	270	1115	396	707	526	879	242

12 Sammanfattning och slutsatser

I detta kapitel sammanfattas huvudsakliga slutsatser från föreliggande studie. Inledande stycke nedan berör övergripande arbetssätt och den konceptuella modellen varefter slutsatserna från ytvattenmodelleringen och den integrerade yt- och grundvattenmodelleringen sammanfattas i två separata avsnitt.

- En integrerad yt- och grundvattenmodell har etablerats för Viscariaområdet. Den konceptuella modellen har etablerats genom tolkning av tillgängligt kartunderlag (jordartkarta, vegetationskarta, geologiska kartor), stödjande modeller (höjdmodell, jorddjupsmodell, lineamentsmodell), analys av tidsserier över meteorologiska data, ytvattenflöden samt yt- och grundvattennivåer samt en litteraturstudie av tidigare genomförda undersökningar på platsen och i dess närområde. Sammantaget bedöms dataunderlaget vara mycket bra. Med den konceptuella modellen som bas har ett antal numeriska modeller etablerats som var för sig eller tillsammans har använts för att kvantifiera vattenflöden och vattennivåer i det kopplade yt- och grundvattensystemet på platsen.
- Hydrologiska typår har definierats genom analys av flödesdata från områdets vattendrag. Meteorologiska data för dessa år har sedan använts som drivande data i de numeriska modellerna i syfte att analysera det hydrologiska-hydrogeologiska systemets känslighet för vädervariationer. Den korrigerade årsmedelnederbörden för normalåret ligger på 753 mm/år och den observerade avrinningen från Pahtajoki, som rinner genom Viscariaområdet, uppgår till 426 mm/år. Om en platsövergripande vattenbalans, d.v.s. avrinning $R = \text{nederbörd (P)} - \text{total evapotranspiration (ET)}$, beräknas utifrån denna information ges ett värde på den faktiska totala evapotranspirationen (ET) på 327 mm/år, där R/P-kvoten uppgår till 0,57. Denna övergripande vattenbalans har använts som riktmärke vid inledande kalibrering av de numeriska modellerna. I de numeriska modellerna har sedan fler komponenter i vattenbalansen samt dess inomårs- och mellanårsvariation kvantifierats.

12.1 Sammanfattning och slutsatser från ytvattenmodelleringen

- En kvalitativ studie av området visar att ytvattenhydrologin är signifikant påverkad av tidigare och pågående gruvverksamhet i regionen. Tack vare tillgång till historiska observationer samt mätningar gjorda under förberedelseperioden för miljötillståndsansökan kunde en ytvattenmodell av god kvalitet upprättas.
- Den hydrodynamiska modellen kalibrerades med hjälp av observerade data från följande stationer; AVA01, AVA02, AVA14 och AVA15. Valideringsresultat visar att modellen fångar de uppmätta flödena bra. Målet är att hålla det ackumulerade volymfelet inom $\pm 20\%$ och detta uppnåddes med god marginal för alla utom en av stationerna, AVA02. Den mest sannolika anledningen till denna avvikelse är att det inte finns något sätt för modellen att återge de perioder under valideringsperioden där manuell reglering av Luossajärvi-nivåer utfördes. De kalibrerade parameteruppsättningarna extrapolerades sedan framgångsrikt till de andra avrinningsområdena inom modelldomänen.
- En transportmodell för simuleringar av vattenkvalitetsscenarier har upprättats med hjälp av regressionsanalys av observerade vattenkvalitetsmätningar och avrinningsmätningar, för dynamisk simulering av ämnestransport genom ytvattenmodellområdet. Resultaten visar att för alla utvärderade mätpunkter ligger det absoluta medelfelet mellan modellerade och observerade halter på: Ca: 2,1 – 26,7 mg/l, Cl: 0,2 – 12,7 mg/l, Co: 0,0 – 2,7 µg/l, Cu: 0,2 – 0,6 µg/l, DOC: 0,6 – 1,6 mg/l, NO₃: 0,0 – 1,9 mg/l, SO₄: 0,5 – 95 mg/l, U: 0,0 – 2,1 µg/l, Zn 0,6 – 46 µg/l.

- En 2D spridningsmodell kalibrerades och applicerades på en del av Rautasälven för att undersöka hur långt nedströms där Pahtajoki rinner ut i älven som full omblandning uppnås. Resultaten tyder på att full blandning uppnås ca 1800m nedströms Pahtajokis utlopp till älven. Detta resultat bekräftas av resultaten av ett spårämnestest som utfördes för samma älvsträcka.
- Scenarioreultat tyder på att det finns en risk att vattennivåerna i Luossajärvi under Fas1 sjunker under sänkingsgränsen (SG) under torra år, särskilt om det är två torra år i rad. Denna risk ökar under kommande faser och både under Fas2 och under alla skeden i Fas 3 så beräknas nivån i sjön hamna under sänkingsgränsen även för normalåret. Detta beror på att vatten från Viscarias verksamhetsområdet leds bort från sjön i de scenariosimuleringar som utförts för Fas 2 och 3.
- Resultat från transportscenariosimuleringarna visar att koncentrationen av Ca, Co, Cu, NO₃, SO₄ kommer öka från Fas 1 till Fas 3 beräknat vid KVA179 (utloppet vid Rautasälven). En minskad koncentration förväntas i stället för Cl, DOC, U och Zn. Skillnaden för vissa ämnen som exempelvis Cl, DOC och U är relativt liten jämfört mot Fas 1. Koncentrationsförändringarna (ökningar och minskningar) mellan Fas 1 och Fas 3 beror till stora delar på bort- och omledning av grund- och ytvatten samt flödesförändringar, till följd av bräddning av vatten från gruvan, och olika halter i bräddvatten som tillförs Pahtajokisystemet under gruvfasen. Några ämnen påverkas även av våtmarksprocesser så som Zn.

12.2 Sammanfattning och slutsatser från den integrerade yt- och grundvattenmodelleringen

- Det hydrologiska-hydrogeologiska systemet i Viscariaområdet är påverkat av både pågående gruvdrift i Kirunavaaragruvan (LKAB) och tidigare gruvdrift i Viscariagruvan. Antagandet om att topografiska vattendelare styr yt- och grundvatten gäller därför inte i hela området eftersom grundvattennivåsänkningar, framför allt i berget, och omledning av ytvatten måste tas i beaktande. Vid avgränsning av modellområdet för den integrerade grund- och ytvattenmodellen har hänsyn tagits till detta. En regionalmodell som omfattar Kirunavaaragruvan, med förenklad beskrivning av avrinningsprocesserna och fokus på övergripande strömningsmönster i den mättade zonen, har etablerats i syfte att analysera eventuell påverkan från Kirunavaaragruvan in i Viscariaområdet. Regionalmodellen utgör sedan randvillkor till lokalmodellen kring Viscariaområdet, i vilken mer detaljerade analyser av grundvattendynamiken och dess interaktion med ytvatten och omättad zon har gjorts.

Resultat från regionalmodellen visar att den fria grundvattenytan i Viscariaområdet inte påverkas av Kirunavaaragruvan. Påverkansområdet för grundvattnets nivåer i berget är dock större och sträcker sig in i det lokala modellområdet för Viscariaområdet.

- Dataunderlaget för att göra en platsbeskrivande hydrologisk-hydrogeologisk modell av Viscariaområdet är mycket bra även om tillgången till längre tidsserier av observerade yt- och grundvattennivåer är begränsat. Tidigare undersökningar i jord och berg, som genomförts i samband med drift eller påbörjade miljöansökningsprocesser av Viscariagruvan, har tillsammans med kartmaterial från lantmäteriet, LKAB och SMHI utgjort ett viktigt underlag till den hydrologiska och hydrogeologiska beskrivningen av platsen.

Den integrerade yt- och grundvattenmodellen har kalibrerats mot observerade ytvattenflöden och grundvattennivåer för perioden 1 oktober 2017 t.o.m. 30 september 2020. Då dataunderlaget i det lokala området runt Viscariagruvan, i termer av längre tidsserier över grundvattennivåer, varit begränsat så har stort vikt

lagts på känslighetsanalys för att undersöka modellens känslighet för olika egenskaper i jord och berg. Sammanlagt genomfördes mer än 130 unika simuleringar där olika parametrar i modellen systematiskt ändrats inom rimliga fysikaliska gränser.

- Generellt sett så underskattas avrinningen i vattendragen i den integrerade yt- och grundvattenmodellen. Tidsserierna över lokala observationer är ännu inte tillräckligt långa för alla stationer för att de fullt ut ska kunna användas i utvärderingen av den kalibrerade modellen. Stationerna AVA01, AVA02 och AVA15 är de stationer med längst tidsserier och de har därför använts för att bedöma om kalibreringskraven uppnåtts eller inte. Målet var att uppnå ett totalt volymsfel över kalibreringsperioden som inte överstiger $\pm 20\%$ jämfört med observationer. Detta uppnås i AVA01 och AVA02 där volymsfelet är -18% . I AVA15 är felet större, -36% , orsaken till avsaknad volym i denna punkt beror sannolikt på att frost och tjälprocesser inte inkluderats i nuvarande version av modellen.
- Majoriteten av grundvattenobservationerna från platsen utgörs av data från öppna borrhål i berg. Det är svårt att göra en exakt jämförelse mellan dessa observationer och modellresultat eftersom nivån i ett öppet borrhål återspeglar den integrerade bilden över grundvattennivåer längs hela borrhåls längden och modellresultaten måste relateras till den vertikala upplösningen i modellen. Givet den vertikala upplösningen i modellen så har dock grundvattennivåerna i modellen ansetts återspegla de nivåer som observeras i bergborrhålen. Grundvattennivån i berget över Peuravaara varierar och är lokalt högre än den uppskattade dräneringsnivån i den idag vattenfyllda gruvan. Modellen återspeglar denna variation över Peuravaara och modellen fångar även vattennivån i den idag vattenfyllda gruvan som har kollapsat i sin nordostligaste del. Vattennivån i denna del av gruvan har uppskattats till ca 510 m ö.h. Den beräknade nivån i den kalibrerade modellen ligger på 509,4 m ö.h.

De observationer över grundvattennivåer i jordrör som fanns tillgängliga under kalibreringen stämmer mycket väl överens med beräknade värden. Efter genomförd kalibrering kompletterades dataunderlaget för grundvattennivåer i jorden. Dessa nya observationer användes för att kontrollera om modellen kunde fånga grundvattennivåer i punkter som inte inkluderats i kalibreringen. Beräknade grundvattennivåer i dessa nytillkomna punkter visade mycket god överensstämmelse med observerade nivåer och det beräknade medelfelet var litet.

En viktig del i kalibreringen var att simulera tömning av den idag vattenfyllda gruvan och beräkna inflödet till gruvan. Modellen beräknar ett inflöde som stämmer mycket väl överens med de observationer över uppfodrat vatten som gjordes då gruvan var i drift, vilket ökar tilltron till modellen.

- Sammantaget har den kalibrerade modellen bedömts ge en bra bild av den integrerade yt- och grundvattendynamiken i området. Trots avsaknad av längre tidsserier över grundvattennivåer inom verksamhetsområdet så utgör det omfattande dataunderlaget från tidigare genomförda undersökningar samt nyligen genomförda undersökningar och pågående övervakning av grundvattennivåer, som initierats inom ramen för föreliggande projekt, en mycket bra grund för etablering av en konceptuell modell över områdets hydrologi och hydrogeologi. I den numeriska modellen har sedan antaganden som gjorts i den konceptuella modellen testats. Genom en omfattande känslighetsanalys i den numeriska modellen har en god platsförståelse kunnat etableras. Denna platsförståelse och den numeriska modellen utgör plattformen för de scenarierberäkningar som utförts i syfte att bedöma omgivningspåverkan till följd av framtida gruvdrift.
- Olika faser har simulerats med den kalibrerade modellen; nulägesituationen (Fas1), tömning av befintlig underjordsgruva (Fas2), Olika skeden av gruvans

utbredning och områdets utformning under Fas 3 (Fas3:30%, Fas3:70% och Fas3:100%) samt återmättnadsförloppet efter stängning av gruvan (Fas 5).

- För alla skeden i Fas 3 gäller att grundvattenytan påverkas mest nära gruvan och lokalt kring gruvan sker stora avsänkningar. Avsänkningen sprids dels i NO-SV riktning, dels i NV-SO riktning längs lineament som står i kontakt med gruvan. Mindre områden långt från gruvan med stor påverkan på grundvattenytan återfinns framför allt i inströmningsområden. Inströmningsområden är generellt sett mer känsliga för avsänkning än utströmningsområden eftersom tillströmmande ytligt grundvatten i utströmningsområden kan kompensera en påverkan från det djupare berget. De delar av påverkansområdet som ligger i inströmningsområden sammanfaller med områden som under ostörda förhållanden har ett relativt stort djup till grundvattenytan. Delar av de mer låglänta områdena norr och nordväst om Peuravaara hamnar också inom påverkansområdet. Avsänkningen i dessa lågområden är generellt sett mindre och ligger i intervallet 0,1–1 m. De topografiskt betingade källorna som ligger på Eatnamvarris och Soahkevarris sluttningar bedöms inte påverkas av framtida gruvsdrift. Dessa källor matas med ett ytligt grundvatten som strömmar ner längs de tunna jordlagren som återfinns på bergens sluttningar. Detta ytliga grundvattensystem bedöms inte påverkas av avsänkningar i det djupare grundvattensystemet i berget.
- Inflödet till gruvorna och dagbrott varierar över året och når sitt maximum i samband med snösmältningen. Inflödet ökar under Fas3 och är lägst under Fas3:30 och högst under Fas3:100%. Det är en förskjutning av flödestoppen i dagbrotten jämfört med underjordsgruvan. Maxinflöde i dagbrotten inträffar cirka en månad före maxinflöde i underjordsgruvan. Inflödet till både underjordsgruva och dagbrott varierar under sommarperioden för att stadigt sjunka under perioden oktober till april. Det enskilt största inflödet i dagbrotten sker i D-zonen medan det största inflödet till underjordsgruvan sker i B-zonen. Även om det sker en förändring i det beräknade inflödet mellan normal, torr och våtår så är känsligheten för vädervariationer relativt liten. Gruvans utformning och utbredning har betydligt större påverkan på inläckaget än vädret.
- Det tar ca 40 år innan underjordsgruvor och dagbrott återmättats. Tiden för återhämtning är i samma storleksordning både för fallet med öppna och igenfyllda dagbrott. Totala avrinningen från området är något större i fallet när dagbrotten ligger öppna. Flödestopparna under vårfloden och vid höstregnen blir högre medan basflödet under vinterhalvåret är samma i de två fallen.

13 Referenser

Ala-Aho P, Autio A, Bhattacharjee J, Isokangas E, Kujala K, Martiila H, Menberu M, Meriö L-J, Postila H, Rauhala A, Ronkanen A-K, Rossi PM, Saari M, Torabi Haghighi A, Kløve B. 2021. What conditions favour the influence of seasonally frozen ground on hydrological partitioning? A systematic review. *Environmental Research Letters*, 16, 043008. <https://doi.org/10.1088/1748-9326/abe82c>

Banverket. 2009. Kiruna ny järnväg JP02, delen Kimit-Viscaria, Utställningshandling. Tekniskt PM Hydrogeologi, JP02-13-010-02. Banverket.

Berglund S, Bosson E, Sassner M. 2013. From site data to safety assessment: analysis of present and future hydrological conditions at a coastal site in Sweden. *Ambio*, 42(4):425-34. doi: 10.1007/s13280-013-0394-6.

Bergström S. 1976. Development and application of a conceptual runoff model for Scandinavian catchments. SMHI Norrköping, Report RH07.

Bosson E, Selroos J-O, Stigsson M, Gustafsson L-G, Destouni G. 2012a. Exchange and pathways of deep and shallow groundwater in different climate and permafrost conditions using the Forsmark site, Sweden, as an example catchment. *Hydrogeology Journal* 21, 225–237. <https://doi.org/10.1007/s10040-012-0906-7>

Bosson E, Sabel U, Gustafsson L-G, Sassner M, Destouni G. 2012b. Influences of shifts in climate, landscape, and permafrost on terrestrial hydrology. *Journal of Geophysical Research*, 117(D05120):12. doi:10.1029/2011JD016429

Chow VT. 1959. Open Channel Flow. McGraw-Hill Book Company: Singapore

DHI. 2021a. MIKE HYDRO River - Comprehensive river network modelling: User Guide. DHI A/S, Horsholm, Denmark.

DHI. 2021b. MIKE 21 - A hydrodynamic flow model: User Guide. DHI A/S, Horsholm, Denmark.

DHI. 2021c. MIKE SHE - An Integrated Hydrological Modelling System: User Guide. DHI A/S, Horsholm, Denmark.

DHI. (2021d. MIKE URBAN - Integrated urban modelling: User Guide. DHI A/S, Horsholm, Denmark.

DHI. 2022. Hydrologisk och hydrogeologisk utredning Malmberget: Integrerad yt- och grundvattenmodellering med MIKE SHE. *in prep.*

Eriksson B. 1981. Den "potentiella" evapotranspirationen i Sverige. RMK 28, RHO 27. SMHI.

Ericsson LO, Holmén J. 2010. Storregional grundvattenmodellering - en känslighetsstudie av några utvalda konceptuella beskrivningar och förenklingar. SKB R-10-43. Svensk Kärnbränslehantering AB.

Fischer, H. B., List, E. J., Koh, R. C. Y., Imberger, J., and Brooks, N. H. 1979. Mixing in inland and coastal waters. Academic, New York, 104–138.

Geosigma/Intera. 2013. Site-wide hydrogeology investigation at LKAB Kiruna iron ore mine. Grap 12238.

Geosigma. 2017. Uppdatering av det hydrogeologiska kunskapsläget kring Kiruna underjordsgruva (KUJ). Grap 17052.

Geosigma. 2018. Hydrogeologiska förutsättningar samt yt- och grundvattenmodellering Kiruna underjordsgruva. Grap 17264.

- Geosigma. 2021. Provpumpningar och kompletterande inmätning, Viscaria. GRAP 21407.
- Golder Associates. 2011. Viscaria Copper Project. Existing tailings facility geotechnical investigation. Rapport framtagen för Avalon Minerals Ltd.
- Golder Associates. 2016. Viscaria D-zone. Packer testing. Rapport framtagen för Avalon Minerals Ltd.
- Godsey S E, Kirchner J W, and Clow D W. 2009. Concentration–discharge relationships reflect chemostatic characteristics of US catchments. *Hydrological Processes*, 23, 1844-1864. <https://doi.org/10.1002/hyp.7315>
- Graham DN and Butts MB. 2005. Flexible, integrated watershed modelling with MIKE SHE. In: Singh V P, Frevert D K (eds). *Watershed models*. Boca Raton: CRC Press, pp 245-272.
- Gray D. 2015. Viscaria Cu deposit and Avalon Northern Sweden. Tenements structural review. Rapport framtagen för Avalon Minerals Ltd.
- Jutebring Sterte E, Johansson E, Sjöberg Y, Huseby Karlsen R, Laudon . 2018. Groundwater-surface water interactions across scales in a boreal landscape investigated using a numerical modelling approach. *Journal of Hydrology*, 560, pp. 184-201. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2018.03.011>
- Jutebring Sterte E, Lidman F, Lindborg E, Sjöberg Y, Laudon H. 2021. How catchment characteristics influence hydrological pathways and travel times in a boreal landscape. *Hydrology and Earth System Sciences*, 25, 2133-2158. <https://doi.org/10.5194/hess-25-2133-2021>
- Karltorp K. 2008. Miljöpåverkan från gruvindustrin. Andra AP-fonden och AP-fondernas Etikråd. Göteborg.
- Krekula S. 2021. RIKTLINJER GRUNDVATTENMODELLERING – GRUVA. Copperstone Viscaria AB.
- Lidman, F., Köhler, S. J., Morth, C.-M., Laudon, H. 2014. Metal transport in the boreal landscape – the role of wetlands and the affinity for organic matter. *Environmental Science & Technology*, <https://doi.org/10.1021/es4045506>.
- Lindström G, Johansson B, Persson M, Gardelin M, Bergström S. 1997. Development and test of the distributed HBV-96 hydrological model. *Journal of hydrology*, 201(1-4), 272-288. [https://doi.org/10.1016/S0022-1694\(97\)00041-3](https://doi.org/10.1016/S0022-1694(97)00041-3)
- Lindqvist D. 1993. Framtida vattenbalans för Viscaria gruva. Viscaria Rapport 1993-05-05 93-2.
- Mark & Miljö Hydrosense. 2011a. PM Hydrogeologi Viscaria koppargruva, Kiruna kommun. Göteborg.
- Mark & Miljö Hydrosense. 2011b. Hydrogeologiska undersökningar vid Viscariagruvan. Göteborg.
- Martinsson O. 1997. Tectonic setting and metallogeny of the Kiruna Greenstones. Ph. D. Thesis 1997:19, Luleå Tekniska Universitet, Sweden. 49 p.
- Matagi, S., Swai, D., Mugabe, R. 1998. A review of heavy metal removal mechanisms in wetlands. *African Journal of Tropical Hydrobiology and Fisheries*, 8, 23-35.
- Mattsson H, Berglund J, Magnor B. 2010. Struktureologisk modell över Kiruna gruvområde. 10-874. Rapport framtagen för LKAB.

- Mattsson H. 2020. Viscaria Lineament interpretation. GVR20038. Rapport framtagen för Copperstone Viscaria AB.
- Mohammed A., Babatunde A.O. 2017. Modelling heavy metals transformation in vertical flow constructed wetlands. *Ecological Modelling*, 354, 62-71, ISSN 0304-3800, <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2017.03.012>.
- Mårtensson E, Gustafsson L-G. 2010. Hydrological and hydrogeological effects of an open repository in Forsmark. Final MIKE SHE flow modelling results for the Environmental Impact Assessment. SKB R-10-18. Svensk Kärnbränslehantering AB (SKB) Stockholm Sweden.
- Nordqvist R. 2020. Status of hydrological and hydrogeological sitewide information in the Viscaria mining area - August 2020. KRN Consulting AB.
- Oliver N. 2017. Assessment of the geophysical datasets. Rapport framtagen för Avalon Minerals Ltd.
- Petrone J. 2021. Framtagande av jorddjup och jordlager kring Viscariagruvan, Kiruna. Rapport framtagen för Copperstone Viscaria AB.
- Pratt W. 2020. Structural studies at the Viscaria copper deposit, Kiruna, Sweden. Rapport framtagen för Copperstone Viscaria AB.
- SGU. 2017. Rapportering av regeringsuppdrag: kunskapsunderlag om grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige. SGUs diarie-nr: 21-2925/2016 RR 2017:09
- SGU. 2020. Gruvor och miljöpåverkan (2020-03-02). Hämtat från <https://www.sgu.se/mineralnaring/gruvor-och-miljopaverkan/> (2022-02-18)
- Sweco. 2016. Hydrogeologisk och miljökemisk utredning inför kommande sidobergsdeponi nordväst om sandmagasinet i Kiruna. Rapport framtagen för LKAB: uppdragsnummer 1673821000.
- VDM. 2020. Inmätning av sjöar och vattendrag kring Viscariagruvan. VDM AB. Rapport framtagen för Copperstone Viscaria AB.