



Grundvattenpåverkan från pumpkraft

En fallstudie vid Stärnö stenbrott

Johan Lundkvist

Examensarbete 30 HP

ISRN LUTVDG/(TVTG-5179)/1-73/(2023)

TEKNISK GEOLOGI

Lunds tekniska högskola

Lunds universitet



Grundvattenpåverkan från pumpkraft

En fallstudie vid Stärnö stenbrott

Johan Lundkvist



LUND
UNIVERSITY

EXAMENSARBETE

Utfört vid avdelningen för Teknisk geologi, LTH, Lunds universitet, för att fullfölja kraven för
civilingenjörsexamen i Väg- och vattenbyggnad

Lund 2023

Omslagsbild: Vy från nordvästra bergsväggen ut mot Timmerterminalen. Foto: Lundkvist, Johan.

Lunds universitet, LTH
Avdelningen för teknisk geologi

Groundwater Impact from Hydropower Storage – A Case Study at Stårnö Quarry

Grundvattenpåverkan från pumpkraft – En fallstudie vid Stårnö stenbrott

Författare: Johan Lundkvist

Handledare: Gerhard Barmen (Teknisk geologi, LTH), Malin Magnusson (Sweco).

Examinator: Jan-Erik Rosberg (Teknisk geologi, LTH)

ISRN LUTVDG/(TVTG-5179)/1-73/(2023)

Sökord: grundvatten, pumpkraft, energilagring.

Språk: svenska

Arbetet utförs i samarbete med Sweco.

Digital utgåva Lund 2023

Abstract

Hydropower storage is a form of energy storage which operates on the basis that electrical energy is transformed into potential energy to be able to transform it back into electrical energy on another occasion. This is done by pumping water from a lower reservoir to a reservoir located on a higher elevation.

Few previous studies have been made to investigate the impact that a hydropower storage plant might have on the surrounding groundwater which this study aims to do. The study is made as a case study at Störnö quarry, Karlshamn, where the quarry would act as the lower reservoir while the Baltic Sea would act as the upper reservoir. The location is rather unique since the quarry is located along a 200-meter-wide dolerite dyke while also bordering a Natura 2000-protected area and having heavily contaminated soil in close proximity to the quarry. With this background in mind, the study aims to answer how a hypothetical hydropower storage station could impact the groundwater level, affect the contamination spread and how groundwater leakage from the bedrock to the quarry might impact the efficiency of the hydropower storage station. To answer these questions a literature study was firstly done to gather information about the area. This was followed up by a groundwater simulation by using the MODFLOW model in the software GMS. In this simulation a transient scenario was created to simulate the changes in groundwater level that may occur over time when the hydropower storage station would be in use. This was complemented by a few manual calculations in order to relate the results from the simulation to the study's main questions.

The groundwater simulation shows large groundwater fluctuations in the dolerite covered areas around the quarry. Along the dolerite dyke temporary groundwater level increases of at least 1 meter can be seen from a 200-meter distance from the border of the quarry. At a distance of 30 meters from the border of the quarry, the groundwater level showed increases of up to 20 meters. No decreases in the groundwater level occurred at any stage of the simulation. The results from the groundwater simulation cannot be seen as certain due to uncertain parameters in the model and a lack of previous material usable for validation. The complementary calculations showed a maximum groundwater leakage to the quarry of 0,03 l/s which would not cause any noteworthy efficiency loss. Increases in contamination transport due the hydropower storage station would not result in any unacceptable contamination level. Even though the hydrogeological conditions seem promising for the hypothetical hydropower storage station it is still recommended to remove the contaminated soil and make further investigations regarding the occurrence of fracture zones along the dolerite dyke.

Sammanfattning

Pumpkraft är en energilagringsteknik där elektrisk energi omvandlas till lägesenergi i syfte att kunna omvandla tillbaka lägesenergin till elektrisk energi i ett framtida skede. Detta sker genom att vatten pumpas från ett lågt beläget vattenmagasin till ett högre beläget vattenmagasin.

Få studier har genomförts gällande vilken grundvattenpåverkan som kan uppstå vid denna typ av verksamhet, ett ämne som denna studie ämnar undersöka. Arbetet är en fallstudie kring ett hypotetiskt pumpkraftverk vid Starnö stenbrott, Karlshamn. Stenbrottet skulle i detta scenario fungera som nedre magasin och Östersjön som övre magasin. Platsen har relativt unika förhållanden då stenbrottet är beläget vid en 200 meter bred diabasgång som ligger i närhet till både förorenad jord och ett Natura 2000-område. Med denna bakgrund beslöts att arbetet skulle utgå ifrån att undersöka hur driften av ett pumpkraftverk skulle påverka grundvattennivåer och urlakningen av de närliggande föroreningarna. Studien undersöker även hur inläckage av grundvatten kan tänkas påverka pumpkraftverkets effektivitet. För att svara på dessa frågor så genomfördes först en litteraturstudie för att samla in bakgrundsfakta kring området. Detta följdes av en grundvattenmodellering i GMS där en transient modell skapades för att simulera förändringar i grundvattennivåer över tiden då pumpkraftverket är i drift. Slutligen utfördes ett par kompletterande beräkningar till modelleringen för att knyta an modelleringsresultatet till frågeställningarna.

Grundvattenmodelleringen uppvisade stora fluktuationer i grundvattennivå i de angränsande områdena kring stenschaktet vars berggrund bestod av diabas. Längs med diabasgången sker som mest en temporär höjning på 1 meter inom en 200 meters radie från stenschaktets yttergränser. På ett avstånd om cirka 30 meter uppvisas temporära höjningar uppemot 20 meter. Vid inget skede av pumpkraftverkets drift sker en grundvattensänkning. Resultaten från grundvattenmodelleringen går inte att klassa som säkra på grund av brister i modellen och brist på material att använda för validering av resultat. De kompletterande beräkningarna uppvisade ett maximalt grundvattenläckage till stenbrottet på 0,031 l/s vilket inte kommer ge upphov till någon noterbar effektivitetsförlust. Beräkningarna visade att föroreningsspridning inte skulle orsaka oacceptabla föroreningsnivåer. Även fast de hydrogeologiska förutsättningarna ser goda ut för att eventuellt anlägga ett pumpkraftverk så skulle det ändå rekommenderas att avlägsna den förorenade jorden och undersöka vidare förekomst av eventuella sprickzoner längs diabasgången.

Förord

Detta arbete utförs som avslutande moment i civilingenjörsutbildningen för väg- och vattenbyggnad vid Lunds tekniska högskola. Arbetet omfattar 30 högskolepoäng och utförs vid avdelningen för teknisk geologi. Arbetet har utförts i samarbete med Sweco.

Jag vill först och främst tacka mina handledare Gerhard Barmen (LTH) och Malin Magnusson (Sweco) för all hjälp vad gäller vägledning av arbetet, introduktion till viktiga kontakter och att vara allmänt tillgängliga med kort varsel. Arbetet har stundtals varit utmanande vad gäller tillgång av underlagsmaterial, något som i efterhand kan ses som en ”blessing in disguise” då det inneburit mycket eget ansvar och en stor personlig utveckling. Ett tack även till Karlshamns kommun för det underlagsmaterial de har bidragit med.

Jag vill även rikta ett stort tack till min inofficiella handledare, Philip Håkansson (Sweco) för all vägledning inom grundvattenmodellering. Philips vägledning kring att hitta innovativa lösningar samt att hålla grundmodellen enkel har varit avgörande för att överhuvudtaget kunna genomföra denna modellering. Jag vill givetvis även tacka alla andra på avdelningen för Geologi och grundvatten på Sweco i Malmö, både för hjälp i arbetet och för att bidra med en mycket trevlig arbetsplats.

Jag riktar även ett stort tack till Dag Swartling (LiU) för att introducera mig till idén att undersöka pumpkraft och all rådgivning han bidragit med under arbetets gång.

Tack också såklart till min familj där Olle Lundkvist får ett lite extra stort tack för all hans guidning i Illustrator vid skapande av figurer.

Innehållsförteckning

1	Inledning	1
1.1	Introduktion	1
1.1.1	Varför pumpkraft?	1
1.1.2	Introduktion till Karlshamn	3
1.2	Syfte och mål	6
1.3	Frågeställningar	6
1.4	Övergripande metod	6
1.5	Avgränsningar	6
2	Litteraturstudie	7
2.1	Metod	7
2.2	Pumpkraft	7
2.2.1	Teknisk beskrivning	7
2.3	Bedömningsgrunder	9
2.3.1	Miljöbalkens krav	9
2.3.2	Natura 2000	10
2.3.3	Bedömning av grundvatten	11
2.4	Områdesbeskrivning	12
2.4.1	Grundvattenbildning och nivåfluktuationer	13
2.4.2	Vattendjup – Timmerterminalen	15
2.4.3	Jordarter	16
2.5	Berggrund	17
2.5.1	Diabas	18
2.5.2	Granit	18
2.5.3	Gnejs	18
2.5.4	Sprickzoner	19
2.5.5	VLF-mätningar	20
2.6	Hydrogeologiska förutsättningar	21
2.6.1	Hydrogeologiska egenskaper i kristallint berg	21
2.6.2	Hydrogeologiska förutsättningar på Starnö	21
2.7	Grundvattenkemi	22
2.7.1	Grundläggande grundvattenkemi	22
2.7.2	Saltvatteninträngning	23
2.7.3	Grund- och havsvattenprover vid Starnö	24
2.7.4	Föroreningar	27
3	Grundvattenmodellering	30
3.1	Metod	30
3.1.1	Grundvattenmodellering	30
3.1.2	Grundmodell	32
3.1.3	Implementering av pumpkraftverk	39
3.2	Resultat	42
3.2.1	Kalibrering	42
3.2.2	Grundscenario	43
3.2.3	Pumpkraftscenario	47

3.2.4	Kompletterande beräkningar	50
4	Diskussion	56
4.1	Felkällor i modellen	56
4.2	Risker	58
5	Slutsatser	61
6	Rekommendationer för åtgärder och fortsatta studier	62
6.1	Rekommendationer för åtgärder	62
6.2	Rekommendationer för fortsatta studier	63
7	Referenser	64
	Appendix	

1 Inledning

1.1 Introduktion

1.1.1 Varför pumpkraft?

Storskalig lagring av energi är en teknik som idag används i mycket begränsad utsträckning i Sverige. Tekniken innebär att elektrisk energi omvandlas till en annan energiform för att användas i ett senare skede. Anledningen till den begränsade användningen kan förklaras utifrån att Sveriges energisystem historiskt har dominerats av vattenkraft och kärnkraft vars produktion är planerbar (Energimyndigheten 2014). Planerbarheten har inneburit att mängden el som producerats har kunnat anpassas efter elbehovet, en egenskap som starkt minskat behovet av att ha energireserv i beredskap. Energilagring kan dock få en ökad betydelse i det framtida Sveriges energisystem då elanvändningen förväntas mer än fördubblas till år 2045 samtidigt som expansionsmöjligheterna är låga för vad gäller nybyggnad av både vatten- och kärnkraft (Energimyndigheten 2014). Skulle expansionen ske i form av energikällor vars produktion inte går att på förhand bestämma så kan energilagring bli en avgörande pusselbit för ett pålitligt energisystem.

Möjligheten att expandera vattenkraften i Sverige begränsas då anläggningarna ger stor påverkan på det lokala ekosystemet vilket ger ett starkt incitament till att skydda de större vattendrag som idag är fria från dammbyggnader (Energimyndigheten 2014). Kärnkraften kan ses som ännu mer kontroversiell då det radioaktiva kärnbränslet måste kunna förvaras på säkert avstånd från människor i 100 000-tals år. I nuläget begränsas möjligheten till att bygga nya kärnkraftverk av miljöbalken 17. Kap 6a § (1998:808) som enbart tillåter nya kärnkraftsreaktorer i ersättnings syfte till redan befintliga som varit i drift efter 31 maj 2005.

Kärnkraften och vattenkraftens begränsade möjligheter till expansion har gett ett uppsving för energikällor såsom vindkraft, solkraft och kraftvärme. Dessa energikällor är förnybara och det är framför allt vindkraften som gjort ett kraftigt avtryck inom den svenska elproduktionen. Under perioden 2006–2021 ökade vindkraftens årliga elproduktion från 1 TWh till 27,4TWh vilket utgjorde 17% av den totala produktionen (Armelius 2022). Potentialen för att expandera vindkraften är god då Sverige har en förhållandevis låg turbintäthet gentemot grannländer såsom Danmark och Tyskland samtidigt som de relativt plana förhållande som finns i södra Sverige i kombination med goda vindförhållanden ger fördelaktiga förutsättningar för vindkraft (Energimyndigheten 2021). Ett problem som detta skulle kunna medföra är dock ett mer opålitligt elsystem då vindkraften inte är planerbar utan är beroende av de rådande vindförhållandena. Detta kan innebära att ett underskott av energi uppstår om blåsten inte är tillräcklig och likaså ett överskott om den producerade mängden överträffar elbehovet. Det är här som

energilagring skulle fungera som ett komplement till vindkraften, då producerade överskott skulle kunna lagras till senare perioder då underskott uppstår.

Energilagring kan ske på många olika sätt, men den klart vanligaste storskaliga metoden är idag ur ett globalt perspektiv pumpkraft. Denna lagringsmetod går ut på att elektrisk energi omvandlas till lägesenergi då vatten pumpas från ett lägre beläget magasin till ett högre beläget. Vid ett senare skede då elproduktionen inte motsvarar samhällets elbehov kan vattnet flöda tillbaka till det lägre belägna magasinet varpå vattnets rörelseenergi kan förvandlas tillbaka till elektrisk energi som kan skickas ut till elnätet (Breeze 2005). Därmed skall det betonas att ingen ny energi skapas i sammanhanget utan den ursprungligen tillförda elektriciteten lagras till när rätt tillfälle för användning dyker upp.

Ett pumpkraftverks lönsamhet är starkt geografiskt beroende och anläggning av ett nytt kraftverk kan vara både dyrt och ge negativ påverkan på den lokala miljön. Ett sätt att minska de negativa konsekvenserna från anläggningsskedet är att utnyttja nedlagda gruvor som nedre magasin (Energimyndigheten 2014). Denna lösning har i nuläget enbart undersökts på pilotprojekt och finns ej aktiv i kommersiell drift men har på senare tid väckt intresse bland flera företag (Energimyndigheten 2020). Två relativt outforskade aspekter i sammanhanget är vilken annan existerande infrastruktur som skulle kunna användas som alternativ för vattenmagasin samt vilken påverkan verksamheten får på det lokala grundvattnet. En plats där detta skulle kunna undersökas är det idag nedlagda stenbrottet i Karlshamn.

1.1.2 Introduktion till Karlshamn

Karlshamn är en ort belägen i västra Blekinge med 20 228 invånare i tätorten (SCB 2021). Staden har en viktig industriell och kommersiell roll för sydöstra Sverige då Karlshamns hamn är en av landets största med en årlig godsomsättning på 5.1 miljoner ton (Karlshamns hamn 2023). I närhet till hamnen har halvön Stårnö varit en viktig centralpunkt för flera verksamheter, se figur 1 och figur 2 för att få en översiktlig bild av halvön.



Figur 1. Enkel karta över Stårnö med viktiga landmärken utmarkerade. Vita området visar själva halvön medan det grå området visar var fastlandet tar vid. Det orangemarkerade området visar var täktverksamhet har skett i modern tid.

Halvöns industrihistoria sträcker sig tillbaka till 1880-talet då Fernströms Granitindustrier samt Helenebergsvärvet grundades (Borg 2010; Pranell 2007; Karlshamns kommun 2004). Det stenbrott som varit aktivt i modern tid drevs av NCC mellan 1984 och 2015 på den plats där Helenebergsvärvet tidigare var beläget. Vid stenbrottet hade man tillstånd att bryta diabas upp till en volym av 500 000 ton/år och som djupast -50 m.ö.h (Borg 2010). Diabasen användes främst till tillverkning av stålull, makadam och gatsten. 2018 tog Karlshamn kommun över ägandet av stenbrottet och hade



Figur 2. Satellitbild över Stårnö (SLU 2023).

då planer på att bygga om området till en ny stadsdel, Stårnö sjöstad. Markprover från 2021 visade dock att området var så pass förorenat att sanering till en kostnad av 115 miljoner kronor skulle krävas, en kostnad som gör att planerna för Stårnö sjöstad för nuvarande står stilla (Brandberg 2021a; Brandberg 2022).

Att bygga kring Stenbrottet kan ses som kontroversiellt då diabasen på Stårnö är utpekad som område av riksintresse av SGU på grund av storleken på dess förekomst och sammansättning. SGU har vid rådgivning till Blekinges länsstyrelse ansett att byggande av en stadsdel kring stenbrottet skulle innebära en förlust av tillgång till en unik naturresurs som skulle ge Sverige negativa konsekvenser sett till landets råmaterialförsörjning (Brandberg 2021b). Norra Stårnö där Karlshamnsverket är beläget är också utpekad som av nationellt riksintresse men sett till energiproduktion. Karlshamnsverket är ett oljedrivet reservkraftverk, dvs det används i samma syfte som ett pumpkraftverk skulle kunna tänkas göra (Uniper 2023). Den stora skillnaden är att i Karlshamnsverket så produceras energi genom oljeförbränning.

I direkt angränsning till stenbrottet finns dessutom det Natura 2000-klassade naturreservatet Stårnö-Boön som behöver tas hänsyn till vid drift och konstruktion av ett eventuellt pumpkraftverk (Länsstyrelsen Blekinge län 2016). Vad detta innebär i praktiken är att området hamnar under skydd av Miljöbalken 7 kap 28a§:

Tillstånd krävs för att bedriva verksamheter eller vidta åtgärder som på ett betydande sätt kan påverka miljön i ett naturområde som har förtecknats enligt 27 § första stycket 1 eller 2.

Eftersom ett pumpkraftverk vore av betydande storlek och skulle i detta fall vara direkt angränsande till ett Natura 2000-område innebär det att eventuell miljöpåverkan måste redovisas för att få ett miljö tillstånd för verksamheten.

Söder om Karlshamn ute i Hanöbukten har Eolus för nuvarande planer att bygga en vindkraftspark vid namn Blekinge Offshore. Denna vindkraftspark är tänkt att ha en installerad effekt på upp till 1000 MW och skulle kunna ge en årlig elproduktion på 4,3 TWh. Detta är mer än hela Blekinges årliga elförbrukning som årligen uppgår till cirka 2,2 TWh, därmed hade denna vindkraftspark eventuellt kunnat bidra med ett tillskott av el till fler delar av södra Sverige (Eolus 2022). Planering för Blekinge offshore startade redan 2009 men tillståndsansökan avslogs då eftersom verksamheten skulle hamna i intressekonflikt med Försvarmakten. Projektet nystartades 2021 och i nuläget planeras en ny tillståndsansökan. Den planerade vindkraftsparken är då tänkt att ansluta till stamnätet via Stårnö. Att ansluta till Stårnö är idealt då Karlshamnsverket redan har infrastruktur för kraftöverföring samt bidrar med effektreserv som kan komplettera vindkraftens oförutsägbarhet. Vad som kan ses som problematiskt med denna lösning är att denna effektreserv drivs på olja vilket är en icke förnybar energikälla som dessutom bidrar till den globala uppvärmningen.

Ett pumpkraftverk på Stårnö hade kunnat vara ett alternativ som icke fossil energireserv på halvön. Möjligheten att kunna använda det nedlagda stenbrottet gör platsen än mer gynnsam då miljöpåverkan och kostnader från konstruktionsstadiet till viss del kan undvikas. Den goda potentialen för ett pumpkraftverk, de tidigare dokumenterade föroreningarna och de lagliga kraven är alla aspekter som bidrar till att eventuell miljöpåverkan är av intresse att undersöka. Detta examensarbete ämnar undersöka en delaspekt av detta genom att undersöka den grundvattenpåverkan som skulle kunna ske vid drift av ett pumpkraftverk vid det nedlagda stenbrottet på Stårnö.

1.2 Syfte och mål

Syftet med denna studie är att undersöka hur grundvattennivån omkring ett pumpkraftverk kan komma att påverkas och vilka konsekvenser detta skulle kunna ge. Studien är en fallstudie av vilken påverkan som skulle kunna ske vid Stårnö stenbrott, men en förhoppning är även att studien ska kunna vara till framtida användning för att översiktligt bedöma påverkan av pumpkraftverk i kristallin berggrund i allmänhet.

1.3 Frågeställningar

Genom att besvara följande frågeställningar ämnas ovanstående syfte och mål uppnås:

- Hur kommer grundvattennivån påverkas vid fluktuerande vattennivåer i stenbrottet?
- Hur kommer pumpkraftverkets effektivitet påverkas av inläckande grundvatten?
- I vilken utsträckning kommer pumpkraftverket bidra till urlakning av föroreningar från omgivande mark och grundvatten?

1.4 Övergripande metod

Arbetet består av två delar: en litteraturstudie och en grundvattenflödesmodell i GMS. Delarna utförs i presenterad ordning och metoderna för varje del bygger på föregående dels resultat. Därför presenteras metodikerna även i samband med att en ny del introduceras för att underlätta förståelse av metodikens uppbyggnad.

1.5 Avgränsningar

Arbetet har begränsats till att enbart undersöka Timmerterminalen som potentiell plats för ett pumpkraftverk, dvs det södra hålet inom området på Stårnö (se figur 1). Sannolikt skulle en avsevärt mer lönsam verksamhet kunna uppstå om även Marinan skulle användas i detta syfte, men att sammanbinda dessa skulle innebära tekniska utmaningar som sträcker sig utanför arbetets ramar. Arbetet kommer inte heller undersöka hur pass lönsamt ett eventuellt pumpkraftverk skulle vara. Vid beräkningar av föroreningsspridning så har inga egna kemiska tester gjorts utan dessa beräkningar har i stället baserats på sedan tidigare tillgängliga analysresultat.

2 Litteraturstudie

2.1 Metod

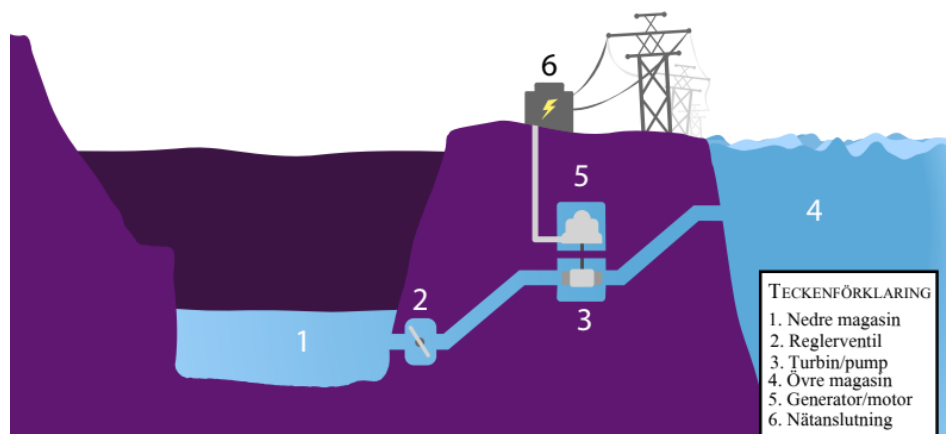
Litteraturstudien är främst baserad på material från SKB och internt material från Karlshamns kommun. SKB genomförde väldigt utförliga bergtekniska undersökningar av Stårnö i slutet av 1970-talet i syfte att hitta nya lämpliga platser för kärnavfall och har därför en stor mängd rapporter berörande halvöns hydrogeologiska egenskaper tillgängliga i sitt öppna arkiv. Via Karlshamns kommun gavs tillgång till en djupare undersökning av förorenade områden kring stenbrottet utförd av WSP. En betydande mängd övriga källor användes där en stor del hämtades via LUBsearch och Sweco:s interna arkiv.

2.2 Pumpkraft

I detta avsnitt beskrivs översiktligt de tekniska aspekterna för pumpkraft. I appendix A finns introducerande information angående energilagring och enheter vid elproduktion men även mer ingående matematiska beskrivningar av energiproduktion och dess koppling till parametrar som flöde, volym och fallhöjd. Delarna i appendix är inte nödvändiga för att förstå efterföljande modellering men är viktiga för läsare som vill använda resultatet för att göra en koppling mellan det undersökta scenariot och vilken energiproduktion det skulle motsvara.

2.2.1 Teknisk beskrivning

För att anlägga ett pumpkraftverk så behövs förutom två vattenmagasin på åtskilda höjder även tekniska komponenter, se figur 3. Detta inkluderar en turbin, pump (samt generator/motor) tillloppstuber som sammanbinder magasinerna och någon typ av



Figur 3. Komponenterna av ett Pumpkraftverk.

kontrollsystem som kan justera flödesnivåerna i systemet (Arabkoohsar 2020). Här kan noteras att ofta förekommer turbin och pump i hybridform, dvs en maskin som kan användas för båda syften. Sett till utformning kan pumpkraftverk vara uppbyggda på olika sätt beroende på de geografiska förutsättningarna, ändock är de ovanlistade komponenterna grundförutsättningar för att det ska kunna fungera. Trots varierande förutsättningar kan ändock en viss turbintyp pekas ut både som mest använd och generellt mest lämplig för pumpkraft, francisturbinen (Arabkoohsar 2020).



Figur 4. Francisturbin (Hall 2005).

Francisturbinen är av typen reaktionsturbin, en turbin som drivs både genom tryck och vattenflödets rörelseenergi. Turbinen liknar ett snäckskal vari rotorbladen är inneslutna vilket reducerar turbulensen i turbinen, se figur 4. Francisturbinen är mycket flexibel då den kan användas vid starkt varierande fallhöjder, det kan dock nämnas att den fungerar som mest effektivt vid fallhöjder på 100-300 m (Breeze 2018). Francisturbinen drivs med en hastighet som kan variera mellan 75 och 1000 rpm (Dincer & Ishaq 2021). En av de största fördelarna med francisturbinen vid pumpkraft är att denna tillhör en av de typer som kan användas reversibelt, dvs den kan användas både som turbin och pump.

Under optimala förutsättningar kan francisturbinen uppnå en verkningsgrad på uppemot 95%. Det kan dock nämnas att denna siffra överstiger vad som kan förväntas för ett pumpkraftverk i sin helhet, där verkningsgraden snarare ligger på 70–85% (Arabkoohsar 2020; Breeze 2005). Denna verkningsgrad är starkt beroende av turbinens storlek och att den får operera under optimalt vattenflöde för att uppnå en bra verkningsgrad.

Vad gäller tilloppstuber kan dessa variera kraftigt beroende på rådande förutsättningar inte minst vad gäller dess innerdiameter som kan variera allt mellan 5 och 10 meter beroende på vilket flöde de dimensioneras efter (Oregon State University 2023).

2.3 Bedömningsgrunder

2.3.1 Miljöbalkens krav

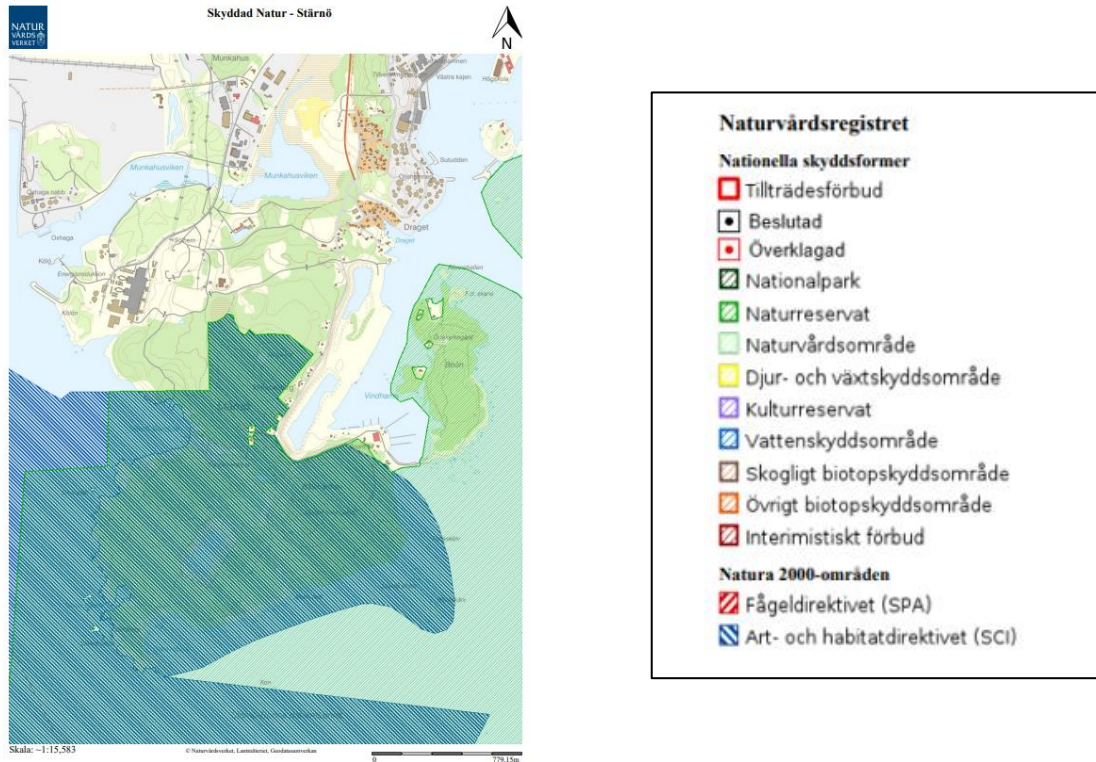
För att få bedriva vattenverksamhet inom Sverige så måste en ansökan om tillstånd ske enligt Miljöbalken 11 kap 9 §. För detta ändamål genomförs en prövning av mark- och miljödomstolen. Vattenverksamhet definieras enligt Miljöbalken 11 kap 3 § som:

1. Uppförande, ändring, lagning eller utrivning av en anläggning i ett vattenområde,
2. fyllning eller pålning i ett vattenområde,
3. bortledande av vatten från ett vattenområde,
4. grävning, sprängning eller rensning i ett vattenområde,
5. en annan åtgärd i ett vattenområde som syftar till att förändra vattnets djup eller läge,
6. bortledande av grundvatten eller utförande av en anläggning för detta,
7. tillförsel av vatten för att öka grundvattenmängden eller utförande av en anläggning eller en annan åtgärd för detta, eller
8. markavvattning.

Ett pumpkraftverk omfattas av flera av dessa punkter där punkt 1,3 och 5 är de som tydligast kan kopplas till anläggning och drift av pumpkraft. För att få tillstånd för verksamhet krävs rådighet över vatten i området som ansökan sker med avseende på (Länsstyrelsen Blekinge län 2023). Därtill krävs det att de allmänna hänsynsreglerna i miljöbalken följs. Övriga frågor som måste beaktas är hur verksamheten kan påverka fisklivet och ifall annan verksamhet kommer att ta skada. Noterbart är att frågan om hur annan verksamhet kommer ta skada gäller även tänkbar framtida verksamhet, vilket är av vikt då diabasgången är utpekad som av nationellt riksintresse tack vare den stora förekomsten av diabas. I samband med anmälan för tillstånd krävs det att skyddsåtgärder redovisas för de eventuella negativa konsekvenser som vattenverksamheten kan tänkas ge (Länsstyrelsen Blekinge län 2023).

2.3.2 Natura 2000

Att ge en god presentation om eventuella konsekvenser och vilka åtgärder detta skulle kräva vore särskilt viktigt för att få bedriva vattenverksamhet vid Stårnö stenbrott då området angränsar direkt mot ett Natura 2000-område, se figur 5.



Figur 5. Skyddad Natur på Stårnö (Naturvårdsverket 2023).

Natura 2000 är ett EU-gemensamt nätverk för att skydda Europas biologiska mångfald (Europeiska kommissionen 2023). Detta sker genom att områden identifierade som särskilt viktiga för hotade och sårbara arter får en särskild bevarandeplan för hur dessa ska skyddas. Bevarandeplanen fastställs utifrån de lokala förutsättningarna utav berörd länsstyrelse. Det bevarandesyfte som gör delar av Stårnö Natura 2000-klassat är att området bidrar till följande av Sveriges miljökvalitetsmål (Länsstyrelsen Blekinge län 2016):

- Levande skogar
- Myllrande våtmarker
- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- Ett rikt växt- och djurliv.

Utpekat som av särskilt intresse är att bevara den bokskog, taiga och de större vattensalamander som förekommer på halvön (Länsstyrelsen Blekinge län 2016). Utöver att vara klassat som Natura 2000-område är det även klassat som naturreservat i ett område som även omfattar Boön som ligger direkt väster om halvön. Samtliga av de listade miljö kvalitetsmålen kan dock tänkas påverkas av förändringar i grundvatten, inte minst hav i balans samt levande kust och skärgård ifall drift av pumpkraft skulle resultera i transport av urlakade föroreningar ut i havet. I bevarandeplanen identifieras sänkning av grundvattennivån i samband med täktverksamhet och spridning av vattenburna föroreningar som två möjliga aspekter som kan ha negativ påverkan på den skog som förekommer på halvön (Länsstyrelsen Blekinge län 2016). Detta är av stort intresse att förundersöka inför eventuell drift av pumpkraft då verksamheten kan få påverkan på omgivande grundvattennivå och eventuellt orsaka urlakning av de föroreningar som förekommer vid Timmerterminalen. Byggnation och utsläpp av kemikalier utpekas som negativa effekter som kan skada den marina miljön. Även dessa är viktiga aspekter att ha i åtanke då eventuellt urlakade föroreningar skulle pumpas ut i omgivande havsområden.

De större vattensalamandrarna återfinns på ett kärrområde på halvön och bedöms som känsliga för försurning, speciellt då pH understiger 5 (Länsstyrelsen Blekinge län 2016). Kärr är en typ av våtmark som får sitt vattentillskott genom grundvatten, avrinning eller nederbörd (SGU 2013; Svensson 2012). Den näring som tillförs växter i kärret tillförs via grundvatten, något som en fluktuerande grundvattennivå till följd av pumpkraft kan tänkas påverka negativt. Från bevarandeplanen för Stårnö framgår inte var dess kär är beläget eller om dess vattenbildning främst sker genom grundvatten eller ytvatten vilket är av stor betydelse för denna fråga. Omgivande skog anges som näringsfattig, vilket gör att även kärret sannolikt kan klassas som sådant.

2.3.3 Bedömning av grundvatten

Grundvatten kan ses som något svårare att bedöma än ytvatten där det finns gemensamma miljö kvalitetsnormer i form av EU-direktiv 2008/105/EG som anger fasta gränser för vilka halter av olika föroreningar som kan klassas som acceptabla. För grundvatten är bakgrundshalterna varierande, vilket gör denna typ av fast klassificering svår (SGU 2013). Därtill kommer även motivet för bedömning vara av stor vikt då riktvärden sätts, exempelvis kommer dricksvatten ha särskilt höga krav som inte nödvändigtvis behöver beaktas ifall grundvattnet i fråga inte används i detta syfte. Något som i stället kan ligga till grund för att ange den status som grundvattnet håller är SGU:s bedömningsgrunder för grundvatten (SGU 2013). För den kvalitativa bedömningen så har SGU både referensvärden för acceptabla halter i dricksvatten samt referensvärden för bakgrundshalter för olika regioner i Sverige baserade på liknande geografi och klimat. För Stårnö stenbrott så skulle påverkan främst avse utbyte mellan grund- och ytvatten då grundvattenmagasinen är små och enbart en privat brunn används för vattenförsörjning i den närliggande omgivningen (SGU 2023e; Sander 2021b).

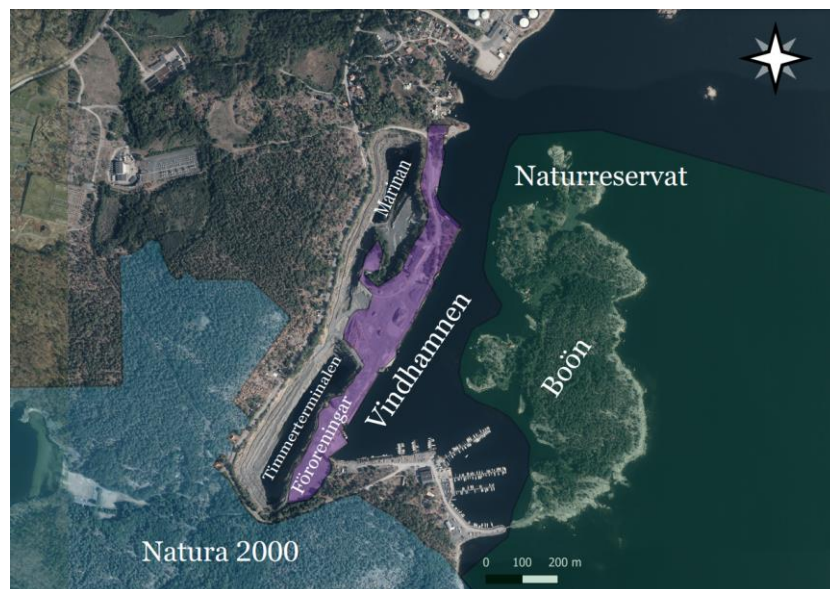
Vad gäller grundvattennivå, dvs den kvantitativa bedömningen av grundvatten kan det ses som särskilt svår att generalisera då flera parametrar såsom klimat, nederbörd och berggrund kommer påverka detta. Viktigt är även att ta hänsyn till vilket tidsspänn som

undersöks, avvikande grundvattennivåer kan uppkomma naturligt beroende på väderförhållanden. Två föreslagna metoder från SGU:s bedömningsgrunder som kan vara aktuella för Stårnö är analys av tidsserie samt att bedöma de förändringar som sker i artsammansättning i det kärr som förekommer på halvön (SGU 2013).

Vid analys av tidsserie så bör grundvattennivåns förändringar analyseras minst 6 månader innan och efter den åtgärd som förväntas påverka grundvattennivån (SGU 2013). Detta kräver dock att den genomförda analysen kan kalibreras gentemot redan existerande tidsserier som har uppmätts under omkring 10-30 års tid. Denna kalibrering genomförs för att säkerställa att de nyligen uppmätta grundvattennivåerna går i linje med naturligt förväntade fluktuationerna. För kärr kan förändrade fluktuationer i grundvattennivåer leda till förändrad tillförsel av mineral eller rent av uttorkning. För att följa denna utveckling kan detta vara en god idé att ta tillvara på de iakttagelser som gjort av lokalinvånare (SGU 2013). Ytterligare ett perspektiv att beakta är den stabilitetspåverkan som grundvattnets fluktuationer kan tänkas få på jordlager. I den vattenmättade zonen kommer inte enbart jord ta upp laster utan även porvattnet. Dessa aspekter är extra viktiga att beakta vid finkorniga jordarter där stora porvattentryck kan uppstå. För Stårnö's del täcks halvön mestadels av antingen tunna jordlager på 1-3 m eller rent av hållmark vilket gör jordmekaniska effekter något mindre relevanta.

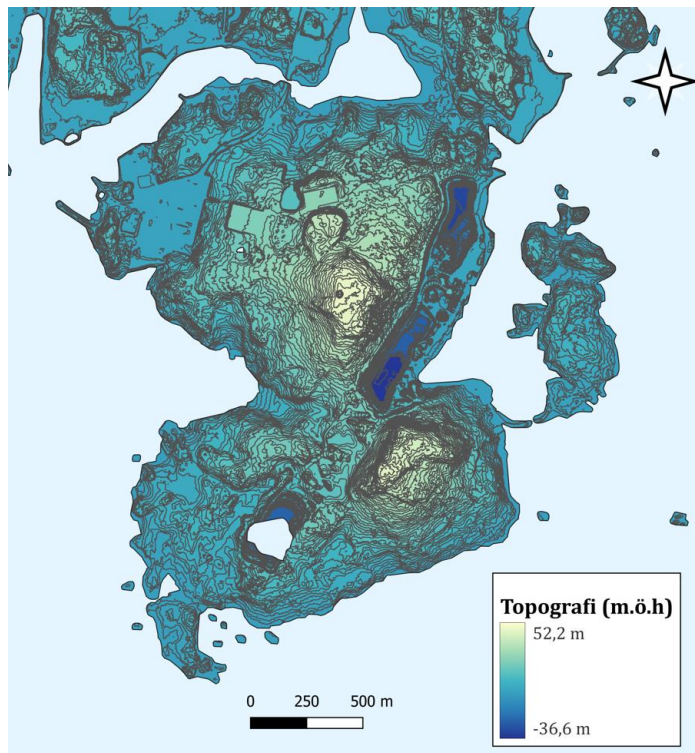
2.4 Områdesbeskrivning

Stårnö stenbrott (även känt som Stårnökrossen) är beläget längs en 200 m bred diabasgång som korsar Stårnöhalvön i riktning sydväst till nordost. I detta arbete benämns halvön som Stårnö men notera att den äldre stavningen Stårnö fortfarande ofta används. Stenbrottet har en total längd på 1,1 km och består av två större hålrum; ett beläget i stenbrottets sydvästra hörna kallat Timmerterminalen och ett i det nordöstra



Figur 6. Närområde kring Stårnö stenbrott. Turkos färg visar område som täcks av både Natura 2000 och naturreservat. Grön färg markerar område som enbart täcks av naturreservatet. Lila färg markerar förorenad jord fri närheten av stenbrottet.

hörnet kallat Marinan, se figur 6 (Andersson 2015). Namngivningen är för Timmerterminalens del baserad på den tidigare verksamhet som förekommit vid området.



Figur 7. Starnös topografi. Observera att denna höjddata från SLU skiljer från andra källor som menar att djupaste punkten på halvön är -50 m (SLU 2023).

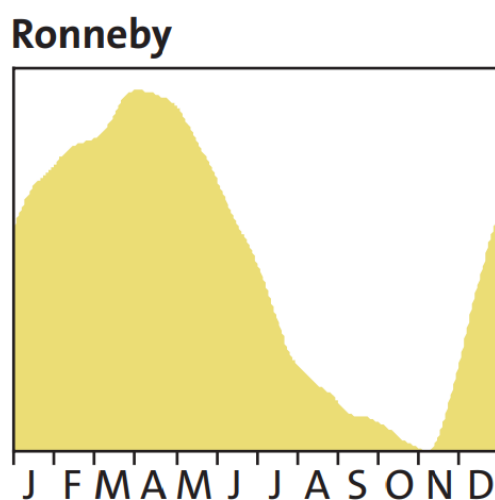
Stenschaktets djupaste punkt finns beläget i timmerterminalen på cirka -50 m.ö.h medan marinans största djup sträcker sig ner till -34 m.ö.h, se figur 7 men notera att denna skiljer beträffande halvöns djupaste punkt (Jeppsson 2005; Andersson 2015). Volymmässigt rymmer stenbrottet totalt 4 miljoner m³ fördelat på 2,5 miljoner m³ för Timmerterminalen och 1,5 m³ miljoner för Marinan (Johansson 2019). Östersjön finns belägen ungefär 80–100 m öster om stenbrottet. Havsdjupet inom Vindhammen är mellan 3 och 6 m, vilket är relativt grunt (Andersson 2015).

2.4.1 Grundvattenbildning och nivåfluktuationer

Grundvattennivåer fluktuerar generellt sett beroende på faktorer såsom klimat, grundvattenbildning och berggrund vilket gör att tidsmässiga fluktuationer uppvisar stor variation beroende på plats. För Starnö, beläget i södra Sverige, kommer grundvattennivån nå sin högsta nivå under vårmånaderna april och maj. Temperaturen dygnsmedelvärde i Starnö understiger aldrig 0°C under någon månad vilket innebär att det kommer vara få dagar då tjäle förhindrar grundvattenbildning vintertid (SMHI 2023; Svensson 2012). Grundvattenbildning kommer därmed ske omkring oktober till april för att sedan börja minska mot sommaren, se figur 8. Grundvattenmagasinet på Starnö är litet och kan därmed väntas reagera snabbt när grundvattenbildning efter nederbörd och grundvattenuttag sker (SGU 2023b). Eftersom berggrunden består av urberg så kommer sprickzoner stå för merparten av tillgänglig hålsrumvolym. Denna begränsning sett till hålsrumsvolym gör att årstidsrelaterade fluktuationer mycket väl kan tänkas nå nivåer på 1-3 m (Svensson 2012).

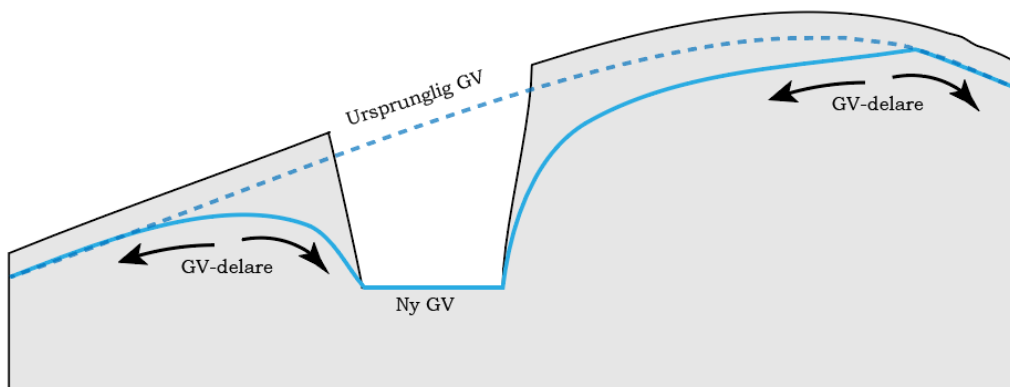
Viktigt i sammanhanget är den mängd avrinning som efter nederbörd infiltrerar grundvattenmagasinet. Avrinning kan definieras som $R = P - ET$ (R = avrinning, P = nederbörd och ET = evapotranspiration). All avrinning bidrar dock inte till grundvattenbildning då en betydande mängd avgår som ytvattenavrinning för områden med stor marklutning och mycket hållmark eller hårdgjorda ytor. För en kristallin berggrund kan så mycket som 80-90% avgå som ytavrinning vilket ger en låg grundvattenbildning (Singhal & Gupta 2010). För hållmark kan grundvattenbildningen vara så låg som 5 mm/år eller 1% av nederbörd (Olofsson med flera 2001). Under de senaste åren har Blekinge haft problem med låga grundvattennivåer där torra somrar är en starkt bidragande faktor (SVT 2019; Sveriges Radio 2022).

Topografin vid Stenbrottet sträcker från cirka 50 m.ö.h strax väster om området till 1-3 m.ö.h vid den bergsvägg som åtskiljer stenschakten från havet (Länsstyrelsen Blekinge län 2016). Grundvattenflödet följer topografin nedströms, dvs grundvattnet vid



Figur 8. Årlig variation i grundvattennivå i Ronneby, strax öster om Karlshamn (SGU 2016).

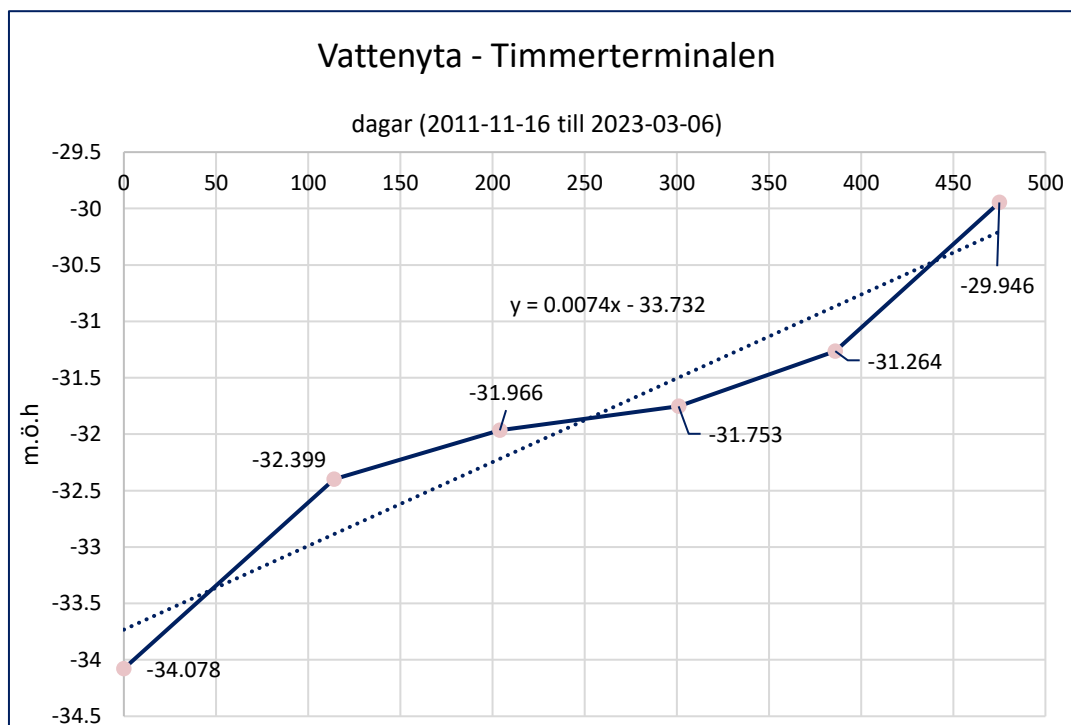
stenbrottet mynnar ut mot Vindhamnen. Uppgifter har förekommit om en eventuell grundvattendelare vid Timmerterminalen som skulle kunna orsaka ett flöde norrut, detta kan dock inte med säkerhet påvisas (Andersson 2015). Baserat på hur grundvattnets flöde brukar anpassas vid schaktverksamhet kan det ändå tänkas att även landremsan som åtskiljer havet från stenbrottet skulle kunna fungera som en grundvattendelare, se figur 9.



Figur 9. Principiell skiss över hur en grundvattendelare fungerar. GV betecknar grundvattenyta i figuren. Vid schaktverksamhet skapas en lågpunkt mot vilken grundvatten kommer strömma in mot i och med en ändrad hydraulisk gradient. På längre avstånd kommer gradient vara oförändrad och ge strömning i samma riktning. Därmed delas grundvattnet som tidigare strömmade i samma riktning till nu två olika riktningar (SGU 2010).

2.4.2 Vattendjup – Timmerterminalen

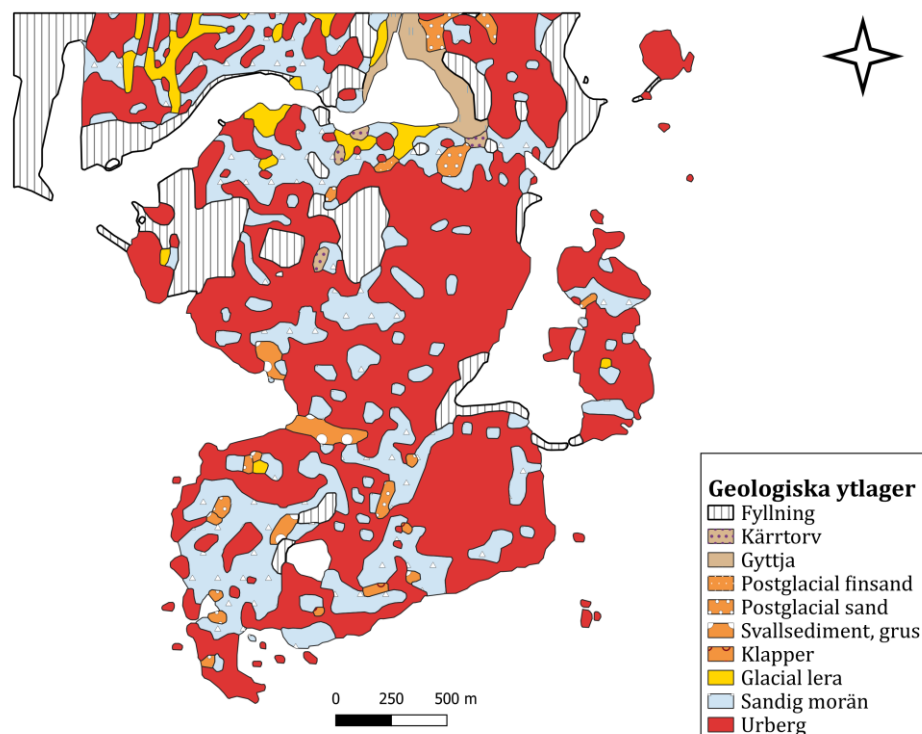
Sedan driften av stenbrottet lades ner har länshållning av vatten upphört vilket lett till att stenschakten börjat fyllas med vatten från inläckage och nederbörd. Karlshamn kommun har följt påfyllnaden av stenschakten då mätningar av vattnets yttnivå utförts varav tillgängliga data finns mellan datumen 2021-11-16 och 2023-03-06.



Figur 10. Mätning av vattennivå i Timmerterminalen mellan 2021-11-16 och 2023-03-06.

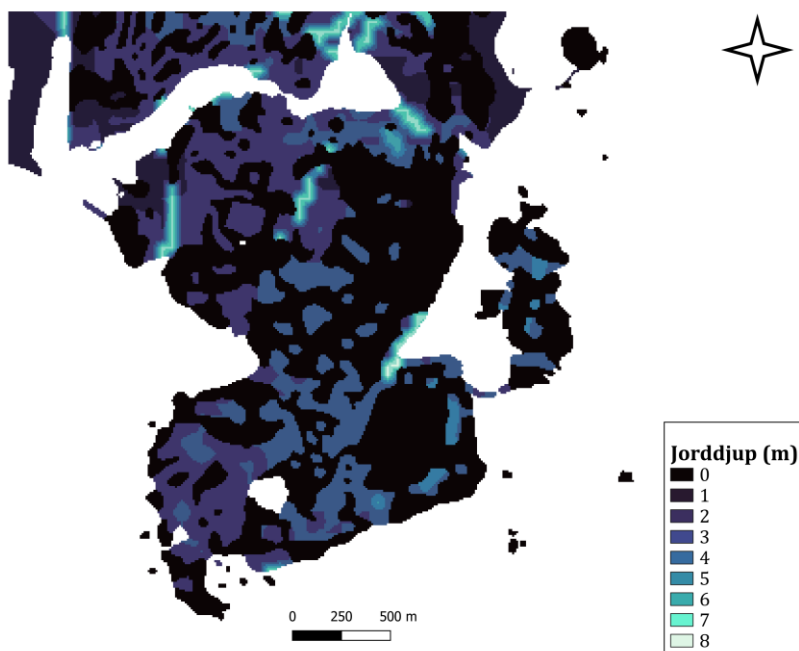
Mellan dessa datum ökade vattennivån med 4,1 m. Nivåhöjningens hastighet varierar med säsongerna och stämmer väl överens med vad som kan förväntas i Blekinge då högre avdunstning under sommaren medför minskade nivåökningar. Trendlinjen för denna nivåändring ger en nivåhöjning på 2,7 m per år. Då stenbrottet var aktivt pumpades 1,4 l/s-1,7 l/s sommartid för länshållning (Andersson 2015). Skulle detta flöde hållas konstant över ett år skulle det ge en nivåhöjning på 1 m i Timmerterminalen. Detta stämmer relativt väl överens med de uppmätta värdena, då sommarmånaderna mellan 2022-06-08 och 2022-09-18 ger en nivåökning som skulle motsvara 0,8 m per år.

2.4.3 Jordarter



Figur 11. Geologiska ytlager på Stårnö. Halvön domineras av håll och morän men det förekommer även relativt stora områden fyllnadsjord SLU (2023).

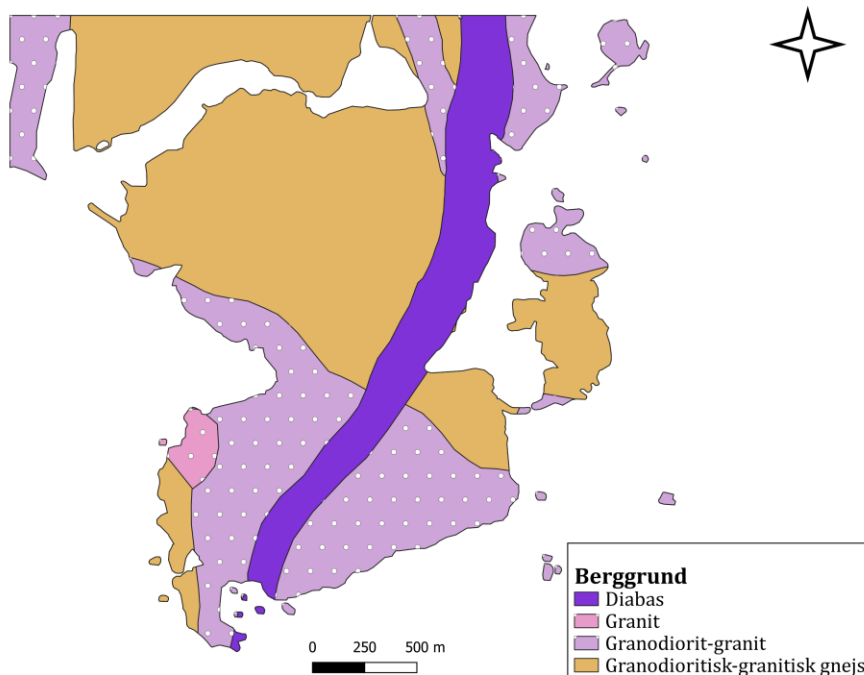
Jordlagren på Stårnö är tunna och består främst av normalblocking sandig-moig morän, se figur 11. Stora delar täcks av berghäll där berggrunden är helt blottad medan de jordlager som förekommer generellt sett uppvisar ett djup på cirka 1-3 m. Det finns dock flera undantag med områden där mäktiga lager av fyllnadsjord förekommer, se figur 12. Ett sådant område är den bergsvägg som står mellan stenbrottet och Vindhamnen. Här finns en fyllnadsjord med en mäktighet på cirka 5-10 m (Andersson 2015). Likaså är området kring Karlshamnsverket helt anlagt på fyllnadsjord då detta område egentligen är beläget under havsytan.



Figur 12. Jorddjup på Stårnö. Merparten av jordlager är ytterst tunna, enbart områden med fyllnadsjord uppvisar större djup ner mot 8 m SLU (2023).

2.5 Berggrund

Samtlig berggrund som förekommer på Stårnö är kristallin, det vill säga berggrunden är antingen magmatisk eller metamorf. De bergarter som går att finna på Stårnö är diabas, granit och gnejs, se figur 13.



Figur 13. Berggrund på Stårnö. Berggrunden domineras helt av kristallin berggrund och utmärks av den stora diabasgång som korsar halvön SLU (2023).

2.5.1 Diabas

Diabas är en gångbergart av basisk karaktär. Att den är basisk innebär att berget är kiselfattigt vilket ger berget en mörk färg som gör den lätt identifierbar. Basiska bergarter kännetecknas ofta av en stor seghet, det vill säga en god förmåga att ta upp energi utan att ge upphov till spricktillväxt (Olofsson med flera 2001). Därav är diabas vanligtvis ett mycket tätt berg. Sprickzoner kan däremot ofta förekomma i bergets gränsområden som en konsekvens av dess bildningsätt – då magma trängt fram ur en spricka och stelnar så kommer det nybildade berget kontraheras varpå sprickzoner ofta uppträder (Svensson 2012). Detta gör diabas hydrogeologiskt utmärkande då det massiva berget i sig ger en väldigt god barriär samtidigt som dess gränsområden ofta är vattenförande.

Den diabas som förekommer på Stårnö kallas Blekingediabas och domineras mineralmässigt av plagioklas (58%) följt av klinoporyxen (28%) men utmärks av sitt relativt höga olivininnehåll (9%) (Kornfält & Bergström 1990). Färgen är mörkgrå, något ljusare än den nästintill svarta färgen som annars är vanlig för diabas.

2.5.2 Granit

Granit är en den vanligast förekommande djupbergarten i Sverige och är en sur bergart det vill säga den är kiselrik. Detta gör bergarten lätt att distingera från den mörka diabasen då den i stället innehåller en större mängd ljusa fältspatmineral. Inslag av kalifältspat och kvarts gör att även röda respektive vita inslag är mycket vanliga (SGU 2023c).

Graniten på Stårnö kallas mer specifikt Karlshamnsgranit som uppvisar en rödgrå färg. Mineralmässigt är den grovkorning och uppvisar en sämre hållfasthet jämfört med den gnejs som förekommer på halvön. Mineralmässigt förekommer en relativt jämn fördelning mellan kvarts (23%), plagioklas (33%) och kalifältspat (28%) (Kornfält & Bergström 1990).

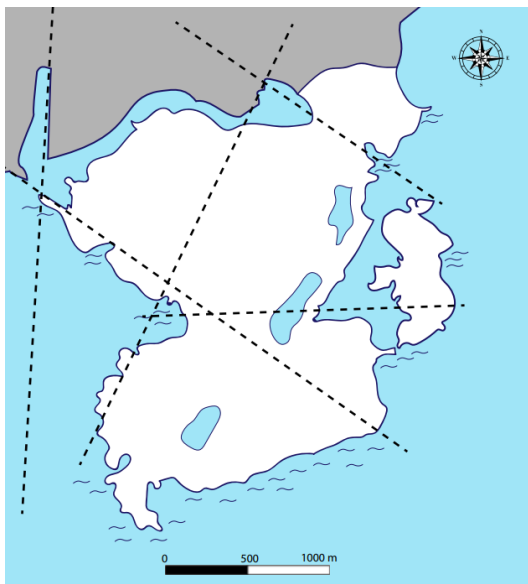
2.5.3 Gnejs

Gnejs är en metamorf bergart som mineralogiskt är mycket lik granit, även denna bergart är sur och uppbyggd av fältspat och kvarts. Bergarterna går att åtskilja genom kornstrukturen tack vare den foliation som mineralkornen i gnejs uppvisar (SGU 2023c; Svensson 2012).

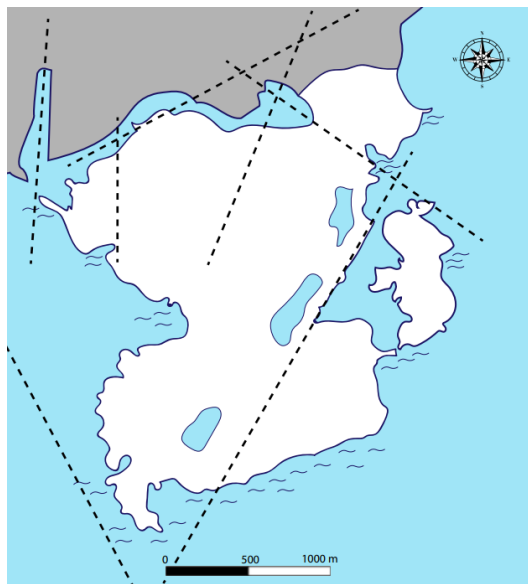
Gnejsen på Stårnö anges av SGU ha granodioritisk till granitisk sammansättning med finkorning karaktär (SGU 2023a). I samma område har SKB tagit flera borrhärdar och i dessa identifierat en lagerföljd som domineras av ett översta lager kustgnejs därefter följt av veckad granodiorit och i vissa fall även Karlshamnsgranit. Kustgnejs innehåller förutom fältspat och kvarts även glimmermineralet biotit och kännetecknas av ett randigt mönster med vitgrå färg. Mineralmässigt domineras den av plagioklas (45%), kalifältspat (26%) och kvarts (15%) (Kornfält & Bergström 1990).

2.5.4 Sprickzoner

Vilka sprickzoner som förekommer på Stjärnö skiljer sig något beroende på källa, se figur 14 och figur 15.



Figur 14. Sprickzoner på Stjärnö enligt Ekman & Gentschein (1980)



Figur 15. Sprickzoner på Stjärnö enligt SGU (2023g)

De lineament som förekommer på Stjärnö uppträder främst i samma riktning som diabasgången, NNO-SVV. Detta är den huvudsakliga deformationsriktningen som förekommer längs halvön och det är även längs denna riktning som högst genomsläpplighet har påträffats (Andersson 2015; Kornfält & Bergström 1990). Gentemot dessa förekommer skjavsprickor i riktning NNV-SSO som uppvisar en svagare konduktivitet. Därtill förekommer även överskjutningar vilket går i linje med de varierande berggrundslagren som SKB:s borrhålsprovtagningar uppvisat. Diabasgången har en brant stupning på 80 grader mot sydöst (Hesselström 1983).

I samband med SKB:s undersökningar av Stjärnö så antogs flera sprickzoner förekomma baserat på okulära inventeringar. Av dessa finns två i närhet till stenbrottet, en cirka 300 meter norr om marinan och en som korsar igenom Timmerterminalen sydspets i V-Ö riktning. Antagen bredd för denna zon är 10 meter, det bör dock noteras att noggrannare provborring inte genomförts för att bekräfta denna zon (Ahlbom med flera 1992). Bergtekniska undersökningar har visat att den nordvästra bergsväggen, dvs den mot inlandet innehåller fuktiga bergspartier vilket tyder på inläckage av vatten, exakt position av vart detta sker saknas (Bognar 2008).

Sprickfrekvensen på Stjärnö är generellt sett låg med ett genomsnittligt värde på 0,9 sprickor per vertikalmeter exkluderande diabasgången (Ahlbom med flera 1992). Variationen i sprickfrekvens mellan olika bergarter är låg och är mer beroende av djup och plats. Diabasgången anges som ett undantag från den låga sprickfrekvensen då denna uppvisar en sprickfrekvens på 3,7 sprickor per meter (Ahlbom med flera 1992). Sannolikt åsyftar författaren specifikt diabasgången gränzoner då diabas vanligtvis brukar vara

en ytterst tät bergart. Anmärkningsvärt är att diabasens sprickfrekvens enbart mättes för ett sprickintervall (ett borrhål) vilket gör detta resultat något mindre pålitligt, för övriga bergarter undersöktes flertalet borrhål.

2.5.5 VLF-mätningar

Eftersom kristallin berggrund är heterogen med vattenföring starkt begränsad till sprickor är det av stort intresse att identifiera sprickzoner, dvs områden med en stor koncentration av sprickor. En metod för att genomföra detta är att analysera markens skenbara resistivitet. Den skenbara resistiviteten visar på hurvida berget är en bra elektrisk ledare eller ej. Detta är av betydelse då vatten är en god elektrisk ledare, det vill säga uppvisar en låg skenbar resistivitet (SGU 2023d). Detta gör att sprickzoner ofta kan identifieras som linjära områden med lägre skenbar resistivitet än sin omgivning. För att beräkna skenbar resistivitet uppmäts i ett första steg elektromagnetiska anomalier i berggrunden varifrån skenbar resistivitet sedan kan beräknas. SGU har offentliggjort en stor mängd VLF-mätningar (det instrument som uppmäter denna sorts anomalier), detta är dock inte fallet för Karlshamn. Ändock har SGU genomfört VLF-mätningar kring Karlshamn vilka gick att tillgå genom direkt kontakt med SGU. De tillhandahållna VLF-mätningarna uppvisar enbart elektromagnetiska anomalier i berggrunden och inte skenbar resistivitet.

Skenbar resistivitet beräknades inte då beräkningarna är avancerade och låg utanför arbetets ramar. Anomalierna i sig kan dock fortfarande användas för att påvisa eventuella sprickzoner. Längs hela diabasgången ses tydligt ljusa färger i figur 16 vilket påvisar större anomalier. I detta sammanhang går det dock inte att med säkerhet att klargöra om anomalierna beror på sprickzoner, utan det skulle kunna vara diabasgången i sig som orsakar de stora anomalierna. Det kan nämnas att även WSP har utfört resistivitetsmätningar 2009 längs den sydöstra bergsväggen mellan Timmerterminalen och Östersjön varifrån de kunde konstatera att sprickzoner förekom i anslutning till



Figur 16. Anomalier på södra Stjärnö. Ljusare färg indikerar större anomalier. Anomalierna följer till stor del diabasgången längs halvön.

bergets överyta. Dessa mätningar har inte redovisats mer ingående i tillgängliga rapporter (Sander 2021b).

2.6 Hydrogeologiska förutsättningar

2.6.1 Hydrogeologiska egenskaper i kristallint berg

En kristallin berggrund uppvisar generellt sett en låg effektiv porositet, det vill säga berget är mycket tätt och den porositet som förekommer är i ytterst liten utsträckning sammanhängande. Den vattenföring som sker i berget kommer ske i bergets sprickor, vilka utgör de enda hålrummen. Hur bergets spricksystem ser ut beror på faktorer såsom bergets bildningsätt samt spänningar som uppstår i samband med plattetektonik och kontinentaldrift (Gustafsson 2009). Detta gör det svårt att generalisera konduktiva värden för kristallin berggrund då bergets hydrauliska egenskaper är både heterogena och anisotropa. Generellt kan det sägas att de hydrauliska skillnader som påträffas inom en bergart är större än de skillnader som finns mellan olika kristallina bergarter. Om ändå skillnader ska identifieras mellan bergarter så brukar basiska bergarter generellt sett uppvisa en lägre konduktivitet än de sura bergarterna (Gustafsson 2009). Granitiska bergarter kan ofta uppvisa en kapacitet som är cirka 60% högre än vad som vanligen återfinns hos basiska bergarter (Olofsson med flera 2001).

Det kristallina bergets låga effektiva porositet är av betydelse när det gäller fluktuationer av grundvattenytan. Den låga mängden sammanhängande hålrum gör att förändringar av vatteninnehållet kommer ge större inverkan på grundvattenytan jämfört med en sedimentär berggrund, där den höga effektiva porositeten gör att ett tillskott eller en minskning av vattenvolymen kommer fördelas över en större hålrumsvolym. Detta gör att säsongsmässiga fluktuationer i kristallint berg på över en meter är vanligt förekommande (Svensson 2012).

Fluktuationer kan vara av stor geokemisk betydelse då det ovan grundvattennivån i den omättade zonen oftast råder oxiderande förhållanden och en aerob bakteriell miljö (Svensson 2011). Om det råder oxiderande eller reducerande förhållanden är av betydelse då det kan påverka tillståndet för andra kemiska ämnen. Ett exempel på detta är järn löst i vatten. Vid reducerade förhållanden kommer en fällning uppstå varpå järnet lämnar vattenfasen.

2.6.2 Hydrogeologiska förutsättningar på Stårnö

Merparten av de omfattande geologiska undersökningar som genomförts på Stårnö skedde under slutet av 1970-talet (SKB 2010a). Halvön undersöktes då av KBS i samband med att riksdagen 1977 införde villkorslagen som krävde att kärnreaktorinnehavare skulle redovisa hur säkert förvar skulle ske av kärnavfall för att få tillstånd till fortsatt drift. Stårnö identifierades då som tänkbar plats att förvara kärnavfall på grund av dess låga permeabilitet. Därför utfördes 5 kärnborrhål samt ytgeologisk kartering på halvön mellan åren 1977 och 1979 (SKB 2010a). Det ska noteras att samtliga

dessa borrhål utfördes i nordvästra Stårn6 dår kustgnejs dominerar, det vill sága inget var i diabasgånge. Dessutom skedde mätningarna på väldigt stora djup då syftet med denna studie var unders6ka m6jligheter till djupförvar av kårnbrånsl6. Bland dessa uppvisades hydrauliska konduktiviteter under 10^{-8} m/s på djup ner till -300 m.6.h. Hydraulisk konduktivitet på ett djup ner till -200 m.6.h dominerades av värden mindre än 10^{-8} m/s, vilket utgjorde mer än 80% av sektionerna för samtliga borrhål förutom två (Ekman & Gentzschein 1980). Påträffade sprickzoner uppvisade en hydraulisk konduktivitet med värden mellan 1×10^{-6} och 5×10^{-6} m/s.

Mätningar för den hydrauliska konduktiviteten saknas för diabasgånge. Generellt sett brukar dock en diabasis uppvisa en väldigt låg konduktivitet som rentav är lägre än andra urberg såsom gnejs eller granit på grund av dess täthet. Erfarenhetsmässigt kan den anges till 5×10^{-10} m/s (Håkansson 2019).

På Stårn6 finns enbart en registrerad vattenbrunn vilken är belågen cirka 50 meter från stenbrottets västra ytterkant (SGU 2023e). Enligt SGU:s berggrundskarta är brunnen belågen i den berggrund som utg6rs av gnejs men ligger ytterst nära grånsen mellan gnejs och diabas. Grundvattennivån i denna brunn är uppmätt till 6 m under markytan, motsvarande cirka 24 meter över havet. Brunnskapaciteten ligger på 200 l/h och den hydrauliska konduktiviteten har mätts till 6×10^{-8} m/s i brunnen (SGU 2023a).

Om en sprickzon skulle förekomma mellan gnejsen och diabasen tyder detta på en väldigt låg vattenföring, förutsatt att brunnen skulle vara belågen inom denna zon. SGU:s kartvisare för grundvattentillgång för små vattenmagasin visar förvisso upp högre vattentillgång i delpartier av grånsområdet mellan diabas och gnejs men dessa områden verkar ståmma väl överens med de områden dår jordlager förekommer (SGU 2023f).

2.7 Grundvattenkemi

2.7.1 Grundläggande grundvattenkemi

Grundvattnets kemiska sammansättning kan i stor utsträckning förklaras utifrån dess omgivning. Detta då den främst beror på kemisk vittring vilket gör att den lokala geologin och dess mineralogi är av stor betydelse (Svensson 2011). Kemisk vittring sker genom att mineral från jordlagren och berggrunden löses upp varefter de kan följa grundvattenflödet. Lösligheten varierar dock mellan olika typer av mineral vilket innebär att ett grundvatten i en berggrund med lättlösliga mineral kommer uppvisa ett högre TDS-vårde (totalt antal lösta åmnen). Likaså kommer aspekter såsom nederb6rd, avrinning och infiltration vara av betydelse då detta kan tillf6ra externa tillågg av åmnen. Hår kommer jordlagret och dess mårktighet vara av stor betydelse eftersom vittringen då regnet trångr genom denna zon går avsevårt snabbare än vad som sker i grundvattenzonen i kristallint berg. Dårtill kommer ett jordlager med lättlösliga mineral fungera som buffert gentemot försurning då tillskott av vatejoner kommer att konsumeras i denna zon (Svensson 2011). Detta är av stor betydelse i Sverige då merparten av landet domineras av svårvittrat urberg med tunna jordlager vilket åven är fallet på Stårn6. Detta medför en låg buffringsf6rmåga och gör grundvattnet kånsligt för försurning. Slutligen kommer grundvattnets

cirkulationstid vara av stor betydelse. En lång cirkulationstid gör att grundvattnet kommer få mer tid att reagera med sin omgivning vilket resulterar i att äldre grundvatten på stora djup vanligen uppvisar högre TDS-värden än yngre grundvatten.

Även om stora kemiska variationer förekommer mellan olika grundvatten finns ändå ett genomgående mönster i form av att åtta primärjoner står för mer än 90% av det totala lösta materialet som går att finna i grundvattnet (Fetter 2001). Dessa är:

- Natrium - Na^+
- Kalcium - Ca^{2+}
- Kalium - K^+
- Magnesium - Mg^{2+}
- Klor - Cl^-
- Sulfat - SO_4^{2-}
- Vätekarbonat - HCO_3^-
- Karbonat - CO_3^{2-}

Andra vanligt förekommande joner är strontium (Sr^{2+}), järn (Fe^{2+}), nitrat (NO_3^-) och fluor (F^-). Anledningen till att grundvatten uppvisar stor homogenitet sett till ingående joner kan finnas i berggrunden och dess mineralogi. Antalet bergartsbildande mineral är relativt få och domineras starkt utav mineralgruppen silikatmineral som står för 95% av dess viktinnehåll. Inom denna grupp är det i sin tur undergruppen fältspat som utgör 58% av alla bergartsbildande mineral (Svensson 2011). Fältspaternas mineralinnehåll återspeglas därför i grundvattnet i form av Ca^{2+} , Mg^{2+} , Na^+ och HCO_3^- . Det ska dock noteras att fältspat är svårlösta mineral vilket gör att berggrunder som domineras av dessa kommer uppvisa låga TDS-värden. Detta är fallet för Sveriges vanligaste bergarter, granit och gnejs. Mer lättvittrade mineral såsom kalcit, halit (bergsalt) och gips förekommer mer i sedimentära bergarter (Svensson 2011).

2.7.2 Saltvatteninträngning

Ett vanligt kemiskt problem vid kustnära områden är saltvatteninträngning. Vanligtvis råder en tydlig skiktning mellan salt- och sötvatten på grund av densitetsskillnader mellan de två, där det tyngre saltvattnet är underst beläget. Som ett resultat uppträder ofta en saltvattenkil, dvs en utsträckning av det lägre belägna saltvattenskiktet in mot land.

I Sveriges kristallina berggrund är det vanligt att det djupare grundvattnet uppvisar relativt höga salthalter, ett fenomen som är särskilt framträdande vid landets kuster. Detta kan förklaras utifrån stora uttag i närhet till havsvatten eller att berggrunden kan innehålla fossilt grundvatten. Av betydelse kan även vara det kristallina bergets hydrogeologiska

egenskaper. Vanligtvis avtar kristallint bergs hydrauliska konduktivitet med djupet. Det är i jordlagren samt den övre uppspruckna delen av berggrunden som den absoluta merparten, cirka 98-99% av grundvattenomsättningen sker med resterande 1-2% på större djup (SKB 2003). Denna egenskap i kombination med låg nederbörd och sprickmönster gör att kristallin berggrund kan vara extra känsligt för påverkan av saltvatten (Boman & Hanson 2004).

Förhållandet mellan salt- och sötvatten kan ändras ytterligare genom mänsklig påverkan då brunnsuttag ger upphov till en sänkt grundvattennivå vilket kan förändra den hydrauliska gradienten så att grundvattnet i stället strömmar in mot brunnen. Som ett resultat kommer då även saltvattenkilen förflyttas längre in mot land vilket kan ge upphov till att saltvatten tränger in i brunnen. Saltvattenproblem kan även uppstå i form av saltvattenuppträning ifall brunnen borras så pass djupt att fossilt havsvatten nås, det vill säga saltvatten som för tusentals år sedan fångats in i berggrunden (SGU 2023h).

En annan faktor som kan påverka grundvattnets salinitet är huruvida området är beläget under högsta kustlinjen eller ej. Högsta kustlinjen är en gräns för vart havet nådde som högst i samband med förra istiden. Eftersom Sveriges yta till stor del varit nedtryckt av inlandsis så sker sedan 14 000 år tillbaka i tiden en landhöjning (SKB 2003). Detta innebär att mycket av Sveriges yta såsom den ser ut idag har stigit ur havet. Detta är av betydelse sett till grundvattenkvalitet då kustnära områden belägna under högsta kustlinjen ofta uppvisar ett långsamt utbyte mellan sött grundvatten och havsvattnen (SKB 2003). Hela Stårnö är belägen under högsta kustlinjen, däremot är halvön belägen över marina gränsen, dvs området har inte varit täckt av salt havsvatten sedan senaste istiden.

De huvudsakliga problem som uppstår vid saltvatteninträngning är kopplade till den höga halt av lösta salter som uppträder inom havsvatten, främst natriumklorid. Östersjön är ett bräckt hav, ändock är salthalten på 10 promille avsevärt högre än de 0,5 promille som anses acceptabla för dricksvatten. En hög kloridhalt ger upphov till otrevlig smak som börjar bli märkbar vid 300 mg/l, dess riktvärde har dock satts lägre av både livsmedelsverket och SGU där det klassas som tjänligt med anmärkning vid 100 mg/l (SGU 2013). En kloridhalt på över 50 mg/l används som riktlinje för bedömning huruvida grundvattnet har en förhöjd kloridnivå eller inte. Det kan samtidigt nämnas i sammanhanget att en opåverkad kristallin berggrund sällan uppvisar kloridhalter över 20 mg/l (Boman & Hanson 2004). Förutom en högre kloridhalt brukar även mängderna kalcium, magnesium och sulfat vara avsevärt högre i saltvattenpåverkat grundvatten än vad som normalt påträffas.

2.7.3 Grund- och havsvattenprover vid Stårnö

Det mest omfattande offentligt tillgängliga materialet av grundvattenprover utförda vid Stårnö stenbrott kommer från KBS undersökningar i slutet av 1970-talet. Då dessa utfördes i syfte att undersöka förutsättningarna för förvar av kärnavfall på Stårnö så är dessa prov tagna på mycket stora djup, 232–397 m under markytan. Från 1979 finns även

flera grundvattenprover tagna av SGU på betydligt mer marknära djup (Jacks 1979). Ett urval av grundvattenprover samt ett havsvattenprov presenteras i tabell 1.

Tabell 1. Grundvattenkemi för olika borrhål & lokal vattenkemi för Östersjön (Jacks 1979).

	Borrhål	SGU	KA3	KA4	Östersjön
	djup	18-20 m	232 m	397 m	
pH		8,7	6,3	7,3	7,7
Kond	mS/m	28,3	64	71	1090
TOC	mg/l		23	4,6	
HCO ₃	mg/l	114	265	295	90
Cl	mg/l	16	20	41	4250
F	mg/l	2,3	0,54	1,1	0,5
SO ₄	mg/l	60	160	112	700
PO ₄	mg/l		0,13	0,35	
NO ₃	mg/l		0,04	0,21	
Ca	mg/l		127	80	
Mg	Mg/l		9,5	17	
Na	mg/l		17	58	
K	mg/l		2,7	3,2	
Mn	mg/l		1,05	0,56	
Fe ²⁺	mg/l	2,6	26	1,1	0,07
Fe, tot	mg/l	0,02	27	14	0,11
NH ₄	mg/l		0,08	0,06	

Som framgår är proverna av starkt varierande omfattning, ändock kan vissa typiska mönster identifieras såsom ökande kloridhalt på större djup. Samtliga grundvattenprover innehåller mindre än 50 mg/l klorid vilket tyder på att berggrunden inte uppvisar några förhöjda kloridhalter.

Sett till denna data ska det tas i beaktning att omfattande utveckling inom mätteknik gjorts sedan dessa undersökningar genomfördes vilket även är fallet för de tidigare presenterade hydrauliska konduktiviteterna. Detta sänker resultatets pålitlighet. En annan försvagande faktor är att information saknas kring var på halvön SGU:s prover är tagna. Detta är av betydelse då vissa av värdena från SGU såsom alkalinitet varierar starkt mellan prover.

Proven från SGU och KBS är tagna i Stårnös västra gnejstäckta områden. I diabasgången i sig togs ett grundvattenprov av konsultföretaget WSP vid stenbrottet år 2009 i Marinan, det norra stenschaktet (Rimme 2009). Provet omfattar grundämnen, metaller och organiska föreningar. Ett urval av undersökta parametrar presenteras i tabell 2.

Tabell 2. Grundvattenprov från WSP taget i Marinan (Rimme 2009).

Parameter	djup	T	pH	Ca	Fe	K	Mg	Na	S	Si
Enhet	m	C		mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
Mängd	0,33	5,7	6,5	33,8	0,0676	7,52	32,4	14,5	5,49	15,2

Eftersom undersökta ämnen åtskiljer sig från de mer typiskt hydrogeologiskt undersökta ämnena i proverna från 1970-talet är en direkt jämförelse mellan dessa svår. Vad som dock kan bemärkas är att natriumhalten är lägre i diabasgången än i det övriga urberget, vilket är anmärkningsvärt tillsammans med vetskapen om dess kustnära läge. Det antyder ett mycket lågt läckage av havsvatten in till stenbrottet.

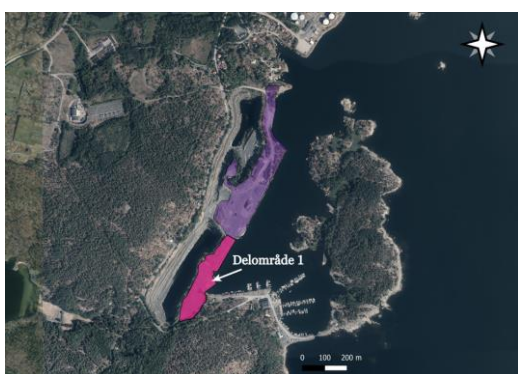
Sett till havsvatten så genomför Blekinges kustvatten och luftvårdsförbund under vinter- och sommarmånaderna analyser av vattenprov vid flera stationer längs Blekinges kust, varav en, K7, är belägen i Karlshamn (Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund 2023). Syftet med denna övervakning är dock främst att undersöka närsalter viktiga för det biologiska livet i havet vilket gör att de undersökta parametrarna inte återspeglar de typiskt förekommande jonerna som tidigare identifierades, se tabell 3.

Tabell 3. Havsvattenkemi vid station K7, Östersjön (Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund 2023).

Parameter	Djup	T	Salinitet	O	PO4	Tot-P	SiO3	NO2	NO3	NH4	DIN	Tot-N
Enhet	m	C	Promille	ml/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l	mg/l
	0,5	3,9	2,2	8,4	0,015	0,033	2,00714	0,005	0,485	0,042	0,532	0,78
	5	4,7	7	8,12	0,02	0,041	0,25714	0,006	0,114	0,012	0,132	0,36

2.7.4 Föroreningar

I samband med planeringen av den tänkta stadsdelen Stjärnö sjöstad utfördes en miljöteknisk undersökning 2021 för att klargöra i vilken utsträckning området är förorenat samt vilka åtgärder som skulle krävas för sanering. Då många verksamheter med skild karaktär har varit verksamma inom området delades det upp i mindre delområden (Bard 2021). Av dessa delområden angränsar delområde 1 till Timmerterminalen. Detta delområde delades i sin tur upp i två ännu mindre delområden, 1A och 1B då verksamheterna även inom delområdet i sig var av olika slag, se figur 17 och figur 18. Inom delområde 1A förekom varvsverksamhet medan det i 1B förekom en timmerterminal (vilken har gett det södra schaktet dess namn) samt ett sågverk. De föroreningar som förekommer kan främst återfinnas i den fyllnadsjord som täcker delområde 1 men har i viss utsträckning även spridits till grundvatten då ovanliggande jordlager har urlakats. Fyllnadsjorden i området består av grus och stenkross och har ett



Figur 17. Förorenat område intill Timmerterminalen är färgmarkerade. Delområde 1 är markerat rosa.



Figur 18. Delområde 1 i detalj. Delområde 1A är markerat i lila och delområde 1B är markerat i grönt.

djup på ungefär 3–6 m (Sander 2021a; Sander 2021b). Större delen av området har idag en hårdjord yta med undantag för det område där timmerterminalen var anlagd vilket antyder om en generellt sett låg infiltration till jorden. Underliggande berggrund består av diabas och grundvattenytan varierar kraftigt inom detta område, flertalet av de borrhningar som genomfördes visade på torra resultat. 2009 genomfördes dock en resistivitetmätning i syfte att utreda bergytans topografi vars resultat antydde om att lågpunkter i anslutning till sprickzoner kan förekomma. Borrade provhål visade på en grundvattennivå cirka 4–7 m under markytan. Grundvattnet i området bedömdes som icke skyddsvärdt då det inte används till vattenförsörjning, skyddsvärdet hade snarare varit att förhindra spridning av förorenat grundvatten (Sander 2021a; Sander 2021b). Från delområde 1A kan trämjäll och beck som använts vid varvsverksamheten ligga till grund för föroreningar. Inom området påträffades förhöjda halter av flera tungmetaller (till exempel bly och kvicksilver), polycykliska aromatiska kolväten (PAH) och dioxin (Sander 2021a).

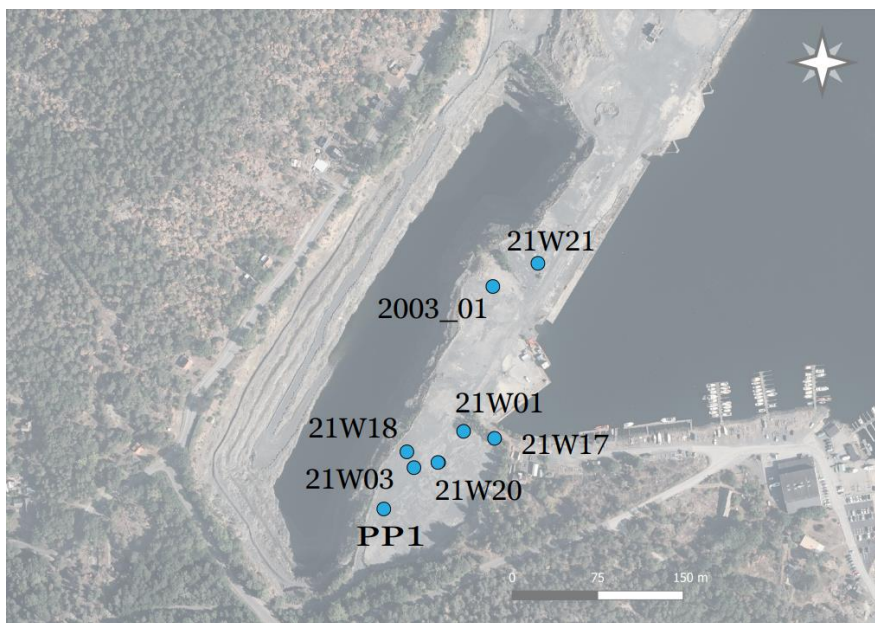
I delområde 1B var ett sågverk och en timmerterminal tidigare aktiv. Från denna verksamhet är det främst dopping av virke i pentaklorfenolpreparat som kan utpekas som den huvudsakliga faktorn till föroreningar inom delområdet. Dioxin har här uppstått som en biprodukt av pentaklorfenol. Dioxinhalterna i området stämmer inte helt överens med var dopping skedde inom området utan ser ut att ha spridits till de södra delarna av området. Dioxinhalterna minskar även med djupet då dioxinet binder starkt till jordens partiklar (Sander 2021b).

Inom hela delområdet 1 genomfördes 6 provtagningar av grundvatten samt ett prov av dagvatten (Bard 2021). Samtliga prover utfördes med avseende på klorfenol samt två prover med avseende på dioxin, se tabell 4. Ett av proven påvisade för höga halter pentaklorfenol medan båda proverna med avseende på dioxin visade på för höga värden. Anmärkningsvärt är att en tidigare undersökning från 2003 uppvisade mycket höga halter pentaklorfenol (38 µg/l). Ett av de nytagna proven, 21W21 (se figur 19) utfördes strax intill platsen där provet från 2003 togs med en avsevärt lägre halt på 5,4 µg/l år 2021. Detta innebär inte nödvändigtvis att halten pentaklorfenol har sjunkit eftersom föroreningen tycks ansamlas i lågpunkter längs berggrunden över yta. Med denna bakgrund kan en heterogen fördelning ses som logisk där vissa punkter uppvisar betydligt högre halter än andra närbelägna platser.

En direkt jämförelse är enbart möjligt vid provrör PP1 där halten sjunkit från 5,4 µg/l år 2009 till mindre än 0,05 µg/l år 2021. Detta kan antyda om en rejäl haltminskning, men att en naturlig nedbrytning skulle ha skett kan dock ses som osannolikt då testerna visade en låg halt av nedbrytningsprodukter (Sander 2021a). I sammanhanget är det värt att nämna att pentaklorfenol är tyngre än vatten och vissa lågpunkter längs bergytan tros vara kopplade till sprickzoner (Sander 2021a; Sander 2021b).

Tabell 4. Grundvattenprover utförda av WSP (Bard 2021).

Provnamn	Pentaklorfenol (µg/l)	Dioxin (TEQ ng/l)
21W18	<0,05	0,03
21W21	5,4	-
21W20	<0,05	-
21W17	0,16	-
21W03	0,16	-
21W01	0,38	-
PP1	<0,05	0,07
Gränsvärde	3	0,001



Figur 19. Plats för grundvattenprov av WSP 2021 samt prov från 2003. Provet från 2003 står under namnet 2003_01.

Laktester genomfördes i delområde 1A men ej 1B. Laktesterna visade mycket låga föroreningshalter sett till vad som skulle kunna förväntas utifrån jordproverna, enbart 2 av 5 prover inom delområde 1 uppvisade totalhalter som överstiger kriterierna för farligt avfall. Utifrån laktestets resultat beräknades av WSP (Sander 2021a) föroreningstransport via grundvatten till ytvatten, se tabell 5.

Tabell 5. Föroreningstransport (Sander 2021a).

Ämne	Föroreningstransport via GV till ytvatten kg/år	Föroreningstransport till ytvatten kg/(ha * år)	Normalbelastning från tätorter i Sverige kg/(ha * år)
Arsenik	0,054	0,032	0,001
Barium	0,37	0,221	-
Bly	0,15	0,09	0,1
Kadmium	0,0008	0,0005	0,002
Kobolt	0,1	0,047	-
Koppar	0,11	0,066	0,2
Krom	0,01	0,006	0,02
Nickel	0,01	0,006	0,02
Zink	0,2	0,137	0,6
Kvicksilver	0,0008	0,0005	0,0005
PAH-H	0,003	0,002	-

Slutsatserna från undersökningen berörande grundvatten var att enbart pentaklorfenol och dioxin kan ses som anledningar till åtgärder. Det betonades att detta främst gällde pentaklorfenol. Det påpekades även att det finns stora osäkerheter gällande i vilken utsträckning dessa förekommer och vilken belastning de orsakar på ytvattnet (Sander 2021a; Sander 2021b).

3 Grundvattenmodellering

3.1 Metod

3.1.1 Grundvattenmodellering

Grundvattenmodellering utförs genom grundvattenflödesmodellen MODFLOW via programmet GMS för att bedöma hur drift av pumpkraftverket kan påverka grundvattennivåer på Stårnö samt få en uppfattning om hur inflöde av grundvattnet från omgivande berggrund kan påverka pumpkraftverkets effektivitet.

GMS (Groundwater Modeling System) är ett program som används för att genomföra grundvattensimuleringar baserade på bland annat MODFLOW-kod. I programmet kan användaren skapa en konceptuell modell vars villkor sammanställs i ett 3-dimensionellt rutnät för att bygga upp modellen (GMS 2023). Det 3-dimensionella rutnätet byggs av celler vars antal specificeras av användaren vid skapandet av modellen. I varje cells mittpunkt finns en nod vari grundvattennivån beräknas via MODFLOW.

MODFLOW är en flödesmodell som genom finita differensmetoden beräknar ett 3-dimensionellt grundvattenflöde. Differentialekvationen som används i MODFLOW bygger på flödesekvationen för en sluten akvifer (Langevin med flera 2017):

$$\frac{\partial}{\partial x} \left(K_{xx} \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left(K_{yy} \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left(K_{zz} \frac{\partial h}{\partial z} \right) + Q'_s = SS \frac{\partial h}{\partial t} \quad (1)$$

K_{xx}, K_{yy}, K_{zz} = hydraulisk konduktivitet längs axel x, y eller z (m/s)

h = Grundvattennivå (m)

Q'_s = Flöde per volymenhet representerande inflöde och utflöde (m^3/m^3s)

SS = Specifik magasinskoefficient (m^{-1})

Denna ekvation är svår att beräkna för en akvifer i sin helhet via matematisk analys. I detta sammanhang används då istället den finita differensmetoden där de partiella derivatorerna istället ersätts med uttryck som beskriver differensen mellan de tidigare beskrivna noderna som återfinns i varje cell. Detta innebär att problemet omvandlas från ett kontinuerligt problem till flertalet diskreta problem där kontinuitetsekvationen används för att beskriva flödesbalansen inom varje cell:

$$\sum Q_i = SS \frac{\Delta h}{\Delta t} \Delta V \quad (2)$$

$Q_i = \text{flöde till cell (m}^3/\text{s)}$

$\Delta V = \text{cellvolym (m}^3\text{)}$

$\Delta h = \text{förändring av grundvattennivå (m)}$

$\Delta t = \text{tidsintervall (s)}$

Eftersom varje cell angränsar mot sex andra celler så måste flödesutbyte gentemot de angränsande cellerna beaktas. Generellt sett kan det totala flödet för en cell beskrivas via:

$$\sum_{n=1}^N a_{i,j,k,n} = \sum_{n=1}^N (p_{i,j,k,n} h_{i,j,k}) + \sum_{n=1}^N q_{i,j,k,n} \quad (3)$$

$a_{i,j,k,n} = \text{flöde från den externa källan nummer } n \text{ till cell } i, j, k \text{ (m}^3/\text{s)}$

$p_{i,j,k,n} h_{i,j,k} = \text{flöden beroende av grundvattennivå i cell } i, j, k \text{ (m}^3/\text{s)}$

$q_{i,j,k,n} = \text{flöden oberoende av grundvattennivå i cell } i, j, k \text{ (m}^3/\text{s)}$

Kontinuitetsekvationen kan appliceras till ekvation 3 formel där

$$\sum_{n=1}^N a_{i,j,k,n} = SS_{i,j,k} (\Delta r_{jj} \Delta c_i \Delta v_k) \frac{\Delta h_{i,j,k}}{\Delta t} \quad (4)$$

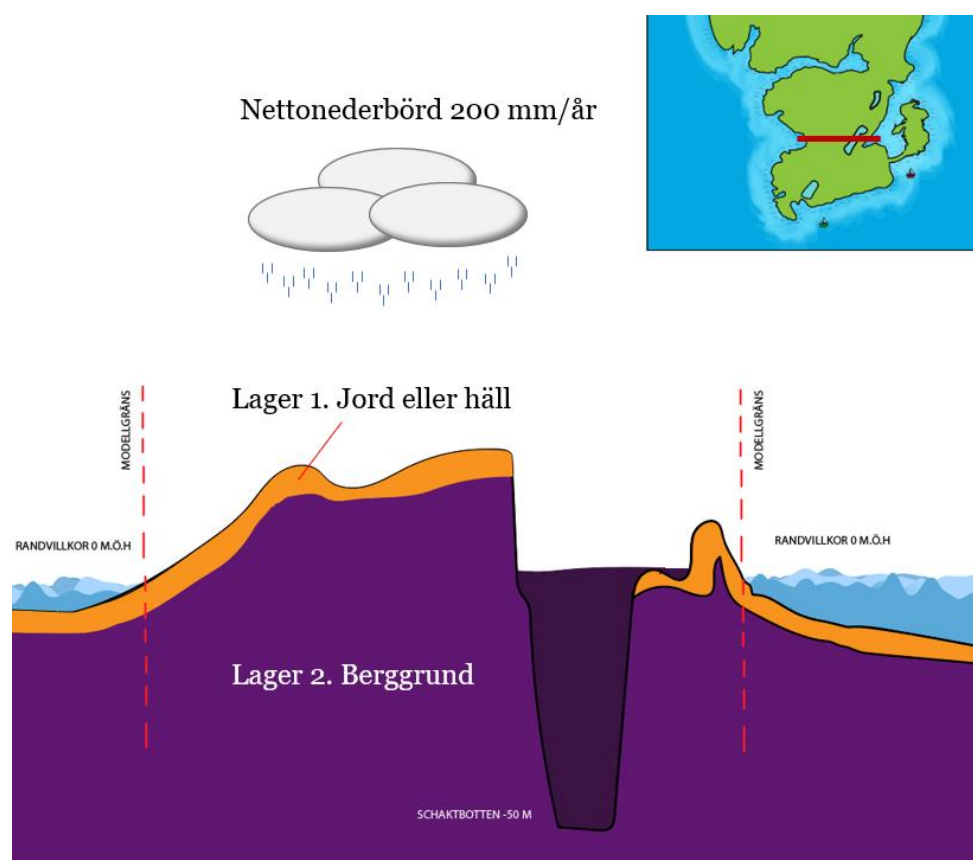
$\Delta r_{jj} \Delta c_i \Delta v_k = \text{Volym av cell } i, j, k \text{ m}^3$

Förutsatt att vi undersöker en cell vid namn i,j,k. Via ekvation 4 kan sedan den finita differens approximationen uppskattats som skillnad i grundvattennivå vid en tidpunkt m gentemot grundvattennivån vid en tidigare tidpunkt m-1.

$$\frac{\Delta h_{i,j,k}}{\Delta t} \approx \frac{h_{i,j,k}^m - h_{i,j,k}^{m-1}}{t_{i,j,k}^m - t_{i,j,k}^{m-1}} \quad (5)$$

Dessa formler och hur de är kopplade beskrivs i mer detalj i Arlen (2016). Beräkningarna sker i flera iterationer vars antal är användardefinierade. Dessa iterationer kommer fortsätta tills grundvattennivån vid två efterföljande iterationer uppnått ett användardefinierat kriterium avseende differens. Lyckas detta uttrycks detta ofta som att simuleringen har lyckats konvergera.

3.1.2 Grundmodell



Figur 20. Konceptuell modell över Stårnö. Tvärsnittet är draget längs den röda linjen i kartan. Ej skalenlig figur. Orange färg betecknar jordlager och lila färg betecknar berggrund. 20% av djupet i modellen antas bestå av jord eller håll medan resterande 80% utgörs av berggrund.

3.1.2.1 Konceptuell modell

Den konceptuella modell som använts i GMS kan grovt förklaras utifrån figur 20. I modellen har förenklingar gjorts varav merparten har genomförts för att hålla modellen enkel att hantera. Ett sådant exempel kan ses i figur 20 där jordlager tar i anspråk 20% av det totala djupet. Detta är markant djupare än verkligheten men var ändå tvunget att användas för att ge modellen en god stabilitet.

Modellens bottennivå sattes konstant till -75 m för att ge en god marginal till djupet i Timmerterminalen på -50 m. Denna nivå kunde sättas konstant då berggrunden är relativt homogen och inte har någon lagerföljd som behöver beaktas. Djupet i Timmerterminalen sattes konstant till -50 m, dvs djupet som NCC hade brytningstillstånd ner till. Övrig topografi interpolerades genom höjddata från SGU.

3.1.2.2 Grundinställningar i GMS

I GMS skapas först en grundmodell för att få fram representativa grundvattennivåer utan påverkan från pumpkraft. Inledningsvis skapades ett 3D-nät bestående av 2 lager. Celldimensionerna valdes till 10 x 10 x d (m) där d representerar djupet. Djupet för lagren ansåts som presenterat i den konceptuella modellen, dvs 20% av totaldjupet ansåts till det översta lagret och 80% till det nedre. I 3D-nätet finns olika varianter av ”solvers”, det vill säga ekvationslösare som utför beräkningarna för de finita differensekvationerna. Den som valdes för denna modellering var Newton Solver (NWT) då denna tillåter justeringar i villkor för vad som anses som acceptabelt, till exempel hur många beräknade iterationer som tillåts och hur stora avvikelser i grundvattennivå som tillåts mellan dessa. Grundmodellen körs under stationära förhållanden (steady state) vilket innebär att inga parametrar förändras under körningens gång och resultaten visar hur grundvattennivån inställer sig långsiktigt under dessa förhållanden. Grundvattennivån antas initialt följa topografin i denna simulering.

I ekvationslösaren justerades standardvärdena för HEADTOL från 0,0001 till 0,01 och MAXITEROUT från 25 till 400. Dessa justeringar tillåter större skillnad i grundvattennivå mellan olika iterationer samt gör att modellsimuleringen tillåts genomföra 400 iterationer för att uppnå konvergens. Den främsta orsaken till detta var att kunna få simuleringens iterationer att konvergera även i de fall under uppbyggnadsfasen då resultaten inte var tillfredsställande. Genom att kunna se dessa resultat blev det enklare att identifiera vad som behövde justeras för att uppnå rimliga resultat.

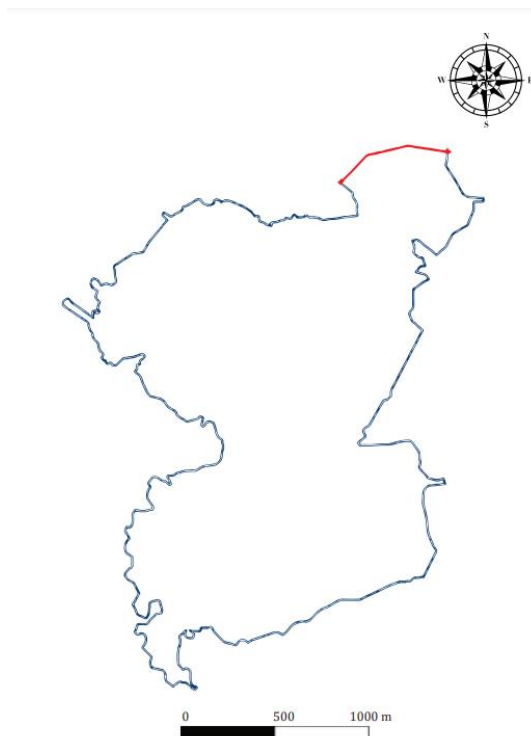
3.1.2.3 Använda lager i GMS

Den konceptuella modellen i GMS består av 10 lager som representerar olika egenskaper. Dessa är:

- Yttergräns
- Randvillkor
- Berggrund
- Jord
- Grundvattenbildning
- Avrinning
- Observationsbrunnar
- Stenschakt

- Stenschaktsbotten
- Dräneringslager

Tre av dessa lager (yttergräns, stenschakt och stenschaktsbotten) har inga egenskaper i sig som påverkar modellen utan är snarare geometriska lager som ligger till grund för uppbyggnaden av övriga lager. Randvillkoren är satta till nollflödesgräns (no flow boundary) gentemot fastlandet i norr och gavs en konstant vattennivågräns (constant head boundary) gentemot havet med en höjd på 0 m.ö.h, se figur 21.

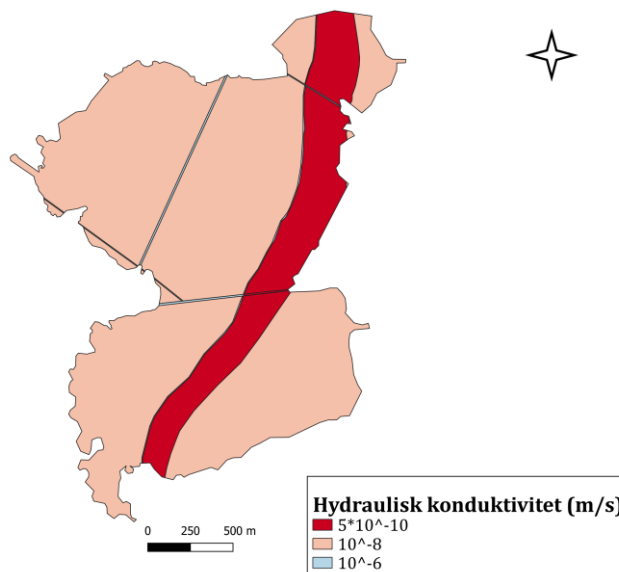


Figur 21. Randvillkor på Stårnö. Röd färg markerar nollflödesgräns och blå färg markerar konstant vattennivågräns.

Berggrund och jord representerar de två grundvattenmagasin som beaktas i modellen. För båda dessa ansätts enbart horisontell hydraulisk konduktivitet i modellen. Vertikal hydraulisk konduktivitet beräknas enligt programmets standardvärde

$$K_v = \frac{K_h}{3}$$

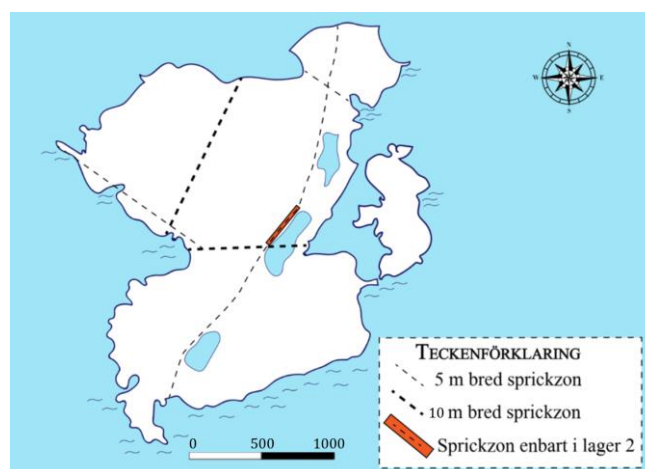
Även porositet har lämnats till det konstanta standardvärdet 0,3. Dessa standardvärden behövs i förenklande syfte då fler parametrar innebär fler möjliga felkällor som kan försvåra modellbyggandet. Då enbart begreppet konduktivitet förekommer så kommer därför detta alltid avse horisontell hydraulisk konduktivitet om inget annat anges.



Figur 22. Hydraulisk konduktivitet i lager berggrund.

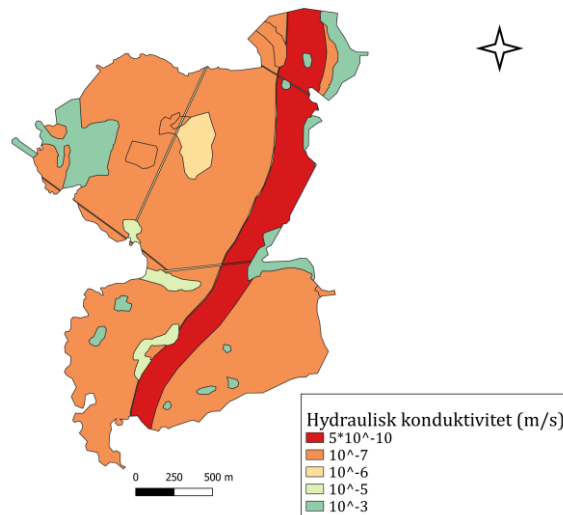
Berggrunden i den konceptuella modellen består enbart av tre typer: sprickzoner, diabas och övriga urberg. Dessa har konduktiviteter på 10^{-6} m/s, $5 \cdot 10^{-10}$ m/s samt 10^{-8} m/s för respektive. De använda konduktiviteterna och bredderna på sprickzoner är exakt samma som använts i tidigare modelleringar vid halvön och är baserade på SKB:s undersökningar. Anledningen till att gnejs och granit inte åtskildes var att den hydrauliska konduktiviteten i detta fall är mer beroende av djup än skillnaden mellan de två bergarterna. Såsom diskuterats i avsnitt 2.5.1 så är diabas en väldigt tät bergart med en konduktivitet som är lägre än både gnejs och granit. Eftersom det inte fanns någon uppmätt hydraulisk konduktivitet i diabasgången på Stårnö så användes värdet $5 \cdot 10^{-10}$ m/s som presenterades i avsnitt 2.6.2.

Det är något oklart från tidigare uppgifter i vilken utsträckning sprickzoner förekommer längs diabasgången och hur pass konduktiva dessa i så fall skulle vara, se figur 23 för använda sprickzoner i grundvattenmodellen. Eftersom mycket material tyder på att



Figur 23. Sprickzoner i grundvattenmodellen.

sprickzoner kan förekomma längs diabasgången så har en sprickzon lagts in vid diabasgångens västra gräns. Denna sprickzon har getts samma konduktivitet som övriga sprickzoner, dvs 10^{-6} m/s. Anledningen till att ingen sprickzon lades in på diabasgångens östra sida var dels den låga mängd natrium och klor som tidigare uppmätts i Marinan samt dels att fuktiga partier hade påträffats längs Timmerterminalens nordvästra bergvägg men inte den sydöstra ut mot havet. Med denna bakgrund ansågs det att även fast en sprickzon sannolikt förekommer med hänsyn till hur diabasgångar uppstår så skulle denna inte vara tillräckligt konduktiv för att representera i modellen. WSP:s undersökning (Sander 2021a) bekräftade denna sprickzons existens men dessa uppgifter framkom efter att modelleringen redan genomförts.



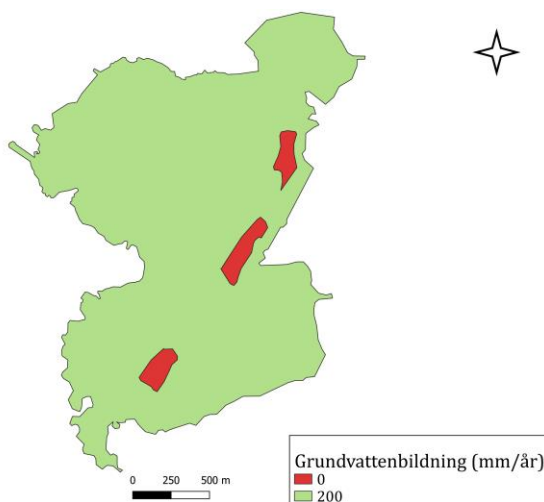
Figur 24. Hydraulisk konduktivitet för jordlagret.

Ovanpå berggrundslagret ansätts ett jordlager, som tidigare nämnt tar i anspråk 20% av totaldjupet för att den numeriska modellen ska bli stabil. Alternativet till denna överskattning hade varit att helt utesluta jordlagret ur modellen, ett alternativ som inte sågs som möjligt på grund av att många fyllnadsjordar är belägna på områden ursprungligen under havsytan. Detta innebär att uteslutning av dessa områden resulterade i stora översvämningar i simuleringen. Områden med betydande mängd fyllnadsjord utgör främst de nordvästra delarna kring Karlshamnsverket, bebyggda områden på halvöns norra höjdpunkt samt de förorenade fyllnadsjordarna vid stenschaktet. I jordlagret användes följande konduktiviteter:

- Högkonduktiv jord: 10^{-3} - 10^{-6} m/s
- Sprickzoner: 10^{-6} m/s
- Häll/morän: 10^{-7} m/s

Häll eller morän är de områden som täcker större delen av halvön och fungerar som en fortsättning på underliggande berggrund med något högre konduktivitet. Den högre konduktiviteten är till följd av en högre sprickfrekvens i de översta delarna av berggrunden.

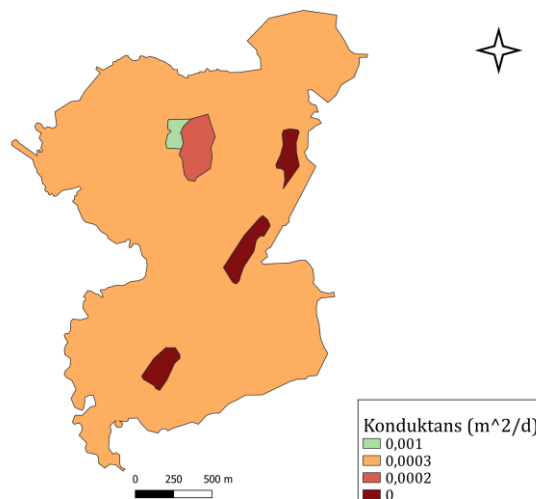
Den högkonduktiva jorden är trots det stora angivna intervallet främst satt till 10^{-3} m/s. Högkonduktiva områden med lägre konduktivitet än så förekommer enbart av kalibreringsskäl. Sprickzoner antas vara vertikalt homogena inom det undersökta intervallet, dvs sprickzoner har samma konduktivitet i jordlagret som i berggrunden. En avvikelse är Timmerterminalens nordvästra bergvägg som vid närmare betraktelse tycks bestå av gnejs, ett tecken på att sprickzonen längs denna sträcka sannolikt försvunnit till följd av diabasbrytningen. Grundvattenbildningen i modellen är satt till 200 mm/år, dvs samma som nettonederbörden konstant över hela modellen förutom de tre stenschakt som finns på halvön, se figur 25.



Figur 25. Grundvattenbildning i modellen.

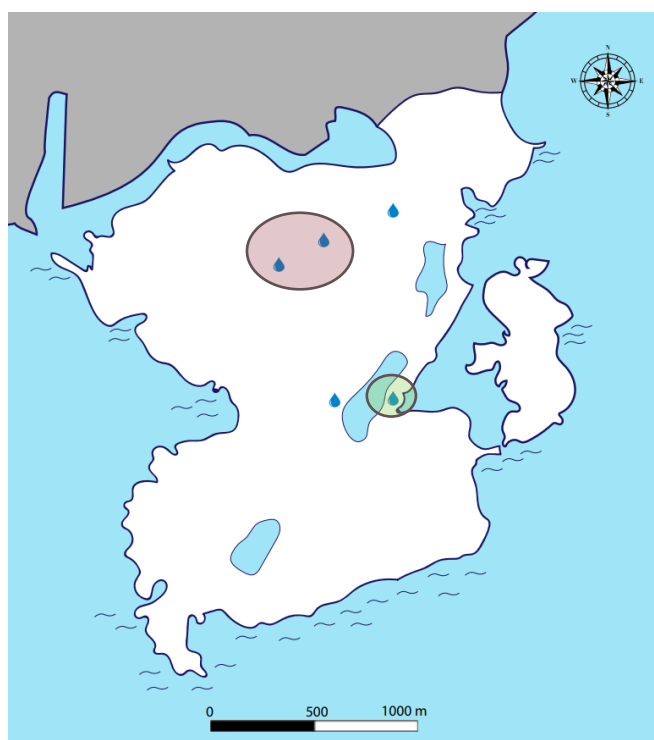
De tre stenbrotten ges ingen grundvattenbildning alls då dessa annars fick simuleringen att inte konvergera. Eftersom merparten av nettonederbörden egentligen inte kommer bidra till grundvattenbildningen på grund av den betydande mängden hållmark så krävs det att avrinning beaktas i modellen. Då ingen direkt motsvarighet till avrinning finns i GMS så simuleras detta genom attributet "seepage face", vilket fungerar likt en källa som avlägsnar grundvatten från akviferen och gör det till ytvattenavrinning.

Definitionen för "seepage face" är att denna utgör ytan där den mättade zonen/grundvattenytan angränsar mot atmosfären. Eftersom seepage face inte är en direkt motsvarighet till avrinning är det svårt att basera detta attribut på fakta om området utan dess värden har snarare testats fram tills en god kalibrering uppnåtts. Seepage face anges i enheten konduktans och har satts till $0,0003 \text{ m}^2/\text{d}$ konstant över nästan hela modellen. Undantag inkluderar de tre stenschakten som i egenskap av att vara lågpunkter inte kommer att få någon avrinning samt även halvöns norra inland där konduktansen för vissa områden har justerats av kalibreringsskäl, se figur 26.



Figur 26. Seepage face, eller representation av avrinning i modellen.

Vid kalibrering av grundvattenflödesmodellen användes fem observationsbrunnar varav två egentligen utgör möjliga platser för en brunn beskriven i ordform i ett tidigare examensarbete, se figur 27 (Wirtz 2019).



Figur 27. Observationsbrunnar. Röd cirkel markerar de två tänkbara platserna för mätningen från det tidigare examensarbetet. Mätningen från WSP (2021) är grönmarkerad. Övriga brunnar är från SGU (2023e).

Två brunnar är tna från SGU:s kartvisare medan en är tagen från WSP:s undersökning 2021 (Bard 2021; Sander 2021a; Sander 2021b). De tre brunnarna som kan placeras med säkerhet från SGU och WSP används med ett konfidensintervall på 95% vid kalibrering.

De två möjliga platserna för brunnen från det tidigare examensarbete använder ett lägre konfidensintervall på 70%.

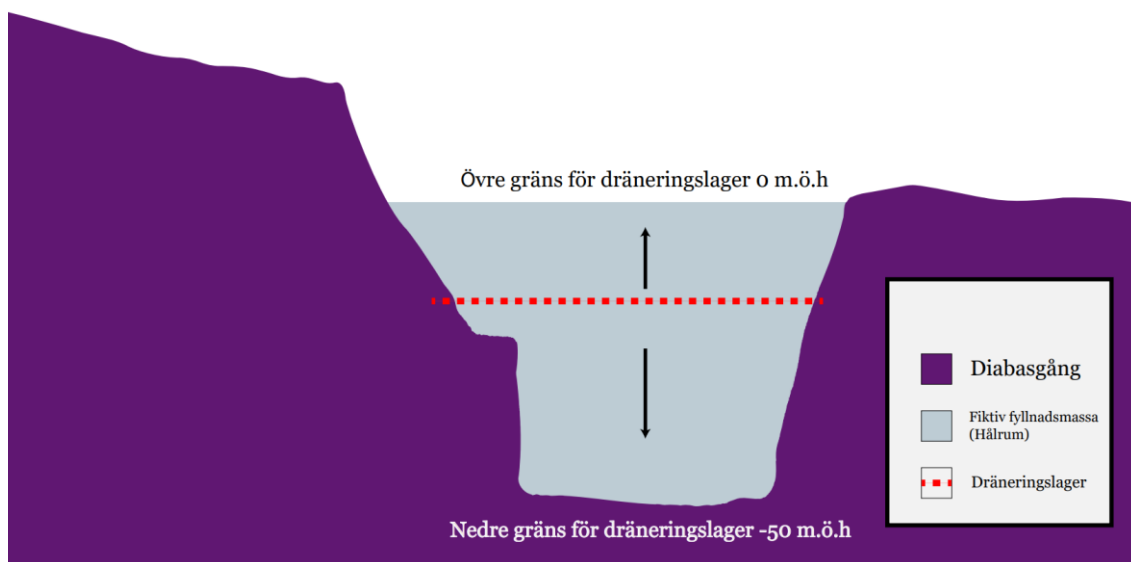
När grundscenariot väl har simulerats och det har uppnåtts en god kalibrering gentemot observationsbrunnarna så kopieras resultatet från grundscenariot till ett nytt transient scenario där pumpkraftverket implementeras. Resultatet verkar nu som startvärden för grundvattennivåer i det nya scenariot.

3.1.3 Implementering av pumpkraftverk

3.1.3.1 Introduktion

I GMS finns ingen direkt motsvarighet till ett pumpkraftverk eller liknande verksamhet. Detta får i stället representeras genom andra attribut som kan uppnå snarlika resultat i modellen. Mot förmodan fungerar pump och injektionspump dåligt i detta syfte då dessa verkar direkt på grundvattnet i berggrunden snarare än på ytvattnet såsom ett riktigt pumpkraftverk hade gjort. Att injektera eller pumpa de storleksordningarna som används vid ett pumpkraftsverk direkt i berggrunden är både orealistiskt och inte hanterbart för GMS då det i detta fall rör sig om ett flöde på minst 500 000 m³/d.

I stället för att representera direkt pumpning och injektion i modellen representeras dessa istället indirekt genom förändringar i den nedre reservoarens (Timmerterminalen) vattenyta. Detta sker i programmet genom att ett dräneringslager förflyttas i en transient simulering. Dräneringslagret kommer dränera vatten inom Timmerterminalen tills en angiven vattennivå är nådd, då dräneringen upphör, se figur 28.



Figur 28. Konceptuell modell av hur pumpkraftverket har implementerats i grundvattenmodellen.

Är vattenytan inom Timmerterminalen i stället under dräneringslagret så kommer omgivningen bidra med ett grundvatteninflöde så att vattenreservoaren i stenbrottet fylls upp till dräneringslagrets nivå. Viktigt att notera här är att dräneringslagret kommer fylla reservoaren med grundvatten som sedan dräneras bort. För att detta inte ska skapa en orimlig effekt så fylls därför det tomma hålet med samma berggrund (diabas) som

omgivningen. Denna fyllning kommer ha extremt liten hålrumsvolym som trots diabasens låga konduktivitet kan fyllas och tömmas väldigt snabbt. Den begränsade hålrumsvolymen minimerar den mängd vatten som avlägsnas från omgivande berggrund men bibehåller de förändringar av hydraulisk gradient som kan väntas ske då vattenytan i reservoaren förflyttas. Konsekvensen av den begränsade hålrumsvolymen blir att den inflödande vattenmängden kan begränsas till en nivå som är lägre än vad som hade kunnat uppstå i verkligheten.

Vid transienta modeller behöver även vattenavgivningstalet (specific yield) och den specifika magasinskoefficienten (specific storativity) beaktas. Vatteavgivningstalet är enhetslöst och motsvarar den andel av porositeten som kan dräneras via gravitation. Den dränerbara porositeten är endast aktuell i öppna akviferer och likställs ofta i svensk litteratur med effektiv porositet (Sparrenbom & Jeppsson 2022). Den specifika magasinskoefficienten (m^{-1}) anger den relativa vattenmängd som avges vid en trycksänkning på 1 meter vattenpelare. Som framgår är dessa egenskaper starkt bundna till hålrumsvolymen som tidigare diskuterades. Båda dessa värden hölls till det förinställda värdet 0 konstant över hela modellen. Detta berodde initialt på att dessa missades i skapandet av modellen men värdena bibehölls då det visade sig att dessa var tvungna att vara både extremt låga och konstant angivna över hela modellen för att uppnå ett rimligt resultat. Detta diskuteras mer i detalj i avsnittet kring felkällor i modellen.

3.1.3.2 Körcykel

Körcykeln för pumpkraftverket i modellen bestämdes efter rådgivning av Daniel Sjöberg, Sweco, som varit delaktig i ett pilotprojekt där pumpkraft som teknik testades i en underjordisk gruva på Åland. Körcykeln startar måndagsmorgon då den nedre reservoaren antas vara helt uttömd. Fram tills fredagskväll kommer en nettoökning ske då reservoaren antas vara helt fylld. Därefter kommer en nettominskning ske fram till efterföljande måndagsmorgon då reservoaren åter antas vara helt tomt. Notera att det som beskrivs är nettoförändringar, dvs egentligen sker både pumpning och inflöde dagligen. I modellen representeras detta dock enbart som ett inflöde för vardagar och utflöde för helger, se tabell 6 och 7. Som startvärde för den transienta simuleringen sätts de grundvattennivåer som simulerats fram i grundmodellen.

Tabell 6. Tidsmässig fördelning mellan vardagar och helgdagar i modellen.

Från	Till	Antal timmar
Måndag	06:00 Tisdag	06:00 24
Tisdag	06:00 Onsdag	06:00 24
Onsdag	06:00 Torsdag	06:00 24
Torsdag	06:00 Fredag	06:00 24
Fredag	06:00 Lördag	00:00 18
Lördag	00:00 Söndag	06:00 30
Söndag	06:00 Måndag	06:00 24

Tabell 7. Total tid, flöden samt förändringar i reservoarens vattenyta. Flöden är beräknade utifrån Timmerterminalens volym på 2,5 miljoner m³ under antagandet att hela volymen utnyttjas vid drift.

	Total tid (h)	m ³ /h	m ³ /dag	Nivåförändring (m/d)
Vardag	114	21929,8	526315,8	10,5
helgdag	54	-46296,3	-1111111,1	-22,2

Körcykeln simuleras ungefär 8 gånger om (57 dagar) för att se om cykeln får ett konstant mönster eller om avvikelser sker. Konduktansen för dräneringslagret angavs till $5 \cdot 10^{-10}$ m/s vilket är samma konduktivitet som för diabas. Detta värde användes då konduktansen normal sett beräknas som $C=k/t$ för en polygon. Eftersom tjockleken, t kommer att variera då dräneringslagret förflyttas och diabasgången är mycket djupare än vad som ingår i modellen så blir tjockleken svår att specificera. Därför antas dräneringslagret verka inom den närmsta metern vilket gör att $C=K$. Dräneringslagret höjd är transient och förflyttas i steg enligt nivåförändringar i tabell 8. Detta ger höjdlägen i cykeln enligt:

Tabell 8. Vattennivå efter angiven mängd dagar.

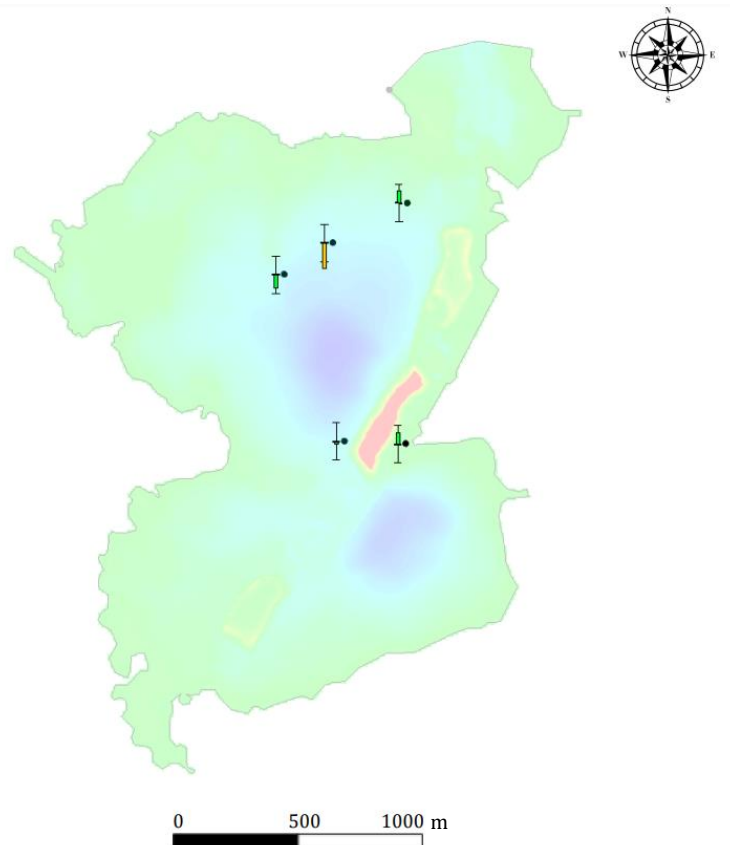
Dag	0,0	1,0	2,0	3,0	4,0	4,75	6,0	7,0
Nivå (m)	-50,0	-39,5	-29,0	-18,4	-7,9	0,0	-22,2	-50,0

Det kan nämnas att dräneringslager och fyllnadsmassan i stenschakt fanns närvarande redan i grundmodellen, med enda skillnaden att dräneringslagrets höjd inte var transient utan konstant satt till -50 m. Förutom denna skillnad är alla lager inställda på precis samma sätt i grundscenariot som i det transienta scenariot.

3.2 Resultat

3.2.1 Kalibrering

Grundmodellen uppnådde en god kalibrering gentemot observationsbrunnar som kan ses i figur 29 och tabell 9.



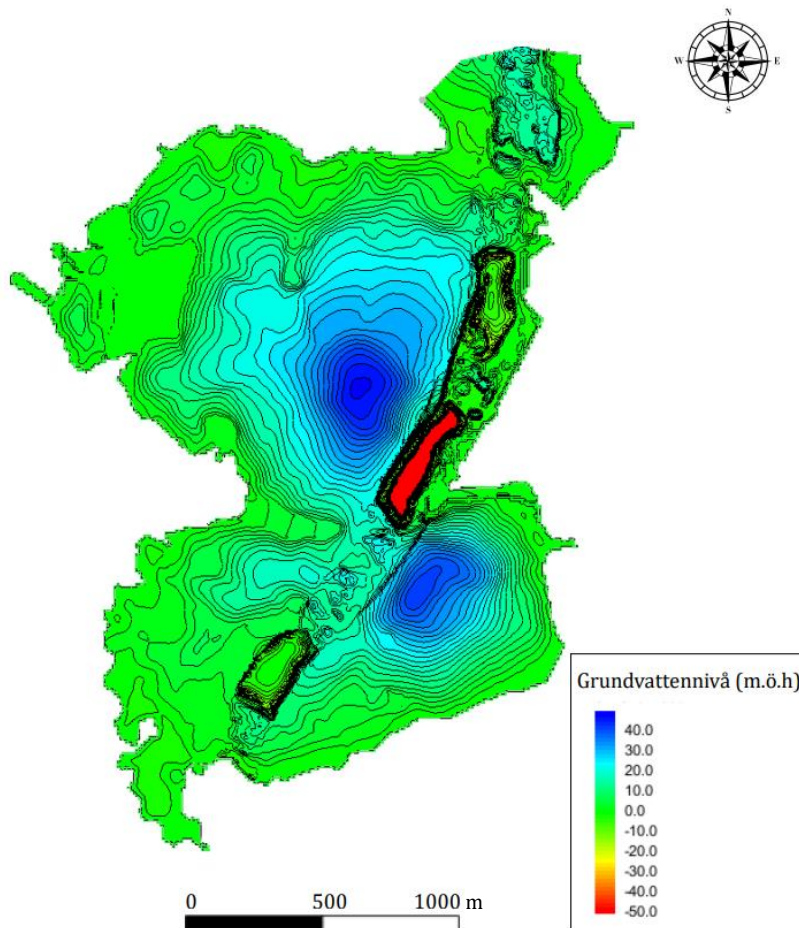
Figur 29. Visuell representation av kalibreringsresultat. Grön färg indikerar ett fel på mindre än 1 meter. Grön färg på stapel visar att den grundvattennivån ligger inom det angivna spridningsintervallet. Gul färg på stapel indikerar att grundvattennivån är utanför angivet spridningsintervall men att felet är mindre 200%. Skulle något resultat få ett fel större än 200% så skulle detta ge en röd färg på stapeln.

Enbart en observationspunkt faller utanför spridningsintervallet på 1 m om än inte långt utanför med en residual på 1,34 m. Denna observationspunkt är en av de två möjliga platserna från det tidigare examensarbetet vid Karlshamnsverket vilket gör att felet kan betraktas som mindre allvarligt. Två brunnar, SGU Norr och 21 W01 föll strax utanför konfidensintervallet.

Tabell 9. Resultat från kalibrering.

Punkt	Observerad nivå (m)	Spridningsintervall (m)	Konfidensintervall (%)	Standardavvikelse (m)	Beräknad nivå (m)	Residual (m)
SGU Syd	20	1	95	0,51	19,85	0,15
Exjobb 1	23	1	70	0,96	22,30	0,70
Exjobb 2	23	1	70	0,96	21,66	1,34
SGU Norr	9,6	1	95	0,51	10,30	-0,70
21W01	-0,58	1	95	0,51	0,00	-0,58

3.2.2 Grundscenario



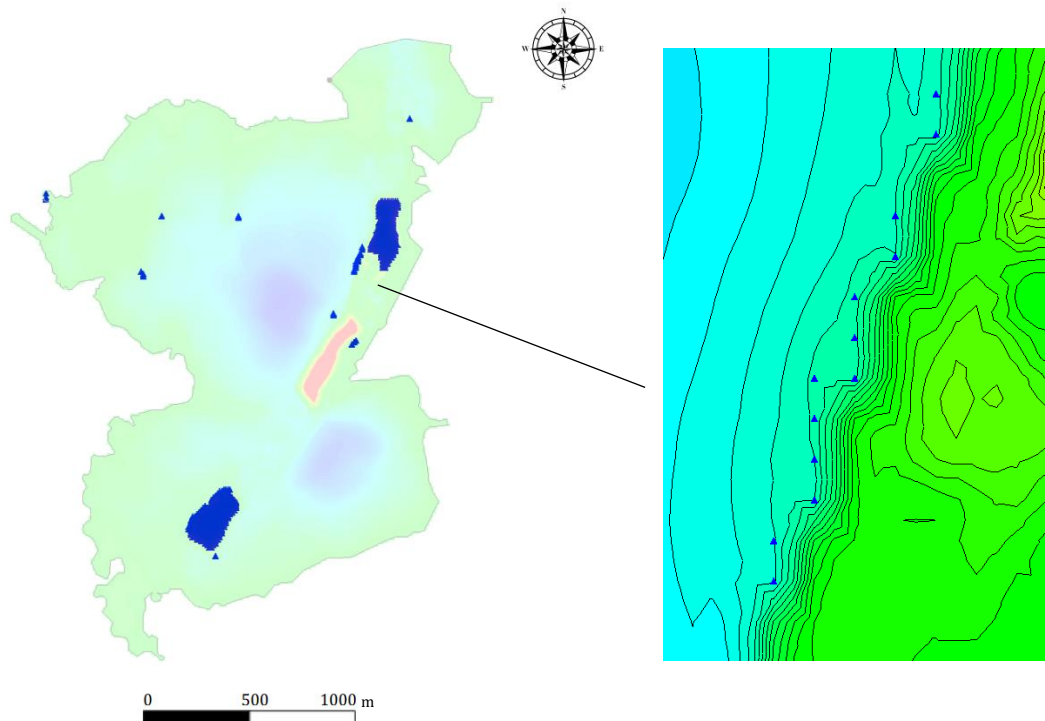
Figur 30. Grundvattennivå i det simulerade grundscenarioet.

Grundvattennivåerna följer i stor utsträckning halvöns topografi även om mindre avvikelser tydligt kan ses vid områden där stora förändringar i konduktivitet sker t.ex. utmed diabasgången, se figur 30. Vid vissa sådana gränser med starkt skiljande konduktivitet eller topografi kan översvämmade områden påträffas, se figur 31. Ett sådant exempel är längs med diabasgången där två angränsande celler kan ha en höjdskillnad på uppemot 15 m vilket resulterar i att den lägre belägna av dessa två celler lätt översvämmas. Detta problem har dock varit helt isolerat till just sådana angränsande celler och återfinns ej över större områden. Noterbart i figur 30 är att Timmerterminalen skiljer sig från Marinan och det äldre stenbrottet (se figur 1) på södra Starnö då grundvattennivån i Timmerterminalen är -50 m.ö.h. De andra två stenbrotten har fyllts med grundvatten vilket inte har skett i Timmerterminalen då dräneringslagret förhindrar detta.

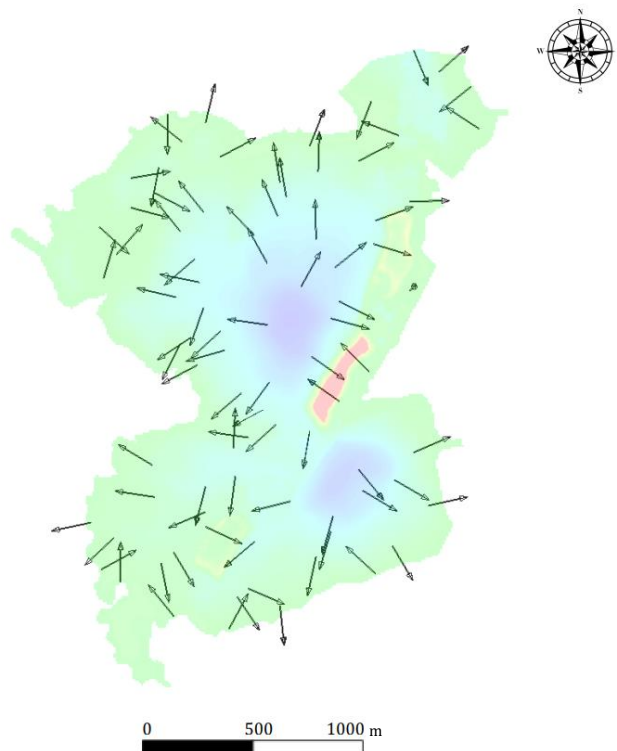
Grundvattenflödets riktning och storlek kan tydligt illustreras genom hastighetsvektorer (velocity vectors) i GMS. Dessa beräknas som

$$vektor_i = \frac{flöde_i}{Area_{iMättad} \cdot porositet_i}$$

där i betecknar riktning. I figur 31 visas hastighetsvektoreernas riktning utan att deras storlekar beaktas. Här kan ses att grundvattenflödet följer halvöns topografi ut mot havet med få undantag. Ett sådant undantag finns vid Timmerterminalen där bergsväggen ut mot havet fungerar som en grundvattendelare.

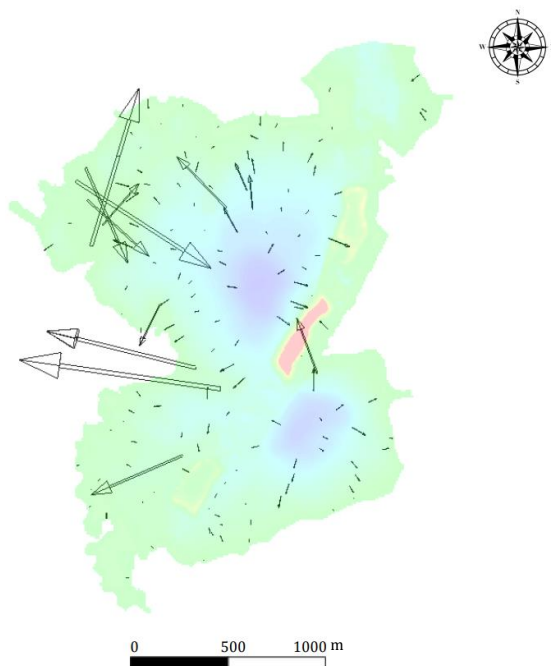


Figur 31. Översvämmade celler i grundscenariot. Den högra figuren illustrerar de översvämnningar som sker vid områden som uppvisar stora skillnader i hydraulisk konduktivitet och höjd. Sådana områden är markerade med blå trianglar.

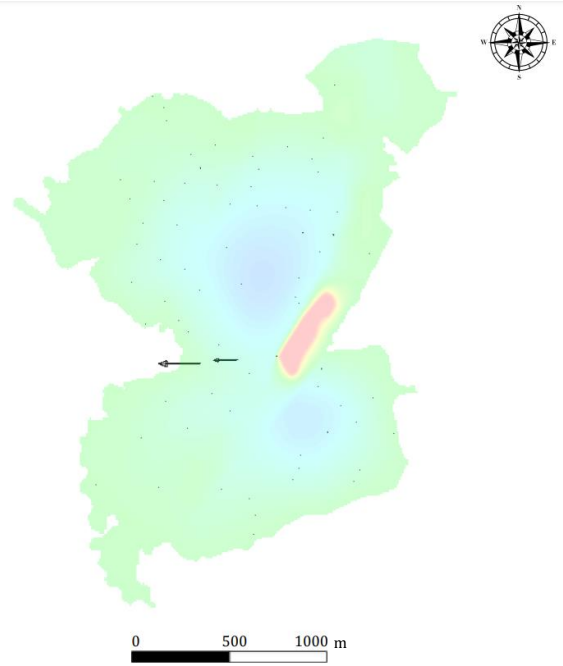


Figur 32. Riktning för flödesvektorer.

Beaktas även flödesmängden i vektorernas storlek så kan det ses att de i särklass största flödena sker ut mot havet vid dalgången strax väster om Timmerterminalen samt kring fyllnadsjorden vid Karlshamnsverket se figur 33 och 34. Därtill kan det även ses att den absoluta merparten av flödena förekommer i lager 1. Detta lager är det som först nås av grundvattenbildning



Figur 33. Storlek samt riktning för flödesvektorer i lager 1.



Figur 34. Storlek samt riktning för flödesvektorer i lager 2.

och är generellt sett mer konduktivt än lager 2. Det bör iakttas att flödesvektorerna kring nordvästra Stjärnö ser något märkliga ut då det ser ut som att vatten flödar i flera korsande riktningar kring Karlshamnsverket. Ett sådant scenario skulle inte kunna uppstå i verkligheten och kan sannolikt förklaras utifrån att flödesvektor från den omgivande kusten kring detta område är placerade på ett missvisande sätt. Flödesbalansen för hela halvön återges i tabell 10 där det även framgår individuella flöden för randvillkor (constant head), grundvattenbildning (recharge) och avrinning samt dränering (drains).

Tabell 10. Flödesbalans för grundscenario.

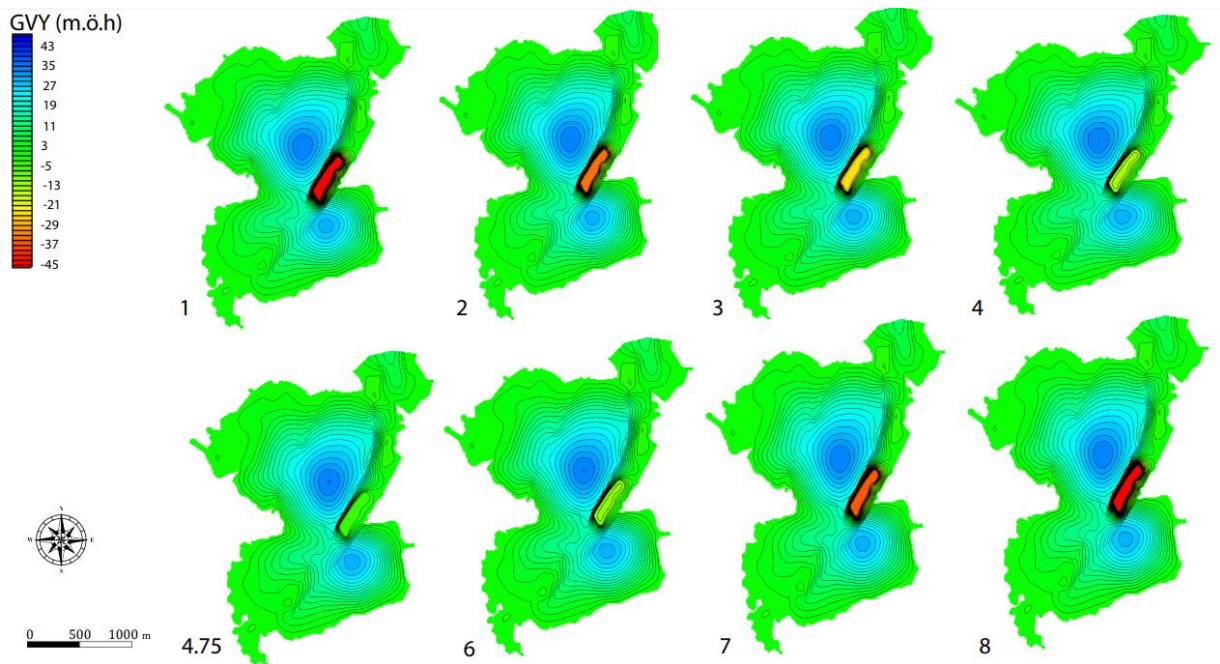
Flödesbalans	Inflöde (m ³ /d)	Utflöde (m ³ /d)
Randvillkor (kust)	245,9	-40,7
Dränering (avrinning + dräneringslager)	0,0	-2090,0
Grundvattenbildning	1884,5	0,0
Totala flöden	2130,5	-2130,7
	Skillnad (inflöde-utflöde) (m ³ /d)	Procentuellt fel (%)
Beräknat fel	-0,2	-0,01

Det ska noteras att dränering inom tabell domineras stort av avrinning, enbart 3.24 m³/d orsakas av dräneringslagret som representerar Timmerterminalen, resterande 2086.76 m³/d beror på avrinning (seepage face). Ytterligare noterbart är att flödet för avrinning är större än inflödet via nettonederbörd, detta kompenseras i form av ett nettoinflöde från havet. Eftersom Timmerterminalen är området av huvudsakligt intresse på halvön redovisas även vattenbalans för stenschaktet i tabell 11.

Tabell 11. Flödesbalans för Timmerterminalen.

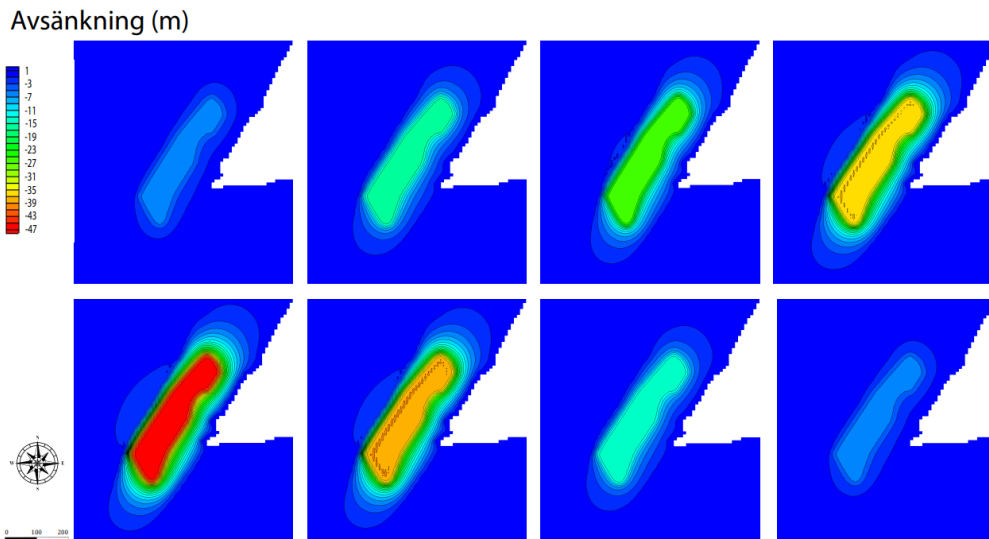
Flödesbalans	Inflöde (m ³ /d)	Utflöde (m ³ /d)
Randvillkor (kust)	0	0
Dränering (avrinning + dräneringslager)	0	-3,2
Grundvattenbildning	0	0
Läckage	3,3	-0.04
Totala flöden	3,3	-3,3
	Skillnad (inflöde-utflöde) (m ³ /d)	Procentuellt fel (%)
Beräknat fel	-3,7E-08	-1,1E-06

3.2.3 Pumpkraftscenario



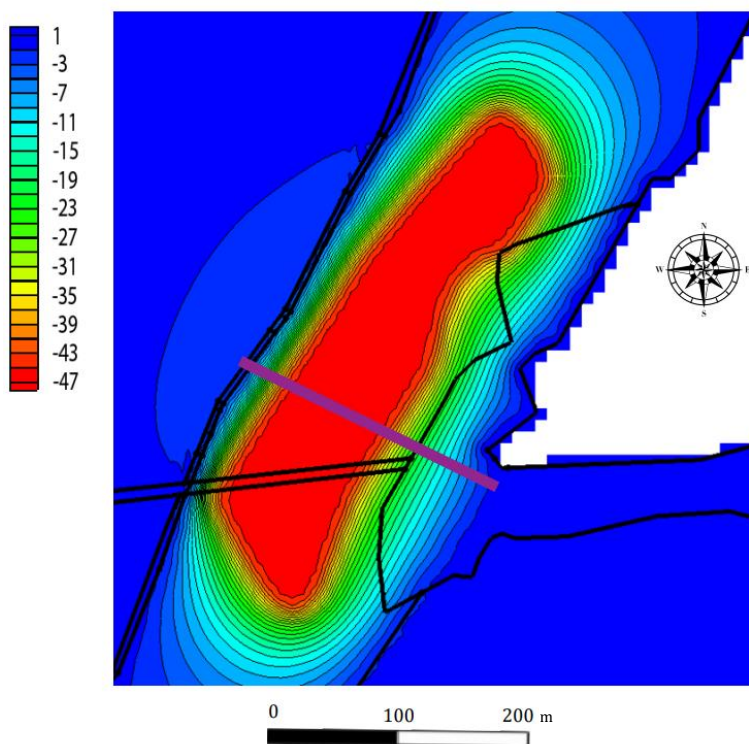
Figur 35. Utveckling av grundvattennivå under en veckocykkel.

Som kan ses i figur 35 sker inga större förändringar sett till grundvattennivå under en veckocykkel utom just kring Timmerterminalen. Här ska det även poängteras att figur 35 visar grundvattennivån för lager 2 vilket är lagret som dräneringslagret verkar på, för lager 1 är påverkan än mindre synlig. Figur 35 representerar även väl resterande veckor i simuleringen och inga större avvikelser från det presenterade resultatet notaterades. I Appendix C går det att se varje tidssteg i figur 35 kring Timmerterminalen i mer detalj.

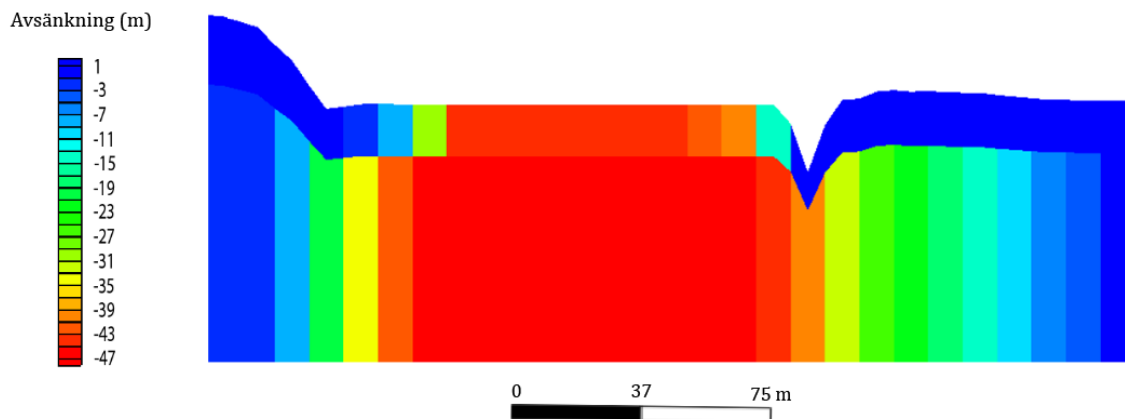


Figur 36. Avsänkning vid Timmerterminalen under en veckocykkel. Eftersom ingen avsänkning sker kommer de negativa värdena representera nivåhöjningar.

Figur 36 visar mer tydligt den lokala påverkan som sker kring Timmerterminalen och förväntad avsänkning, vilket i detta fall blir negativa värden eftersom en höjning sker gentemot grundscenariot. Magasinet hinner inte helt fyllas och tömmas inom veckocykeln då vattnets djup varierar mellan 5–46 m i stället för 0–50 m. Influensradien uppnår 420 m i riktning SV-NO och 150 m i riktning NV-SO under dess maximala utbredning fredagskväll. Den höjning som sker är starkt begränsad till diabasgången, den maximala höjning som sker inom områden täckta av gnejs eller granit uppvisar enbart höjningar upp till cirka 2 meter. Noterbart är dock att den förorenade fyllnadsjorden intill Timmerterminalen är belägen ovanpå diabas.



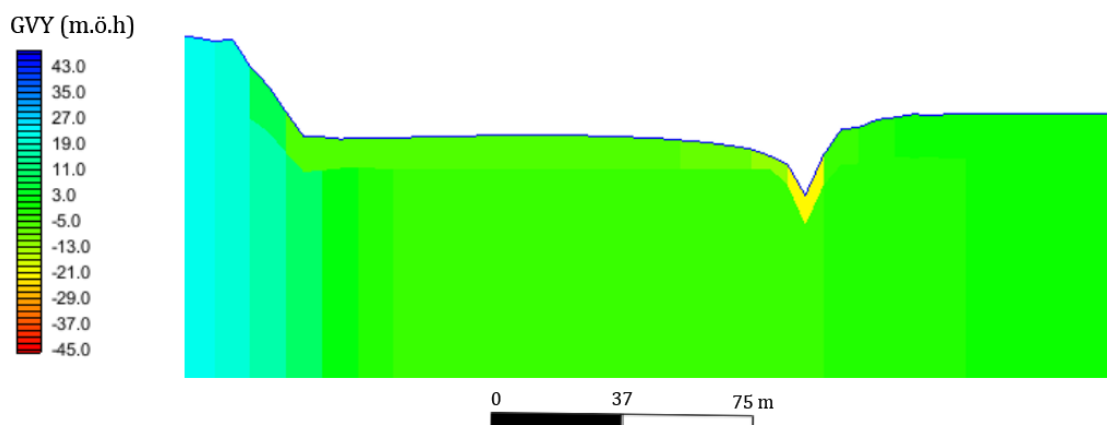
Figur 37. Avsänkning (i praktiken höjning) vid fredagskväll då vattenytan är som högst i Timmerterminalen. Svarta linjer anger gränser mellan jordlager. Lila linje anger tvärsnitt som används vid figur 38,39 och 40.



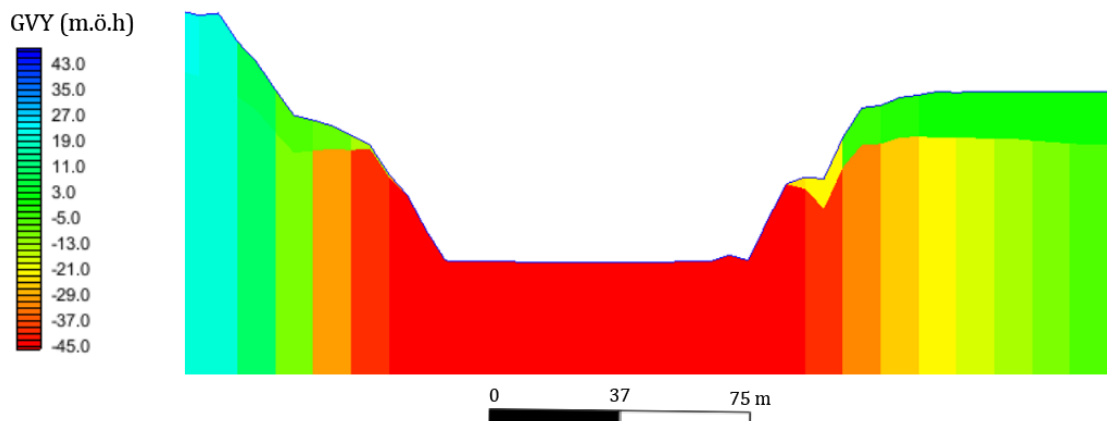
Figur 38. Sektionsbild av ovanstående figur. Som ses kommer nivån enbart förändras i lager 2.

Figur 37 och 38 visar på närmare avstånd den maximala höjning som väntas ske enligt modellen. Den förorenade fyllnadsjorden representeras av polygonen mellan Schaktbotten (rött) och havet (vitt). Nivån inom detta område höjs med cirka 10–20 m i lager 2. Här kan det noteras att det sedan tidigare genomförts mätningar av grundvattennivå inom området som visat resultat på en halv meter under markytan.

Anledningen till att dessa nivåhöjningar inte resulterar i massiva översvämningar i modellen beror på att dräneringslagret enbart verkar på lager 2. Därför kommer dräneringen enbart verka direkt på diabasen under den mer högkonduktiva fyllnadsjorden. Noterbart är att ingen grundvattensänkning sker runtom Timmerterminalen trots att hålrummet fylls med grundvatten. Här gäller det att ha i åtanke att hålrummet inom modellen inte är något hålrum utan representerad som tätt berg vilket har en ytterst begränsad porositet. Denna bergmassa kommer att fyllas väldigt lätt inom modellen vilket gör att en ytterst liten vattenvolym kommer att flöda in från omgivningen. Samtidigt sker en minskning i den hydrauliska gradient då vattennivån i Timmerterminalen höjs vilket resulterar i ett minskat vattenflöde från omgivningen. Eftersom vattenflödet från omgivningen till Timmerterminalen saktar ner så kommer det då uppstå en nivåhöjning även runtomkring.



Figur 39. Grundvattennivå då Timmerterminalen är fylld med vatten.



Figur 40. Grundvattennivå då Timmerterminalen är tömd på vatten.

Eftersom grundvattennivån ligger på olika nivåer i lager 1 och 2 (som ursprungligen ligger på djup ner till cirka -27 m.ö.h) så kan lager 2 fyllas på utan att det i någon större utsträckning påverkar lager 1. Ändock är detta resultat inte att betrakta som orimligt då schaktverksamhet resulterar i en grundvattensänkning likt figur 8 (GV-delare). Samtidigt ligger fyllnadsjorden i anslutning till havet, den kommer nås först av infiltrerande nederbörd och har en högre hydraulisk konduktivitet. Med denna bakgrund är det inte otänkbart att lager 1 skulle vara mättat trots den låga grundvattennivån i lager 2.

3.2.4 Kompletterande beräkningar

3.2.4.1 Inflöde från omgivande berggrund till Timmerterminalen

Enligt grundscenariot sker ett inflöde från omgivande berggrund till Timmerterminalen på 3.28 m³/dag motsvarande 0,027 l/s. I jämförande syfte utfördes även egna beräkningar av Inläckande mängd grundvatten till schakt beräknas genom en iterativ lösningsmetod baserad på Thiems ekvation för slutna förhållanden samt kontinuitetsekvationen.

$$T = \frac{Q}{2\pi(h_2 - h_1)} \ln \frac{r_2}{r_1} \leftrightarrow Q = \frac{2T\pi(h_2 - h_1)}{\ln \frac{r_2}{r_1}} \quad (6)$$

T = hydraulisk transmissivitet m²/s

r_1 = Godtyckligt avstånd (m)

r_2 = Influensområde (m)

h_1 = vattenförande lagrets mäktighet vid avstånd r_1 (m)

h_2 = vattenförande lagrets mäktighet vid avstånd r_2 (m)

$h_2 - h_1$ = avsänkning av grundvattenytan (m)

Q = inflöde av grundvatten till stenbrott (m³/s)

För att beakta öppna förhållanden vid schaktet används i stället för avsänkningen h_2-h_1 en korrigerad avsänkning s_k .

$$s_k = s - \frac{s^2}{2h_2} \quad (7)$$

$$\rightarrow Q = \frac{2T\pi s_k}{\ln \frac{r_2}{r_1}} \quad (8)$$

$s_k =$ korrigerad avsänkning (m a p öppna magasinsförhållanden (m))

$$s = (h_2 - h_1)$$

Genom att anta en influensradie r_2 kan inläckande grundvattenflöde beräknas. Det beräknade grundvattenflödet används sedan i kontinuitetsekvationen för att testa rimligheten i antagen influensradie.

$$A_1 v_1 = A_2 v_2 \rightarrow A_1 P_{netto} = Q_{\text{år}} \quad (9)$$

$Q_{\text{år}} =$ årligt grundvatten läckage (m^3)

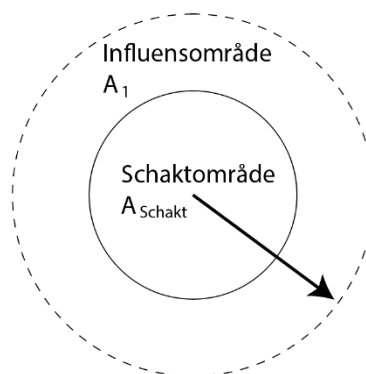
$P_{netto} =$ årlig nederbörd som bildar grundvatten (m)

$A =$ area (m^2)

$v =$ hastighet (m/s)

Eftersom $A_1 P_{netto} = Q_{\text{år}}$ beräknar årligt inläckande grundvattenflöde från omgivningen kring schaktet så kommer A_1 motsvara arean av denna omgivning. För att få fram influensradien kommer därför både arean A_1 och schaktets area summeras.

$$\begin{cases} A_{tot} = A_{schakt} + A_1 \\ A_{tot} = \pi r^2 \end{cases}$$
$$\rightarrow r = \sqrt{\frac{A_{schakt} + A_1}{\pi}}$$



Beräknad influensradie jämförs med den som användes i Thiems ekvation. Om dessa inte överensstämmer ansätts beräknad influensradie i Thiems ekvation varpå beräkningsgången startas på nytt. Denna process fortsätter tills influensradien använd i Thiems ekvation överensstämmer med den beräknade i kontinuitetsekvationen. När detta stadiet nås så är även det beräknade inläckaget av grundvatten att beakta som rimligt.

Denna beräkning gav ett inflöde från omgivande berggrund på 0,031 l/s, dvs en avvikelse från modellen på 0,004 l/s eller ett procentuellt fel på 12,9%. Beräkningar framgår i mer detalj i appendix B. Att både de egna beräkningarna och modellen ger ett likartat resultat är en god indikator på att detta läckage är rimligt. Karlshamns kommuns vattennivåmätningar i Timmerterminalen visade att nivån steg med 2,7 m/år, motsvarande ett inflöde på 4,3 l/s. Detta innebär att enbart 0,7 % av vatteninflödet till stenschaktet kan uppskattas ske genom inläckande grundvatten.

Eftersom den hydrauliska gradienten är som störst då stenschaktet är tomt så kommer läckaget vara som störst vid detta skedde, därmed är läckaget på 0,027–0,031 l/s det största som kommer uppstå. Om ett läckage på 0,031 l/s skulle verka konstant under hela veckocykeln för pumpkraftverket skulle detta ge ett inläckage på 18 748 l. Eftersom Timmerterminalen rymmer 2,5 miljoner m³ skulle detta ge effektivitetsförlust på 7,5×10⁻⁴ % vilket kan ses som försumbart. Det ska dock noteras att denna beräkning enbart berör grundvatten, beaktas det totala tillflödet till magasinet (även avrinning och nederbörd, 4,3 l/s som uppmätt av Karlshamns kommun) så ökar denna effektivitetsförlust till 0,1%.

3.2.4.2 Föroreningstransport

Eftersom förorenad jord finns i direkt närhet i stenbrottet är det av intresse att undersöka i vilken utsträckning ett pumpkraftverk kan tänkas orsaka ytterligare spridning av föroreningar. Detta är viktigt då både pentaklorfenol och dioxiner är starkt hälsofarliga för både människor och djur. En metod för att undersöka spridningen av dessa är att beräkna hur koncentrationen av vid Timmerterminalens bergsvägg kan väntas öka över tiden, det vill säga hur snabbt kommer föroreningarna transporteras från föroreningsskällan till Timmerterminalens yttre gräns. Detta kan göras genom ekvation 10 (Fetter 2001) där koncentrationen av ett ämne beräknas efter tiden t förutsatt att ursprungskällan återfinns på avstånd L .

$$C = \frac{C_0}{2} \left[\operatorname{erfc} \left(\frac{L - v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) + \exp \left(\frac{v_x L}{D_L} \right) \times \operatorname{erfc} \left(\frac{L + v_x t}{2\sqrt{D_L t}} \right) \right] \quad (10)$$

C_0 = ursprunglig koncentration (mg/l)

L = flödeslängd (m)

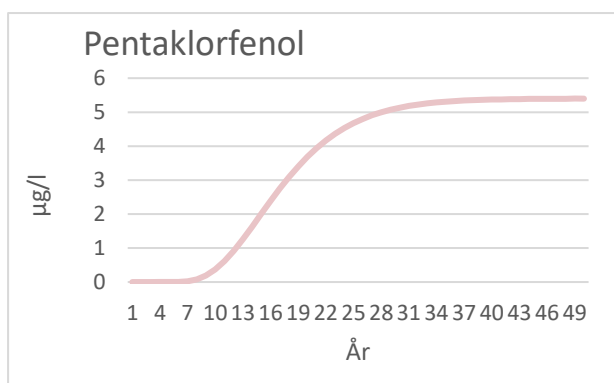
v_x = genomsnittlig grundvattenhastighet (m/s)

t = tid sedan utsläpp av ämne (s)

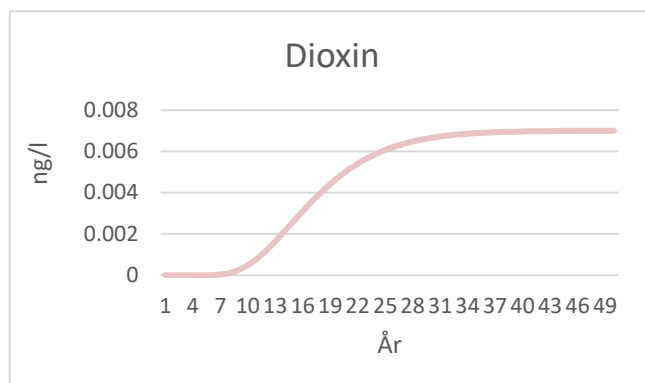
D_L = longitudinell dispersionskoefficient (m²/s)

$\operatorname{erfc}(x)$ = komplementära felfunktionen

Resultatet från denna beräkning redovisas i figur 41–44 som visar den haltmässiga utvecklingen vid bergsväggen 40 m från provpunkt 21W01. Grundvattennivån antas skilja 30 m höjdmässigt mellan punkten vid bergsväggen och provpunkt 21W01. I förenklade syfte har dessa avstånd använts för både beräkningar av pentaklorfenol och dioxin. Använda startkoncentrationer var de högst påträffade (5,4 µg/l pentaklorfenol och 0,07 ng/l dioxin) i syfte att undersöka extremfallen. Använda diffusionskoefficienter vid beräkning av dispersionskoefficient var 10⁻⁹ m²/s för pentaklorfenol och 1,37×10⁻¹⁰ m²/s (Addeck med flera 2011; Comsol 2017). Det ska noteras att diffusionskoefficient använd för pentaklorfenol är ett typiskt värde på den storleksordning som diffusionskoefficienter normalt sett uppvisar. Detta värde användes då en specifik diffusionskoefficient för pentaklorfenol inte gick att hitta. Två scenarion undersöktes både för pentaklorfenol och dioxin: ett med en hydraulisk konduktivitet på 5×10⁻¹⁰ m/s för att beakta att berggrunden är diabas och ett med en hydraulisk konduktivitet på 10⁻⁶ m/s för att beakta en sprickzon i isolation från omgivande massivt berg.

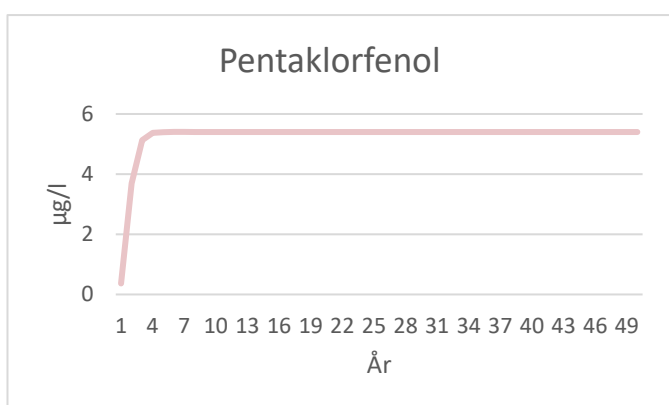


Figur 41. Pentaklorfenolhalt över tid då $K=5 \times 10^{-10}$ m/s

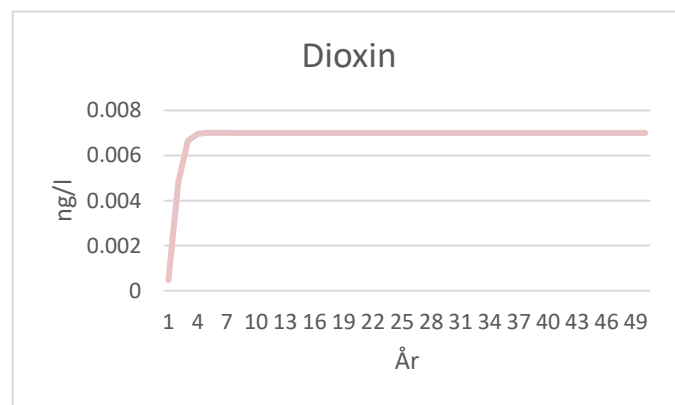


Figur 42. Dioxinhalt över tid då $K=5 \times 10^{-10}$ m/s.

Som kan ses i figur 41 och figur 42 så är utvecklingen mycket lik för båda föroreningar då det kommer ta ungefär 25–30 år innan samma halt kan påträffas vid bergsväggen som vid provpunkt 21W01 då konduktiviteten är 5×10^{-10} m/s. Vid jämförelse med Sveriges miljö kvalitetsnormers gränsvärde för pentaklorfenol ($0,4 \mu\text{g/l}$) så kan det ses att denna gräns uppnås efter cirka 10 år. Dioxin går inte att bedöma utifrån miljö kvalitetsnormer för halter i ytvatten då sådana saknas. Det finns däremot haltmätningar i svenska ytvatten som har visat att dioxin förekommer i ungefär 10^{-5} ng/l vid naturliga förhållanden (Naturvårdsverket 2009). En halt överstigande 10^{-5} ng/l dioxin överstigs redan efter cirka 4 år.



Figur 43. Dioxinhalt över tid då $K=5 \times 10^{-10}$ m/s.



Figur 44. Dioxinhalt över tid då $K=1 \times 10^{-6}$ m/s.

Undersöks sprickzoner i isolation (se figur 43 och 44) med en konduktivitet på 10^{-6} m/s så skulle samma föroreningskoncentration uppstå vid bergsväggen som vid punkt 21W01 redan efter cirka 3 år får båda föroreningarna. Med denna högre konduktivitet överstigs $0,4 \mu\text{g/l}$ pentaklorfenol redan efter ett år och dioxinhalten överstiger 10^{-5} ng/l efter mindre än ett år.

Det bör beaktas att denna föroreningstransport är uträknat ifrån scenariot då grundvattenläckaget är som störst, dvs då Timmerterminalen är tömt på vatten. Då den hydrauliska gradienten minskar så kommer föroreningstransporten sakta ner ytterligare. Därtill kommer det att ske en utspädning när det förorenade grundvattnet väl nått magasinet i Timmerterminalen. En utspädningsfaktor kan beräknas enligt (Naturvårdsverket 2009).

$$DF_{sw} = \frac{K \times i \times W \times Z_f}{Q_{sw}} \quad (11)$$

$$Q_{sw} = \frac{V}{t} \quad (12)$$

$V = \text{volym (m}^3\text{)}$

$t = \text{omsättningstid (s)}$

$K = \text{hydraulisk konduktivitet (m/s)}$

$i = \text{hydrauliska gradienten (m/m)}$

$W = \text{bredd av förorenat område (m)}$

$Z_f = \text{djup av förorenad mark under grundvattnets nivå (m)}$

$DF_{sw} = \text{utspädningsfaktorn}$

$Q_{sw} = \text{flödet i vattendraget (m}^3\text{/s)}$

Utspädningsfaktorn beräknades till $1,81 \times 10^{-6}$ vilket är väsentligt lägre än Naturvårdsverkets generella utspädningsfaktor på 4×10^{-3} (Naturvårdsverket 2009). Detta kan förklaras utifrån diabasens låga konduktivitet och den mycket snabba omsättningstiden på en vecka som råder för vattnet i Timmerterminalen. Om utspädningsfaktorn appliceras direkt på de högst påträffade föroreningshalterna ($5,4 \mu\text{g/l}$ pentaklorfenol och $0,07 \text{ ng/l}$ dioxin) ger detta en pentaklorfenolhalt på $9,8 \times 10^{-6} \mu\text{g/l}$ och en dioxinhalt på $1,3 \times 10^{-7} \text{ ng/l}$. Pentaklorfenolhalten är utifrån dessa förutsättningar långt under gränsvärdet på $0,4 \mu\text{g/l}$ medan dioxinhalten är hamnar strax under gränsvärdet 10^{-6} ng/l .

Skulle det alternativt antas att allt inflöde från omgivande berggrund till magasinet i Timmerterminalen innehåller de högst påträffade föroreningshalterna så kan föroreningshalten i Timmerterminalen beräknas utifrån magasinets volym och totalt inflöde under en vecka. Ett flöde på $0,031 \text{ l/s}$ under en veckas tid skulle detta enligt resultera i ett totalt inläckage på $18\,748 \text{ l}$. Räknat med de högst påträffade koncentrationerna pentaklorfenol ($5,4 \mu\text{g/l}$) och dioxin ($0,07 \text{ ng/l}$) skulle detta ge koncentrationer på $4,05 \times 10^{-5} \mu\text{g/l}$ samt $5,25 \times 10^{-7} \text{ ng/l}$ för respektive ämne. Även dessa koncentrationer är lägre än gränsvärdena. I sammanhanget bör det iaktas dioxin är extremt hydrofobt samt att pentaklorfenol är tyngre än vatten, vilket resulterar i att dessa föroreningar tenderar att sedimentera på botten. Därmed är en heterogen fördelning snarare än homogen såsom beräknat mer sannolik.

Det finns även en miljökvalitetsnorm för växt- och djurliv med ett gränsvärde på 0,0065 toxiska ekvivalenter (TEQ) $\mu\text{g}/\text{kg}$ för vattenlevande organismer enligt Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU. Denna miljökvalitetsnorm berör inte direkt magasinet i Timmerterminalen utan kustområdet strax intill, Vindhamnen. Anledningen till att denna miljökvalitetsnorm är intressant att undersöka är miljökvalitetsmålen ”hav i balans samt levande kust och skärgård” och ”ett rikt växt- och djurliv” är några av målen som ligger till grund varför södra Stjärnö är Natura 2000 klassat. Skulle förorenat vatten pumpas från Timmerterminalen till Vindhamnen är det därför av intresse att undersöka vilka negativa konsekvenser detta skulle kunna få för djurlivet.

Av störst intresse i detta sammanhang är dioxin vars negativa effekter är starkt kopplat till intag av animaliska livsmedel. Dessa föreningar är hydrofoba och löser sig enklare i fetter än i vatten. Detta ger upphov till en bioackumulering där högre dioxinhalter påträffas högre upp i näringskedjan. Dioxinhalten i fisk kan beräknas enligt (Naturvårdsverket 2009).

$$C_{fisk} = C_{sw} \times BCF_{fisk} \quad (13)$$

$$BCF_{fisk} = I_{fisk} \times K_{ow} \quad (14)$$

I_{fisk} = fetthalt i fisk

K_{ow} = fördelningskoefficient mellan oktanol och vatten

C_{sw} = koncentration i ytvatten (mg/l)

C_{fisk} = halten i fisk (mg/kg)

BCF_{fisk} = biokoncentrationsfaktorn ((mg/kg våtvikt)/(mg/l))

Detta ger en koncentration inom fisk på 0,00019 TEQ $\mu\text{g}/\text{kg}$ förutsatt att utspädningsfaktorn på $1,81 \times 10^{-6}$ har applicerats en gång vilket blir representativt för Timmerterminalen. Utspädningen som sker när förorenat vatten når Vindhamnen bör rimligtvis göra koncentrationen ännu lägre. Sverige har idag ett undantag vad gäller EU:s gränsvärden för dioxiner i fisk då mycket fisk i Östersjön redan innehåller för höga halter dioxin (Livsmedelsverket 2023). Därför är det mer lämpligt att jämföra den beräknade halten med uppmätta halter i Sverige snarare än med EU: gränsvärden. Vid Karlskronas skärgård har dioxinhalt uppmätts till 15,4 pikogram TEQ / (gram fett i fisk) (Naturvårdsverket 2023). Uttrycks den beräknade koncentrationen i samma enhet ger detta ett värde på 190,1 pikogram TEQ / g vilket är avsevärt mycket högre än vad som går att finna i fisk vid Karlskronas skärgård.

4 Diskussion

4.1 Felkällor i modellen

Flera förenklingar behövde genomföras under grundvattenmodelleringen som påverkar trovärdigheten i resultatet. Den främsta av dessa var att vattenavgivningstalet och den specifika magasinskoefficienten bibehöll sina grundvärden (0 för båda) i den transienta modellen. Detta värde borde innebära att det i princip inte finns någon effektiv porositet i modellen. Under de 4,75 dagar som stenbrottet fylls på med vatten från omgivande berggrund så stiger vattennivån från -50 m.ö.h till cirka -5 m.ö.h, dvs det nästintill fylls. Svaret till varför modellen fungerar trots bristen på effektiv porositet går sannolikt att finna i ekvation 1 (avsnitt 3.1.1). Sätts den specifika magasinskoefficient till 0, så innebär det att $SS \times \partial h / \partial t = 0$. Det kommer alltså inte ske någon förändring i grundvattennivå över tiden och det som beräknas kommer motsvara stationära förhållanden snarare än transienta. För varje tidssteg i simuleringen sker i stället en stationär beräkning där grundvattennivå från tidigare tidssteg ansätts som ursprungsförhållanden. Eftersom tidsaspekten därmed förloras ur ekvationen så går det inte med säkerhet att säga hur väl modellen representerar kortsiktiga förändringar i grundvattennivå. Dessutom saknas material för att kunna validera hur pass korrekta resultat den transienta modellen producerar. Detta beror främst på brist av tidigare liknande undersökningar att använda som underlag i jämförande syfte. Bristen på validering och osäkerheten som sker utav en uteblivande specifik magasinskoefficient gör att resultaten som den transienta modellen är för osäkra för att använda som ett säkert mått på de nivåförändringar som sker runtom stenbrottet under drift av pumpkraftverket.

Vad modellen dock sannolikt återspeglar väl är de grundvattennivåer som skulle uppstå långsiktigt ifall pumpkraftverket skulle permanent stanna av då vattenytan i magasinet låg på samma nivå som dräneringslagret i grundvattenmodellen. Anledningen till att detta resultat kan ses som sannolikt är de goda resultat som kalibreringen uppvisar samt inflöde från omgivande berggrund i grundvattenmodellen var relativt nära de som beräknades via Thiems ekvation. Eftersom modellen väl återspeglar de långsiktiga förändringarna i grundvattennivån runtom Timmerterminalen så innebär det resultat ändå kan användas för att påvisa maximal påverkan som pumpkraftverket skulle ha på omgivande grundvatten för varje tidssteg. Därför kan resultatet användas för att påvisa att ytterst liten grundvattenpåverkan sannolikt skulle uppstå som en konsekvens av pumpkraftverket.

Det kan även ses som en framgång att det gick att skapa en modell som återskapar cykelmönstret som kan tänkas uppstå vid drift av ett pumpkraftverk enbart via grundvattenmodellering. Modflowkoden som GMS använder sig av är baserad på grundvattenflöde i en sluten akvifer och är därmed inte väl anpassad för att simulera stora flöden ytvatten. Ytterligare försvårande var den kristallina berggrunden. Kristallin

berggrund är både heterogen och anisotrop vilket varken den allmänna strömningsekvationen som MODFLOW bygger på eller Thiems ekvation är väl lämpade för. Diabas blir i detta fall dessutom ett extremfall av detta då berggrunden i vanliga fall snarare vore att betrakta som en akviklud än en akvifer. Att därmed lyckas skapa en modell som på ett alternativt sätt lyckas representera detta via enbart grundvattenflöden utan att orsaka helt orimliga resultat får ses som ett steg i rätt riktning.

Att undersöka grundvattenströmning i kristallin berggrund är som nämnt svårt då god kännedom om egenskaper såsom sprickfrekvens, sprickorientering och sprickvidd krävs för att kunna göra grova beräkningar av grundvattenflöde i berget. Tacksamt nog har utförliga geologiska undersökningar genomförts av dessa egenskaper vilket innebar det gick att basera modelleringen på relativt tillförlitligt underlagsmaterial. Här bör det givetvis nämnas att det vid flertalet tillfällen uppstod scenarion där underlagsmaterialet angav olika uppgifter, inte minst vad gäller djupet i Timmerterminalen och vilka sprickzoner som förekommer på halvön. Vid dessa sammanhang användes de uppgifter som hade stöd från flest källor. Ett sådant exempel är djupet i Timmerterminalen där flera källor angav djupet som 50 m. Ett annat exempel var den sprickzon som korsade Timmerterminalen tvärs över i riktning väst till öst. Denna inkluderades då fuktiga partier påträffades längs nordvästra bergsväggen vilket stödde dess förekomst. Avgörande i detta fall var dock att inkludering av sprickzonen ger ett värsta fall-scenarion då sprickzonens högre konduktivitet gentemot omgivande berg möjliggör ett större inflöde av grundvatten till Timmerterminalen. På så vis kan det sägas att om resultatet utifrån detta scenarion ger ett acceptabelt inläckage så vore det även acceptabelt ifall sprickzonen inte skulle finnas.

En intressant företeelse som gick något mot de initiala förväntningarna var att störst förändringar i grundvattennivån inte sågs i sprickzonerna utan snarare längs diabasgången. I verkligheten skulle detta kunna ses som logiskt eftersom hålrumsvolymen i diabasgången är avsevärt lägre än omgivande berggrund vilket skulle göra den enklare att fylla eller tömma inom tidsintervallet trots den låga hydrauliska konduktiviteten. I modellen är detta dock inte fallet eftersom hålrumsvolymen kommer vara densamma överallt. Med denna bakgrund är det vid första anblick något överraskande att grundvattenpåverkan är störst i diabasgången trots att omgivande gnejs har högre konduktivitet och samma effektiva porositet. Att det inte sker större förändringar i gnejsen kan dock förklaras utifrån att den högre konduktiviteten innebär att grundvatten snabbare kan strömma till sprickzoner och gnejs runt stenbrottet vilket jämnar ut eventuella grundvattenfluktuationer.

Att vattenavgivningstalet och den specifika magasinskoefficienten fortsatt hölls till 0 berodde dessa parametrar missades initialt vid grundvattenmodelleringen men även att rimliga resultat inte gick att nå då dessa inkluderades. Inkludering av dessa parametrar innefattade problem både avseende påfyllnaden av stenbrottet samt att de behövde ansättas homogent över hela halvön för att uppnå rimliga resultat. När inkludering av vattenavgivningstalet och den specifika magasinskoefficienten testades med rimliga värden med avseende på berggrund så hann aldrig Timmerterminalen att fyllas med vatten under körcykeln. Då magasinet inte hann fyllas så kunde inte heller någon större förändring i hydraulisk gradient ske runt Timmerterminalen. Därmed gick det inte att få in pumpkraftverket i modellen genom denna metod.

Det bör beaktas att grundvattenmodellen är baserad på enbart ett scenario där pumpkraftverket kommer hinna fyllas och tömmas inom loppet av en vecka. Som nämnt i avsnitt 3.1.2 så är detta en förenkling då pumpkraftverket i själva verket kommer både att fyllas och tömmas på vatten dagligen, vad körcykeln representerar är den nettoförändring som sker varje dag. Detta innebär att vattenytan egentligen inte kommer ändras linjärt såsom den gör i modellen, i stället kommer det vara kortare tidsintervall då stora nivåförändringar sker varje dag. Detta beaktades inte då detta hade försvårat att simulera modellen över ett längre tidsspann då varje dag hade behövts delas upp i ännu fler tidssteg som samtidigt uppfyller kravet på att nettoförändringarna under en veckas lopp motsvarar att Timmerterminalen fylls och töms en gång. Eftersom de använda flödena motsvarar de dagliga nettoförändringarna som skulle uppstå kommer dessa sannolikt vara för små att använda som dimensionerande flöden för pumpkraftverket, ett inflöde från havet till Timmerterminalen på 6,1 m³/s hade enbart gett en effekt på 2,5 MW vilket är förhållandevis lågt gentemot vad pumpkraftverk brukar uppvisa. Skulle det antas Timmerterminalen ska kunna fyllas på halvt dygn så nås en avsevärt bättre effekt på 22,7 MW vilket innebär att tillopstuben skulle kräva en diameter minst 7 m vilket inom intervallet av vad kan anses som rimligt för ett pumpkraftverk (cirka 5-10 m). Oavsett vilken effekt som pumpkraftverket skulle få är lagringskapaciteten densamma, 290 MWh vilket är förhållandevis litet gentemot de flesta av Sveriges redan existerande pumpkraftverk. Beräkningarna för dessa värden finns i mer detalj i appendix A men det ska noteras att dessa är grovt beräknade då mer ingående beräkningar kring detta låg utanför arbetets ramar.

Det kan påpekas att Timmerterminalen idag redan är till viss del fylld med vatten. Den senast tillgängliga mätningen av vattennivå i stenschaktet visade att vattennivån låg på cirka 30 m under marken vilket innebär att vattendjupet är kring 20 m. Timmerterminalen antas i grundscenariot att redan vara tömt på vatten i förenklade syfte då denna simulering genomfördes innan uppgifter om vattendjupet kom in. Därmed kan det tänkas att grundvattennivån i verkligheten är något högre i verkligheten runt Stenbrottet men det bör inte ge någon större påverkan på halvön i sin helhet. Det transienta scenariot kommer inte heller påverkas inte någon större grad då denna simulering består av flera steg med stationära förhållanden, på så vis kommer enbart det absolut första steget i simuleringen att påverkas av denna förenkling.

4.2 Risker

Överlag så kan ytterst få risker identifieras som skulle vara problematiska vid eventuell drift av ett pumpkraftverk vid Stjärnö stenbrott. Eftersom driften kommer ge upphov till temporära grundvattenhöjningar som sedan återgår till ursprungsnivåerna när stenbrottet töms på vatten så kommer påverkan inte handla om någon grundvattensänkning. I stället kan de temporära grundvattenhöjningarna tänkas ge små positiva effekter i form av ökad vattenbildning vid kärret på halvön och därmed även ge något bättre livsförhållanden för de större vattensalamandrar som finns på halvön. Eftersom södra Stjärnö är Natura 2000-klassat är det av betydelse att undersöka ifall miljökvalitetsmålen som ligger till grund får denna klassning kan påverkas negativt vid drift av pumpkraft. Dessa miljökvalitetsmål är:

- Levande skogar
- Myllrande våtmarker
- Hav i balans samt levande kust och skärgård
- Ett rikt växt- och djurliv

Ytterligare kan miljö kvalitetsmålen ”grundvatten av god kvalitet” och ”en giftfri miljö” vara av intresse i och med de omfattande föroreningarna kring stenbrottet. Som tidigare nämnt skulle ”myllrande våtmarker” troligen påverkas något positivt snarare än negativt. Det är främst ”grundvatten av god kvalitet”, ”en giftfri miljö” och ”hav i balans samt levande kust och skärgård” som skulle kunna drabbas negativt. Som presenterats i avsnitt 3.2.4 kommer det att ske en viss spridning av föroreningar då grundvatten (som tillsammans med delar av marken redan är förorenade från tidigare verksamhet i området) läcker ut i Timmerterminalen. Förorenings spridningen ligger dock troligen på en acceptabel nivå på grund av långsam föroreningstransport och snabb omsättningstid av vattnet i Timmerterminalen som på veckobasis skulle utbytas helt mot havsvatten. Därmed är det osannolikt att dessa miljö kvalitetsmål skulle drabbas negativt i en utsträckning som når oacceptabla nivåer.

Det finns dock vissa osäkerheter att beakta; enbart ett fåtal punkter har undersökts sett till förorenings spridning i grundvatten och som tidigare nämnts kan en heterogen fördelning av pentaklorfenol och dioxin förväntas. Detta innebär att punkter med höga koncentrationer kan ha missats vid tidigare undersökning och att dessa föroreningsansamlingar skulle kunna ge upphov till större förorenings spridning. Därtill så nämndes det i avsnitt 3.2.4 att pentaklorfenolhalten hade sjunkit från 5,4 µg/l år 2009 till mindre än 0,05 µg/l år 2021 i ett provrör utan att motsvarande mängd restprodukter förekom som borde uppstå vid naturlig nedbrytning. Detta skulle kunna innebära att föroreningarna spridits via grundvattnet djupare ned i berggrunden då det även påpekades att vissa av lågpunkterna i berggrundens överyta där mycket sediment ansamlades sannolikt var anslutet till sprickzoner. Skulle så vara fallet så kan det även tänkas att föroreningshalterna i Timmerterminalen skulle uppnå högre värden än beräknat.

Resultaten från avsnitt 3.2.4 är ändå baserade på värsta tänkbara scenarion från mätningarna 2021 där allt inflöde väntas ha högst påträffad föroreningshalt. Att det trots dessa förutsättningar uppnås acceptabla halter indikerar att läckaget är litet och utspädningen tillräckligt stor för att inga omfattande föroreningsproblem ska uppstå. Vad som däremot kan vara värt att ha i åtanke är pentaklorfenol och dioxins tendens att sedimentera. Detta kan sannolikt leda till en heterogen fördelning av föroreningarna inom Timmerterminalen med högre halter längs botten i närheten av de punkter där eventuella sprickor i berggrunden mynnar ut mot det öppna stenbrottet.

Det kan även påpekas att negativa effekter skulle främst bero på om föroreningarna når havets ekosystem. De redan utspädda föroreningarna i vattnet som pumpas ut från Timmerterminalen till havet skulle spädas ut än mer vilket tyder på att de negativa

effekterna sannolikt skulle bör vara ytterst små. Den främsta källan till föroreningsspridning i havet bör rimligen vara direkt läckage från fyllnadsjorden till havet då dessa står i direkt kontakt med varandra.

Risk för föroreningsspridning eller saltvatteninträngning till berggrund längre in på halvön bedöms som liten, då vattenbalansen för grundscenariot (då Timmerterminalen är tömd på vatten) visade på ett mycket lågt läckage från omgivande berggrund till stenbrottet. Grundvattenmodellen visade därtill ett väldigt litet vattenflöde från Timmerterminalen till omgivande berggrund även i steget då stenschaktet var fyllt med vatten. Detta kan ses som logiskt utifrån den branta topografin längs med Timmerterminalens nordvästra bergsvägg som begränsar möjligheterna för ett flöde mot inlandet.

Trots att mycket tyder på ett lågt bidrag till föroreningsspridning är det värt att iaktta att Karlshamnsfjärden (havsområdet strax öster om Stärnö) ej uppnår en god kemisk status och uppnår enbart en måttligt god ekologisk status. Detta beror främst på övergödning och luftburna föroreningar och inte på det förorenade området kring Stärnö stenbrott. Ändock kan ytterligare spridning av föroreningar ses som än mindre önskvärt med denna bakgrund.

5 Slutsatser

Som övergripande slutsats från denna rapport kan det sägas att resultatet indikerar att en liten påverkan av grundvattennivån kommer att ske vid drift av ett pumpkraftverk men det går inte att med säkerhet ange exakta värden på hur stor denna påverkan skulle vara. För att knyta an till rapportens frågeställningar kan det sägas att:

- **Då vattenytan i det nedlagda stenbrottet Timmerterminalen varierar så kommer även grundvattennivån i omgivningen att förflyttas i samma riktning.** Grundvattenmodellen visade på relativt stora nivåförändringar vilka på grund av en felfaktor sannolikt inte kan ses som representativa för ett verkligt scenario. Grundvattenmodellen bör dock väl återspegla det rörelsemönster som kommer att uppstå i det omgivande grundvattnet.
- Under en veckocykel kommer ungefär 18,7 m³ grundvatten läcka in till det före detta stenbrottet vilket **inte kommer orsaka någon effektivitetsförlust** av noterbart värde. Då Timmerterminalen är fylld kommer enbart 0,0008% av vattnet ha sitt ursprung i grundvatten.
- Beräkningarna tyder på att en **liten föroreningspridning** skulle kunna orsakas av ett pumpkraftverk vid Stjärnö stenbrott. Detta kan förklaras utifrån en långsam föroreningstransport, en snabb omsättningstid och en stor utspädning inom Timmerterminalen.

6 Rekommendationer för åtgärder och fortsatta studier

6.1 Rekommendationer för åtgärder

Följande åtgärder kan anses som lämpliga för att minimera den miljömässiga påverkan som skulle kunna ske vid drift av ett pumpkraftverk vid Starnö stenbrott:

- Avlägsna förorenad fyllnadsjord
- Utred eventuell förekomst av sprickzoner längs diabasgången

Ett pumpkraftverk vid Starnö stenbrott utesluter att Timmerterminalen används för mänsklig rekreation. Detta minskar de åtgärdskrav som behöver uppfyllas jämfört med Starnö sjöstad där stenschaktet hade använts som marina. Den främsta åtgärden som bör genomföras är att avlägsna den förorenade fyllnadsmassan. Genom detta så avlägsnas källan till det förorenade grundvattnet vilket förhindrar vidare urlakning.

I WSP:s tidigare utredning rekommenderades biologisk nedbrytning i syfte att rena grundvattnet. Anledningen till att detta skulle kunna behövas snarare än att låta grundvattnet naturligt självrenas är den långa nedbrytningstiden för pentaklorfenol och osäkerheter kring i vilken utsträckning grundvattnet är förorenat. Metoden för biologisk nedbrytning tar dock lång tid och eftersom mänskliga hälsoeffekter inte är lika relevanta i detta fall så kan denna åtgärd ses som mindre nödvändig.

Ytterligare en identifierad åtgärds metod är grundvattenpumpning, dvs det förorenade vattnet pumpas ut. Eftersom de båda huvudsakliga föroreningarna dock tenderar att sedimentera så är det något osäkert vilken effekt denna åtgärd skulle ge. Den heterogena fördelningen av sediment längs berggrundens lågpunkter innebär därtill att det krävs god kännedom om var dessa punkter finns för att åtgärden ska ge maximal effekt.

Uppgifter kring eventuella sprickzoner längs diabasgången har varit något oklara då det finns både uppgifter om att sådana finns samtidigt som andra uppgifter tyder på ett väldigt lågt läckage av grundvatten till stenbrottet. Dessa uppgifter behöver naturligtvis inte strida mot varandra då en sprickzon inte nödvändigtvis innehåller större mängder vatten ändock bör sprickförekomsten utredas mer i detalj. I undersökningen genomförd av WSP framgår att de genomfört geofysiska resistivitetsmätningar år 2009 vid den förorenade marken och att det då funnits antydning till sprickzoner längs bergytan. En bra start vore därför att utreda om resultatet från dessa undersökningar finns att tillgå. Om det inte går

att få tag i dem eller om underlaget inte räcker till rekommenderas det att egna resistivitetsmätningar genomförs.

6.2 Rekommendationer för fortsatta studier

Av framtida intresse kan vara att försöka vidareutveckla den grundvattenmodellering som genomförts i denna studie. Pumpkraft är en teknik som väckt allt större intresse på senare år samtidigt som dess grundvattenpåverkan har studerats i väldigt låg utsträckning. Trots att resultatet indikerar att ett pumpkraftverk skulle ge ytterst låg grundvattenpåverkan på Stärnö så kan det givetvis förekomma andra platser med god potential för pumpkraft där grundvattenpåverkan skulle vara större. Att utveckla en fungerande grundmetod som kan användas för att modellera ett pumpkraftverkets drift innan det konstrueras bör därför vara av intresse för framtida studier. Denna studie visade att det är möjligt att implementera den nivåförändring som skulle ske i ett pumpkraftverkets magasin i GMS men lyckades inte representera den kortsiktiga grundvattenpåverkan som detta skulle orsaka på ett korrekt sätt. Här finns god potentiell för vidareutveckling, förslagsvis skulle detta kunna ske genom att lyckas inkludera vattenavgivningstalet och den specifika magasinskoefficienten utan detta förstör implementeringen av pumpkraftverket. En annan tänkbar metod kan vara att utveckla en korrektionsfaktor för att ta hänsyn till att vattenavgivningstalet och den specifika magasinskoefficienten inte inkluderats i modellen.

Det kan vara värt att notera att den föroreningstransport som beräknats i detta arbete har gjorts utifrån den mängd dioxin och pentaklorfenol som påträffats löst i grundvattnet. Som tidigare nämnts tenderar dessa föroreningar att sedimentera på botten av en akvifer med relativt tät underyta och där dioxin utmärker sig med särskilt hydrofoba egenskaper. Av intresse för vidare studier hade kunnat vara att undersöka ifall den ständigt föränderliga grundvattennivån vid drift av ett pumpkraftverk skulle kunna orsaka större urlakning av de föroreningar som påträffats i grundvattnet. Eftersom vattenytans rörelse i Timmerterminalen kommer påverka den omgivande grundvattennivån så kommer även grundvattnets hastighet vara under ständig förändring. På så vis bör det uppstå en acceleration med varierande riktning då även grundvattennivån närmast omkring Timmerterminalen fluktuerar upp och ner. Finns en acceleration så finns även en kraft och huruvida denna kraft skulle kunna orsaka sedimenttransport av de föroreningar som ansamlats på i lågpunkter längs bergets överyta kan vara av intresse för framtida intresse.

7 Referenser

Addeck, M. Croes, K. Van Langenhove, K. Denison, M. Elskens, M. Baeyens, W (2011)
Dioxin analysis in water by using a passive sampler and CALUX bioassay

<https://www.sciencedirect.com/science/article/abs/pii/S0039914011008824>

[2023-08-29]

Andersson, J (2015) *MKB till detaljplan för fastigheten Karlshamn 8:24 M FL, Karlshamn, Karlshamn Kommun, Blekinge län. WSP*

<https://docplayer.se/105866785-Mkb-till-detaljplan-for-fastigheten-karlshamn-8-24-m-fl-karlshamn-karlshamns-kommun-blekinge-lan.html>

[2023-02-21]

Arlen, WH (2016) *MODFLOW-2005, The U.S. Geological Survey Modular Ground-Water Model—the Ground-Water Flow Process – Chapter 4*

<https://pubs.usgs.gov/tm/2005/tm6A16/PDF.htm>

[2023-08-06]

Ahlbom, K. Andersson, J. Nordqvist, R. Ljunggren, C. Tirén, S. Voss, C (1992) *Stärnö study site. Scope of activities and main results*

<https://www.skb.com/publication/6638/TR92-02webb.pdf>

[2023-03-27]

Arabkoohsar, A (2020) *Mechanical Energy Storage Technologies*

Första utgåvan. Academic Press: London

<https://www.sciencedirect.com/book/9780128200230/mechanical-energy-storage-technologies#book-info>

Armeliuss, H (2022) *Elproduktion*

<https://www.ekonomifakta.se/fakta/energi/energibalans-i-sverige/elproduktion/>

[2023-02-11]

Bard, V (2021) *Resultatrapport Stärnö sjöstad, Karlshamn, Karlshamns kommun*

[Internt material, Karlshamns kommun]

Blekinge Kustvatten och Luftvårdsförbund (2023) Månadsrapporter - Hanö april 2023

https://blekingekvlf.vattenorg.se/?page_id=184

[2023-02-21]

Bognar, S (2008) *Karlshamn Stårnö Diabasbrott – Bergtekniskt utlåtande*

[Internt material, Karlshamns kommun]

Boman, D. Hanson G (2004) *Salt grundvatten i Stockholms läns kust- och skärgårdsområden* (Rapport 2004:26) Länsstyrelsen i Stockholms län

https://catalog.lansstyrelsen.se/store/39/resource/2004_23

[2023-03-20]

Borg, C (2010) *Stårnökrossen – Diabasbrott i Sverige som kan ersätta Stårnökrossen och konsekvenser av en eventuell nedläggning av densamma*

[Internt material, Karlshamns kommun]

Brandberg (2021a) *Provtagning klar – hoppas få ner priset för dyr sanering*

<https://www.sydostran.se/karlshamn/provtagning-klar-hoppas-fa-ner-priset-for-dyr-sanering-0e6b8fb4/>

[2023-02-11]

Brandberg (2021b) *Grönt ljus för bostadssatsning i stenbrottet*

<https://www.sydostran.se/karlshamn/gront-ljus-for-bostadssatsning-i-stenbrottet-2547903c/>

[2023-02-11]

Brandberg (2022) *Bostäder på Stårnö drar ut på tiden – oklart kring bidrag till giftsanering*

<https://www.sydostran.se/karlshamn/bostader-pa-starno-drar-ut-pa-tiden-oklart-kring-bidrag-till-giftsanering-6455104b/>

[2023-02-11]

Breeze, P (2005) *Power Generation Technologies*

Första Utgåvan. Newnes: Oxford

https://books.google.se/books?id=D9qSDgTbRZoC&pg=PA112&redir_esc=y#v=onepage&q&f=false

Breeze, P (2018) *Hydropower*

Första utgåvan. Academic Press: London

<https://www.sciencedirect.com/book/9780128129067/hydropower>

Comsol (2017) *Diffusion Coefficient*

<https://www.comsol.com/multiphysics/diffusion-coefficient>

[2023-08-29]

Dincer, I. Ishaq, H (2021) *Renewable Hydrogen Production*

Första utgåvan. Elsevier: Amsterdam.

Ekman, L. Gentzschlein, B (1980) *Komplettering och sammanfattning av geohydrologiska undersökningar inom Stårnöområdet, Karlshamn. Sveriges geologiska undersökning*

https://www.skb.com/publication/3030/TR80-01webbNY_OCR.pdf

[2023-03-27]

Energiföretagen (2018) Elproduktion

https://www.energiforetagen.se/globalassets/energiforetagen/statistik/energiaret/energiaret2017_elproduktion_oversikt180704.pdf?v=roFaUkzJOYPsRpp2yIrNswkKIfc

[2023-02-11]

Energimyndigheten (2014) *Vad avgör ett vattenkraftverks betydelse för elsystemet*

<https://www.energimyndigheten.se/4a45db/globalassets/nyheter/2014/vad-avgor-ett-vattenkraftverks-betydelse-for-elsystemet.pdf>

[2023-02-11]

Energimyndigheten (2020) *Innovativt pumpkraftverk för energilagring i gruvmiljö får stöd*

<https://www.energimyndigheten.se/nyhetsarkiv/2020/innovativt-pumpkraftverk-for-energilagring-i-gruvmiljo-far-stod/>

[2023-02-11]

Energimyndigheten (2021) *Nulägesbeskrivning - vindkraftens förutsättningar*

https://www.energimyndigheten.se/globalassets/fornybart/strategi-for-hallbar-vindkraftsutbyggnad/nulagesbeskrivning_-_vindkraftens-forutsattningar.pdf

[2023-02-11]

Englund, R. Hembjer, A. Mannberg, A. Nordling, A. (2015) *Energilagring -*

Teknik för lagring av el. Kungl. Ingenjörsvetenskapsakademien

<https://www.iva.se/globalassets/info-trycksaker/vagval-el/vagval-el-lagring.pdf>

[2023-02-11]

Eolus (2022) AVGRÄNSNINGSSAMRÅD - *Blekinge Offshore*

https://www.eolusvind.com/wp-content/uploads/2022/06/220615_Samradsunderlag_ver3_komprimerad.pdf

[2023-02-11]

Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område

<https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039>

Europeiska kommissionen (2023) *Natura 2000*

https://ec.europa.eu/environment/nature/natura2000/index_en.htm

[2023-05-15]

Fetter C.W (2001) *Applied Hydrogeology*

Fjärde utgåvan. Upper Saddle River: Prentice Hall

GMS (2023) *GMS User Manual (v10.3) Groundwater Modeling System*

http://gmsdocs.aquaveo.com/GMS_User_Manual_v10.3.pdf

[2023-05-15]

Gustafsson, G (2009) *Hydrogeologi för bergbyggare*

Värnamo: Fälth & Hässler: Forskningsområdet Format

Hall, RJ (2005) *A Francis turbine runner on display at the Glen Canyon dam, Arizona*

https://commons.wikimedia.org/wiki/File:Turbine_runner_glen_canyon.jpg

[2023-06-25]

Hall, S (2021) *Rules of Thumb: Flow Parameters*

<https://www.thechemicalengineer.com/features/rules-of-thumb-flow-parameters/https://www.thechemicalengineer.com/features/rules-of-thumb-flow-parameters/>

[2023-08-29]

Hesselström, B (1983) *Supplementary geophysical investigations of the Stärnö peninsula*

<https://www.skb.com/publication/3154/TR83-56webb.pdf>

[2023-03-27]

Håkansson, P (2019) *PM – GRUNDVATTENMODELL*. Sweco

<https://moten.lund.se/welcome-sv/namnder-styrelser/miljonamnden/miljonamndens-sammantrade/agenda/b53-bilaga3modell191101pdf?downloadMode=open>

[2023-03-15]

Jacks, G (1979) Kemi hos beggrundvatten i Blekinge

https://skb.se/publikation/3009/TR79-07webb_OCR.pdf

[2023-03-27]

Jeppsson, H (2005) *Stärnö konsekvensbeskrivnings avseende vattenförhållanden*

[Internt material, Sweco]

Johansson, T (2019) PM, Karlshamns kommun, syresättning bassäng Stärnö Vindhamn

[Internt material, Karlshamns kommun]

Karlshamns hamn (2023) *Hamnen i siffror*

<https://www.karlshamnshamn.se/sv/hamnen-i-siffror>

[2023-02-21]

Karlshamns kommun (2004) *Stärnö och Timmerterminalen - Planutredning*

<https://docplayer.se/56771767-Karlshamns-kommun.html>

[2023-02-21]

Konsumenternas Energimarknadsbyrå (2023) *Förbrukning*

<https://www.energimarknadsbyran.se/el/dina-avtal-och-kostnader/elkostnader/natavgifter/elmatare-och-elforbrukning/forbrukning/#:~:text=J%C3%A4mf%C3%B6ra%20elf%C3%B6rbrukning&text=F%C3%B6rbrukningen%20av%20hush%C3%A5llsel%20f%C3%B6r%20en,150%20kWh%20Fdygn%20eller%20mer>

[2023-02-11]

Kornfält, K. Bergström, J (1990) *Beskrivning till berggrundskartan Karlshamn SV och SO*

<https://resource.sgu.se/dokument/publikation/af/af167af168beskrivning/af167-af168-beskrivning.pdf>

[2023-03-15]

Langevin, C. Hughes, J. Banta, E. Niswonger, R. Panday, S & Provost, A (2017) *Documentation for the MODFLOW 6 Groundwater Flow Model*, USGS.

<https://pubs.usgs.gov/tm/06/a55/tm6a55.pdf>

[2023-04-13]

Livsmedelsverket (2023) *Dioxiner och PCB*

<https://www.livsmedelsverket.se/livsmedel-och-innehall/oonskade-amnen/miljogifter/dioxiner-och-pcb>

[2023-07-27]

Länsstyrelsen Blekinge län (2016) Bevarandeplan för Natura 2000-område

https://www.lansstyrelsen.se/download/18.3da1c377162bd90d9ee643b/1526068377851/Starno%20SE0410071_2016.PDF

[2023-02-03]

Länsstyrelsen Blekinge län (2023) *Vattenverksamhet*

<https://www.lansstyrelsen.se/blekinge/miljo-och-vatten/atgarder-och-verksamheter-i-vatten/vattenverksamhet.html>

[2023-05-15]

Naturvårdsverket (2009) *Riktvärden för förorenad mark*

<https://www.naturvardsverket.se/publikationer/5900/riktvarden-for-foroerad-mark/>

[2023-06-20]

Naturvårdsverket (2023) *Dioxin i fisk*

<https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/miljoforoeringar/dioxin-fisk/>

[2023-07-27]

Ny teknik (2023) *Skånskt stenbrott kan bli stort energilager*

<https://www.nyteknik.se/energi/pumpkraft-skanskt-stenbrott-kan-bli-stort-energilager/2884484>

[2023-08-06]

Olofsson, J. Jacks, G. Knutsson, G. Thunvik, R (2001) *Grundvatten i hårt berg – en analys av kunskapsläget 1 Kunskapsläget på kärnavfallsområdet 2001*, Stockholm: Fritzes, 2001, ss. 113-189

https://www.karnavfallsradet.se/sites/default/files/documents/sou_2001_35_del_iii.pdf

[2023-03-27]

Oregon State University (2023) *Pumped-hydro Energy Storage*

https://web.engr.oregonstate.edu/~webbky/ESE471_files/Section%203%20Pumped%20Hydro.pdf

Pranell, T (2007) *Fernström ristade sitt namn i Stjärnö-sten*

<https://www.sydostran.se/karlshamn/fernstrom-ristade-sitt-namn-i-sterno-sten/>

[2023-02-20]

Rimme, A (2009) *PM Marinanbrottet, Stjärnö, Karlshamn Översiktlig miljöteknisk markundersökning*

<https://docplayer.se/42096204-Pm-marinanbrottet-sterno-karlshamn-oversiktlig-miljoteknisk-markundersokning.html>

[2023-02-21]

Sander, P (2021a) Stjärnö Sjöstad, delområde 1A – Uppdaterad riskbedömning och åtgärdsutredning

[Internt material, Karlshamns kommun]

Sander, P (2021b) Stjärnö Sjöstad, delområde 1B – Uppdaterad riskbedömning och åtgärdsutredning

[Internt material, Karlshamns kommun]

SCB (2021) *Statistiska tätorter 2020, befolkning, landareal, befolkningstäthet per tätort*

<https://www.scb.se/hitta-statistik/statistik-efter-amne/miljo/markanvandning/tatorter/pong/tabell-och-diagram/statistiska-tatorter-2020-befolkning-landareal-befolkningstathet-per-tatort/>

[2023-02-11]

SFS 1998:808 *Miljöbalken*. Klimat- och näringslivsdepartementet

SGU (2013) *Bedömningsgrunder grundvatten*

<http://resource.sgu.se/produkter/sgurapp/s1301-rapport.pdf>

[2023-05-15]

SGU (2016) *Grundvattenbildning och grundvattentillgång i Sverige*

<http://resource.sgu.se/produkter/regeringsrapporter/2017/RR1709.pdf>

[2023-06-25]

SGU (2010) *Influensområde och påverkansområde*

<https://www.sgu.se/anvandarstod-for-geologiska-fragor/bedomning-av-influensomrade-avseende-grundvatten/influensomrade-och-paverkansomrade/>

[2023-07-12]

SGU (2023a) *Kartvisare – Hydraulisk konduktivitet*

<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-hydraulisk-konduktivitet.html>

[2023-02-11]

SGU (2023b) *Aktuella grundvattennivåer*

<https://www.sgu.se/grundvatten/grundvattennivaer/aktuella-grundvattennivaer/>

[2023-02-11]

SGU (2023c) *Bergarter*

<https://www.sgu.se/om-geologi/berg/bergarter/>

[2023-02-11]

SGU (2023d) *Kartvisaren Geofysiska flygmätningar, skenbar resistivitet*

<https://www.sgu.se/produkter-och-tjanster/kartor/kartvisaren/geofysikkartvisare/kartvisaren-geofysiska-flygmätningar-skenbar-resistivitet/#:~:text=Den%20skenbara%20resistiviteten%20representerar%20inte,b%C3%A5de%20berggrundens%20och%20jordlagrens%20sammans%C3%A4ttning.>

[2023-02-11]

SGU (2023e) *Kartvisare – Brunnar*

<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-brunnar.html?zoom=-1829330.8384096776,5704322.638755277,3009078.8384096776,8065567.361244723>

[2023-02-11]

SGU (2023f) *Kartvisare – Grundvattentillgång i små magasin (1:100 000)*

<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-grundvattentillgang.html?zoom=475536.47952128,6213824.6109230155,502416.53328138747,6226942.637159067>

[2023-02-11]

SGU (2023g) *Jorddjup*

<https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-jorddjup.html?zoom=474254.10301428585,6216505.33014146,501134.15677439334,6230071.357273514>

[2023-03-15]

SGU (2023h) *Frågor och svar - Vad är fossilt grundvatten?*

<https://www.sgu.se/om-sgu/fragor-och-svar/>

[2023-08-03]

Singhal, B. Gupta, R (2010) *Applied Hydrogeology of Fractured Rocks*

Andra utgåvan. Berlin: Springer

<https://www.pdfdrive.com/applied-hydrogeology-of-fractured-rocks-second-edition-e161253212.html>

SKB (2010) *En sammanställning och utvärdering av typområdesundersökningar med mera*

<https://www.skb.com/publication/2114702/P-10-46.pdf>

[2023-03-27]

SKB (2003) *Grundvattnets regionala flödesmönster och sammansättning – betydelse för lokalisering av djupförvaret*

<https://www.skb.se/publikation/20114/R-03-01.pdf>

[2023-03-27]

SLU (2023) *Geodata Extraction Tool*

<https://zeus.slu.se/get/?drop=>

[2023-03-01]

Svenskt näringsliv (2020) *KRAFTSAMLING ELFÖRSÖRJNING -Långsiktig Scenarioanalys*

https://www.svensktnaringsliv.se/material/rapporter/kraftsamling-elforsorjning-langsiktig-scenarioanalyspdf_1144807.html/Kraftsamling+elfrsrjning++Lngsiktig+scenarioanalys.pdf

[2023-02-11]

Svensson, C (2011) *Groundwater Chemistry - A Hydrogeological Introduction*. Lund: Avdelningen för teknisk geologi: Lunds universitet

Svensson, C (2012) *Kompendium i teknisk geologi*

Lund: Avdelningen för teknisk geologi: Lunds universitet

Sveriges Radio (2022) *Grundvattennivåerna i Blekinge under det normala*

<https://sverigesradio.se/artikel/grundvattennivaerna-i-blekinge-under-det-normala>

[2023-04-31]

SVT (2019) *Regnet räcker inte – saknas grundvatten i Blekinge*

<https://www.svt.se/nyheter/lokalt/blekinge/vattennivaerna-i-blekinge>

[2023-04-31]

<://www.svt.se/nyheter/lokalt/blekinge/vattennivaerna-i-blekinge>

SVT (2023) *Pumpkraft testas i Vånga – stenbrott kan bli batteri*

<https://www.svt.se/nyheter/lokalt/skane/pumpkraft-kan-bli-verklighet-i-skane>

[2023-08-06]

Tekniska verken (2023) *Vad är kilowatt och kilowattimme?*

<https://www.tekniskaverken.se/privat/elnat/kilowatt-och-kilowattimme/>

[2023-02-20]

Uniper (2023) *Karlshamnsverket*

<https://www.uniper.energy/sv/sverige/kraftverk-i-sverige/karlshamn>

[2023-02-20]

Vattenfall (2022) *Juktan - pumpkraft i Sverige*

<https://energiforsk.se/media/31755/juktans-pumpkraftverk-vad-a-r-pa-ga-ng-magnus-lo-vgren-vattenfall.pdf>

[2023-02-20]

Wirtz, D (2019) *Flooding at Karlshamnsverket*

<https://lup.lub.lu.se/luur/download?func=downloadFile&recordOid=8995350&fileOid=8995351>

[2023-05-20]

Appendix A - Pumpkraft

Energilagring

Energilagring är en metod för att lagra producerad elektrisk energi i en alternativ energiform. Ett allmänt känt exempel på detta är konventionella AA-batterier som används i vardagligt bruk till elektronik såsom fjärrkontroller. Detta är av typen elektrokemisk lagring, vilket innebär att batteriet fungerar som en galvanisk cell där den energi som avges vid en redoxreaktion kan tas tillvara på och utnyttjas som elektrisk energi. Energi kan dock lagras på andra sätt än det elektrokemiska. Andra förekommande metoder är kemiska, mekaniska och elektriska. Medan elektrokemisk lagring är den vardagligt mest förekommande metoden på småskalig nivå så är det den mekaniska energilagringmetoden pumpkraft som dominerar vad gäller storskalig energilagring. Globalt sett innehar pumpkraft 177 392 MW installerad lagringseffekt vilket är mer än 90% av den totala globala lagringskapaciteten (Englund med flera 2015). Av denna installerade effekt finns cirka 32% i EU.

Enheter vid elproduktion

Watt är SI-enhet för effekt vilket anger joule per sekund, det vill säga energi per sekund. Detta innebär att när man talar om installerad lagringseffekt så anger det med vilken hastighet energi kan tillföras elnätet, inte total mängd energi som kan tillföras.

Vanligt förekommande är begreppet *wattimme*, detta beskriver den energimängd som kan tillföras vid en viss effekt under en timme. Denna definition gör beräkningar av förbrukat eller producerad energimängd simpel, då wattimme = watt * timme. Detta innebär till exempel att en glödlampa med effekten 60W som står aktiv under halvtimme kommer ha förbrukat $0,5 * 60 = 30$ Wh (Tekniska verken 2023).

För att få en uppfattning om storleksordningar vad gäller energiförbrukning så kan det nämnas att en lägenhet i Sverige förbrukar runt 2000–4000 kWh per år enbart sett till hushållsel, motsvarande summa för ett småhus är 6700 kWh per år (Konsumenternas Energimarknadsbyrå 2023). Merparten av energiförbrukning går dock åt till uppvärmning av bostäder, en svensk villa har en energiförbrukning på ungefär 20 kWh per år. Per capita ligger elförbrukningen i Sverige på 15 000 kWh per år motsvarande 41 kWh per dag.

Pumpkraft i Sverige

Pumpkraft används i låg utsträckning idag i Sverige och det så finns i nuläget enbart tre aktiva pumpkraftverk i landet varav alla är belägna i Värmland, se tabell A.

Tabell A. Pumpkraftverk aktiva i Sverige (SVT 2023)

Namn	Effektkapacitet (MW)	Fallhöjd (m)
Lettens kraftstation	36	191
Kymmens kraftstation	56	85
Eggsjöns kraftstation	0,6	17,7

Värt att nämna är även Sveriges förre detta största pumpkraftverk, Juktan som hade fallhöjd på 270 m och en turbineffekt upp till 335 MW. 1996 byggdes detta pumpkraftverk om till ett vattenkraftverk i samband med att elmarknaden avreglerades (Vattenfall 2022).

Huvudorsaken till varför pumpkraft används i så pass begränsad utsträckning i Sverige är att det inte varit lönsamt samt att reglering av vattenmagasin redan varit möjligt via vattenkraft. Att bygga ett nytt pumpkraftverk är en mycket kostsam investering och energiförluster vid pumpning innebär att den energimängd som kan utvinnas då vatten flödar ner till det lägre magasinet är lägre än den mängd som krävdes för att pumpa upp vattnet till det övre magasinet. Detta innebär att pumpkraften i sig inte kan ses som lönsam så länge som elpriserna är stabila (Energimyndigheten 2014). Elpriset styrs av det utbud och den efterfrågan som råder på elmarknaden, därav är det starkt kopplat till elproduktion- och konsumtion. Det är därmed vid extremfallen då elproduktion är låg och elkonsumention hög eller vice versa som pumpkraften skulle kunna få en betydelsefull roll inom elnätet.

Som nämnt stället har främst vattenkraft använts för att stabilisera Sveriges elnät.

Vattenkraften kan snabbt detektera förändringar i balansen mellan elproduktion och elanvändning varefter mängd vattenflöde till turbinen kan anpassas. Vattenkraften kan inte enbart reglera inom det korta tidsplanet, finns omfattande vattenmagasin i koppling till vattenkraftverken kan vatten magasineras för framtida användning för att kompensera för de säsongsmässiga variationerna i elanvändningen (Energimyndigheten 2014).

Anledningen till att pumpkraft skulle vara intressant att använda sig av i Sverige trots att regleringsmöjligheter redan finns via vattenkraft är att majoriteten av energiproduktion sker långt ifrån där merparten av landets befolkning finns. Mer än 80% av landets elproduktion sker i Norrland samtidigt som region är mycket glesbygd och enbart innehar cirka 11% av landets befolkning (Energiföretagen 2018; SCB 2021). Detta gör att majoriteten av Sveriges befolkning i södra Sveriges (elområde 3 och 4) blir starkt beroende av transmissionsnätets överföringskapacitet. På grund av en begränsad överföringskapacitet kan därför scenarion uppstå med elbrist i södra Sverige fastän landet i sin helhet har ett överskott i sin elproduktion.

I detta sammanhang kan pumpkraft vara av betydelse för att stärka elnätet i södra Sverige. Mycket nyinstallerad effekt i Sverige sker i form av vindkraft i elområde 3 och 4. Eftersom vindkraft är väderberoende i sin produktion skulle den därmed gynnas av pumpkraftens förmåga att jämna ut den tillgängliga mängden el på elnätet.

Pumpkraft - Matematiska beskrivningar

Pumpkraft innebär att potentiell energi

$$E = mgh \quad (1)$$

omvandlas till lägesenergi

$$E = \frac{mv^2}{2} \quad (2)$$

då vatten tillåts flöda från ett högt beläget vattenmagasin till ett lägre. Då detta sker så drivs en turbin varpå energi genereras. Då vatten tvärtom pumpas så skapas initialt rörelseenergi som omvandlas till lägesenergi då vattnet nått det övre magasinet. Genererad effekt då vatten flödar från det övre magasinet till det nedre kan beskrivas genom:

$$P_T = \min\left(\frac{V'}{3600}, Q_T\right) \eta_T \rho g \left(\frac{V'}{ab} + h'\right) \quad (3)$$

$P_T =$ Effekt från turbin (W)

$V' =$ tillgänglig vattenvolym i övre magasin från föregående timme (m^3)

$Q_T =$ vattenflöde förbipasserande turbin (m^3/s)

$\eta_T =$ turbins verkningsgrad (enhetslös)

$ab =$ övre magasinets area (m^2)

$h' =$ höjdskillnad mellan övre och nedre magasinets bottennivå (m)

Effektbehov för att driva pumpen när vatten pumpas från det nedre magasinet till det övre kan beskrivas genom:

$$P_P = \min\left(\frac{V_M - V'}{3600}, Q_P\right) \frac{\rho g}{\eta_P} \left(\frac{V'}{ab} + h'\right) \quad (4)$$

$P_P =$ Effekt krävd av pump (W)

$V_M =$ tillgänglig vattenvolym i övre magasin (m^3)

$Q_P = \text{vattenflöde förbipasserande pump (m}^3/\text{s)}$

$\eta_P = \text{pumps verkningsgrad (enhetslös)}$

Granskas formlerna för respektive fall så går det att se att dessa beskriver potentiell energi över tid, det vill säga effekt. Den första termen i ekvationen för E_T :

$$\min\left(\frac{V'}{3600}, Q_T\right) \quad (5)$$

beskriver att det maximala flödet som förbipasserar turbinen begränsas av vattenvolymen i det övre magasinet som fanns tillgänglig timmen innan vatten började flöda ner till det magasinet. Den volym som återstår i det övre magasinet, V_M blir den begränsande faktorn i ekvationen för E_P . Här kan det noteras att för Stårnö så kommer den begränsande faktorn vara den tillgängliga volymen i det nedre magasinet snarare än det övre då Östersjön är det övre magasinet vilket kan ses som volymmässigt obegränsat i sammanhanget.

Den sista ekvationen i respektive ekvationer:

$$\left(\frac{V'}{ab} + h'\right) \quad (6)$$

Kan något förenklat beskrivas höjdskillnaden mellan bottennivån i det magasinet och vattenytan i den övre reservoaren från föregående timme.

Beräknad effekt vid Timmerterminalen

Vid dimensionering av ett pumpkraftsverk finns det flera aspekter som bör beaktas. En sådan är att pumpturbinens optimala flöde kommer att vara beroende av vilken effekt den är dimensionerad för. En annan aspekt som bör tas i åtanke är de friktionsförluster som sker i pumpkraftverkets tillloppstuber. Eftersom denna studies huvudsyfte är att undersöka vilken grundvattenpåverkan vid drift av ett pumpkraftverk vid Stårnö snarare än att försöka optimera detta pumpkraftverk så kommer enbart enklare beräkningar ske gällande effekt och lagringskapacitet. Pumpkraftverk kan nå verkningsgrader på upp till 85%, ett rimligt värde kan därför vara anta en något längre effektivitet på 80%. Eftersom körcykeln beskriven i avsnitt 3.1.3 gäller för nettoförändringar i vattenytans nivå så är det inte lämpligt att använda tidsspännen från körcykel för att dimensionera pumpkraftverket. En mer rimlig ansats är att utgå ifrån att pumpkraftverket skulle drivas likt det som planeras vid ett av stenbrotten vid

Vånga (Ny teknik 2023) som beskrivs kunna fyllas och tömmas flera gånger dygn. Om det antas att man vill kunna både fylla och tömma Timmerterminalen en gång per dygn och att båda processerna tar lika lång tid så kan det maximalt möjliga flödet beräknas till:

$$Q = \frac{2,5 \cdot 10^6}{12 \cdot 3600} = 57,9 \text{ m}^3/\text{s}$$

Varifrån sedan effekt kan beräknas:

$$P = \frac{57,9 \cdot 1000 \cdot 9,81 \cdot 50 \cdot 0,8}{10^6} = 22,7 \text{ MW}$$

Samt lagringskapacitet:

$$E = 22,7 \cdot 12 = 289,5 \text{ MWh}$$

Motsvarande beräkningar ifall körcykeln skulle användas i dimensionerande syfte ger följande resultat:

$$Q = \frac{2,5 \cdot 10^6}{114 \cdot 3600} = 6,09 \text{ m}^3/\text{s}$$

$$P = \frac{6,09 \cdot 1000 \cdot 9,81 \cdot 50 \cdot 0,8}{10^6} = 2,4 \text{ MW}$$

Är även vattenhastighet känt så kan även tilloppstuber dimensioneras då dess tvärsnittsarea kan beräknas genom:

$$A = \frac{Q}{v} \tag{7}$$

Sedan kan tvärsnittets diameter beräknas som:

$$D = \sqrt{\frac{4A}{\pi}}$$

Antas att vattenhastigheten i röret ligga på 1,5 m/s för att undvika turbulent flöde (Hall 2021) och flödet vara 57,9 m³/s så ger detta följande resultat:

$$A = \frac{57,9}{1,5} = 38,6 \text{ m}^3 \quad (8)$$

$$D = \sqrt{\frac{4 \cdot 38,6}{\pi}} = 7 \text{ m} \quad (9)$$

Appendix B - Kompletterande beräkningar

Appendix B presenterar beräkningar av de resultat som presenterats i avsnitt 3.2.4. I appendix B presenteras beräkningarna direkt, för att se vilka ekvationer använts se avsnitt 3.2.4.

Inflöde från berggrund till Timmerterminalen

$$s_k = 50 - \frac{50^2}{2 \cdot 74,5} = 33,2$$

Antaget influensradien är 162,1 m:

$$Q = 1000 \cdot \frac{2 \cdot 74,5 \cdot 5 \cdot 10^{-10} \cdot \pi \cdot 33,2}{\ln \frac{162,1}{126}} = 0,031 \text{ l/s}$$

Kontroll enligt kontinuitetsekvation:

$$A_1 = \frac{0,031 \cdot 3600 \cdot 24 \cdot 365}{\frac{1000}{\frac{30}{1000}}} = 32\,617 \text{ m}^2$$

$$r = \sqrt{\frac{32\,617 + 50\,000}{\pi}} = 162,1 \text{ m}$$

Beräknad influensradie överensstämmer med antagen influensradie.

Utspänningsfaktor

$$Q_{sw} = \frac{2,5 \cdot 10^6}{604\,800} = 4,133 \frac{\text{m}^3}{\text{s}}$$

$$DF_{sw} = \frac{5 \cdot 10^{-10} \cdot 0,75 \cdot 400 \cdot 50}{4,133} = 1,81 \cdot 10^{-6}$$

Dioxinkoncentration i fisk

$$K_{ow} = 5,60 \cdot 10^7 \text{ enligt Naturvårdsverket (2009)}$$

$$I_{fisk} = 0,15$$

$$\log(5,60 \cdot 10^7) = 7,7 > 6$$

$$\log(K_{ow}) > 6 \rightarrow K_{ow} = 10^6$$

$$BCF_{fisk} = 0,15 \cdot 10^6 = 150\,000$$

$$C_{fisk} = 7,8 \cdot 10^6 \cdot 150\,000 = 0,0105 \text{ mg/kg}$$

Med utspänningsfaktor beaktad:

$$C_{fisk} = 7,8 \cdot 10^6 \cdot 1,81 \cdot 10^{-6} = 1,9 \cdot 10^{-7} \text{ mg/kg}$$

Appendix C bilagor från GMS

Appendix C består av figurer som inte fick plats att inkludera i rapporten men som ändå kan ge en tydligare överblick av de resultat som framkommit. Detta inkluderar flödesbudget för grundscenariot och större bilder över utvecklingen av grundvattennivån kring Timmerterminalen vid en veckas drift av pumpkraftverket.

Flödesbudget

	Flow In	Flow Out
Sources/Sinks		
CONSTANT HEAD	245,93916851569	-40,65107820063
DRAINS	0,0	-2 090,026876249
HEAD DEP BOUNDS	0,0	0,0
RECHARGE	1 884,5312945098	0,0
Total Source/Sink	2 130,4704630255	-2 130,677954450
Zone Flow		
FLOW RIGHT FACE	0,0	0,0
FLOW FRONT FACE	0,0	0,0
FLOW LOWER FACE	0,0	0,0
FLOW LEFT FACE	0,0	0,0
FLOW UPPER FACE	0,0	0,0
FLOW BACK FACE	0,0	0,0
Total Zone Flow	0,0	0,0
TOTAL FLOW	2 130,4704630255	-2 130,677954450
Summary	In - Out	% difference
Sources/Sinks	-0,207491424363	-0,009738756036
Cell To Cell	0,0	0,0
Total	-0,207491424363	-0,009738756036

Figur A1. Flödesbudget för grundscenariot, hela Stårnö.

Budget Term	Flow (m ³ /d)
Flow Budget for Zone 2	
IN:	
CONSTANT HEAD	0.0
DRAINS	0.0
HEAD DEP BOUNDS	0.0
RECHARGE	0.0
Zone 1 to zone 2	3.2802473827232
Total IN	3.2802473827232
OUT:	
CONSTANT HEAD	0.0
DRAINS	3.2384931362981
HEAD DEP BOUNDS	0.0
RECHARGE	0.0
Zone 2 to zone 1	0.0417542833925
Total OUT	3.2802474196906
SUMMARY:	
IN - OUT	-3.6967322e-008
Percent Discrepancy	-1.1269675e-006

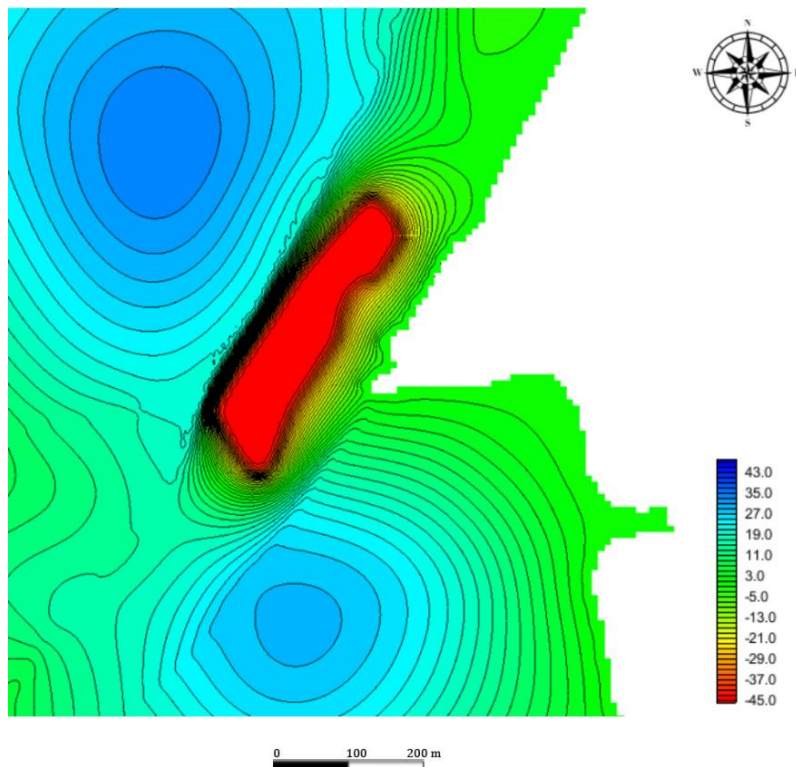
Figur A2. Flödesbudget för grundscenariot där halvön delas i två zoner. En för Timmerterminalen (zon 2) och en för resterande områden på halvön (zon 1).

Figur A1 och A2 visar i mer detaljerad form de uppgifter som framkommer i tabell 10 och tabell 11 i avsnitt 3.2.2.

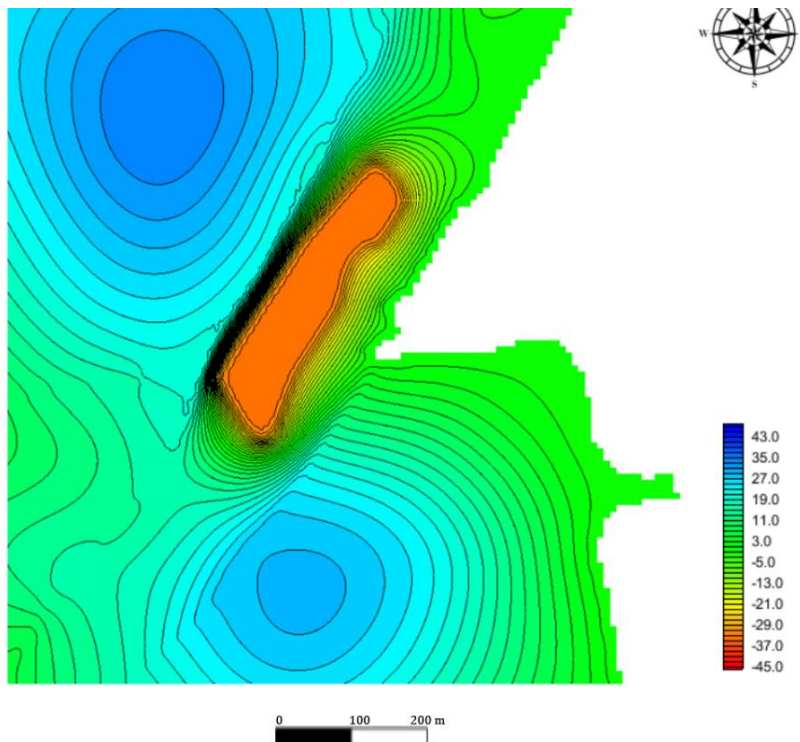
Veckocykel för Timmerterminalen (transient modell)

Figur A3-A10 visar på närmare håll samma resultat som presenteras i figur 35 fast med ett fokus på Timmerterminalen. Det kan genast noteras som något överraskande att figur A9 som visar måndagsmorgon har en högre vattennivå än tisdagsmorgon i figur A10 då det beskrivits i avsnitt 3.4.3 att den lägsta vattennivån ska uppstå måndagsmorgon. Vid analys av figurerna går det att se ett mönster där vattennivån i Timmerterminalen motsvarar mittpunkten mellan varje stegs startnivå och slutnivå. Eftersom söndag har startnivå -22,2 m och slutnivå -50 m (se tabell 8) m så resulterar detta i vattennivån -36 m på måndagsmorgon, se figur A9. På måndag är startnivån -50 m och slutnivå -39,5 m vilket gör att vattennivån når cirka -44,7 m på tisdagsmorgon, se figur A10. Detta fenomen hade sannolikt kunnat undvikas om

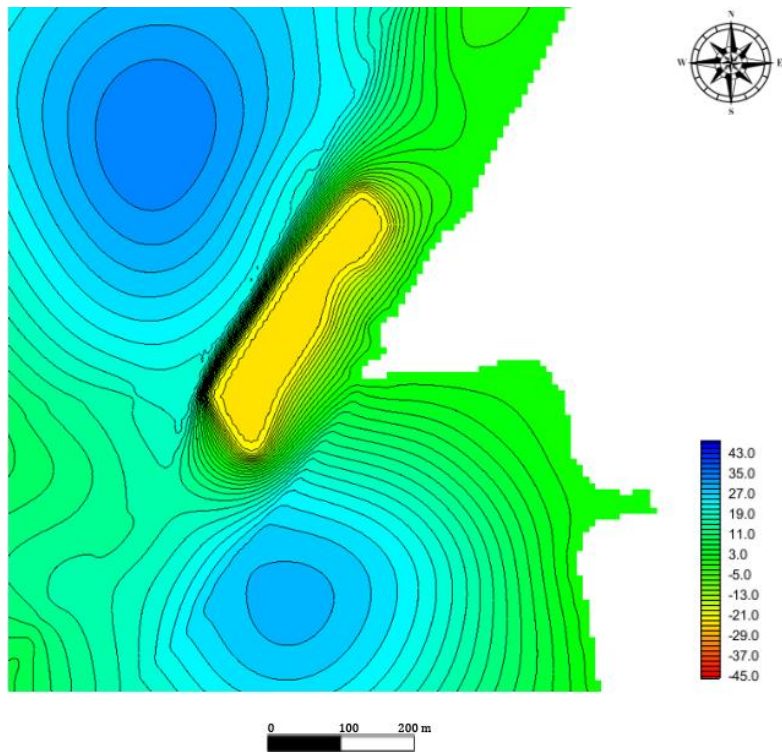
helgdagarna hade delats upp i fler tidssteg vars nivåförändringar motsvarade nivåförändringarna under vardagar.



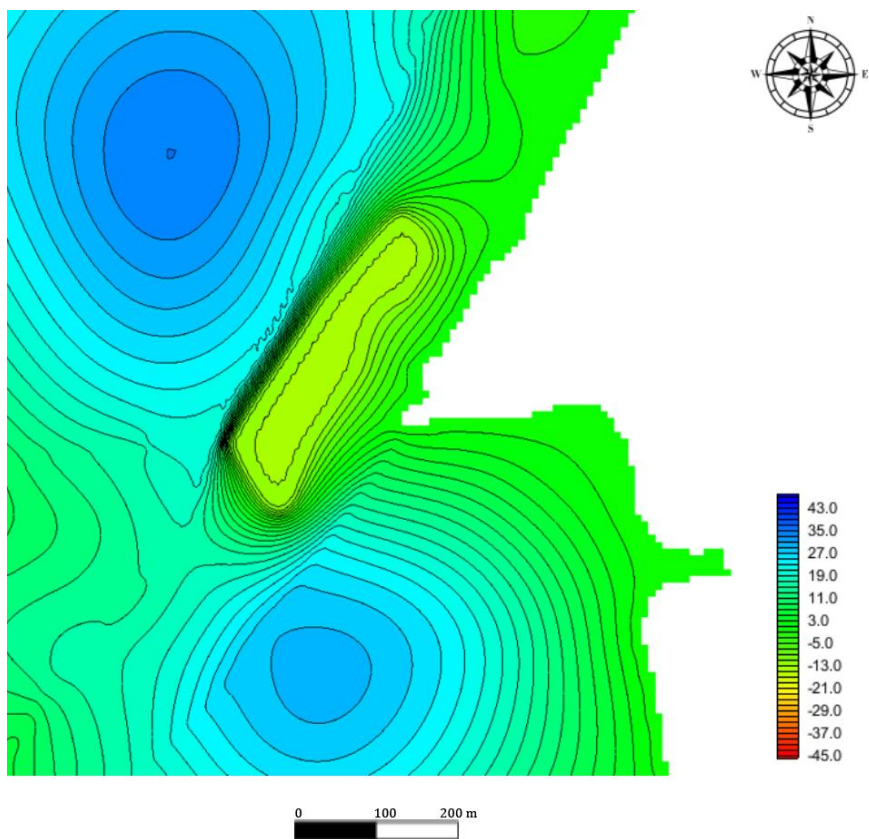
Figur A3. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 1 då dräneringslagret stigit från -50 m till -39,5 m. Detta är tidssteget med lägst vattennivå i Timmerterminalen (cirka -44 m) och motsvarar tidsmässigt tisdag kl. 06:00.



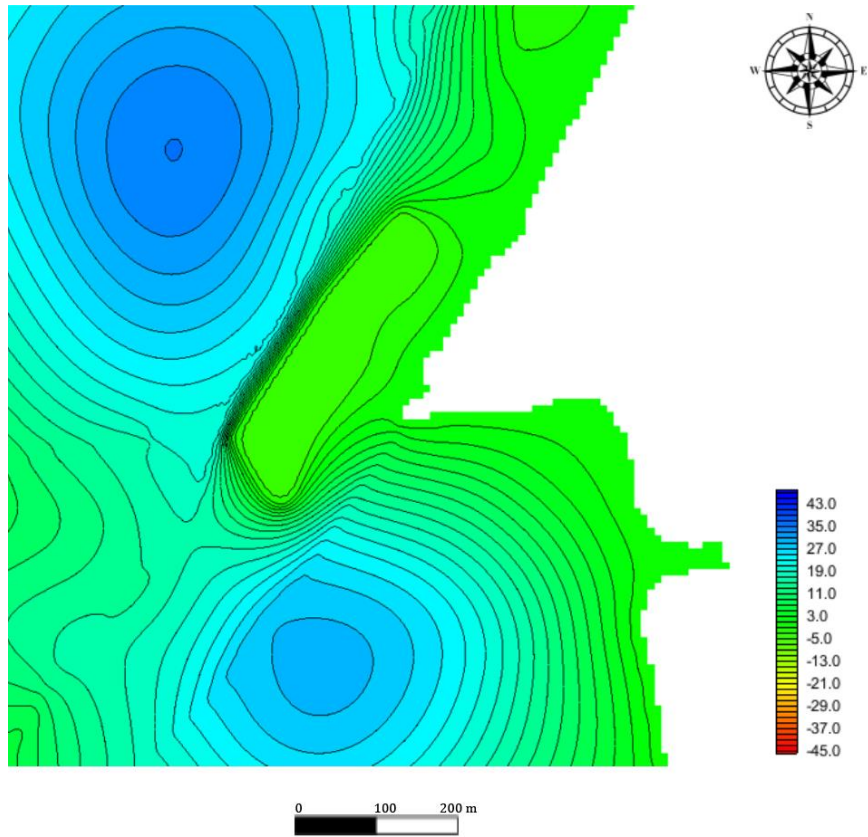
Figur A4. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 2 då dräneringslagret stigit från -39,5 m till -29 m. Vattennivån i Timmerterminalen är i detta tidssteg cirka -34 m och motsvarar tidsmässigt onsdag kl. 06:00.



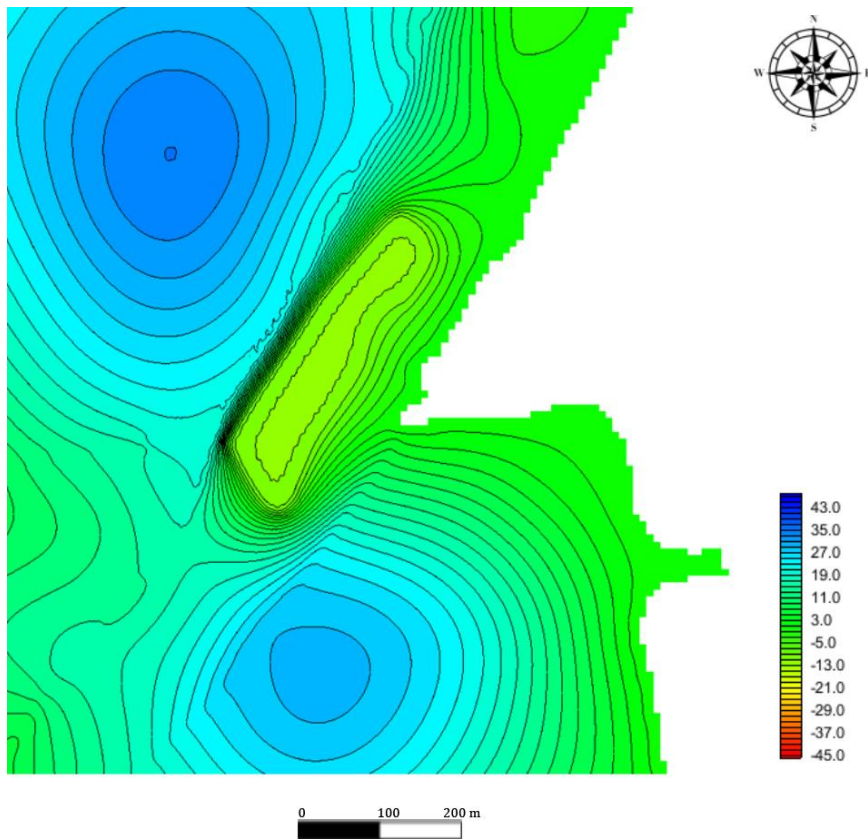
Figur A5. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 3 då dräneringslagret stigit från -29 m till -18,4 m. Vattennivån i Timmerterminalen är i detta tidssteg cirka -23,7 m och motsvarar tidsmässigt onsdag kl. 06:00.



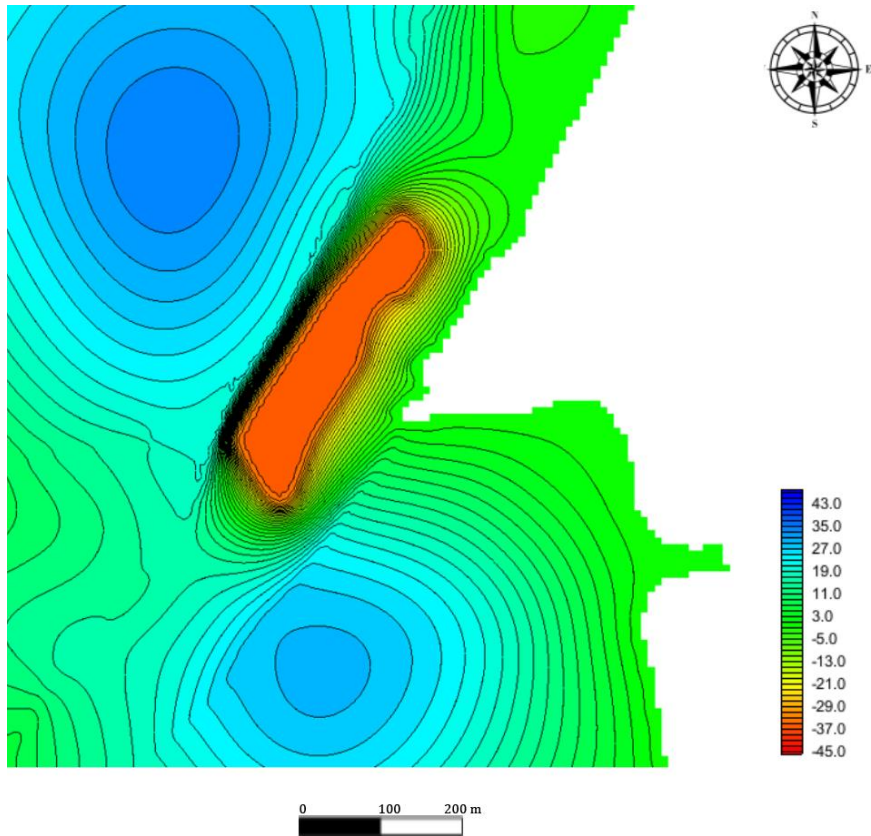
Figur A6. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 4 då dräneringslagret stigit från -18,4 m till -7,9 m. Vattennivån i Timmerterminalen är i detta tidssteg cirka -13,1 m och motsvarar tidsmässigt fredag kl. 06:00.



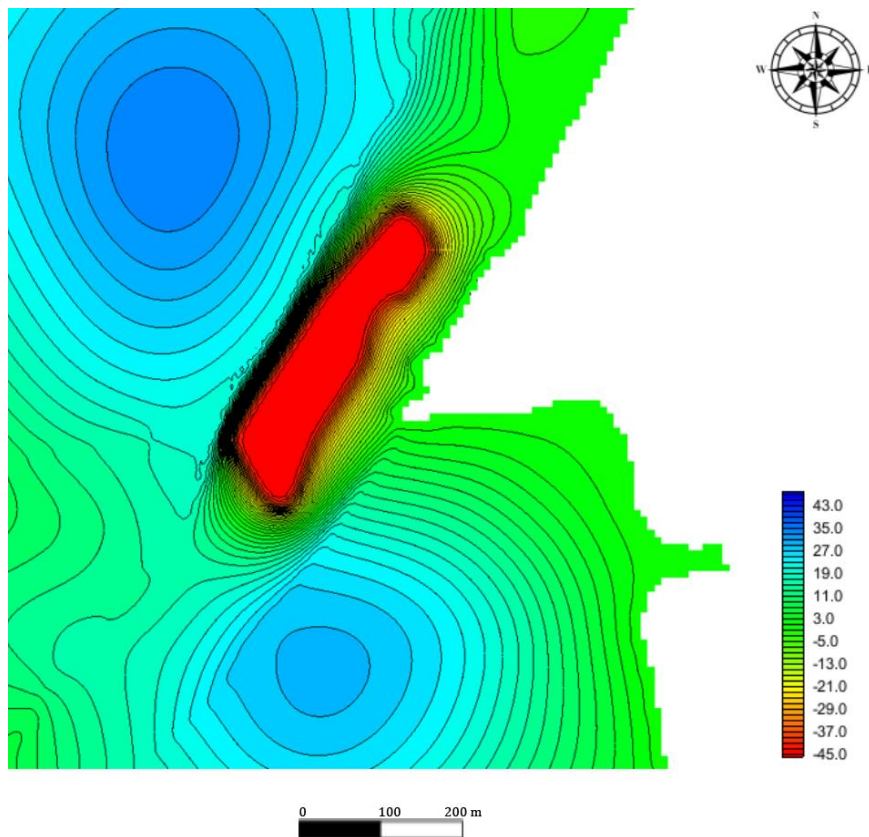
Figur A7. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 4,75 då dräneringslagret stigit från -7,9 m till 0 m. Vattennivån i Timmerterminalen är i detta tidssteg cirka -4 m vilket är cykelns högsta nivå och motsvarar tidsmässigt fredag kl. 18:00.



Figur A8. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 6 då dräneringslagret sjunkit från 0 m till -22.2 m. Vattennivån i Timmerterminalen är i detta tidssteg cirka -11 m och motsvarar tidsmässigt söndag kl. 06:00.



Figur A9. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 7 då dräneringslagret sjunkit från -22,2 m till -50 m. Vattennivån i Timmerterminalen är i detta tidssteg cirka -36 m och motsvarar tidsmässigt måndag kl. 06:00.



Figur A10. Grundvattennivå i lager 2 vid tidssteg 8 då dräneringslagret stigit från -50 m till -39,5 m. Detta är tidssteget motsvarar tidsmässigt tisdag kl. 06:00 och vattennivån i Timmerterminalen är nu åter på -44 m dvs samma nivå som steg 1.