



Nr B 2389
Juni 2020

Dricksvattenproduktion när spelreglerna ändras

Digitalisering och automation som hjälp för
klimatanpassning

Johan Strandberg, Reinert Huseby Karlsen, Mikael Malmaeus, Mikael Olshammar, Stephan Valley,
Ewa Lind, Musbao Bello, Catharina Grundestam, Sofia Andersson, Magnus Rahmberg och Håkan
Fridén



I samarbete med Sandviken Energi AB

Författare: Johan Strandberg, Reinert Huseby Karlsen, Mikael Malmaeus, Mikael Olshammar, Stephan Valley, Ewa Lind, Musbao Adeoye Bello, Catharina Grundestam, Sofia Andersson, Magnus Rahmberg och Håkan Fridén

Medel från: Sandviken Energi Vatten AB och Stiftelsen IVL

Fotograf: Johan Strandberg

Rapportnummer B 2389

ISBN 978-91-7883-205-7

Upplaga Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 2019**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // www.ivl.se

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

Förord

Den här rapporten sammanfattar resultaten av ett projekt som utförts i samarbete med Sandviken Energi Vatten under perioden februari 2018 till och med juni 2020. Projektet har samfinansierats av Sandviken Energi AB och Stiftelsen Institutet för vatten- och luftvårdsforskning.

Projektet har varit ovanligt brett och innehållit både hydrologiska undersökningar såväl som processoptimering och grundvattenmodellering. Detta tack vare Sandviken Energis intresse för att bedriva en proaktiv verksamhet utifrån naturens villkor med användande av moderna sensorer och digitalisering för att optimera dricksvattenproduktionen med hänsyn till hållbarhet. Vi på IVL är väldigt glada för detta givande samarbete och hoppas den här rapporten visar på hur en mer holistisk digitaliserad vattenproduktion kan gå till, även för mindre producenter, vilka kan bli de som har svårast att klara svängningar i tillgång och kvalitet i ett framtida klimat.

Projektets aktiviteter och resultat redovisas genom fem olika delrapporter, vilka ligger som bilagor i denna sammanfattande resultatrapport, vilken vi försökt göra kort och läsvänlig. I bilagorna finns mer heltäckande beskrivningar av metoder, antaganden, osäkerheter och referenser.

Innehållsförteckning

1	Varför digitalisera dricksvatten?.....	5
2	Klimatförändringarnas effekter på dricksvattenproduktionen	5
2.1	Vanliga och ovanliga åtgärdsstrategier	6
3	Fallet Rökebo vattenverk.....	7
3.1	Råvattenkällorna i Rökebo	7
3.2	Nuvarande produktionsprocess	9
3.3	Ökad användning av inducerad infiltration senaste 5 åren.....	10
3.4	Kvalitetsproblem förknippade med inducerad infiltration.....	10
4	Naturliga variationer i råvattenkällorna	12
4.1	Sjön Öjarens vattenbalans och nivå	12
4.2	Vattenkvaliteten i sjön Öjaren.....	13
4.3	Flödesvariationer i Årsundaåsen	15
4.4	Grundvattenbildningen till Årsundaåsen	15
4.5	Variationer i inkommande vatten till verket	16
5	Produktionsstyrning anpassad för naturliga variationer.....	19
5.1	Använd det råvatten som är bäst för tillfället och för framtiden.....	19
5.2	Använd smart kemikaliedosering för de variationer du inte kan undvika	21
6	Effekter av klimatförändringar för Rökebo vattenverk	23
6.1	Större tillrinning till sjön Öjaren	24
6.2	Vattentemperaturen höjs något i ytvattnet.....	25
6.3	Sjövattnets kvalitet ändras måttligt	26
6.4	Grundvattenbildningen ökar men kemin försämras	26
7	Den oundvikliga eller nödvändiga digitaliseringen?.....	28
	 Bilaga 1 – Hydrologisk modellering av sjön Öjaren	
	 Bilaga 2 – Hydrogeologisk modellering av Årsundaåsen vid Rökebo vattenverk	
	 Bilaga 3 – Ytvattenkemisk modellering av sjön Öjaren	
	 Bilaga 4 – Processmodellering Rökebo vattenverk	
	 Bilaga 5 – Prototyp för processintegration och planering av Rökebo vattenverk	

1 Varför digitalisera dricksvatten?

God tillgång till dricksvatten med bra kvalitet anses av de flesta vara en självklarhet i Sverige. Dricksvattenförsörjningen är dock ett komplext och sårbart system och det inträffar regelbundet incidenter som påverkar vattnets kvalitet. Det är inte bara enskilda invånare och andra levande varelser som är i behov av en god dricksvattenförsörjning för att kunna upprätthålla hälsa och hygien. Även viktiga samhällsfunktioner så som sjukhus och hälsocentraler, skolor, äldreomsorg och industrier, är beroende av att dricksvattenförsörjningen fungerar.

I och med de senaste årens låga grundvattennivåer har många delar av Sverige fått uppleva vattenbrist och den stress den innebär för ett samhälle. Det har blivit tydligt att den resurs som vi hittills tagit för givet inte alltid kommer vara obegränsad. Även om vi idag inte kan säga exakt hur situationen kommer vara om 30 år är många eniga om att väderväxlingarna kommer vara fler och förutsättningarna ändras. Trots att detta sker måste en så kritisk funktion som dricksvattenproduktion fortgå, vilket innebär att produktionen behöver klara av en anpassning till nya villkor.

En av grundförutsättningarna för att hantera förändring är att ha bättre kontroll på råvattentillgången, idag och i framtiden. Att flytta perspektivet, från vattenverkets intagspunkt till att omfatta hela tillrinningsområdet, möjliggör detta. Processen blir genast mer komplex i och med detta, men genom moderna sensorer som kommunicerar realtidsdata och modeller som kan beräkna prognoser blir det görbart.

I det aktuella projektet har vi undersökt hur digitalisering kan vara ett användbart verktyg, inte bara för att driva en process utan också för att ge större leveranssäkerhet utan att rubba naturens randvillkor. Med digitalisering menas i det här fallet ökad omfattning av installerade realtidsmätningar, modellering och övervakning.

2 Klimatförändringarnas effekter på dricksvattenproduktionen

I Sverige förväntas klimatförändringar bland annat leda till en ökning av medeltemperaturen, en ökning av årsnederbörden och en ökning av skyfallsfrekvensen (Statens offentliga utredningar, 2016). Dessa är alla faktorer som påverkar förutsättningarna för dricksvattenproduktionen i och med att de antas leda till ett antal oönskade effekter, varav några listas nedan.

Varmare vatten

Ett varmare ytvatten blir ett problem för dricksvattenproducenter eftersom höjd temperatur i sig upplevs som en kvalitetsbrist av konsumenterna. Man vill att kallvattnet ska vara kallt, helt enkelt. Utöver upplevelsen av kvalitetsbrist kan också den mikrobiella aktiviteten komma att öka om vattentemperaturen i ledningarna höjs.

Ökad algproduktion

Med en höjd vattentemperatur kommer växtsäsongen att förlängas och levnadsvillkoren för algerna att förbättras. Primärproduktionen kommer med andra ord att öka vilket innebär en ökning av organiskt material som behöver avskiljas i vattenverken.

Mer humus

Ökande halter av humus i ytvatten verkar korrelera med ökad medelnederbörd över flera år. Vissa forskare menar att detta beror på att grundvattennivån höjs över tid, vilket får vattnet att komma i kontakt med ytliga humusrika jordar och transportera med sig större mängder organiskt material. Andra tror att det beror på att ytliga humuslager sköljs ned i vattendrag vid häftigare regn. En förklaring som är oberoende av klimat ligger i att pH i svenska ytvatten höjts efter att har varit försurade av det höga svavelnedfall som skedde under framför allt mitten till slutet av 1900-talet. Detta antas leda till mer humus i ytvatten.

Osäkrare tillgång

När vädret blir mer extremt och de torra perioderna blir längre, likväl som de blöta, kommer behovet av en buffert med avseende på råvatten från grundvatten att bli större. I brist på buffert kan man självfallet få vattenbrist, men också få bestående förändringar i grundvattenkemi exempelvis på grund av saltvatteninträngning eller ökande halter löst organiskt kol (DOC) vid ökad inducerad grundvattenbildning från DOC-rikt ytvatten.

Ökad efterfrågan

I Sverige finns än så länge låg medvetenhet kring utnyttjandet av vattenresurser. Människor kan tvärt emot vad som är ekologiskt sunt, förbruka mer vatten under torra perioder. Under 2018 var förbrukningen på vissa ställen så ansträngd att man fick tryckreduktioner på dricksvattennätet och kommunerna var tvungna införa vattenransonering.

2.1 Vanliga och ovanliga åtgärdsstrategier

Svenskt Vatten uppskattade 2007, i klimat- och sårbarhetsutredningen, att den totala kostnaden för klimatanpassning av dricksvattenförsörjning kommer uppgå till minst 7,5 miljarder kronor fram till år 2100. Av detta utgör 700 miljoner kostnaden för avskiljning av humusämnen i ytvatten och 125 miljoner är avskiljning av ökade mängder naturliga föroreningar i grundvatten.

Ändrad produktion

Nästan hela listan i klimat- och sårbarhetsutredningen över vilka åtgärder som behövs för anpassning till klimatförändringar, är inriktad på själva produktionen. Med syftet att avskilja oönskade ämnen kommer kemikaliedosering, membranteknik och oxidationstekniker vara av intresse.

Nedströmsåtgärder

Informationskampanjer gentemot konsumenter är något som prövats redan under sommaren 2018 i flera kommuner. Att höja medvetenhet och ibland införa ransonering eller bevattningsförbud är insatser som kommer att bli vanligare i brist på redundans, eller som en ny normal.

Uppströmsåtgärder

En del vattenproducenter har startat ett proaktivt uppströmsarbete, där man aktivt arbetar med att minska risker i vattenskyddsområden. Åtgärder som minskar tillflödet av gödande ämnen och anpassningar av skogsbruk och dikning kan ha effekt på förekomst av humusämnen och alger i ytvatten. Problemet är ofta att detta ofta ligger utanför dricksvattenproducentens mandat.

Anpassning till recipient

I det här projektet har vi utvecklat modeller för att kunna förstå naturliga variationer och cykler, så att produktionen om möjligt kan anpassas till dessa. Om detta görs blir det också lättare att

motivera både uppströms- och nedströmsåtgärder och det ger en bättre möjlighet till planering i produktionen. För att digitalisera dricksvattenproduktion på små och medelstora dricksvattenverk krävs det i många fall en betydande insats. Digitaliseringsgraden kan vara relativt låg i produktionen men också ute i distributionsnätet. Genom att ta fram modeller för vattenresurserna uppströms dricksvattenproduktionen och integrera denna information med en smart och i vissa delar digitaliserad produktionsprocess visar projektet på en metod för hur detta kan genomföras.

3 Fallet Rökebo vattenverk

I det här projektet användes ett vattenverk i Sandvikens kommun som studieobjekt. Det som gör verket extra intressant är att man på regelbunden basis blandar vatten från sjö och grundvatten, vilket gör att man bör ha möjlighet till vissa justeringar i produktionsätt.

Rökebo vattenverk producerar dricksvatten som försörjer Sandvikens tätort (inklusive industrin Sandvik AB) samt Kungsgården, Åshammar, Storvik och Gästrike-Hammarby. Vattendomen tillåter uttag av råvatten från sjön Öjaren och Rökebo grundvattentäkt om totalt 17 000 m³/d som årsmedelvärde, dock maximalt 25 000 m³/d. År 2010 uppgick antalet abonnenter till cirka 29 000 personer, totalt producerades cirka 13 900 m³/d (maximalt 15 200 m³/d) varav cirka en tredjedel förbrukades av Sandvik AB.



Figur 1. Området för insamling av hydrogeologiska data (svart rektangel) och detaljbild över området kring Rökebo vattenverk, markeras med röd streckad rektangel i vänstra bilden.

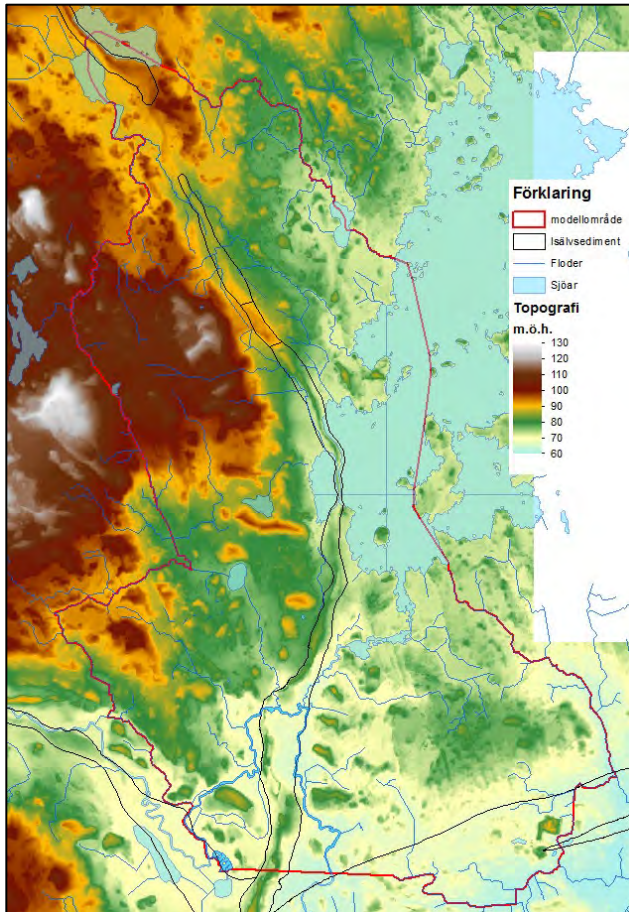
3.1 Råvattenkällorna i Rökebo

Vattenverket hämtar vatten både från sjön Öjaren och från Årsundaåsen. Öjaren är näringsfattig och till största delen omgiven av skogs- och myrmark (49 % resp 10 %). Den avvattnas genom Högboån (Säverängsåån) i söder, som har biflödesordning 2, vilket innebär att vattnet flödar genom totalt 2 vattendrag innan det når havet efter 42 kilometer.

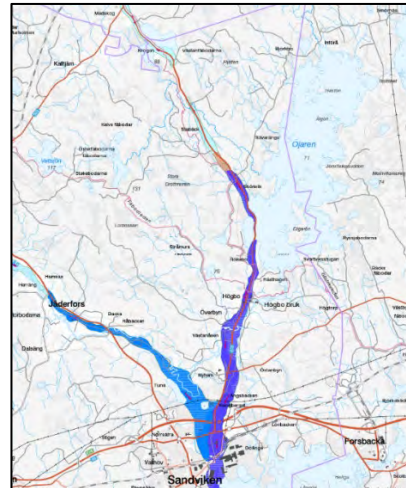
Årsundaåsens isälvsavlagringar representerar den hydrogeologiskt mest relevanta geologiska formationen för dricksvattenproduktionen. Isälvsavlagringarna bildades under sista istiden genom att smältvatten samlades i och under isen till isälvar, som rann i större eller mindre tunnlar ut till

isfronten. Isälvsediment är oftast skiktade och väl sorterade med sand eller grus som dominerande kornstorlekar.

Årsundaåsen kommer in i Rökeboområdet norrifrån genom sjön Öjaren och fortsätter söderut, förbi Sandviken och Årsunda. Den räknas som en ås med god grundvattentillgång.



Figur 2. Topografisk karta över modellområdet för den hydrogeologiska modellen, där den röda linjen beskriver områdets yttre gränser och den svarta linjen avgränsning för isälvsediment.



Figur 3. Årsundaåsen i Rökeboområdet (SGU, 2018).



Figur 4. Schematisk tvärsnitt av Årsunda- eller Enköpingsåsen vid Rökebo (Sa: sand; Si: silt; Le: lera; Mn: morän)

Berggrunden består dels av granit men även av gråvacka, vilket är en sedimentär bergart som innehåller relativt lättvittrade mineral som till exempel järn och mangan. Jordartsmaterialet i åsen består troligen av eroderat berggrundsmaterial från källområden norr om Rökebo och kornstorleken i åsen varierar mellan block till finsand. Att området runt Sandviken ligger under högsta kustlinjen innebär att hela området tidvis varit täckt av hav och eventuella ytliga lerlager ovan åsen har troligen svallats bort ställvis. Åsen vid Rökebo är därmed en öppen akvifer med svallad sand och silt längs sidorna (Figur 4).

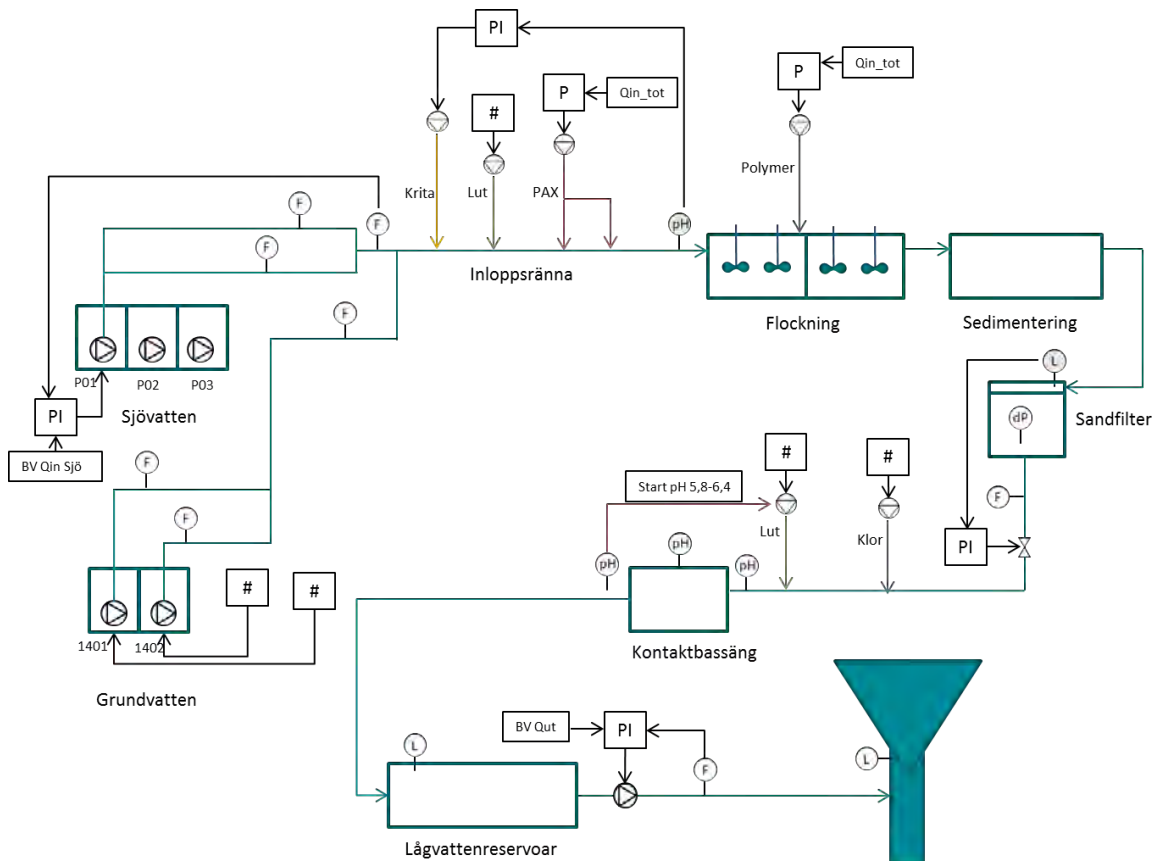
Årsundaåsen är den isälvsavlagring som förser Rökebo vattenverk med grundvatten. Den volym vatten i åsen som finns tillgänglig för grundvattenuttag uppskattas till 25 – 125 l/s (SGU, 2018). Grundvattnet i åsen bildas för det mesta genom infiltration av nederbördsvatten genom åsen eller genom inträngning av ytvatten från Öjaren. Naturligt grundvattenflöde sker i nord-sydlig riktning. Den lokala grundvattenflödesriktningen påverkas dock av grundvattenpumpningen vid

brunnarna som benämns 1401 och 1402 vid Rökebo som har använts nästintill kontinuerligt sedan 2016.

3.2 Nuvarande produktionsprocess

Idag sker produktion av dricksvatten vid Rökebo vattenverk med en blandning av grundvatten och vatten från sjön Öjaren. Reningsprocessen inleds med föralkalisering genom tillsats av krita och lut. Därefter genomgår vattnet kemisk fällning med polyaluminiumklorid, flockning med tillsats av polymer och sedimentering för avskiljning av partikulärt material. Vattnet som passerat sedimenteringen leds vidare till sandfilter, så kallade snabbfilter. Filtrerat vatten behandlas med UV-ljus innan klor doseras för desinficering. Slutligen sker en efteralkalisering genom tillsats av lut. Färdigbehandlat vatten rinner sedan med självfall ut till en lågreservoar varifrån det pumpas ut i två distributionsledningar. Hela processen beskrivs i Figur 5.

En översiktlig bild av reningsprocessen och den viktigaste styrningen visas i Figur 5.

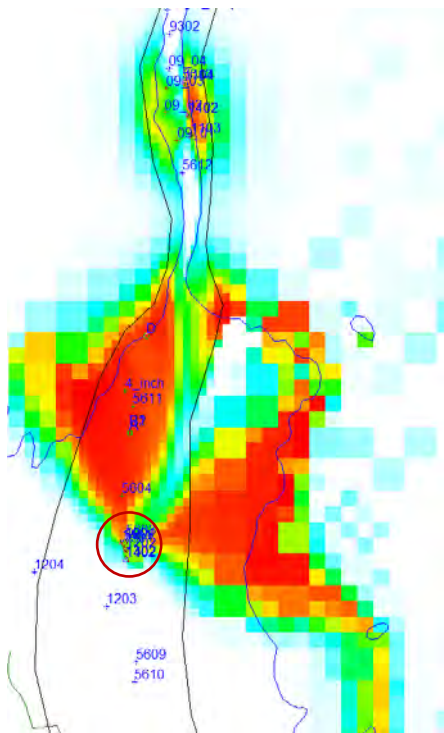


Figur 5. Översikt över reningsprocessen på Rökebo och den viktigaste styrningen. F=flödesmätare, L=nivåmätare, dP=difftryck, P, PI = regulatorer, #-manuellt valt värde, BV=börvärde. Blå linjer = vattenflöde, Svarta linjer = signaler, Färgade linjer= kemikaliefloden. Givare med grön bakgrund indikerar att det finns redundans i styrningen (d.v.s. två givare som operatören kan välja mellan för styrningen).

3.3 Ökad användning av inducerad infiltration senaste 5 åren

Inducerad infiltration bygger på att man med hjälp av uttagsbrunnar skapar en förstärkning av grundvattenbildningen. Genom att sänka nivån i grundvatten som står i hydraulisk kontakt med ett ytvatten kommer ytvatten transporteras in i grundvattenmagasinet genom infiltrationszonen och blandas med det naturligt förekommande grundvattnet.

Figur 6 visar en modellering av sjövattnandel i grundvattnet vid slutet av 2017. De röda områdena motsvarar en sjövattnandel av 100% medan de vita områden motsvarar 0% sjövattnen. Där syns tydligt att sjövattnen dras både från Öjaren och Lillsjön till brunnarna 1401 och 1402.

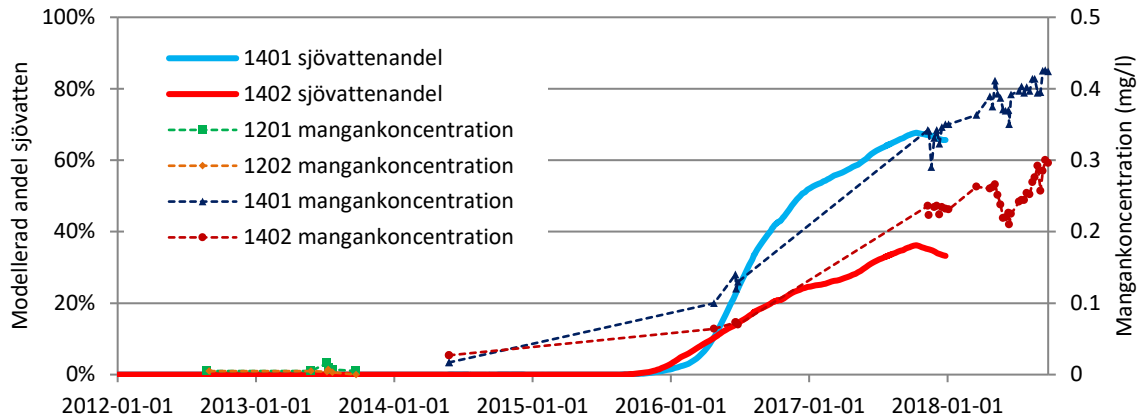


Figur 6. Modellerade sjövattnandel i grundvattnet vid slutet av 2017, där röd färg anger 100 % sjövattnen och vit 100 % grundvattnen. Både 1401 och 1402, som det refereras till i texten, finns i det kluster av punkter som finns inom den röda ringen.

3.4 Kvalitetsproblem förknippade med inducerad infiltration

Vattenkvalitetsmätningar vid uttagsbrunnarna för grundvatten i Rökebo, utförda mellan 2012 och 2018, visar på ett samband mellan koncentrationer för mangan och järn med kumulativt pumpflöde. Sambandet är tydligast för järn och mangan (Figur 7). Före pumpningen i de brunnar som installerades 2014 var koncentrationerna av bägge parametrar relativt låga och under gränsvärdena, men i takt med stigande grundvattenuttag steg också koncentrationerna.

När de ökande koncentrationerna jämförs med den modellerade andelen sjövattnen (Figur 7) kan man se att överensstämmelsen inte är perfekt, men att samma trend är tydlig för bägge parametrarna. När brunnarna 1201 och 1202 (som föregick 1401 och 1402 och ligger på samma ställe) var i drift hade pumpningen sannolikt inte pågått tillräckligt länge för att ge en ökning av mangan i brunnarna. Vid provtagning av de olika grundvattenbrunnarna kan man se att med ökande distans från sjöarna sjunker halten DOC medan halten metall och syre ökar. Detta gör sambandet ännu mer troligt.



Figur 7. Jämförelse av modellerad andel av sjövattnen och mangankoncentrationer i uttagsbrunnar. Den modellerade minskningen av sjövattnandelen på slutet av 2017 berodde förmodligen på ett antal nederbördstillfällen som ökade grundvattenbildningen. Det är dock troligt att ökningen av sjövattnandelen fortsatte efter december 2017.

Det ska poängteras att vi inte utrett den faktiska korrelationen mellan sjövattninträngningen och ökningen av mangan. I den vetenskapliga litteraturen finns dock flera studier som visar på att själva principen med inducerad infiltration kan ge dessa resultat, vilket gör att vi kan anta det på goda grunder. Fenomenet förklaras av att när TOC-rikt ytvattnet dras ner i marken genom pumpningen kommer dess syreinhåll förbrukas vid nedbrytning av organiskt material, samtidigt som koldioxid bildas. På grund av dessa anaeroba förhållanden går mangan och järn i lösning. Dels är höga manganhalter oönskat i ett dricksvatten, dels kan utfällda manganoxider långsiktigt påverka själva tätens filtrerande funktion.

Sammantaget kan en för kraftig inducerad grundvattenbildning leda till en långvarig förändring i grundvattenkemin, särskilt om sjövattnet är rikt på TOC och berggrunden på mangan och järn. Den hållbara uttagsvolymen, det vill säga den volym som kan tas ut från grundvattentäkten utan att grundvattnet försämras långsiktigt kvantitativt eller kvalitativt, är därför vid Rökebo begränsat av kvalitativa anledningar.

Rökebo vattenverk

- Både sjö- och grundvatten används som råvattenkällor vilket möjliggör blandning i olika proportioner.
- Vissa kvalitetsproblem med höga halter humus i sjövattnen, särskilt på våren.
- Successivt försämrade kvaliteten på grundvattnet med avseende på mangan- och järnoxider.
- Digitaliseringsgraden för processen är brukligt låg.

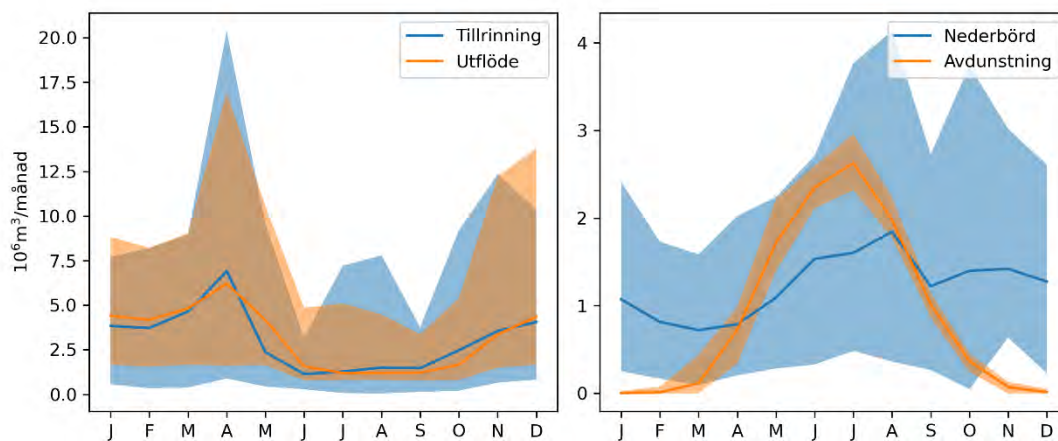
4 Naturliga variationer i råvattenkällorna

Sammansättningen i ett naturligt vatten ändras helt naturligt med olika årstider och vädersituationer. Förändringar kan vara snabba, så som flödesvariationer i vattendrag och långsammare så som nivåförändringar i grundvatten. En dricksvattenproducent förknippar ofta förändringar med någon slags driftstörning. Om man på förhand kan förberedas på förändring ger det också möjlighet till anpassning. I detta kapitel visas några modellerade variationer i råvattenkällorna till Rökebo vattenverk.

4.1 Sjön Öjarens vattenbalans och nivå

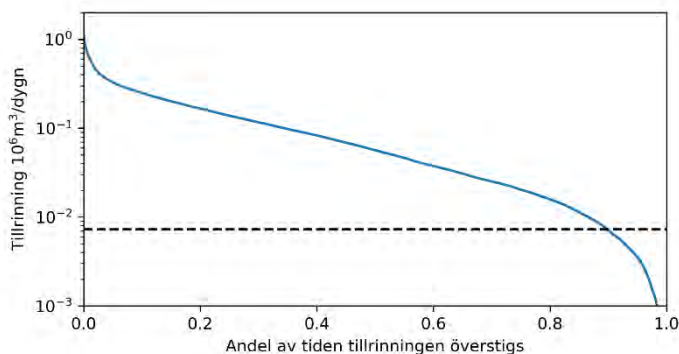
Flödena till och från sjön varierar mycket över året (Figur 8). Inflödet från uppströmsområdena är normalt som högst under april månad och som lägst under sommarmånaderna. Relativt höga tillflöden förekommer också under vintern och vissa sommarmånader med hög nederbörd. Utflödet följer inflödesdynamiken med en liten fördröjning och dämpning.

Nederbörden är normalt högst under sommaren och hösten, och lägst under sen vinter och tidig vår. Variationen mellan olika år är också högst under sommaren och hösten. Avdunstningen visar liten variation mellan olika år, medan den över året är högst under sommaren och nästan noll under vintern.



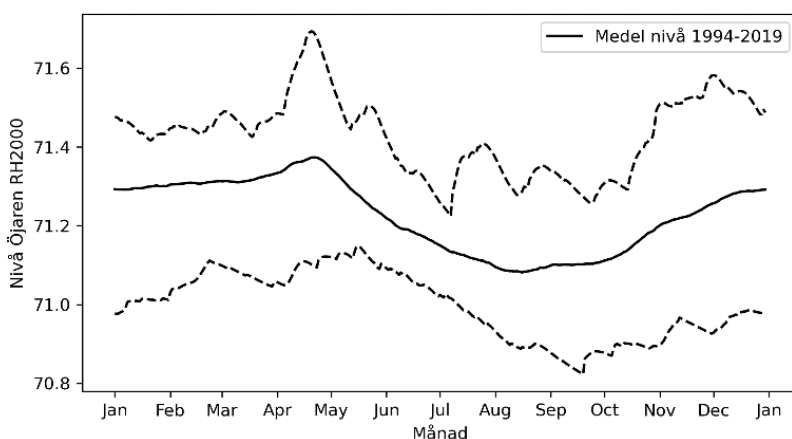
Figur 8. Månadsmedel för vattenflöden i perioden 1994–2019. Vänster bild visar Öjarens inflöde och utflöde, högre bild visar nederbörd direkt på och avdunstning direkt från sjöns yta. Färgade områden visar min och maxvariation i perioden, och linjen visar medelvärdet över perioden.

Vattenuttaget direkt från sjön till vattenverket är lågt jämfört med andra flöden i den årliga vattenbalansen. Trots detta kan uttaget vissa dagar överstiga den modellerade tillrinningen. Figur 9 visar frekvensen för daglig tillrinning till sjön, och att uttaget överskrider tillrinningen ca 10 % av dagarna. Under blöta år (till exempel 2009) inträffar detta aldrig, medan under torra år (till exempel 2014) kan det inträffa upp till 90 dagar om året. Oftast inträffar detta i månaderna juli till oktober. Om vattenuttaget ökar med 50 % överskrider det tillrinningen ca 15 % av dagarna. Det är dock viktigt att notera att låga flöden normalt har hög osäkerhet i denna typ av modeller.



Figur 9. Blå linje visar den dagliga tillrinningens varaktighetskurva. Kurvan visar andelen dygn en viss tillrinning överskrids i modellperioden (till exempel är tillrinningen högre än 0.1 miljoner m³/dygn 40% av dagarna i perioden 1994–2019). Streckat linje visar det dagliga medeluttaget till vattenverket från sjön (7258 m³/dygn).

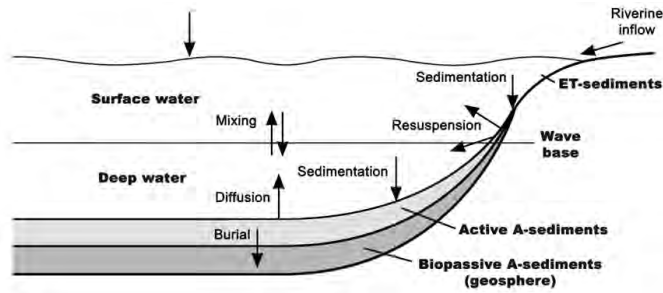
Vattenståndet i Öjaren varierar i medeltal 0,5 meter över ett år, men vissa år ända upp till 0,9 meter. Nivåerna är som högst i slutet av april och början av maj, beroende på den ökade tillrinningen från snösmältningen. Vattennivån sjunker sedan till lägstanivån som oftast inträffar i augusti. Högre avdunstning i perioden maj till augusti ger högre förluster direkt från sjön, men också lägre tillrinning under denna perioden – trots större nederbörd. Nivån stiger igen under hösten när avdunstningen avtar, och håller sig generellt hög under vintern.



Figur 10. Modellerad daglig medelnivå för Öjaren under perioden 1994–2019. Streckade linjer visar maximum och minimum.

4.2 Vattenkvaliteten i sjön Öjaren

Vattenkvaliteten i en sjö kommer att variera under året, eftersom omsättningen av ett ämne i vattenmassan påverkas av exempelvis flöden och temperaturer. Det innebär att en sjö som utgör råvatten för ett vattenverk är olika bra, beroende på årstid. För Öjaren har vi räknat på variationen av totalfosfor (tot-P) och organiskt kol (TOC) i vattenmassan med en en-dimensionell massbalansmodell, eftersom dessa påverkar vattenproduktionen indirekt via ökad algproduktion eller direkt genom organiskt material. Det görs genom att numeriskt lösa det system av ordinära differentialekvationer som uppstår när de flöden som redovisas i Figur 11 parameteriseras.



Figur 11. Principskiss över substansflöden i ett akvatiskt system. Från Karlsson (2011).

De två massbalansmodellerna bygger på generella parametrar för interna flöden som har finjusterats för att uppnå så god överensstämmelse som möjligt jämfört med empiriska data, vilket visas i Figur 12. Att överensstämmelsen är så pass dålig för totalfosfor i ytvattnet kan bero på att dataunderlaget var för knäppt, så att enstaka mätningar får ett för stort genomslag i förhållande till ett generellt medel för perioden. Generellt kan det sägas att sjön Öjaren har ett humusrikt (hög halt TOC) men näringsfattigt (låg halt totalfosfor) vatten, vilket också är att vänta för en sjö vars tillrinningsområde till största delen består av skogs- och myrmark.

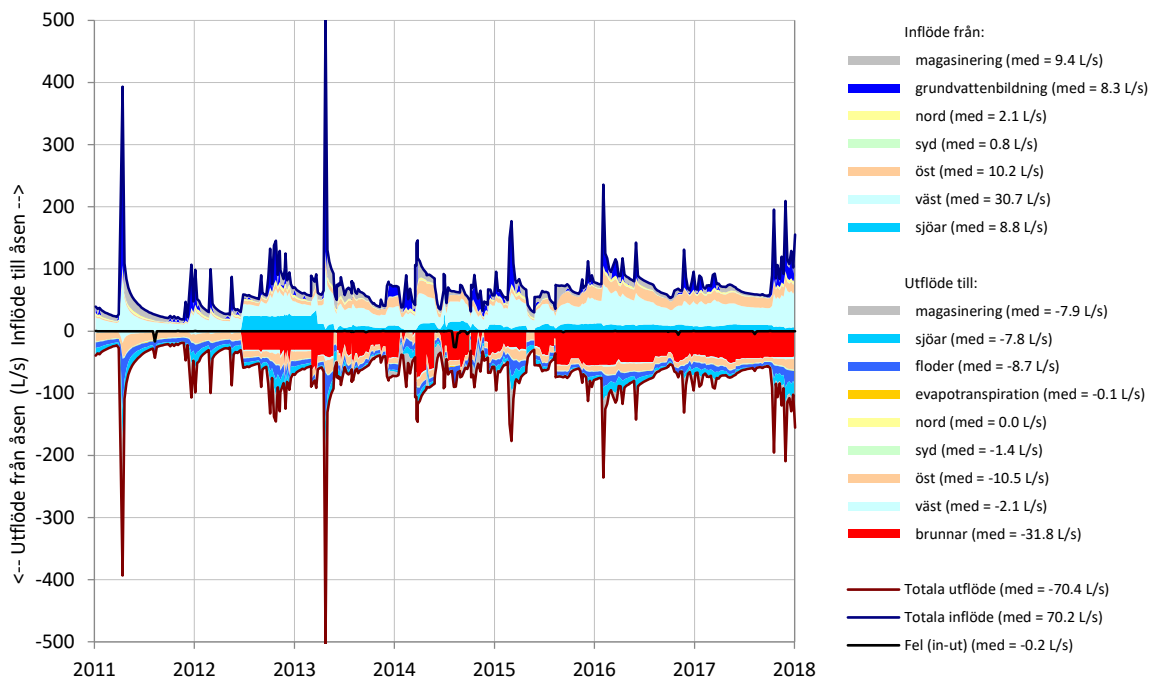


Figur 12. Modellerad halt jämfört med empirisk uppmätt halt av ytvattnets totalfosfor och TOC samt samma parametrar för djupvatten.

4.3 Flödesvariationer i Årsundaåsen

Figur 13 visar vattenbalansen för en delsträcka av åsen närmast Rökebo vattenverk. Vid jämförelse av vattenbalansen för perioden innan och efter påbörjat grundvattenuttag kan det ses att ingen sjövattninträngning in i åsen skedde innan pumpstart. Sjövattninträngningen började dock samtidigt som pumpningen påbörjades.

Grundvattenuttaget balanseras dock inte enbart av inträngning av sjövattnen utan även av inflöde från moränjordar och andra icke isälvsedimentjordar belägna öst och väst om den modellerade delsträckan. Ökade flöden beror dock ofta på ett ökat inläckage från sjöar där de finns hydraulisk kontakt med icke isälvssedimentsmaterial.

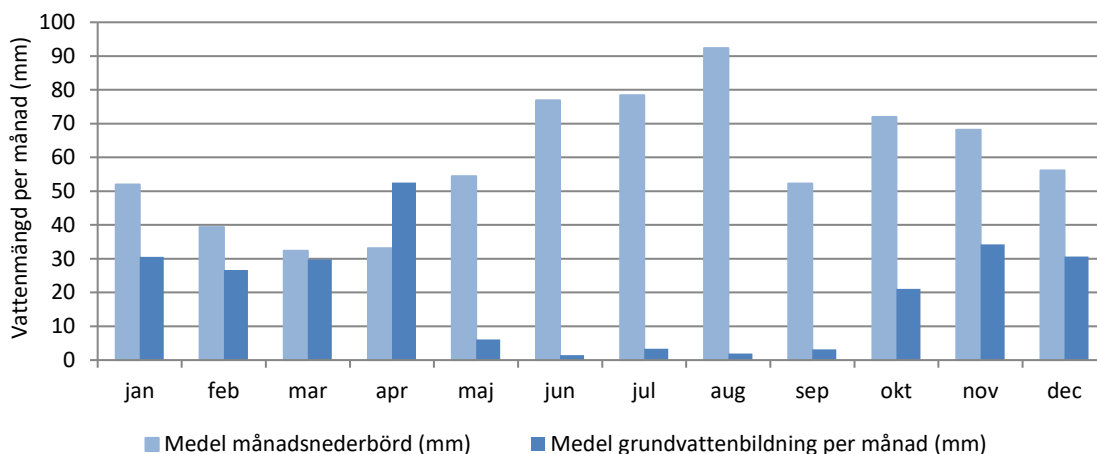


Figur 13. Grundvattenmodellens vattenbalans för åsens delsträcka mellan Öjaren och Jädraån. Den röda ytan utgör grundvattenpumpningen i vattenverket som startade i mitten av 2012. De ytor som ökar på den positiva sidan är de som kompenserar för det ökade uttaget.

En jämförelse av vattenbalanser med och utan pumpning för hela modellområdet visar att den största andelen av pumpningen balanseras upp av ett ökat inflöde från sjöar. En mindre andel av grundvattenuttaget balanseras upp av en minskning i grundvattenmagasinering och av utflöde till vattendrag.

4.4 Grundvattenbildningen till Årsundaåsen

Medelårsnederbörden i undersökningsområdet under perioden 2000 till 2017 var 707 mm. Det blötaste året under perioden var 2012 med 847 mm och det torraste 2013 med 516 mm. I medeltal var månaderna juni till augusti de nederbördsrikaste månaderna under perioden. Fördelningen under perioden 2000 till 2017 visar att den största grundvattenbildningen sker under oktober till april med de högsta värdena i april kopplat till snösmältning och vårflöde. Att grundvattenbildningen är högre än nederbörden i april beror på att snö smälter och infiltrerar i marken. Grundvattenbildningen mellan maj och september är mycket låg (Figur 14).



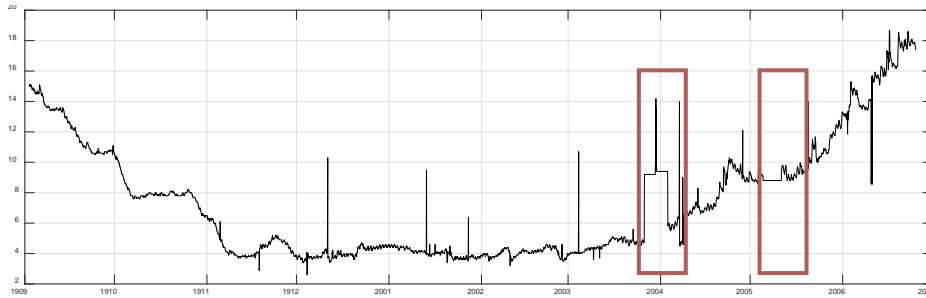
Figur 14. Månadsnederbörd i medeltal (beroende på data från SMHI luftwebb.se) och beräknad grundvattenbildning i undersökningsområdet mellan 2000 och 2017.

Grundvattennivåerna i området bestäms i princip av två olika faktorer; nära sjöarna Öjaren och Lillsjön är grundvattennivåerna starkt påverkade av sjövattnenivåer och nära uttagsbrunnarna bestäms nivåerna av dess uttag. Nivån mellan sjön och i intagspunkterna kan skilja upp emot fyra meter på relativt kort avstånd vilket innebär att gradienten är stor.

4.5 Variationer i inkommande vatten till verket

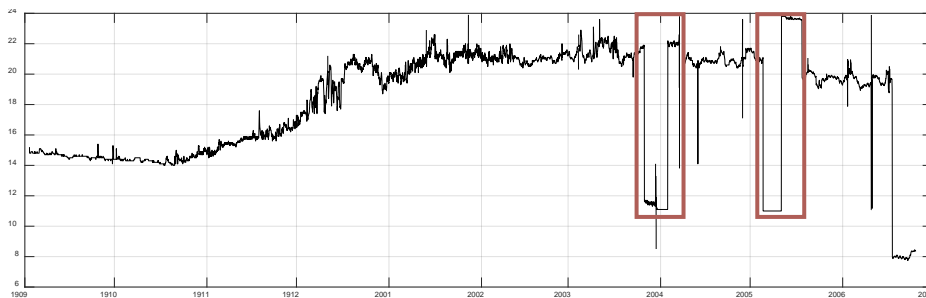
När man vill kunna reglera en process efter snabba förändringar kommer många av de modeller som använts i projektet vara för långsamma. Då behövs istället reelltidsdata. Genom mätning med en spektrofotometersond som optiskt mäter turbiditet, UV₂₅₄, TOC, DOC och färgtal, togs data fram över variationen i inkommande vatten. Systemen kompletterades också med givare som mäter temperatur, konduktivitet och pH (exempel visas i Figur 16, Figur 16 och Figur 17).

Under mätperioderna har givarna varit placerade i det blandade vattnet (sjövattnet och grundvatten) förutom vid två kampanjer när givarna mätte enbart grund- respektive sjövattnet. Dessa skedde i månadskiftet mellan mars och april samt tidigt maj månad. I Figur 16 syns det att temperaturen på grundvattnet ligger stabilt på ca 9 °C vid bägge kampanjerna och att variationen i temperatur alltså kommer av sjövattnet. Låg temperatur både upplevs som en kvalitetsfaktor på dricksvatten och är det, i och med att en lägre temperatur inte kommer minska den biologiska aktiviteten i vattnet. Enbart sett till denna parameter är sjövattnet ett bra alternativ mellan oktober och maj.



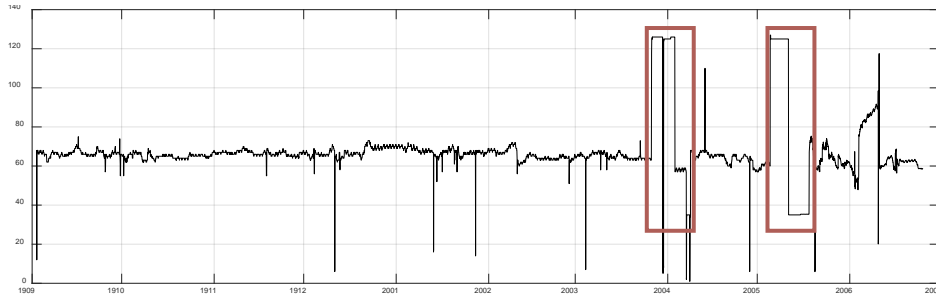
Figur 15. Temperatur (°C) på inkommande blandat vatten under perioden september 2019 (1909) till juli 2020 (2007). Under mätkampanj 1 och 2 som är markerade med röda ramar mäts sjövatten och grundvatten separat.

Samma tendens som för temperatur kan ses för TOC i Figur 16, där TOC-halten ligger stabilt lägre under de två kampanjer när rent grundvatten mäts och där variationen även här kommer av sjövattnet. Storleksordningen på uppmätt TOC-halt i inkommande och den modellerade halten för TOC (Figur 12) är ungefär liknande, vilket visar att modellen för TOC är rimlig. Från vattenverket vill man leverera ett vatten som innehåller lite TOC, vilket innebär att ett naturligt filtrerat grundvatten kräver mindre behandling. Åtminstone i det korta perspektivet. En parameter som är väl sammankopplad med TOC i grundvatten är förekomsten av löst mangan, vilket beskrivits tidigare. När man vid inducerad infiltration använder marken som ett filter, kommer den TOC som fastnar i "filtret" på sikt höja koncentrationen mangan, vilket alltså innebär att det vatten som kortsiktigt är enklast att rena, inte behöver vara det på lång sikt.



Figur 16. TOC (total organic carbon) (mg/l) i inkommande blandat vatten under perioden september 2019 (1909) till juli 2020 (2007). Under mätkampanj 1 och 2 som är markerade med röda ramar mäts sjövatten och grundvatten separat.

Konduktiviteten (Figur 17) visar inga säsongsberoende mönster utan är relativt stabil över hela mätperioden. Det är dock tydligt att skillnaden är stor mellan sjövattnet och grundvattnet om man tittar på hoppen som sker under kampanjerna. Konduktiviteten är väl sammankopplad med alkaliniteten för ett vatten, vilken man vill hålla uppe så att ledningar inte korroderar på sikt.



Figur 17. Konduktivitet (mS/m) i inkommande blandat vatten under perioden september 2019 (1909) till juli 2020 (2007). Under mätkampanj 1 och 2 som är markerade med röda ramar mätes sjövattnet och grundvattnet separat.

Naturliga årstidsvariationer

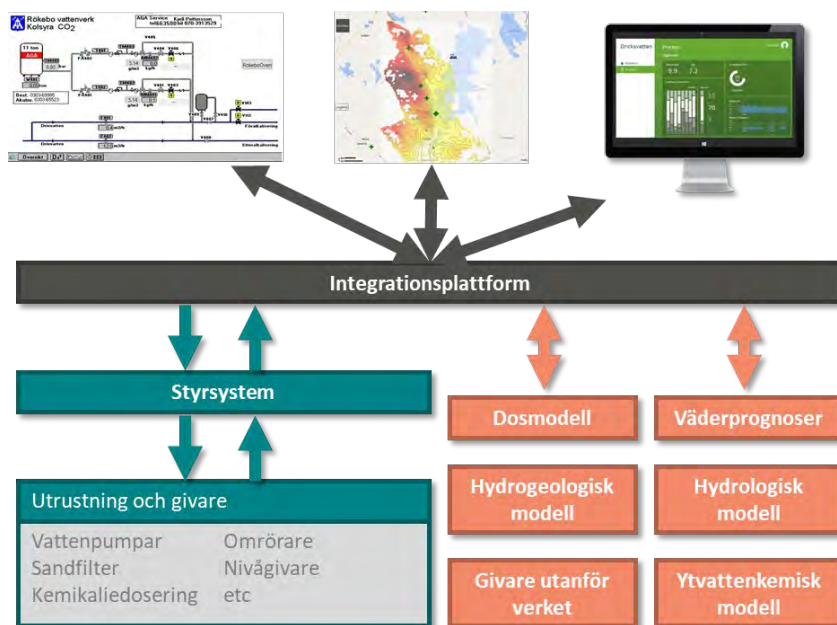
- Sjövattnets kvalitet varierar naturligt med säsongerna under året, medan nivån till mycket stor del bestäms av regleringen i Ålhusdammen. Dricksvattenproduktionen påverkar inte mängden sjövattnet nämnvärt.
- Grundvattnets kvalitet är relativt konstant, med undantag för en koncentrationsökning av bland annat mangan som skett över flera år, sannolikt orsakad av att den inducerade infiltrationen drar ner DOC-rikt vatten i åsen. Grundvattennivån bestäms, beroende på vart man befinner sig på åsen, av sjönivån eller av produktionens uttag.

5 Produktionsstyrning anpassad för naturliga variationer

Alla råvattenkällor har naturliga svängningar. Utmaningen ett vattenverk som utnyttjar denna naturtillgång har, är att kunna anpassa produktionen efter dessa. I ett kort perspektiv handlar det om att justera i realtid på ändrat innehåll i inkommande vatten och ut ett längre perspektiv att planera för en kommande torr sommarperiod. För en operatör på vattenverket blir det många signaler att ta in och många modeller att beräkna om detta ska göras på bästa sätt. Därför har vi arbetat med både automation och processintegration, för att ge operatören begriplig information att använda för driften av vattenverket.

5.1 Använd det råvatten som är bäst för tillfället och för framtiden

För att inte landa i en situation där man som operatör måste klicka sig runt bland många olika mjukvaror och dessutom behöva lägga samman informationen från dem manuellt, har vi i projektet jobbat med att ta fram en prototyp för en integrationsplattform vilken visas i Figur 18. Den har byggts i Genesis64 från Iconics. Det är en mjukvara som arbetar ovanför befintliga styrsystem, PLC:er och signalgivare. Genesis64 bildar ett lager ovanför befintliga mjukvara dit alla datakällor kan integreras, bland annat processignaler (från alla kommunens VA-anläggningar), databaser, web-tjänster eller modeller som vi utvecklat i detta projekt.

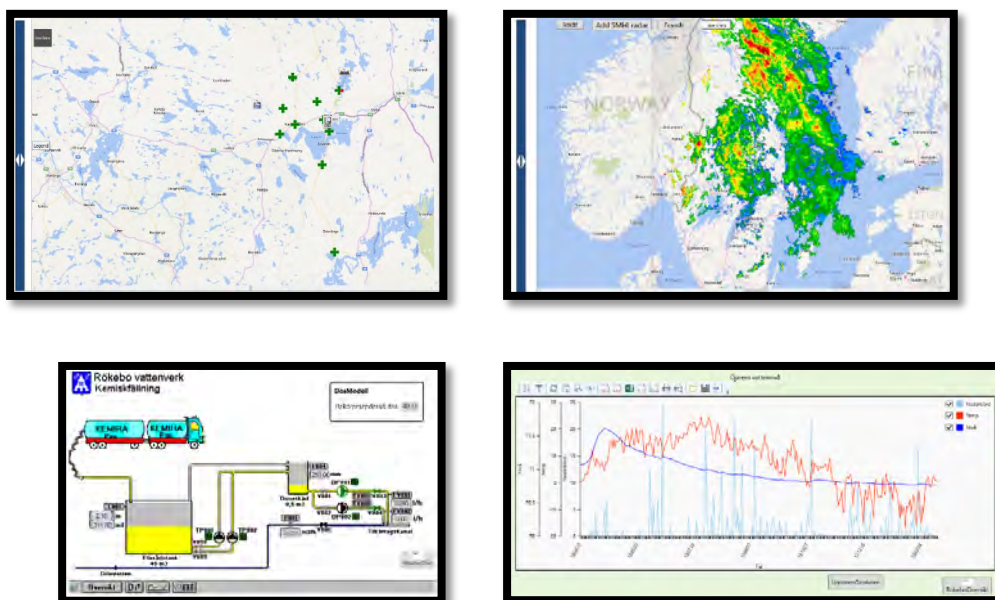


Figur 18. Genom att bygga en prototyp för en så kallad integrationsplattform har projektet försökt visa på ett sätt att tillgängliggöra mycket information i en samlad plattform. Här kan signaler från styrsystem och pumpar visas och styrs likaväl som grundvattennivåer eller väderprognoser.

Användargränssnittet är hierarkiskt byggt utifrån en definierad informationsmodell, ett "tillgångsträd". I trädet kan man navigera till önskad nivå, till exempel anläggningar, utrustningar,

eller signaler. Syftet med prototypen är att demonstrera vad som kan åstadkommas med en modern mjukvara, där man utöver ett normalt SCADA också kan integrera modeller över råvattenkällorna. I den prototyp som byggts i projektet har vi lagt in följande funktionalitet, av vilka några visas i Figur 19:

- Geografisk översigtsbild som sammanfattar olika produktionsanläggningars status, samt tank- och sjönivåer.
- Grundvattennivåer från körningar i programmet ModFlow, och trender från tryckgivare i grundvattenrör.
- Radarbilder över nederbördsområden genererade av data från SMHI.
- Vattenkemiska parametrar från körningar i programmet Stella och från realtidsmätningar i inkommande och utgående vatten.
- Öjarens vattennivå beräknad med hjälp av Hype från SMHI plus datafiler för Öjarens lufttemp och nederbörd, samt trender från tryckgivare i Öjaren.
- Processöversikter och styrning av den dosmodell som används för att styra doseringen av flockningskemikalier
- "Uttagsplaneraren", se nedan för förklaring.



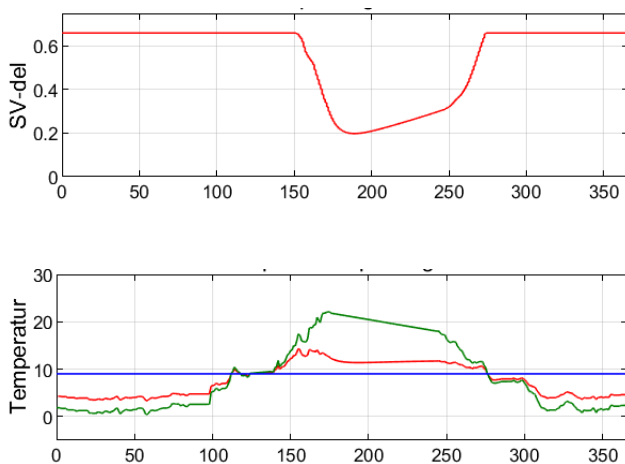
Figur 19. Från översta vänstra bilden; 1) översiktbild över olika anläggningar, tankar och sjönivåer, 2) radarbild, 3) processbild över flockningskemikaliedosering med rekommendation om optimal dosering och 4) Modellerad sjönivå samt nederbörd och temperatur från SMHI.

Idén om att väga in flera olika styrande parametrar i en och samma modell har varit drivkraften bakom "Uttagsplaneraren". Vad som är avgörande för hur hållbart ett uttag är kommer vara beroende av plats och situation. I Røkebo har själva kvantiteten av uttaget inte varit begränsande i vare sig sjö- eller grundvatten, vilket det skulle kunnat vara i en mindre grundvattentäkt. I Røkebo har frågan gällt hur man ska blanda råvattenkällor för att optimera ett antal kvalitetsaspekter – idag och i framtiden. Både utifrån täkternas förutsättningar och utifrån processens perspektiv.

Om man vill optimera uttaget så finns dels ett antal parametrar i sjö- respektive grundvatten som kan vara säsongberoende och dels finns några som är konstanta. Exempel på säsongberoende

parametrar är TOC-koncentrationen och temperatur i sjövattnet. Motsvarande parametrar för grundvattnet är relativt konstanta. Utöver denna naturliga variation finns parametrar som styrs av vattenproduktionen, vilket i Rökebo är grundvattennivån och mangankoncentrationen i grundvattnet. Den senare parametern är särskilt svår, eftersom feedbackloopen mellan handling (ökad grundvattenpumpning) och konsekvens (ökad koncentration mangan) sker med flera års fördröjning. Det innebär också att en process inte kan styras på mätning av inkommande vattens mangankoncentration.

För att klara av att integrera nutid och framtid innehåller Uttagsplaneraren både empiriska data och fysikaliska modeller, med kvantifierade beroenden mellan parametrar. Ett exempel visas i Figur 20 där blandningen av sjö- och grundvatten har simulerats för ett år, med ett bör-värde om 12 °C på det blandade vattnet och en högsta andel sjövattnet på 66 %.



Figur 20. Temperaturvariation i sjövattnet (grön), grundvattnet (blå) och blandat vatten (röd) enligt där sjövattneproportionen simulerats som i bilden till höger. Blandningen har här styrts att hålla det blandade vattnet under 12°C med en högsta andel sjövattnet om 66 %.

5.2 Använd smart kemikaliedosering för de variationer du inte kan undvika

Dosmodell är en matematisk modell för att beräkna optimal dos av fällningskemikalier till fällningssteget i ett vattenverk. Målet med dosmodell är att snabbare reagera på förändringar i råvattensammansättningen och därmed erhålla en jämnare och stabilare kvalitet på utgående dricksvatten. Med snabbare reaktion på förändringar kan också kemikalieförbrukningen optimeras och överdosering undvikas. En optimerad fällning kan även få andra positiva effekter som till exempel mindre mängd aluminiumrester i det uppkomna slammet. Implementeras dosmodell i styrsystemet kan optimeringen ske automatiskt.

Dosmodell är en regressionsmodell som bygger på ett antal processparametrar (vanligen pH, konduktivitet, turbiditet, färgtal, COD, TOC och UV254). För dessa parametrar behövs realtidsmätningar. Realtidsmätningar kan antingen göras med hjälp av flera olika instrument eller med kombinationsinstrument som mäter flera parametrar samtidigt. Dosmodellen tas sedan fram med hjälp av PLS-analys (Partial Least Squares) genom till exempel verktyget SIMCA. Ut från PLS-

analysen erhålls sedan vilken korrelation som finns mellan den faktiska doseringen och respektive processparameter. Den regressionsmodell som fås fram kan skrivas på formen:

$$\begin{aligned} \text{Predikterad dos} &= k_{UV} \times UV + k_{turb} \times turbiditet + k_{färg} \times färg + k_{TOC} \times TOC + k_{COD} \times COD \\ &+ k_{pH} \times pH + k_{konst} \times konduktivitet + k_0 \end{aligned}$$

där:

k_n = parameterspecifika faktorer och

k_0 = konstant

Detta är en enkel ekvation som sedan kan läggas in i SCADA-systemet (förkortning för Supervisory Control And Data Acquisition som är ett system för hantering av signaler och larm) för automatisk beräkning och korrigering av kemikaliedosen. Innan skarp drift bör prediktiva modeller presenteras för driftoperatörerna under lång tid för att säkerställa att modellen fungerar som den skall.

En första kalibrering gjordes vid installationen i slutet av juni 2018 och avsikten var sedan att utföra en andra kalibreringsomgång, så kallad tvåpunktskalibrering. För en bra kalibrering behövs en skillnad på mellan 30 – 50 % för mätvärdena mellan de båda kalibreringstillfällena.

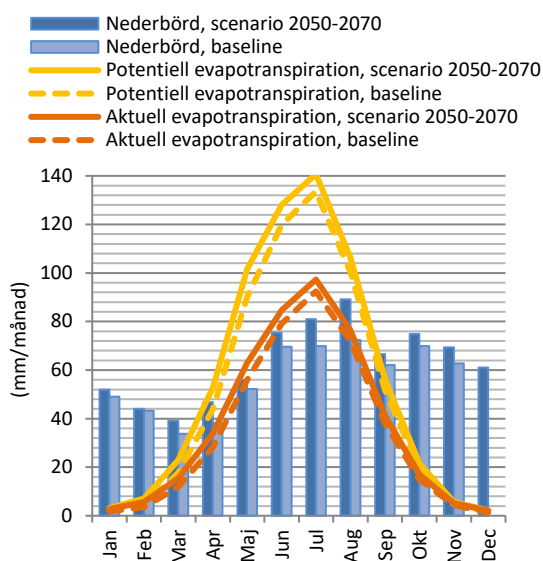
Styrning och planering av processen

- En kemikaliedosering som bygger på mätdata och empiriska modeller för dosering kommer ge mer träffsäker kemikalieanvändning.
- Genom användningen av en integrationsplattform kan all data och resultat från modeller samlas i en vy som visar det som är relevant för en operatör, tekniker eller chef.

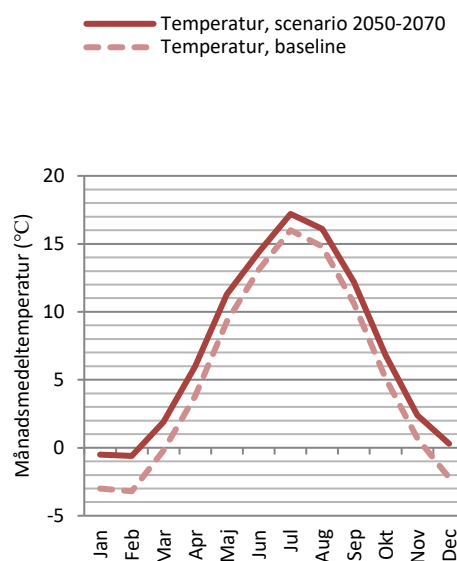
6 Effekter av klimatförändringar för Rökebo vattenverk

Både svängningar och normalvärden för nederbörd och temperaturer förväntas påverkas av klimatförändringar. En rad klimatscenarier för Sverige har tagits fram av SMHI (Sjökvist et al., 2015). I det här sammanhanget har vi valt att använda oss av det scenario som kallas begränsade utsläpp, RCP4,5. Baserat på medelvärden av temperatur och nederbörd (för nio olika modeller i avrinningsområdena Skärjån, Hamrångersån, Testeboån och Gavleån) beräknades statistiskt fördelade tidsserier med dygnsvärden för nederbörd, temperatur samt potentiell och verklig evapotranspiration för perioden 2050 – 2070. För en statistisk beskrivning av den nuvarande situationen, så kallad baseline, används medelvärden för observerad nederbörd och temperatur mellan 1987 och 2017. Den potentiella avdunstningen utgörs av avdunstningen från en gräsbevuxen yta som inte lider brist på vatten i rotzonen och där ingen värmelagring förekommer i marken, medan den verkliga avdunstningen beräknas med hjälp av data på instrålning, lufttemperatur, luftfuktighet och vindhastighet.

En ökning i framtida lufttemperaturer (Figur 22) leder i modellen till en ökning i den beräknade potentiella evapotranspirationen (PET) (Figur 21). På årsbasis var den modellerade medelförändringen +9.6 % för nederbörd och +1.9 °C för lufttemperatur. För Säverängsåns avrinningsområde var den beräknade ökningen i PET 10 %, och därmed ganska lik ökningen i nederbörd.



Figur 21. Nederbörd, potentiell och aktuell evapotranspiration både i nuläge (baseline) och för det modellerade framtidsscenariot.

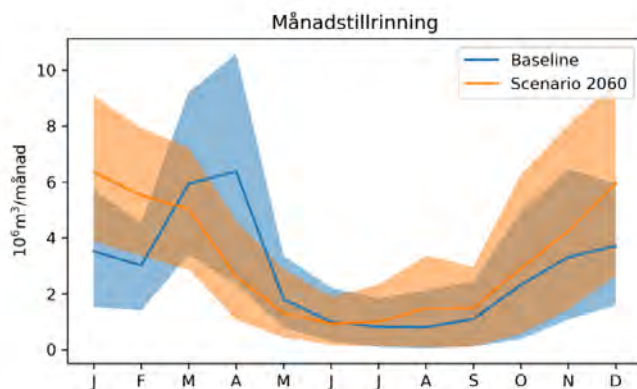


Figur 22. Månadsmedeltemperaturen för nuläge och det modellerade framtidsscenariot.

6.1 Större tillrinning till sjön Öjaren

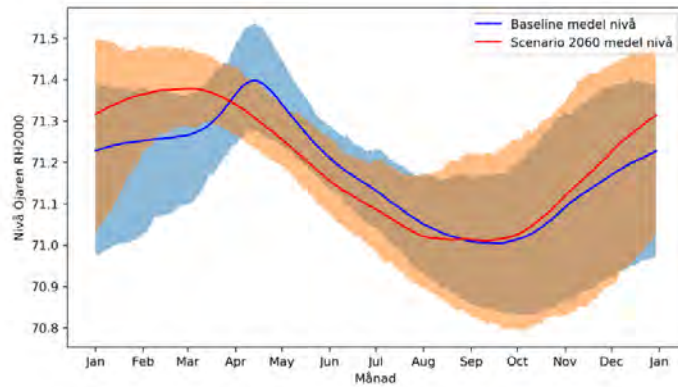
Ökad temperatur ger också en förändring i modellerad snödynamik i avrinningsområdet. För Säverängsåns tillrinningsområde faller i snitt 27% av nederbörden som snö i baseline perioden – mot 15% i scenario perioden. Eftersom en mindre andel av nederbörden kommer som snö och i stället faller som regn, kommer infiltration i marken öka under vintermånaderna. Tillskottet av vatten kommer i perioder med låg avdunstning och hög markfuktighet vilket ger en relativt stor ökning i avrinning (Figur 23).

Under våren minskar avrinningen i det modellerade scenariot eftersom mindre snö har ackumulerats över vintern och snön smälter tidigare. Tillrinningen till sjön ökar relativt mycket under sensommaren, vilket är den period med de absolut största nederbördsökningarna i scenariot. Detta tar sig i uttryck genom en högre modellerad avrinning trots en ökning i avdunstning under samma period. Årsmedeltillrinningen till Öjaren ökar med ca 15%, vilket är något högre än SMHI rapporterar generellt för området (ca 10%, Sjökvist et al., 2015).



Figur 23. Medeltillrinning Öjaren per månad för baseline (1987–2017) och scenario (2050–2070). Hel linje anger medelvärdet och färgat område anger 10 och 90 percentiler.

Modellerad sjönivå, samt förändringen i sjönivå, visar samma årscykel som tillrinningen, och speglar förändringen i snöackumulation och smältning samt ökning i nederbörds mängder (Figur 24). Modellerad sjönivå för 2060 klimat visar högre sjönivå under vintern där de högsta nivåerna inträffar i februari-mars, jämfört med april i baseline klimatet. Under vår och sommar (april – augusti) ligger modellerat nivå i 2060 scenariot lägre än baseline klimatet, med störst skillnader under våren och relativt lika nivåer under sen sommar och tidig höst.



Figur 24. Modellerad medelårsvariation i sjönivå under nuvarande baseline klimat och framtida klimatscenario. Färgade områden visar 10 och 90 percentilerna.

6.2 Vattentemperaturen höjs något i ytvattnet

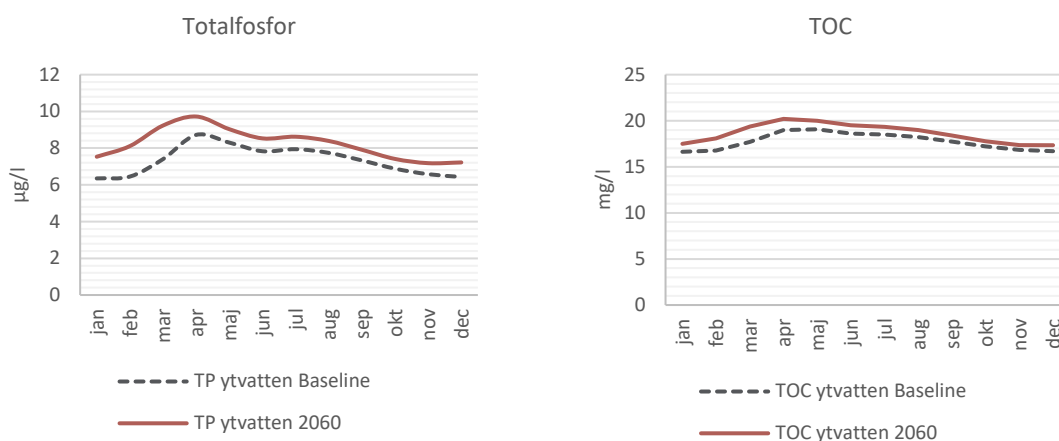
Temperaturscenarier för ett antal mellansvenska sjöar har tidigare tagits fram av Malmaeus m.fl. (2006), däribland Erken i östra Uppland. Eftersom vattentemperaturer saknas i Öjaren under perioden december-mars så har vi antagit att vattentemperaturen i Erken är någorlunda representativ. Övriga månader har uppmätta och interpolerade temperaturer antagits för 2018, och den simulerade temperaturökningen i Erken har antagits även för Öjaren (Tabell 1).

Tabell 1. Modellerad temperatur (°C) för sjön Öjaren i ytvatten och djupvatten 2018 och i ett framtidsscenario.

	Ytvatten		Djupvatten	
	2018	2060	2018	2060
Jan	1	1	2.5	2.5
Feb	1	1	2.5	2.3
Mar	1	1	2.5	2.3
Apr	3	4	3.5	3.8
Maj	5.8	6.8	5.8	5.8
Jun	17.6	18.1	17.5	17.5
Jul	14.9	15.4	15.2	15.4
Aug	12.2	12.7	12.8	12.8
Sep	9.5	10.0	10.5	10.6
Okt	6.8	8.8	8.1	8.9
Nov	4.1	5.1	5.8	6.8
Dec	1	1.5	2.5	3

6.3 Sjövattnets kvalitet ändras måttligt

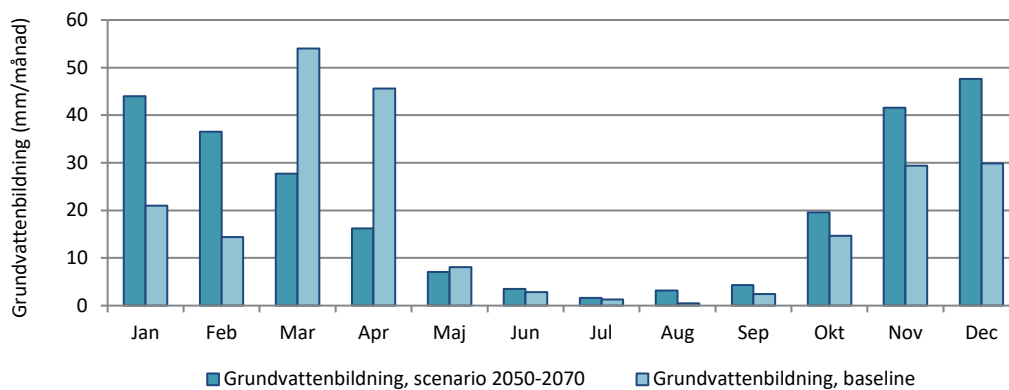
Förutom ändrad temperatur så påverkas vattenomsättningen, eftersom inflödet ökar. Ökade inflöden innebär i sin tur större transport av fosfor och organiskt kol in till Öjaren, men också en större uttransport. Förutom ökat flöde är det tänkbart att koncentrationen av näringsämnen ökar i inflödet på grund av ökad mineralisering i varmare jordar. I våra scenarier för 2060 antar vi att koncentrationen av totalfosfor och TOC (totalt organiskt kol) ökar med 15 %, samt att inflödet ökar. Resultaten visar att halten i vattnet kan förväntas öka för båda ämnena, om än i relativt måttlig utsträckning (Figur 25). Detta beror på att sjövattnet är relativt näringsfattigt. Liknande resultat erhålls för djupvattnet (visas ej i figuren).



Figur 25. Modellerade halter i ytvatten av a) totalfosfor och b) TOC, i nuläget (Baseline) samt i ett framtidsscenario (2060).

6.4 Grundvattenbildningen ökar men kemin försämras

I framtidsscenarioet ökar årsmedelvärdet för grundvattenbildning med cirka 13 % jämfört med baseline, där de största förändringarna i relation till baseline sker under vinter och vår, från november till maj. Detta är en följd av högre medeltemperaturer, vilket minskar fastläggning av nederbörd i form av snö och därmed genererar en jämnare fördelning av grundvattenbildningen under dessa månader. Detta medför även att grundvattenbildningen i framtidsscenarioet ökar under perioden november till februari och minskar under mars och maj jämfört med baseline.



Figur 26. Månadsmedelvärden över grundvattenbildning med klimatscenariot RCP 4,5 för Årsundaåsen vid Rökebo.

En ökning av grundvattenbildningen skulle innebära en förbättring av grundvattensituationen vid Rökebo. Om grundvattenuttaget bibehålls på 2017 års nivå skulle den inducerade grundvattenbildningen minska något, vilket skulle vara positivt sett till grundvattenkvaliteten. Denna minskning är sannolikt inte tillräcklig för att kompensera för den beräknade ökningen av organiskt material i sjövattnet om 15 % under samma tid. Till detta ska läggas att den antagna ökningen av temperaturer kommer medföra en ökning av grundvattentemperaturen och därmed också en ökning av mikrobiell aktivitet och syreförbrukning i grundvattnet, vilket gynnar mobilisering av mangan. Många faktorer pekar därmed på att problemet med löst mangan i inducerat grundvatten kommer att öka i omfattning som en konsekvens av klimatförändringar.

Effekter av klimatförändringar

- Givet det scenario som använts, beräknas årsmedeltillrinningen till Öjaren att öka med 15 % och grundvattenbildningen med 13 %. Mängderna kommer därmed inte vara något problem givet dagens uttag.
- Kvaliteten på sjövattnet, och i och med detta också det inducerade grundvattnet, kommer att bli sämre sett ur ett dricksvattenperspektiv.

7 Den oundvikliga eller nödvändiga digitaliseringen?

I projektet har vi i praktiken haft tre olika tidsperspektiv på dricksvattenproduktionen; realtid, säsongspanering och långsiktig planering. Realtid styr processer när vattnet väl pumpats in i dricksvattenverket. Utvecklingen av billigare sensorer och bättre kommunikation mellan dessa och styrsystemet kommer bana väg för en ännu bättre instrumentering av vattenverken, vilket kommer leda till att mätning och styrning i realtid blir vanligare. Det är en generell automations- eller digitaliseringsprocess som är oberoende av klimatiförändringar utan snarare driven av att optimera processer. Om man dessutom lägger till att samma utveckling sker för sensorer utanför verket i grundvatten och sjövattnet, så blir det uppenbart att begränsningen inte kommer att ligga i systemets bandbredd vad gäller att hantera många signaler, utan den kommer ligga i våra möjligheter att processa den information vi får.

Uttagsplaneraren som vi byggt i projektet hanterar säsongspaneringen, vilken inkluderar svängningar i kvantitet och kvalitet hos råvattenkällorna. Hur ofta man behöver använda den i daglig drift är beroende på hur stora svängningarna i täkterna är, men troligen blir det inte tätare än på veckobasis. Det ännu längre, strategiska perspektivet skulle kunna täckas med samma verktyg om man förser den med data eller modeller för en planerad täkt. Om man dessutom förser den med förväntad efterfrågan kan man simulera framtida vattentillgång och kvalitet per timme, dygn eller annan upplösning. Då har man skapat en så kallad digital tvilling men som inte bara omfattar produktionen utan också miljön utanför, vilken i egentlig mening är den stora vattenproducenten.

Det längsta perspektivet är klimatscenerierna, där de fysikaliska modellerna behövs för att kunna beräkna förändringar som ligger utanför de historiskt uppmätta. Modelleringen är användbar för ett 20-årsperspektiv, exempelvis som grund för investeringar eller inventering av nya täkter, och kommer alltså inte behöva uppdateras särskilt ofta. Även om ett ändrat klimat är själva infallsvinkeln för den här rapporten kommer en stor del av nyttan med digitaliseringen vara i realtid och för säsongspanering. Trots allt är förändringen i vattenkvalitet större under ett år än mellan de 50 år vi modellerat förändringar för.

Vilket tidsperspektiv man än väljer är dock behovet av data centralt, vare sig det gäller datadrivna modeller som per se kräver långa och bra dataserier eller om man använder fysikaliska modeller som måste kalibreras och valideras med data. På så vis spelar det inte så stor roll om man kommer in i frågan från mätning eller modellering, om det främsta behovet är att kunna styra eller planera. Det kommer ändå innebära att insamling och lagring av data måste struktureras, vilket är positivt för erfarenhetsåterföring och drift, men också kommer innebära att det arbete som krävs när man jobbar med dricksvattenproduktion kommer att ändras. Underhåll av sensorer, feldetektion av givare och datagranskning kommer bli vanligare uppgifter i en industrialiserad dricksvattenproduktion.

Digitalisering, om man använder begreppet som vi definierat det som ökad omfattning av installerade realtidsmätningar, modellering och övervakning, är användbart för att hantera mycket mer än effekter av klimatiförändringar. Det kommer bli en förutsättning för drift av en hållbar vattenproduktion.

Bilaga 1 – Hydrologisk modellering av sjön Öjaren

Reinert Huseby Karlsen

Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	3
1 Introduktion	4
1.1 HYPE modellen	4
2 Metod och underlagsdata	5
2.1 Metereologiska observationer	5
2.1.1 Drivdata: Temperatur och nederbörd	5
2.1.2 Snödjup	6
2.1.3 Klimatändringar och sensitivitetsanalys	7
2.2 Vattennivåer och vattenföring	8
2.3 Geografiska data och modelluppsättning	9
2.3.1 Avrinningsområden	9
2.3.2 Markklasser	10
2.3.3 Öjaren djupkarta	14
2.4 Modellstruktur och processer	16
2.4.1 Korrigering av nederbörd och snömodell	16
2.4.2 Potentiell evapotranspiration	16
2.4.3 Sjöis och vattentemperatur	16
2.4.4 Avrinning, markvatten och grundvatten	16
2.4.5 Reglering av Öjaren och parameterisering av sjöar	17
2.4.6 Vattenuttag från sjö och grundvatten	17
2.4.7 Modellkalibrering	17
3 Resultat och diskussion	19
3.1 Vattenbalans avrinningsområdet	19
3.1.1 Jämförelse snödjup och dynamik	21
3.2 Vattenbalans Öjaren	23
3.2.1 Årlig vattenbalans	23
3.2.2 Variation över året	24
3.3 Jämförelse uppmätt vattennivå och vattenföring	25
3.3.1 Variation vattenstånd Öjaren	27
3.4 Sensitivitetsanalys klimatändringar	27
3.4.1 Kalibrering vädergenerator och genererat väderdata	27
3.4.2 Förändring i vattenbalans och tillrinning	29
3.4.3 Förändring i sjönivå och volym	30
3.5 Osäkerheter	32
4 Slutsatser	33
5 Referenser	33
6 Bilagor	36
6.1 Temperatur och nederbörd i framtidsscenario	37



6.2	Inmätningar höjdreferens punkter.....	38
6.3	Flödesmätningar vid Ålhusdammen.....	40
6.3.1	Mätmetod.....	40
6.3.2	Mätutrustning och installation	40
6.3.3	Kontrollmätningar.....	42
6.3.4	Vattenföringsberäkningar och data.....	42
6.4	Geografiska data	45
6.4.1	Gruppering markanvändning.....	45
6.4.2	Gruppering jordarter	46
6.4.3	Markklasser (SLC) för delavrinningsområden.....	47
6.5	Kling-Gupta värden kalibrering	48

Sammanfattning

I denna rapport beskrivs uppsättningen av en hydrologisk avrinnings- och vattenbalansmodell för Öjarens avrinningsområde. SMHI:s HYPE modellkod används, och modellen använder väderdata från SMHI som indata. Modellen kalibreras mot modellerad vattenföring från S-HYPE för tillrinningsområden. Öjarens utflöde kalibreras mot uppmätt vattenstånd och vattenföringsmätningar vid sjöns utlopp Ålhusdammen.

En vattenbalans presenteras för avrinningsområdet såväl som för Öjaren. Modellerat vattenstånd för sjön visar liknande amplituder som uppmätta värden, med en variation på mellan 70,8 och 71,7 m över hela modelleringssperioden och ett medelvärde på 71,2 m. Det modellerade dagliga vattenståndet beskriver observerad dynamik och observerade vattenstånd bra i vissa perioder, och betydligt sämre i andra.

Medelårstillrinningen från uppströms områden är det största flödet till sjön (71 % av inflödet), men nederbörd direkt på sjöns yta är också en viktig del av tillflödet (29 % av inflödet). Av utflöden är den största komponenten vattenföringen vid Ålhusdammen (74 % av utflöden), följt av avdunstning från sjön (21 % av utflödet). Uttaget från vattenverket (7258 m³/dygn) utgör en mindre del av flödet ut från sjön (5 % av utflödet). Detta flöde ökar relativt under torra år (7%) och är lägre under blöta år (4%). Vattenuttaget överskrider modellerad tillrinning ca 10 % av tiden, främst under torra år i månaderna juli till oktober.

Simuleringar av vattenbalansen under ett framtida klimatscenario (2050–2070) visar en ökning på 15% i årsmedeltillrinning till sjön. Den största skillnaden jämfört med dagens klimat sker under vintern och våren till följd av ändrad snödynamik. Modelleringen visar en ökad vattentillgång (och vattenstånd) i Öjaren under vinter och höst, och en minskning under vår och sommar i framtida klimatförhållanden.

På grund av osäkra data och låg datatillgänglighet för kalibrering av modellen, samt osäkerhet kring regleringen av Öjaren, bedöms modellresultaten innefatta stora osäkerheter. Fortsatta arbeten bör fokusera på datainsamling för kalibrering av modellen samt beskrivning av osäkerheten i resultaten.

1 Introduktion

Huvudsyftet med modelleringen är att beräkna vattenbalansen för Öjaren för att bättre förstå vattenflödena inom systemet. Till detta används en hydrologisk modell som beräknar vattenbalansen inom Öjarens avrinningsområde. Modellen använder nederbörds- och temperaturdata, och beräknar hur vatten lagras i, och avrinner från, olika land och sjöområden. Vattenbalansen för ett avrinningsområde beskrivs av formeln:

$$P = Q + ET + \Delta S$$

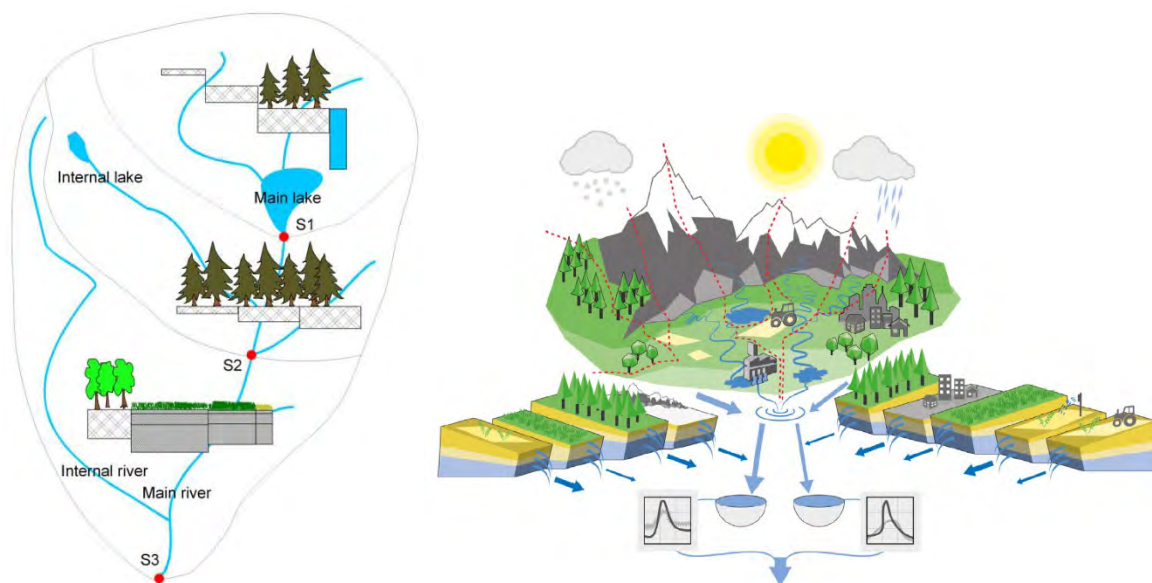
där P är nederbörd, Q är avrinning, ET är avdunstning och transpiration och ΔS är förändring i lagring av vatten i avrinningsområdet (t.ex. snö, grundvatten, sjöar). Vattenbalansen beräknas för varje tidssteg i modellen, t.ex. dagligen. Andra flöden kan också inkluderas i vattenbalansen, t.ex. uttag från grundvatten, som är ett utflöde och som adderas på den högra sidan av ekvationen. För en sjö beskrivs vattenbalansen på liknande sätt, genom att balansera inflöden mot utflöden och förändring i lagring inom sjön. För Öjaren kan vattenbalansen uttryckas som:

$$I + P = Q + ET + A + \Delta S$$

där I är inflödet till sjön från kringliggande områden, och A är uttag från sjön till vattenverket. Inflödet I är i detta fall det samma som utflödet från tillrinningsområdena uppströms sjön. Modellen som beskrivs i denna rapport syftar till att lösa denna vattenbalans för att bättre förstå dynamiken av flöden till och från sjön, samt vattentillgängligheten (lagringen) i sjön. Resultat från modellen används även som drivdata för den kemiska vattenbalansmodellen inom projektet.

1.1 HYPE modellen

För att simulera vattenbalansen används HYPE (HYdrological Predictions for the Environment). HYPE är en modell utvecklad av SMHI som baseras på en hydrologisk modell för små- och storskaliga beräkningar av vattenflöden och vattenkvalité (Lindström et al., 2010). Modellen används bland annat operativt av SMHI i Sverige med uppsättningen S-HYPE. HYPE modellen är semi-distribuerat där det hydrologiska systemet representeras av delavrinningsområden. Varje delavrinningsområde delas vidare upp i olika delar baserat på höjd, markanvändning och jordarter (markklasser), se Figur 1.



Figur 1 Exempel på rumslig uppdelning av områden i HYPE. Hela avrinningsområdet är uppdelat i tre delavrinningsområden, som i sin tur består av olika markklasser. Avrinningen simuleras för olika jordlager i varje markklass, och transporteras nedströms via vattendrag till ev. sjöar. Vänster bild från Lindström et al. (2010), höger bild från Hundecha et al. (2016).

Modellen simulerar hydrologiska processer med konceptuella modellrutiner, som t.ex., snöackumulering och snösmältning, infiltration, markvatten, evapotranspiration, grundvattenutflöde från jordlager och vattenflöden i vattendrag. Dessa processer representeras som parametrar i modellen och är antingen generella (t.ex. lufttemperaturers ändring med höjd) eller knutna till en viss jordart eller markanvändning (t.ex. porositet i morän).

I denna rapport beskrivs modellkonstruktionen och modellresultaten för sjön Öjarens avrinningsområde. Huvudsyftet med modellen är att simulera vattenbalansen till Öjaren. För en mer detaljerad beskrivning av HYPE och dess uppsättning se HYPE-dokumentationen¹. Modellkoden som används i detta arbete är HYPE version 5.6.1.

2 Metod och underlagsdata

2.1 Metereologiska observationer

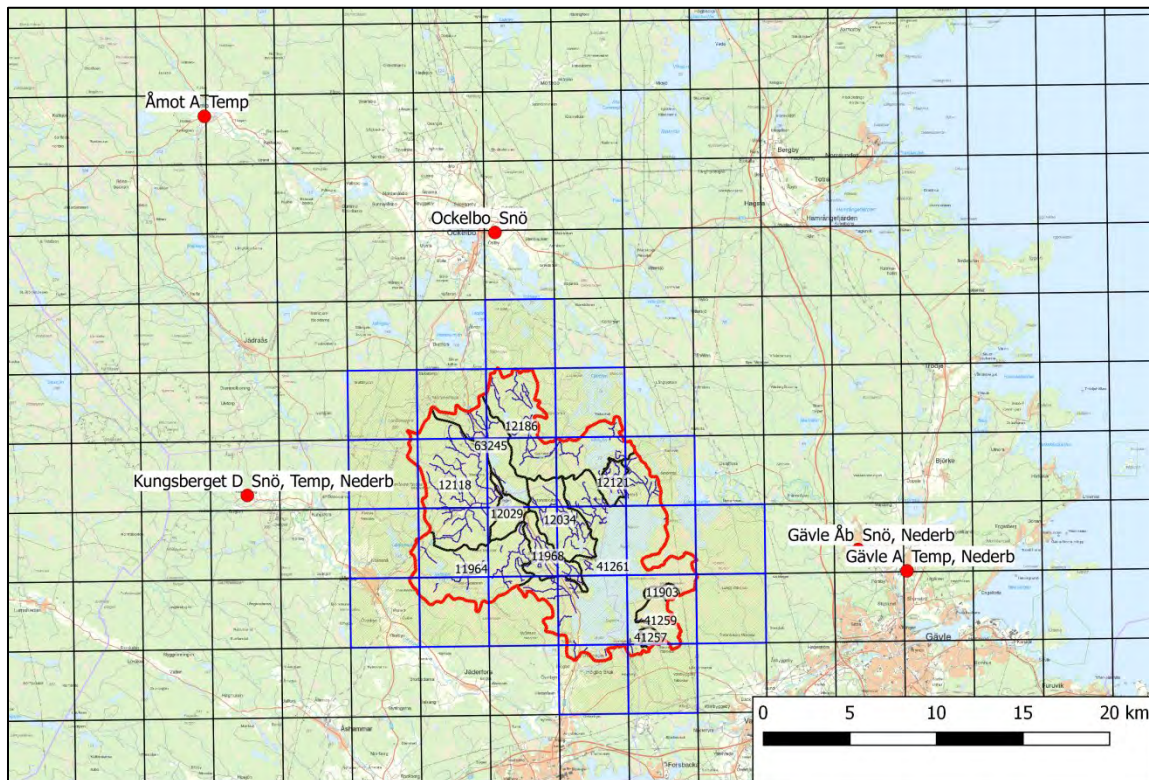
2.1.1 Drivdata: Temperatur och nederbörd

Temperatur- och nederbördsdata för att driva den hydrologiska modellen har hämtats från SMHI:s PTHBV databas (Johansson, 2000; Johansson and Chen, 2005, 2003) och kringliggande mätstationer. Drivdata används för perioden 1990-01 till 2020-02, där de första fyra åren används som uppvärmningsperiod. Modelleringsperioden är därmed 1994-01 till 2020-02. PTHBV innehåller dagliga medeltemperaturer och total nederbörd i ett 4x4 km gridnät. Data är interpolerade från observationer med hjälp av en geostatistisk modell som använder sig av bland annat topografi och vinddata för att justera mätvärden. Data från PTHBV används i modellen för perioden 1990 till 2018. För perioden 2019-01 till 2020-02 används kringliggande mätstationer (Figur 2) för att modellera temperatur och nederbörd i avrinningsområden med hjälp av multiple linear regression (MLR). När ytterligare

¹ <http://www.smhi.net/hype/wiki/doku.php>

PTHBV data finns tillgängliga rekommenderas det att dessa används i modellen och ersätter MLR modellerade data.

Observerad temperatur och nederbörd anges för varje delavrinningsområde och dessa är beräknade som viktat rumsligt medelvärde från PTHBV. PTHBV gridnätet samt SMHI-stationerna för nederbörd och temperatur visas i Figur 2.



Figur 2 Karta över PTHBV gridnätet (rutor som delvis överlappar med avrinningsområdet och används visas i blå färg), och kringliggande SMHI stationer för observationer av snödjup, temperatur och nederbörd. Avrinningsområdet visas med röd linje, se avsnitt 2.3.

2.1.2 Snödjup

Snödjupsobservationer används inte direkt i modellen i nuläget. Däremot används snödjup för att utvärdera dynamiken i de simulerade resultaten för snöackumulation och snösmältning. Observationer från tre SMHI stationer (Figur 2 och Tabell 1) används. HYPE-modellen simulerar snö som vattenekvivalent, och detta kan därefter räknas om till snödjup med en snödensitetsmodell. För jämförelse med uppmätta snödjup används HYPE:s modellalternativ "0" för snödensitet. Observerat och simulerat snödjup jämförs med fokus på dynamik då omräkningen till modellerat snödjup leder till större osäkerhet i de absoluta värdena, samt att modellen simulerar snödjup i områden med vegetation och observerat snödjup är uppmätt på öppna fält.

Tabell 1 Snödjup stationer för jämförelse mot modell.

Station	Höjd (m)	Approx. avstånd Öjaren (km)
Ockelbo	80	20
Kungsberget D	150	20
Gävle-Åbyggeby	25/35	15

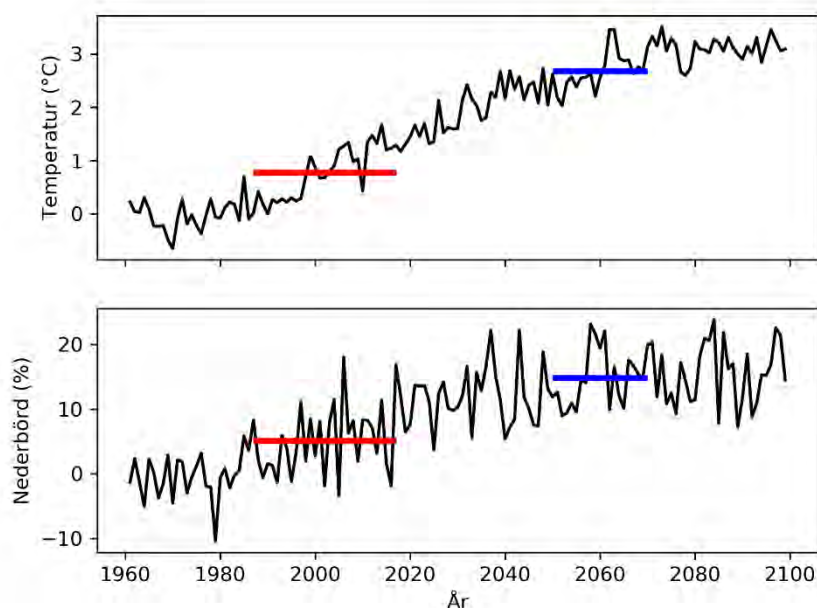
2.1.3 Klimatändringar och sensitivitetsanalys

Vi genomförde en känslighetsanalys för klimatändringar genom att jämföra simulerad vattenbalans under nuvarande klimat med simulerad vattenbalans under ett framtida klimatscenario.

Stokastiska väderdata för att driva HYPE-modellen genererades med hjälp av vädergeneratoren LARS-WG 5.5 (Semenov, 2008; Semenov and Barrow, 1997) för nuvarande (1987-2017, kallad *baseline*) och framtida klimat (2050-2070, kallad *scenario*). Vädergeneratoren kalibrerades med hjälp av observerade väderdata från PTHBV-databasen för baseline-perioden. Efter kalibrering genererades 200 år med syntetisk daglig medeltemperatur och dygnsnederbörd för både baseline-perioden och scenario-perioden. Väderdata för klimatscenario genererades genom att lägga på en relativ förändring i nederbörd och en absolut förändring i temperatur i jämförelse med baseline-perioden. Dessa förändringarna togs fram för de olika årstiderna från SMHI:s sammanställning av RCP4,5 scenarioräkningarna för huvudavrinningsområdena Skärjån, Hamrångersån, Testeboån och Gavleån (Sjökvist et al., 2015). Sammanställningen består av nio olika globala klimatmodeller. I denna analys används enbart medelvärdet från dessa modeller (Tabell 2). På årsbasis var den modellerade medelförändringen +9,6 % för nederbörd och +1,9 °C för lufttemperatur (Figur 3). Figurer för årstidsmedelvärden visas i bilagor (6.1).

Tabell 2 Årstidsförändring i nederbörd och temperatur mellan baseline (1987–2017) och scenario (2050-2070) perioden. Medelvärdet från nio globala klimatmodeller.

	Nederbörd (%)	Temperatur (°C)
Vinter (DJF)	7,3	2,5
Vår (MAM)	12,3	2,2
Sommar (JJA)	9,9	1,3
Höst (SON)	8,8	1,6
Årlig	9,6	1,9



Figur 3 Medelvärde från nio globala klimatmodeller för temperaturavvikelse (över) och nederbördsavvikelse (under) jmf. perioden 1961-1990 (SMHI, Sjökvist et al., 2015). Röd linje visar medelvärdet för baseline perioden (1987–2017) och blå linje för framtidsscenario (2050-2070).

2.2 Vattennivåer och vattenföring

Uppmätta vattennivåer för Öjaren och Lillsjön används för kalibrering av modellen. Tre olika datakällor fanns tillgängliga och dessa omräknades till höjdsystemet RH2000 baserat på inmätningar genomförda av Sandvikens kommun på uppdrag av Sandviken Energi i 2018 (Bilagor 6.2). Tillgängliga data för vattennivå i sjö sammanfattas i Tabell 3.

Tabell 3 Översikt över mätpunkter och data för sjönivå för Öjaren.

Mätpunkt	SWEREF 99 TM North	SWEREF 99 TM East	Mätpunkt kontroll	Kontrollpunkt RH2000	Period	Mätteknik	Antal dagliga datapunkter
Observationsbrunn vattenverk	6729383	599339	R.Ö.K. gammal brunnsring	72,31	1996-2000, 2009	Manuell mätning	223
Pegel Lillsjön	-	-	Pegel, finns ej kvar	71,63	2013-2014	Manuell mätning	55
Ålhusdammen	6727791,7	600421,51	Bryggkant	71,51	2018-2020	STS DL.OCS / DLN70 tryckgivare varje 30 min, samt manuella mätningar	676 (april 2018 till februari 2020)
	6727762,5	600405,06	Betongkant damm, höger	71,64			
	6727761,9	600408,99	Betongkant damm, vänster	71,65			

Data från observationsbrunnar var tillgängliga i höjdsystemet RH00. Dessa räknades om till RH2000 genom att först räkna om till vattennivå relativt till röröverkant (R.Ö.K.) genom att subtrahera offset på 18,27 m (Ove Svahn, pers. kom.) och därefter konvertera till RH2000 baserat på en inmätning av R.Ö.K. utförd under 2018.

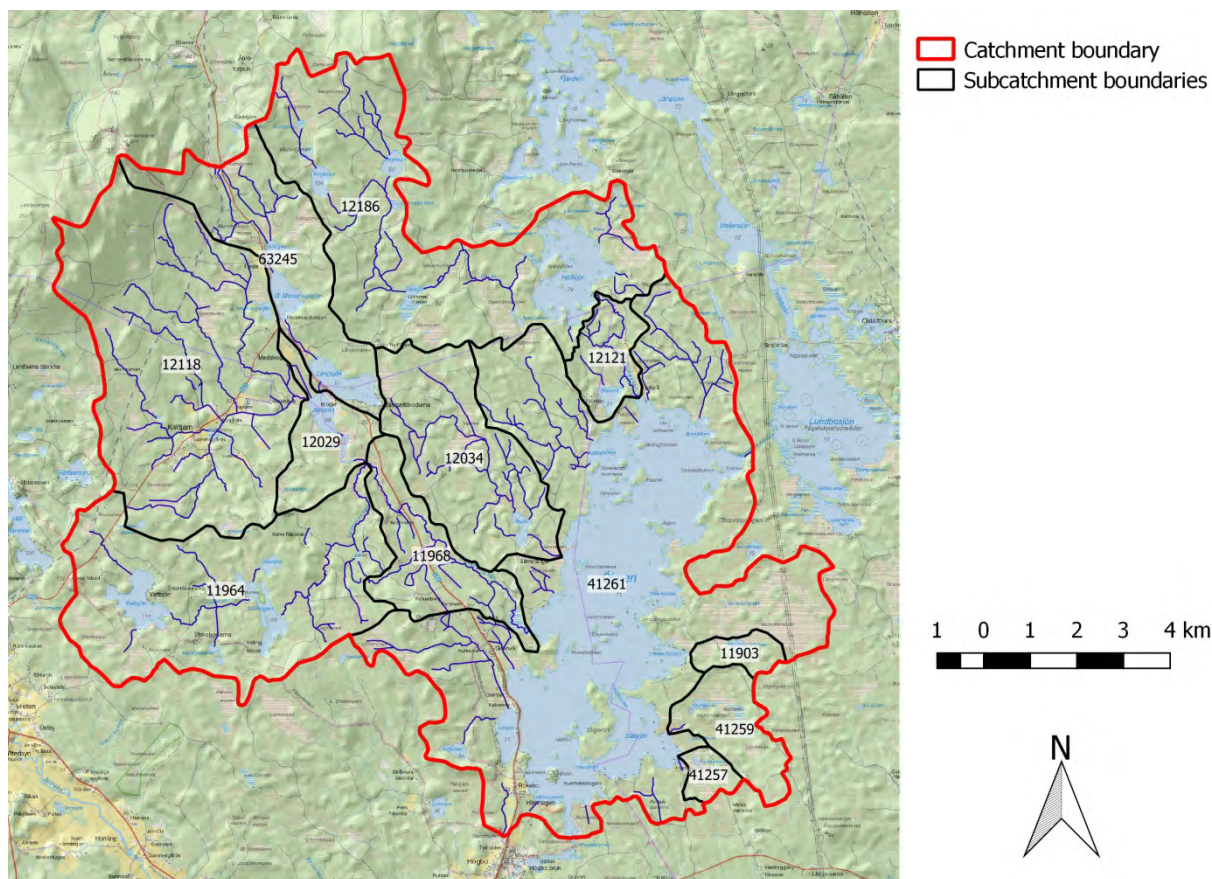
Inga historiska vattenföringsdata finns tillgängliga inom modellområdet. I samband med vattenprovtagningar under 2018 mättes eller skattades vattenföringen vid Öjarens utlopp (Ålhusdammen) och vid inflöden till Öjaren från Säverängsån och Hällsjöbäcken. Vattenföringen mättes vid Ålhusdammen vid två tillfällen i 2018, och skattades med hjälp av teoretiska formler för ytterligare två tillfällen. Vid de två största inloppen, Säverängsån och Hällsjöbäcken, mättes eller skattades vattenföringen i samband med vattenprovtagningarna i juni 2018 och vid Hällsjöbäcken även i april 2018. I perioden mellan februari 2019 och februari 2020 mättes vattenföringen kontinuerligt vid Ålhusdammen (bilaga 6.3)

För att jämföra och kalibrera parametervärden för uppströmsområden till Öjaren i modellen användes simulerade data från SMHI:s S-HYPE för perioden 1999-2017, tillgängliga via Vattenwebb.

2.3 Geografiska data och modelluppsättning

2.3.1 Avrinningsområden

Öjarens avrinningsområde delades in i 12 delavrinningsområden i modellen. Dessa är baserade på avrinningsområden från Svensk Vattenarkiv (SVAR) 2016, och de benämningar som används i denna rapport är i enlighet med SVAR *SUBID* – som även är SMHI:s benämning i S-HYPE. Urvalet av delavrinningsområden är gjorda med målet att modellera de primära tillflödena till Öjaren som separata områden samt för att dela upp avrinningsområdet geografiskt och där olika andelar markklasser förekommer. Vissa delavrinningsområden är en sammanslagning av områden efter SVAR uppdelningen, och ID som anges här överensstämmer med SVAR *SUBID* för delområdet längst nedströms. Delavrinningsområden visas i Figur 4 och sammanfattas i Tabell 4.



Figur 4 Öjarens avrinningsområde från SVAR 2016 (röd linje), samt delavrinningsområden i modellen (svarta linjer). ID för delavrinningsområden är markerad i kartan, cf. Tabell 4.

Tabell 4 Delavrinningsområden i modellen, deras delarea, totalarea och medelhöjd.

ID	Delarea km ²	Area km ²	Medelhöjd RH2000
12186	25,5	25,5	95,9
12121	3,0	28,5	75,9
63245	10,2	10,2	116,7
12118	27,9	27,9	127,7
12029	4,0	42,1	94,4
11964	21,7	21,7	113,3
11968	6,3	70,1	88,3
12034	11,2	11,2	82,1
11903	1,3	1,3	74,8
41259	3,9	3,9	76,5
41257	1,0	1,0	74,7
41261	55,3	171,3	76,2

2.3.2 Markklasser

Markklasser i modellen är definierade som kombinationer av olika markanvändningar och jordarter.

2.3.2.1 Jordarter

För jordarter används SGU jordartskarta i 1:25 000 – 1:100 000 lager JG2 som underlag. Jordarterna grupperas också efter SMHI S-HYPEs metod². Grupperingen sammanfattas i Tabell A. 4 i bilagorna.

Morän dominerar och täcker 54,5 % av hela avrinningsområdets area (Tabell 5).

Tabell 5 Jordartsgrupper i modellområdet. "Vatten" är inte en jordart, men inkluderas här för att visa fullständig täckning.

Jordart	Area %
Morän	54,5
Torv	18,1
Finjord	2,5
Grovjord	7,9
Tunn/berg	0,9
Vatten	16,1

2.3.2.2 Markanvändning

Grupperingen av markanvändningsklasser följer i grova drag SMHI S-HYPEs gruppering³ som är baserad på data från SVAR 2016 för sjötytor, Jordbruksverket (SJV) för jordbruksområden och Corine Land Cover för övriga områden såsom skogsmark och myrar. I denna modell inhämtas sjötytor från Lantmäteriets Fastighetskarta, jordbruksområden från SJVs Jordbruksblock data, hyggen från Skogsstyrelsens databas över utförda avverkningar och övriga områden from Corine Land Cover 2012. Grupperingen sammanfattas i Tabell A. 3 i bilagorna. Alla dataskikt konverterades till 50x50m raster innan datakällorna kombinerades. Hyggen ersätter skogsmark där avverkningar är gjorda efter år 2007. Då data kommer från olika källor finns det ett antal avgränsade områden utan information om markanvändning i det kombinerade datasetet. Dessa har hanterats som skogsmark i modellen.

Inom avrinningsområdet dominerar skogsmark, som täcker 75,5 % av markytan. Vattenytor utgör 16,1 %, hyggen 5,5%, våtmarker 2% och jordbruksområden 0,8 % (

² <https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb/indata-for-jordarter-i-vattenwebb-1.22851>

³ <https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenwebb/om-data-i-vattenwebb/indata-for-markanvandning-i-vattenwebben-1.22841>



Tabell 6).

2.3.2.3 Indelning av markklasser

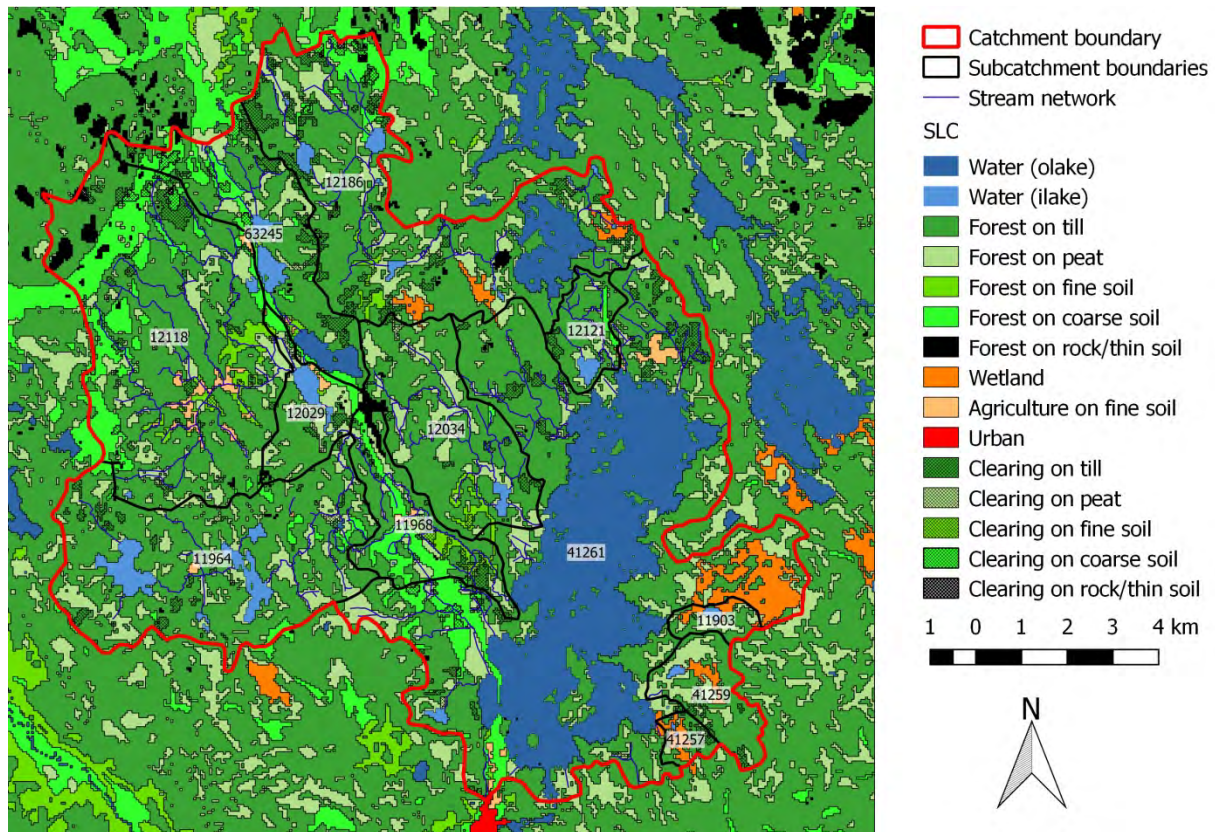
Grupperingarna för markanvändning och jordarter har kombinerats i markklasser (Soil and Landuse Classes, SLC). Totalt används 13 olika markklasser i modellen.

Markklasser med täckningsgrad < 1 % av total area i varje delavrinningsområde exkluderades för att reducera antalet parametrar i modellen. För att total täckningsgrad ska vara 100 % justerades resterande markklasser proportionellt med deras täckning, förutom vattenytor som inte justerades i modellen.

Figur 3 visar SLC klasserna som används i modellen och deras fördelning inom avrinningsområdet anges i tabell 2. Fördelningen inom varje delavrinningsområde hittas i Tabell A. 5 i bilagor.

Tabell 6 Markklasser i modellen och deras täckningsgrad i hela avrinningsområdet. Markklasser är en kombination av markanvändning och jordart. Klasser som inte har täckningsgrad över 1% för några av delavrinningsområden är markerade med (*), dessa är inte med i modellen. Totalt är 13 klasser definierade i HYPE uppsättningen. Klassen "Vatten" representerar sjöar, och är i modellen indelad i två underklasser, olake och ilake. Skogsmark och hyggen är summerade i tabellen för att visa täckningsgraden av markanvändningen, dessa är inte egna klasser i modellen.

Markanvändning	Jordart	Area %
Vatten	-	16.1
Skog	Morän	50.5
Skog	Torv	15.7
Skog	Finjord	1,5
Skog	Grovjord	7,0
Skog	Tunn/berg	0,8
<i>Skog</i>	<i>Summa</i>	<i>75,5</i>
Våtmark	Torv	2,0
Jordbruk	Finjord	0,8
Urban	-	0,0(*)
Hygge	Morän	4,0
Hygge	Torv	0,3
Hygge	Finjord	0,2
Hygge	Grovjord	0,9
Hygge	Tunn/berg	0,1(*)
<i>Hygge</i>	<i>Summa</i>	<i>5,5</i>



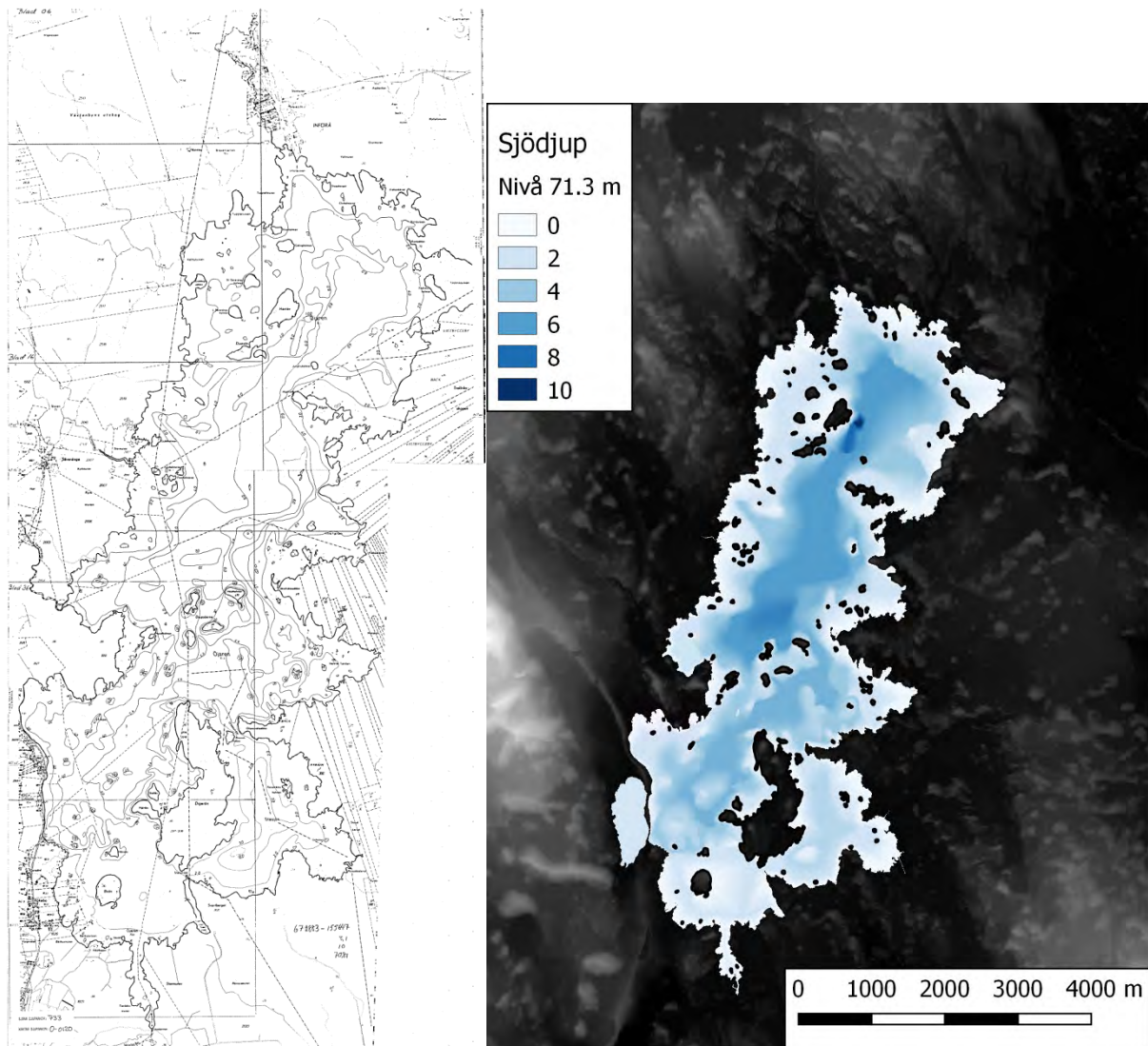
Figur 5 Rumslig fördelning av olika markklasser i modellen. Sjöar är indelade i två klasser, olake (outlet lake) och ilake (internal lake), baserat på hur dessa beskrivs i modellen.

2.3.2.4 Höjddata

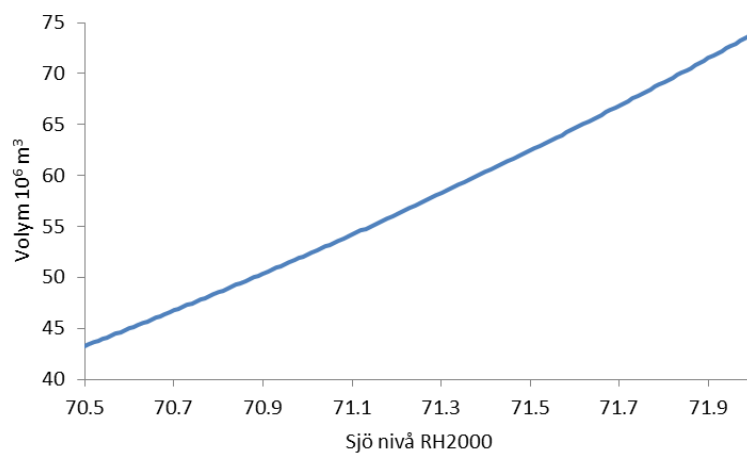
Höjddata kan användas i HYPE för att korrigera temperatur och nederbörd när dessa är uppmätta på andra höjder än avrinningsområdet. Varje avrinningsområdes medelhöjd är framtagen utifrån Lantmäteriets GSD-Höjddata, grid 50+ nh data. I modellen sker dock ingen korrigering, då PTHBV drivdata redan är korrigerade för höjdskillnader.

2.3.3 Öjaren djupkarta

En djupkarta över Öjaren digitaliserades för att beräkna Öjarens volym och omsättningstider för olika vattennivåer (Figur 6). En karta med djupkonturer från SVAR sjöregister, baserad på djupmätningar utförda i oktober 1985 och augusti 1986 användes. Sjönivån uppgavs under mätningarna ha varit 70,64 och 70,4 m – vilket är lägre nivåer än vad som senare har uppmätts i Öjaren i RH2000 höjdsystemet. Detta är inte sannolikt, och beror troligtvis på att ett äldre höjdsystem har använts. Sjönivån skattades därför ha varit 71,3 i RH2000 genom att jämföra uppmätta nivåer mot historiska vattenföringsdata från Testeboån. Djupkonturer digitaliserades och interpolerades med Natural Neighbour algoritmen i SAGA GIS (Conrad et al., 2015). Sjødjupskartan kombinerades sedan med Lantmäteriets höjdmodell genom att subtrahera sjödjupet från höjdmodellen. Sjönivån i höjdmodellen är 71,25 m, vilket medförde att djupkartan justerades med 0,05 m innan sammanslagning. Volymerna beräknades sedan för olika vattennivåer genom att "fylla" sjön med hjälp av en GRASS GIS *r.lake* algoritmen (GRASS, 2017). Sambandet mellan sjönivå och sjövolym visas i Figur 7.



Figur 6 Vänster: Sjödjupskarta från SVAR sjöregister (Sjö ID 672883-155647). Höger: digitaliserad version av sjödjupskartan med djup vid en sjönivå på 71,3 m.



Figur 7 Samband mellan nivå i Öjaren och beräknad sjövolym.

2.4 Modellstruktur och processer

HYPE-modellen kan konfigureras för olika processer och med hjälp av ekvationer för att representera dessa. I detta avsnitt ges en kort sammanfattning av de modellstrukturer och processer som används i HYPE-modellen för detta arbete. Modellen körs med dagliga tidsteg.

2.4.1 Korrigering av nederbörd och snömodell

I HYPE kan bland annat nederbörd korrigeras efter markanvändningsklass, höjd eller bestämda modellområden. I modellkonfigurationen som används i detta arbetet sker ingen korrigering för höjd, då PTHBV data redan har denna korrigering. Korrigering av nederbörd görs däremot för markanvändningsklassen skogsmark, för att kunna representera interception, där en mindre andel av nederbörden når marken jämfört med t.ex. vid öppen mark.

2.4.2 Potentiell evapotranspiration

Potentiell evapotranspiration (PET, avdunstning och transpiration) beräknas från dagliga medeltemperaturer, och beräkningen görs för varje delavrinningsområde. Modellen som användes är McGuinness–Bordne (1972), som enbart kräver dagliga medeltemperaturer (T_a) som indata, och beräknar utomjordisk solinstrålning (R_e) baserat på latitud samt ångbildningsvärme (λ_p).

$$PET = \frac{R_e T_a + K1}{\lambda_p K2}$$

McGuinness–Bordne -modellen kräver betydligt mindre data än andra, mer komplexa, modeller för PET, men har visat sig vara mycket lämplig för hydrologisk modellering för områden där mindre mängder data är tillgänglig (Oudin et al., 2005). Parametrarna i modellen, K1 och K2, har justerats genom att jämföra beräknad PET från några mer komplexa modeller som Penman, Hargreaves and Samani och Priestley and Taylor (se Oudin et al., 2005). Jämförelsen gjordes genom att använda tillgängliga väderdata från SMHI:s väderstation vid Gävle (vindhastighet, relativt luftfuktighet, lufttryck, temperatur) samt SMHI:s STRÅNG databas för solinstrålning för att beräkna PET med de mer komplexa modellerna. Kalibrerade parametervärden är K1 = 7 och K2 = 84.

PET beräknas i modellen för varje delavrinningsområde baserat på temperaturdata från PTHBV. PET justeras därefter baserat på markanvändningsområden för skogsmark och hyggen med "crop factors" parametrar. Parametervärden för crop factors togs fram vid kalibreringen av uppströms områden (cf. 2.4.7).

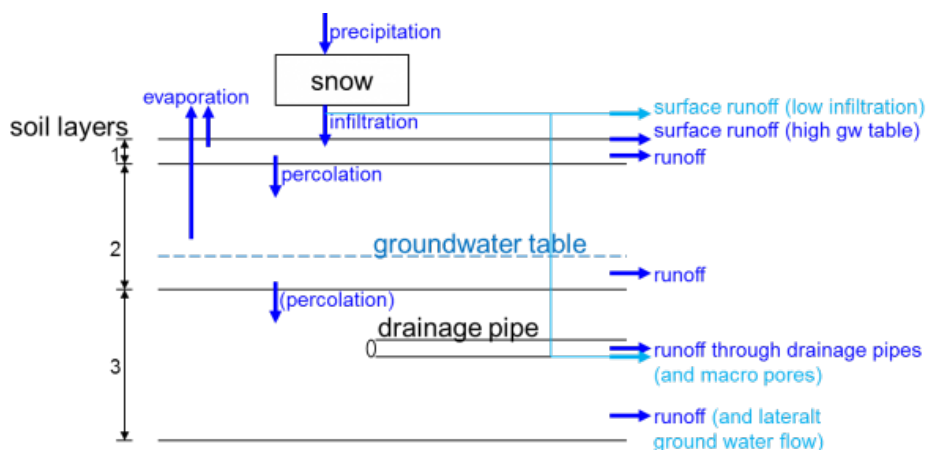
Verklig avdunstning från mark och vattenytor beräknades sedan av modellen. Avdunstningen från mark beror på hur mycket vatten som finns tillgänglig, och kan därför vara mycket lägre än den potentiella avdunstningen.

2.4.3 Sjöis och vattentemperatur

Sjöis och vattentemperatur simuleras i modellen, men är ej kalibrerade mot observationer då dessa inte fanns tillgängliga. Vattentemperaturer från modellen är därför mycket osäkra, och bör ej användas innan kalibrering är möjligt. Simulering av sjöis kan ses som binär och dess syfte är enbart att förhindra avdunstning från sjön i modellberäkningarna under vinter och tidig vår i modellen, när sjön är istäckt.

2.4.4 Avrinning, markvatten och grundvatten

Avrinningen från landytor i HYPE simuleras för olika jordlager alternativt som ytavrinning (Figur 8). För en fullständig beskrivning av olika flödesvägar hänvisas till HYPE dokumentationen.



Figur 8 Flödesvägar i olika jordlager i HYPE modellen. Källa: SMHI HYPE Wiki.

I denna modellkonfiguration simuleras inte makroporflöden eller ytterligare dränering via "drainage pipes" i jordbruksmark, då dessa antogs ha liten påverkan på avrinningen. Ytavrinning till följd av låg infiltrationsförmåga är satt som låg, max 1%, då de dominerande jordarterna i modellen sällan ger upphov till denna typ av ytavrinning. Samtliga jordartsgrupper i modellen (c.f. Tabell 5) har tre lager i modellen, med undantag från tunn jord/berg som har 2 lager.

2.4.5 Reglering av Öjaren och parameterisering av sjöar.

Regleringen av Öjaren beskrivs med en enklare regleringsrutin, där ett minimiflöde upprätthålls under olika delar av året. Dessa flöden bestäms delvis utifrån observerade sjönivåer, uppmätt momentanvattenföring samt information från Högbo bruk (pers. kom.), som styr regleringen av sjön vid Ålhusdammen.

I HYPE-modellen simuleras sjöar antingen som "outlet/main lake" (olake) eller "internal lake" (ilake), c.f. Figur 1 och Figur 5. *Internal*, eller inre sjöar, *ilake*, är beskrivna med generella parametrar för sjödjup och utflödesfunktion. Sjöar av klassen *olake* beskrivs separat med parameterdata för storlek, medeldjup och utflödesfunktion, samt eventuella regleringsparameterar. Tre av sjöarna i modellen är klassade som *olake*; Öjaren, Hällsjö och Långsjön. Information om sjöarna inhämtades från SVAR sjöregister. Medeldjup för Öjaren beräknades även utifrån en digitaliserad djupkarta.

Mellan Öjaren och Lillsjön finns en vägtrumma som kopplar ihop sjöarna. I modellen antogs därför Öjarens area att inkludera Lillsjön. Vid mycket låga vattennivåer har dock vattennivån legat under denna trumma, vilket gett en sämre koppling mellan sjöarna.

2.4.6 Vattenuttag från sjö och grundvatten

Vattenverkets vattenuttag från sjö och grundvatten är inkluderade i HYPE. Uttagen ligger som dagliga konstanta värden, och är framtagna från uppmätta flöden vid Rökebo. Medeluttag under perioden 2016-01 till 2018-09 används, och är 7258 m³/dygn för sjövattenuttag och 3772 m³/dygn för grundvattenuttag. Sjövattenuttaget simuleras i modellen som direkt uttag från sjön. Grundvattenuttaget simuleras som uttag från sjöns tillrinning, då det ej är möjligt att simulera uttaget direkt från grundvatten i HYPE.

2.4.7 Modellkalibrering

2.4.7.1 Kalibrering av tillrinning till Öjaren

Då det fanns begränsat med tillgängliga data för kalibrering av modellen tillämpades en tvådelad kalibrering. Först kalibrerades tillrinningsområden till Öjaren (samtliga avrinningsområden förutom 41261) genom att

kalibrera mot SMHIs S-HYPE modellresultat. Därefter kalibrerades regleringsrutinen och utflödesfunktionen för Öjaren mot uppmätta vattennivåer och momentana flödesmätningar.

Kalibreringen av tillrinningsområden gjordes med HYPE:s kalibreringsverktyg och optimeringsmetoden *Differential Evolution Markov Chain* (DEMC). Denna metod ger en osäkerhetsskattning för parametervärden genom att optimera parametrar i olika "populationer". Här användes 100 populationer, vilket ger 100 skilda kalibrerade parameterset. Modellen kalibrerades genom att minimera skillnaden mellan simulerade flöden och S-HYPE flöden. Kriteriet som användes för att kvantifiera överensstämmelsen mellan simulerade flöden och S-HYPE flöden var *Kling-Gupta efficiency* (KGE, Gupta et al., 2009). För detaljer kring metoden hänvisas till HYPE dokumentationen. Inte alla parametrar i modellen kalibrerades. Vilka parametrar som kalibrerades bestämdes i förväg genom att göra en känslighetsanalys för att undersöka vilka parametrar som har störst påverkan på simulerad tillrinning. Känslighetsanalysen utfördes med PEST 15.0 programvara (Doherty, 2005).

I juni 2018 mättes även vattenföringen vid de två största inflödena till Öjaren, Säverängsån och Hällsjöbacken. Baserat på dessa uppmätta flöden gjordes en mindre manuell justering av recessionskoefficienten för moränjordar, då S-HYPE modellen överskattade flödena vid dessa tillfällen. Dessa justerade recessionskoefficienterna stämmer överens med litteraturvärden (Hundecha et al., 2016; Sandgren, 2017; Sandqvist, 2012). De 100 olika parameterseten kan användas för osäkerhetsanalys för parametriseringen av tillrinningsområden, men i denna rapport beskrivs endast resultat från medianparametersetet.

2.4.7.2 Kalibrering av vattennivå och utflöden från Öjaren

HYPE:s kalibreringsverktyg har i skrivande stund inte möjlighet att kalibrera alla parametrar i modellen. För att kalibrera regleringsrutinen användes Latin Hypercube urval av parametervärden. Totalt 10 000 parameterset utvärderades, och det bästa av dessa (baserat på KGE) användes tillsammans med medianparametersetet i modellkörningen som presenteras i denna rapporten.

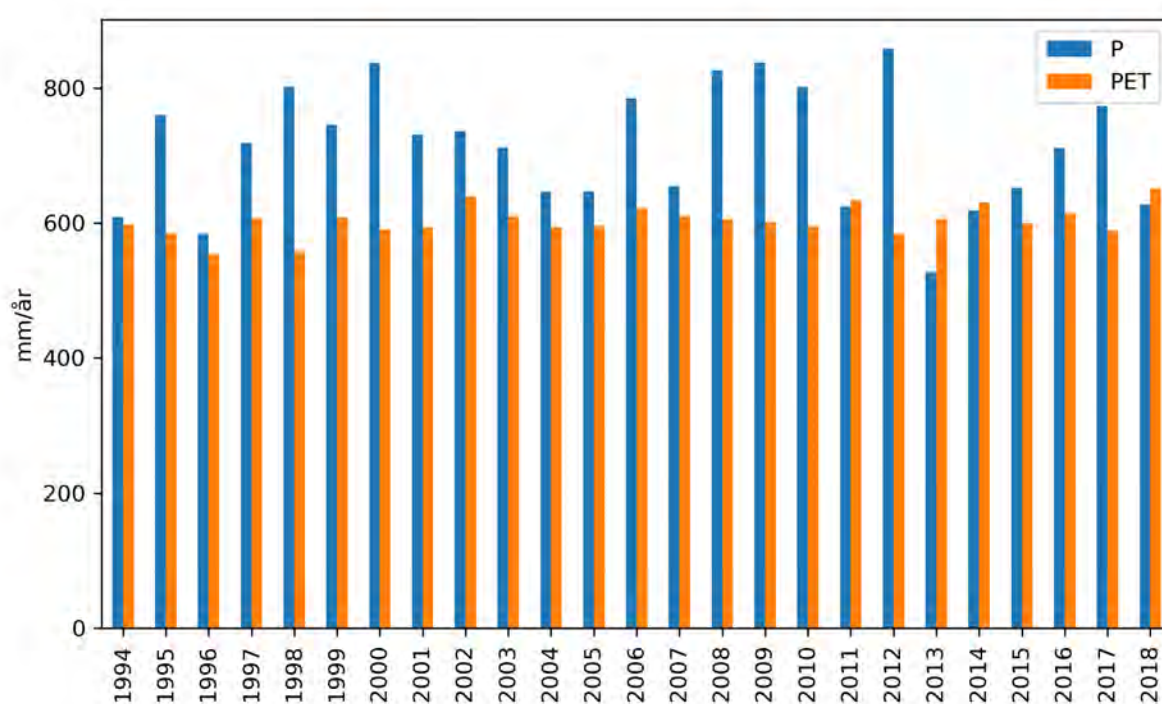
KGE värden för det slutliga medianparametersetet redovisas i bilaga 6.5.

3 Resultat och diskussion

3.1 Vattenbalans avrinningsområdet

Huvudfokuset för denna rapport ligger på Öjarens vattenbalans. Då den största delen av tillkommande vatten kommer från uppströms avrinningsområden (se nästa avsnitt), beskrivs några aspekter av dessa områdens vattenbalanser kort här.

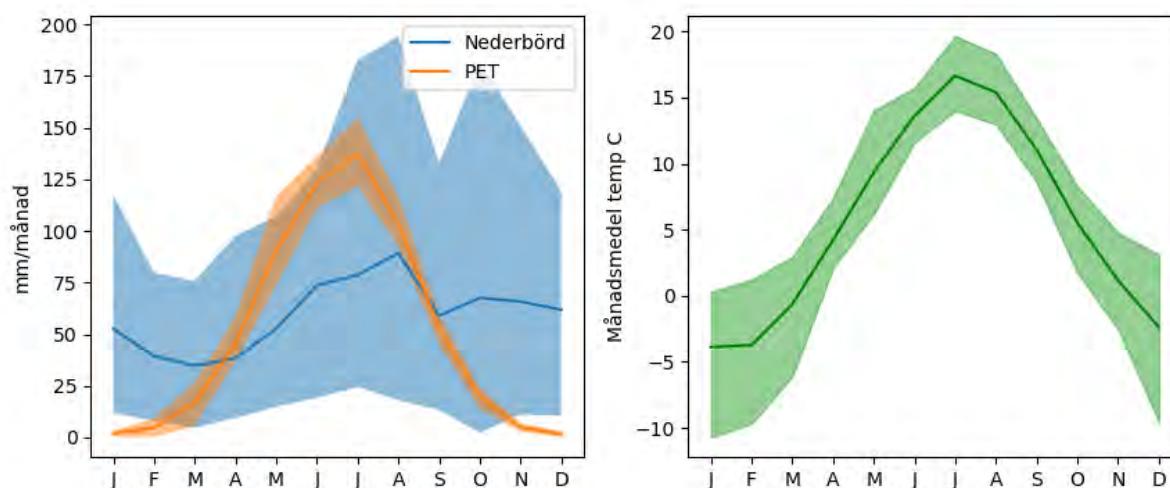
Klimatet för hela avrinningsområdet, baserat på PTHBV data, i modelleringsperioden visas i Figur 9 och Figur 10. Den årliga medeltemperaturen är 5,5 °C och medelnederbörden är 717 mm. Det beräknade årsmedlet för den potentiella avdunstningen (PET) är 601 mm. Nederbörden varierar mellan 527 och 859 mm per år, och PET varierar mellan 554 och 640 mm per år.



Figur 9 Årlig nederbörd (P) från PTHBV data och potentiell avdunstning (PET) beräknat från temperatur från PTHBV i modelleringsperioden.

Temperaturen är normalt lägst i januari (medel -3,9 °C), och högst i juli (medel 16,5 °C).

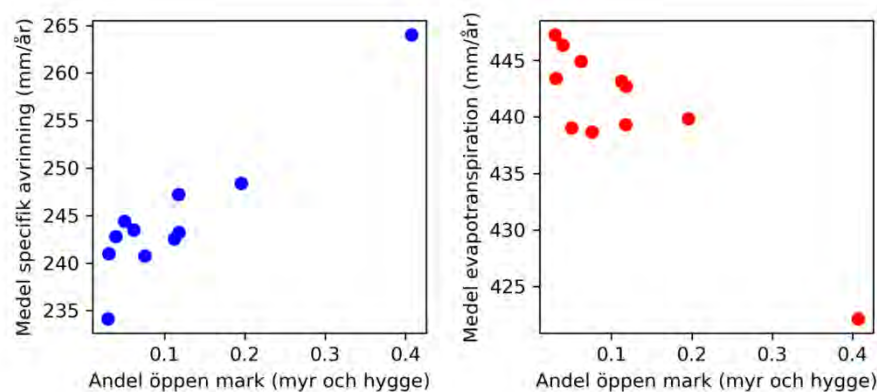
Månadsmedeltemperaturen kan vissa år vara över 0 grader under vintermånaderna, och variationen i månadsmedeltemperatur mellan olika år är större under vintern jämfört med sommaren. Medelnederbörden är som högst under sommaren och hösten med 60-90 mm/månad, och lägst vinter och tidig vår med 35-60 mm/månad. Den beräknade potentiella medelavdunstningen följer månadsvariationen i temperatur, och är som lägst 2-5 mm/månad under vintern och som högst 140 mm i juli månad.



Figur 10 Månadsvärden för nederbörd och potentiell avdunstning (PET) (vänster), och medeltemperatur (höger). Linjen visar medelvärdet i perioden 1994–2018, färgade area visar min och maxvärden. Data från PTHBV.

Variationen i årlig avrinning mellan olika områden är relativt låg i modellen, men visar förväntade rumsliga mönster. Figur 11 visar att områden med högre andel öppen mark har högre avrinning och lägre avdunstning. Detta kan förklaras med en högre interception av snö och regn och transpiration från växter i skogsområden, vilket ger lägre avrinning jämfört med öppna ytor (Karlsen et al., 2016).

Genomsnittlig avrinning och avdunstning är något lägre än normalen som rapporteras av SMHI för området⁴, även nederbörden ligger under normalen. Ca 35–40% av nederbörden i området blir avrinning från uppströmsområden och tillrinning till Öjaren.



Figur 11 Samband mellan årlig medelavrinning och avdunstning och öppen mark i tillrinningsområdet till Öjaren.

⁴ <https://www.smhi.se/klimatdata/hydrologi/vattenforing/normal-arsavrinning-1.7967>

3.1.1 Jämförelse snödjup och dynamik

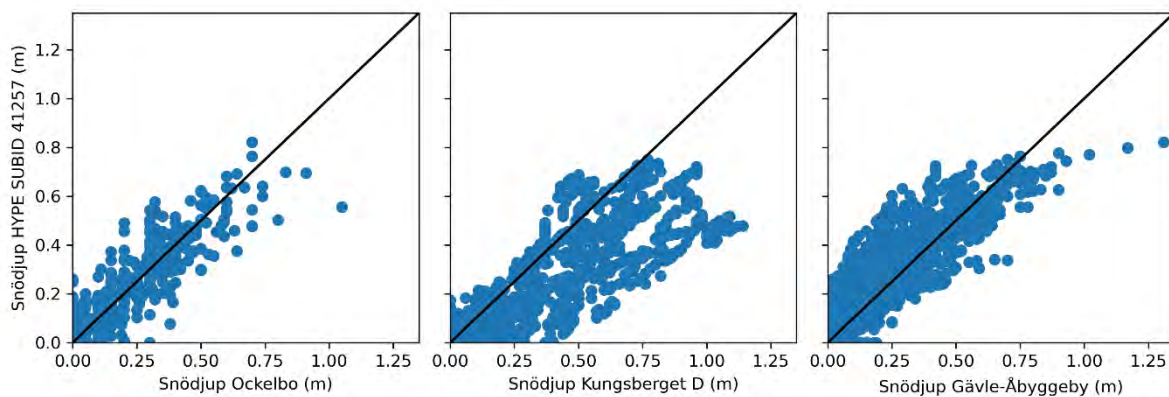
Snö spelar en viktig roll för vattenbalansen och årsdynamiken. Normalt (1961–1990) faller 30 % av årsnederbörden som snö i området⁵ och i modellperioden 1994–2020 simuleras 25% av den totala nederbörden som snö. Modellen simulerar snö i vattenbalansen som vattenekvivalent, och inte som snödjup. För att räkna om mellan snödjup och vattenekvivalent krävs information om snöns densitet (mängd vatten per volym). Snödjupsobservationer finns vid tre kringliggande SMHI stationer, Ockelbo, Kungsberget och Gävle-Åbyggeby – men ingen av dessa har mätningar av snöns densitet. Därför räknas modellens snömängd i vattenekvivalenter om till snödjup med en enkel snödensitetsmodell för att kunna jämföra med observationer.

Snödjupsobservationerna användes inte i modellkalibreringen, utan kan ses som en validering av snödynamiken i modellen. Man förväntar inte samma snödjup i modellen som vid observationer då observationerna är gjorda utanför avrinningsområdet, samt att stationerna ligger på olika höjd över havet (Tabell 1).

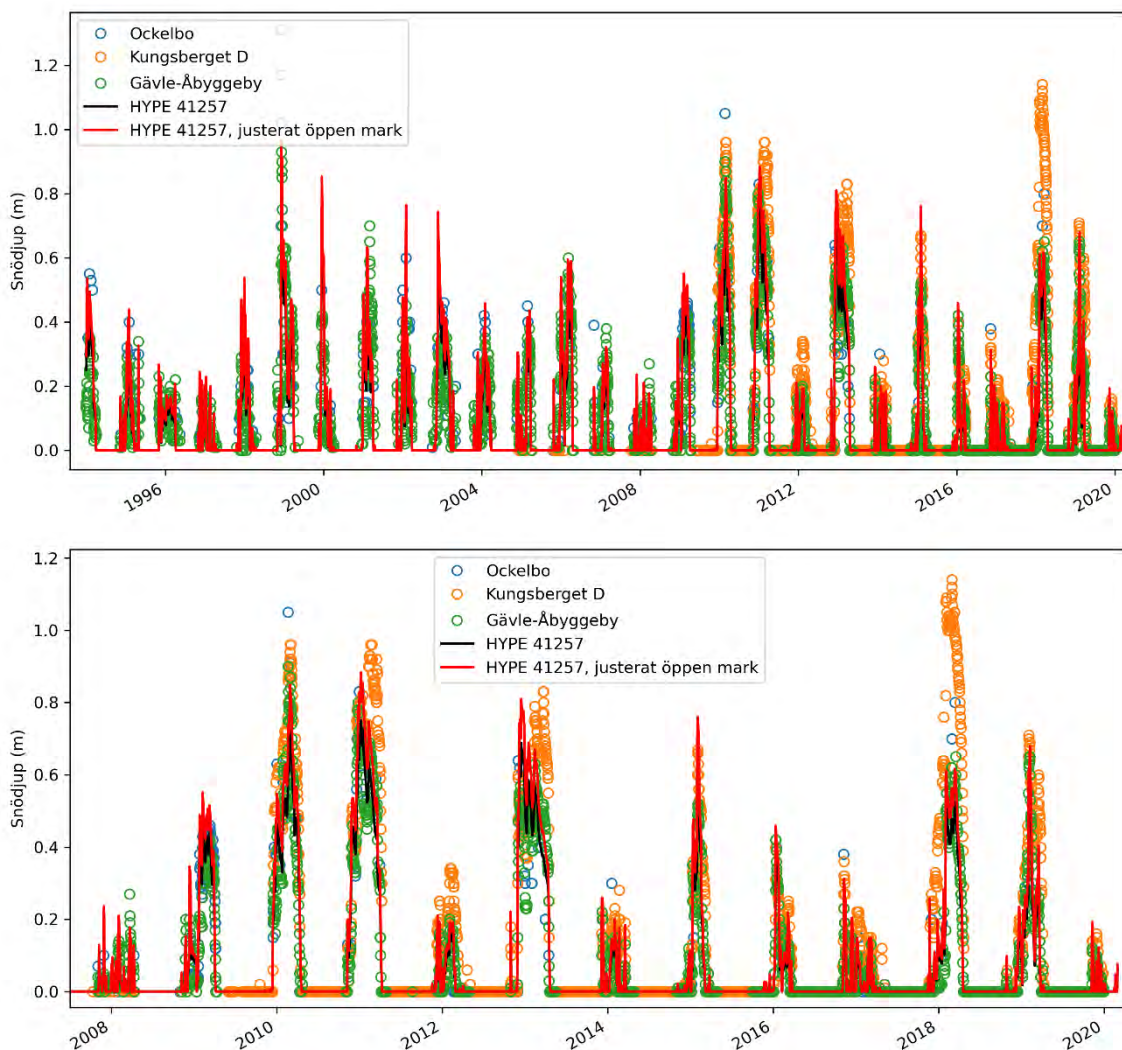
För att jämföra mot simulerade värden används snödjup från delavrinningsområde 41257, som har den högsta andelen öppen mark (30 % våtmark och 10 % hyggen). Medelhöjd för detta område är 74,7 m. Snödjupsstationen som har mest liknande förhållanden relativt avrinningsområdet är Ockelbo. Kungsberget ligger på högre höjd, så man förväntar mer snöfall där. Gävle-Åbyggeby som ligger på lägre höjd nära kusten, förväntas därigenom ha mindre snöfall. Den modellerade snöhöjden har också justeras för jämförelse med öppen mark genom att anta en 30 % högre snöackumulation i öppen mark jämfört med skog (Schelker et al., 2013), se Figur 13.

Modellen visar god överensstämmelse med observationer både för dynamik och snöhöjd (vid beaktande av stationernas geografiska läge). Modellerad snöhöjd korrelerar med den observerade i Ockelbo, är högre än vid Gävle-Åbyggeby och lägre än Kungsberget (Figur 12). Dynamiken visar att modellens ackumulation och smältning korrelerar bra i tiden (Figur 13).

⁵ <http://www.smhi.se/klimatdata/meteorologi/nederbord/normal-andel-sno-av-arsnederborden-medelvarde-1961-1990-1.4172>



Figur 12 Snödjup från observationsplatser jämfört med delavrinningsområde 41257. Svart linje visar 1:1.



Figur 13 Jämförelse av snödjup från modellen (delavrinningsområde 41257) och kringliggande SMHI observationsplatser. Röd linje visar modellens snödjup justerat för öppen mark. Övre diagrammet visar hela modellingsperioden, och nedre diagrammet perioden 2008–2020.

3.2 Vattenbalans Öjaren

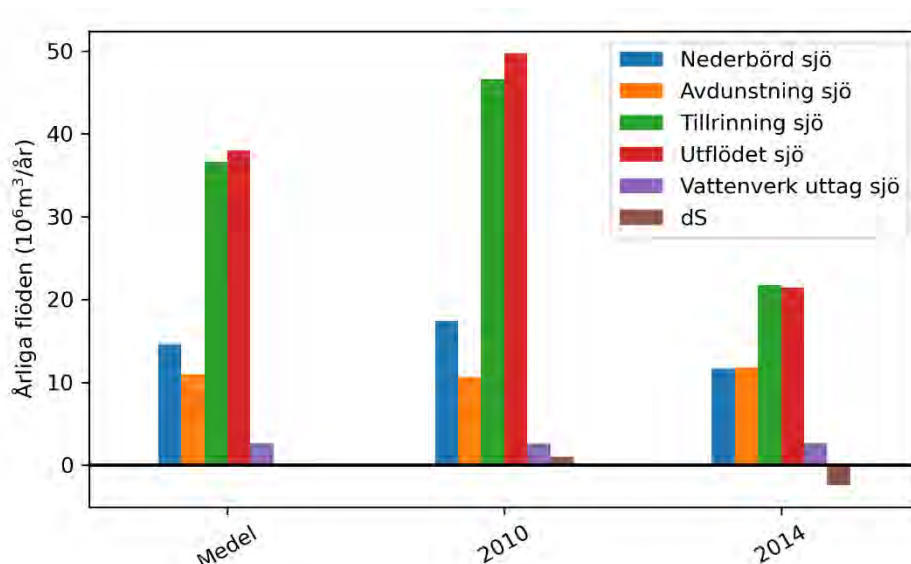
3.2.1 Årlig vattenbalans

De årliga medelflödena 1994–2019 för Öjarens vattenbalans visas i Figur 14. Balansen räknas ut för hydrologiska år definierad som perioden oktober till september. Medelårstillrinningen från uppströms områden är det största flödet till sjön (71 % av inflödet), men nederbörd direkt på sjöns yta också är en viktig del av tillflödet (29 % av inflödet). Av utflöden är den största komponenten vattenflödet vid Ålhusdammen (74 % av utflöden), följt av avdunstning från sjön (21 % av utflödet). Uttaget från vattenverket utgör en mindre del av flödet ut från sjön (5 % av utflödet).

Under relativt blöta och torra perioder förändras de relativa storlekarna på flödena lite (Tabell 7). I torra perioder spelar nederbörd och avdunstning direkt på och från sjöns yta en större roll jämfört med tillrinning och utflöde. Uttaget från vattenverket beräknades till 4 % av det totala utflödet i det blöta året 2010 och 7 % i det torra året 2014. Årsmedelvattenståndet är 71,2 m för hela perioden, och varierar mellan 71,0 och 71,3 m för enstaka år.

Tabell 7 Relativ (%) andel av de olika vattenbalans flöden för Öjaren, som medel och för åren 2010 och 2014 som exempel på blött och torrt år.

	Inflöden		Utflöden			Medelvattenstånd
	Nederbörd	Tillrinning	Avdunstning	Utflödet	Vattenverk uttag	
Medel	29	71	21	74	5	71,2
2010 (blött)	27	73	17	79	4	71,3
2014 (torrt)	35	65	33	60	7	71,0

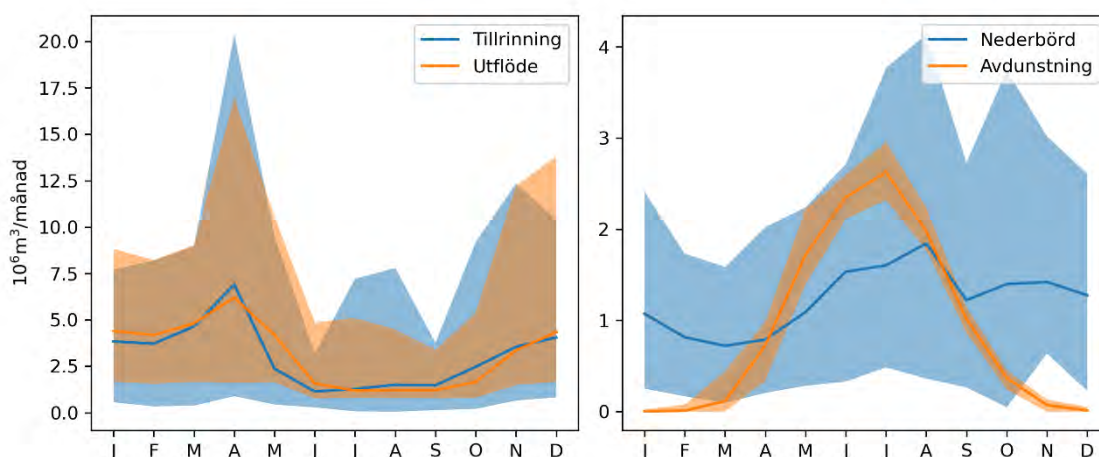


Figur 14 Medelvärden för årliga flöden i Öjarens vattenbalans, samt exempel på blött år (2010) och torrt år (2014). dS anger förändring i lagring i sjön över de hydrologiska åren 2010 och 2014.

3.2.2 Variation över året

Flöden till och från sjön varierar mycket över året (Figur 15). Inflödet från uppströmsområden är normalt högst under april månad och lägst under sommarmånaderna. Relativt höga tillflöden förekommer också under vintern och under vissa sommarmånader med hög nederbörd. Utflödet följer inflödesdynamiken med en liten fördröjning och dämpning.

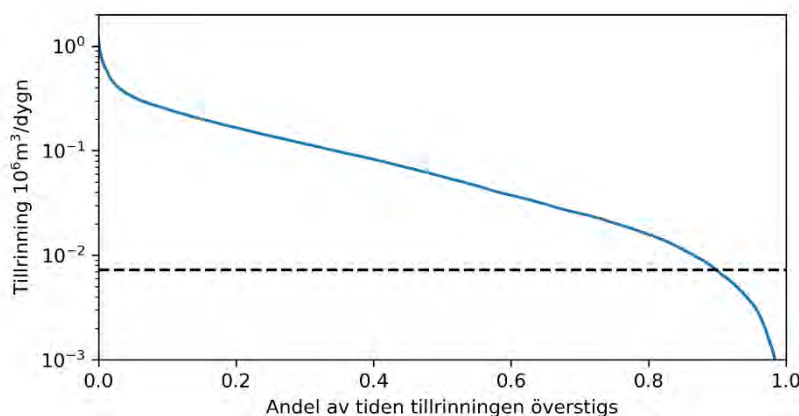
Nederbörden är normalt högst under sommaren och hösten, och lägst under sen vinter och tidig vår. Variationen mellan olika år är också högst under sommaren och hösten. Avdunstningen visar liten variation mellan olika år, och avdunstningen är högst under sommaren och nästintill noll under vintern.



Figur 15 Månadsmedel för vattenflöden i perioden 1994–2019. Vänster bild visar Öjarens inflöde och utflöde, högre bild visar nederbörd direkt på och avdunstning direkt från sjöns yta. Färgade områden visar min- och maxvariation i perioden, och linjen visar medelvärdet över perioden.

Vattenuttaget direkt från sjön till vattenverket är lågt jämfört med andra flöden i den årliga vattenbalansen (cf. Figur 14). Detta till trots kan uttaget vissa dagar under året överstiga den modellerade tillrinningen. Figur 16 visar frekvensen för daglig tillrinning till sjön, och att uttaget överskrider tillrinningen ca 10 % av dagarna. Under blöta år (t.ex. 2009) inträffar detta aldrig, medan det under torra år (t.ex. 2014) kan inträffa upp till 90 dagar om

året. Som oftast inträffar detta i månaderna juli till oktober. Om vattenuttaget ökar med 50 % överskrider det tillrinningen ca 15 % av dagarna. Det är dock viktigt att notera att låga flöden normalt har hög osäkerhet i denna typen modeller.

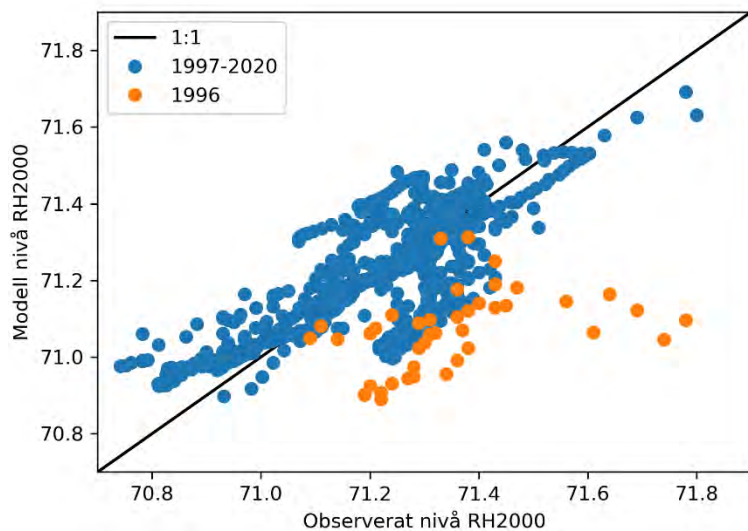


Figur 16 Blå linje visar den dagliga tillrinningens varaktighetskurva. Kurvan visar andelen dygn en viss tillrinning överskrider i modellperioden (t.ex. är tillrinningen högre än 0,1 miljoner m³/dygn 40% av dagarna i perioden 1994–2019). Streckat linje visar det dagliga medeluttaget till vattenverket från sjön (7258 m³/dygn).

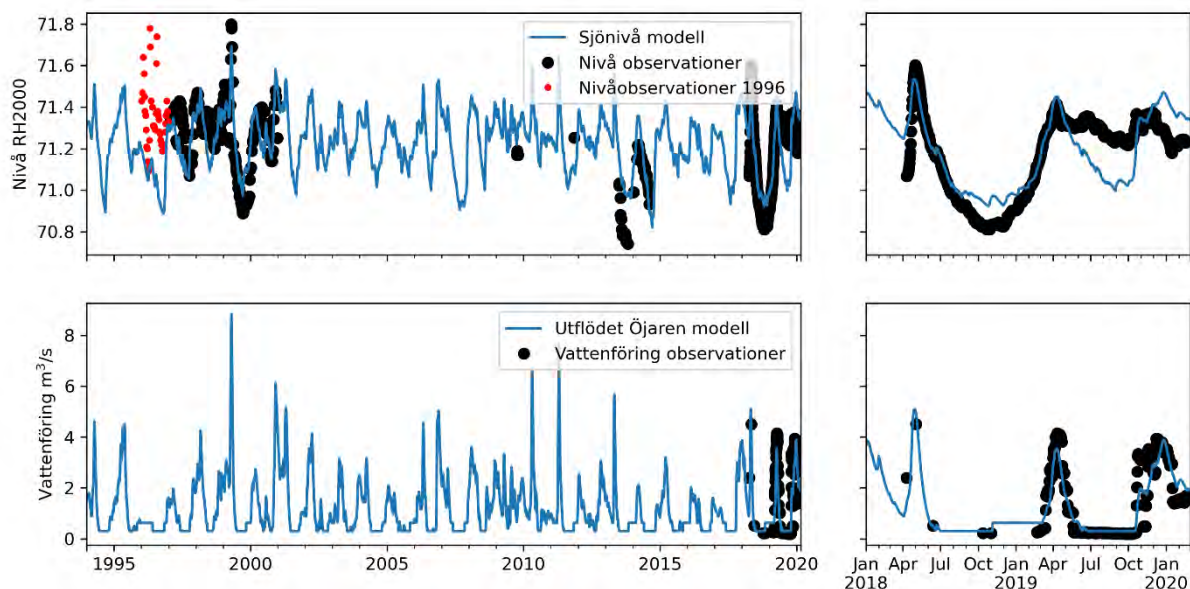
3.3 Jämförelse uppmätt vattennivå och vattenföring

Modellens överensstämmelse mot uppmätta vattennivåer visas i Figur 17, och över tid i Figur 18. För vattennivåer simulerar modellen uppmätta nivåer mycket bra i vissa perioder och sämre i andra. Under 1996 är det stor skillnad mellan modellerad och observerad nivå. Detta kan bero på, bland annat, fel modellering av regleringen och/eller tillrinning under perioden, kvalitet på nederbördsdata eller observerade sjönnivåer. Det är dock vår bedömning att uppmätta vattennivåer under 1996 är osäkra, då så höga nivåer och variation inte är troligt givet den låga nederbörden under perioden. Vattenföring i närliggande Testeboån var också mycket låg under 1996. I perioden 1997–1998 stämmer modellen hyfsat bra med uppmätta nivåer och i perioden 1998–2000 stämmer simulerad vattennivå mycket bra, både för höga och låga nivåer. Data i perioden 1996–2000 rapporterades utan exakta datum och tid för mätningen. Data fanns tillgängliga som ett antal (2 till 5) mätningar per månad, och antogs vara liknande spridda i tid inom varje månad. Därför kan också observerad nivå vara fel tiden, med upp till 14 dagar.

I senare perioder följer modellen dynamiken till uppmätta nivåer bra, , och särskilt väl under vintern och snösmältningen. Data under perioden 2013–2014 kommer från mätningar i Lillsjön, och kan därför ha en ytterligare osäkerhet. Data från 2018 är en kombination av manuella nivåmätningar och kontinuerlig mätning med tryckgivare och har därmed högre tidsupplösning. I april 2018 simulerar modellen en mycket högre nivå än vad som är observerad, och en lite lägre nivå vid vårflodstoppen. Detta bedöms bero på modellering av tillrinningen och snö, där för lite snö har ackumulerats i modellen (cf. 3.1.1) som igen ger högre avrinning från uppströms områden under den tidiga vinterperioden. I perioden maj-juni 2019 avtar den simulerade nivån mer än observationerna. Detta beror troligtvis på att andra stora utflöden från sjön (avdunstning) överskattas eller att inflöden (nederbörd, tillrinning) i denna period underskattas.



Figur 17 Jämförelse mellan observerat och modellerad nivå i Öjaren.



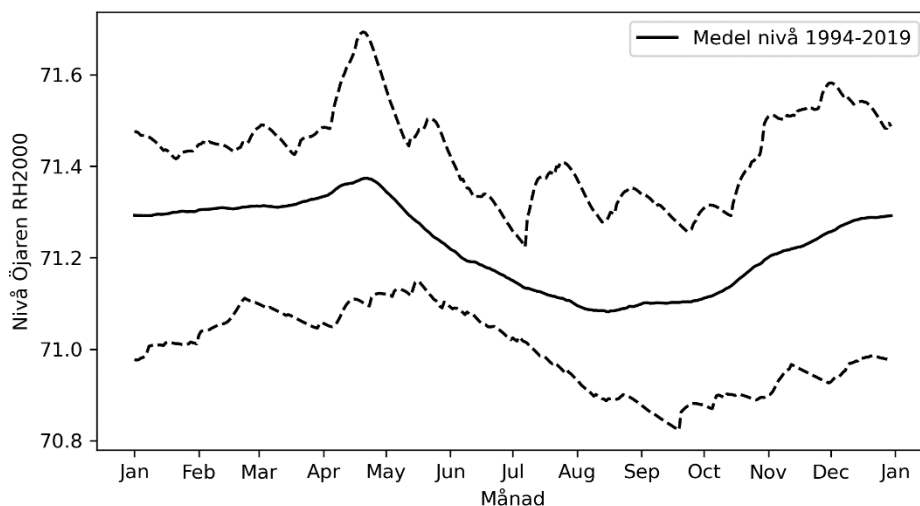
Figur 18 Modellerad och uppmätt vattennivå (över) och vattenföring (under) vid Ålhusdammen. Vänster sida visar hela modelleringsperioden (1994–2020) och höger sida visar perioden med mätdata från kontinuerliga nivå och flödesmätningar.

Den simulerade vattenföringen stämmer bra överens med den observerade vattenföringen, både vad gäller dynamik och magnitud. I vattenföringsdiagrammet ses flera perioder med raka linjer – detta kommer av regleringen som modelleras som fasta minimiflöden. För sommarperioden och tidig höst är regleringen satt till 300 liter/sekund, baserat på observerade flöden sommaren 2018 och 2019, samt observerad nivåodynamik under hela perioden. Vid kraftiga regn kommer nivån stiga, och flöden ut från sjön kommer att vara högre än regleringsflödet (t.ex. i 2009).

I oktober 2019 ändras regleringen snabbt, vilket ger snabba förändringar i utflödet. Regleringen justerades mycket i denna period för att möjliggöra grävarbete nedströms, och denna typen reglering är det inte rimligt att modellen ska kunna simulera.

3.3.1 Variation vattenstånd Öjaren

Modellerat vattenstånd för Öjaren var i medel 71,2 m och varierar med ca 0,9 meter, med maximum ca 71,7 m och minimum ca 70,8 m. Nivåerna är som högst i slutet av april och början av maj, som resultat av ökad tillrinning från snösmältningen. Vattennivån sjunker därefter mot ett minimum som oftast inträffar i augusti. Högre avdunstning i perioden maj till augusti ger högre förluster direkt från sjön, men också lägre tillrinning under perioden – trots högre nederbörd under sommarmånaderna. Nivåerna stiger igen under hösten när avdunstningen avtar, och håller sig generellt höga under vintern.

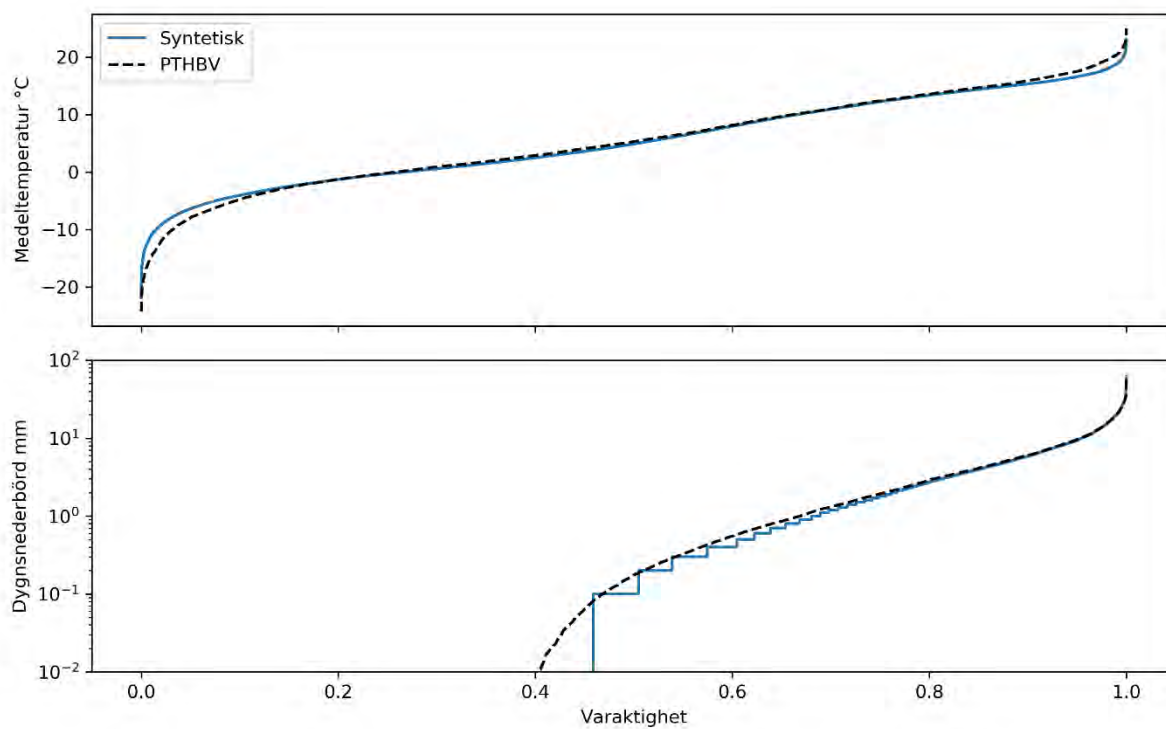


Figur 19 Modellerad daglig medelnivå för Öjaren i perioden 1994–2019. Streckade linjer visar maximum och minimum.

3.4 Sensitivitetsanalys klimatändringar

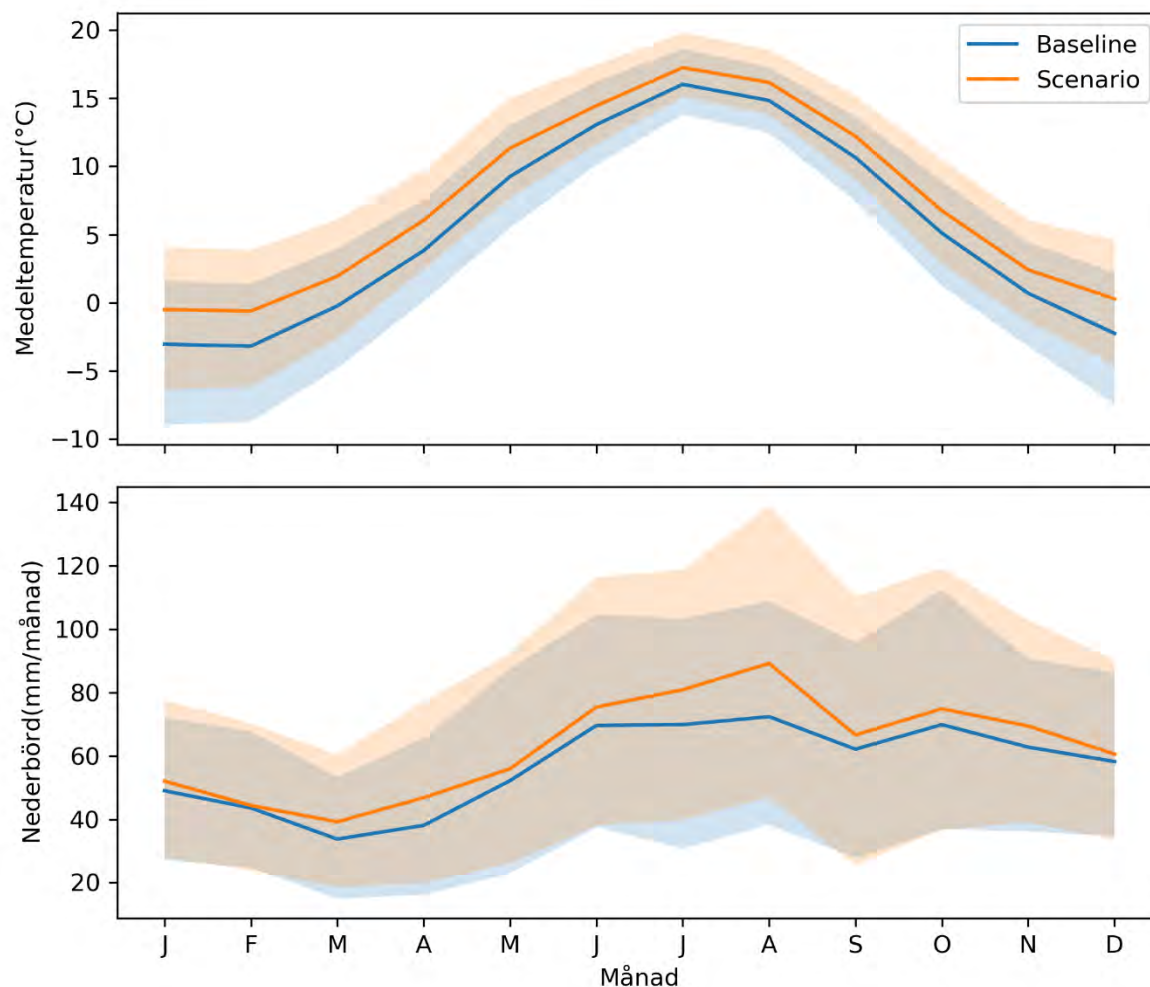
3.4.1 Kalibrering vädergenerator och genererat väderdata

Jämförd med observerad årsmedeltemperatur så skiljer den syntetiska temperaturen sig 0,05 °C (observerat 5,5 °C mot syntetiskt 5,45 °C) och årsnederbörden 3% (observerat 703 mm mot syntetisk 681 mm). Den största avvikelserna mellan observerade och syntetiska data är vid extrema temperaturer och vid mycket låga dygnsnederbördsvärden (Figur 20).



Figur 20 Jämförelse av syntetisk genererade väderdata och observerade väderdata för baseline perioden.

Månadmedel för syntetiska väderdata visas i Figur 21. Årsmedeltemperatur vid baseline klimat är 5,5°C och i klimatscenariot 7,4°C (ökning på 1,9°C), och årsmedelnederbörd i baseline är 681 mm och 755 mm i klimatscenariot (ökning på 10,9 %). Ökning i nederbörd är lite högre än vad som definierades i klimatscenariot (9,6 %) och temperaturökningen är den samma (1,9 °C).



Figur 21 Månadsmedel för 200 år med syntetiska väderdata som används i klimatförändringsanalysen. Hel linje är medelvärdet och färgade områden är 10 och 90 percentiler för 200 år med baseline (1987-2017) och scenario (2050-2070) klimat.

3.4.2 Förändring i vattenbalans och tillrinning

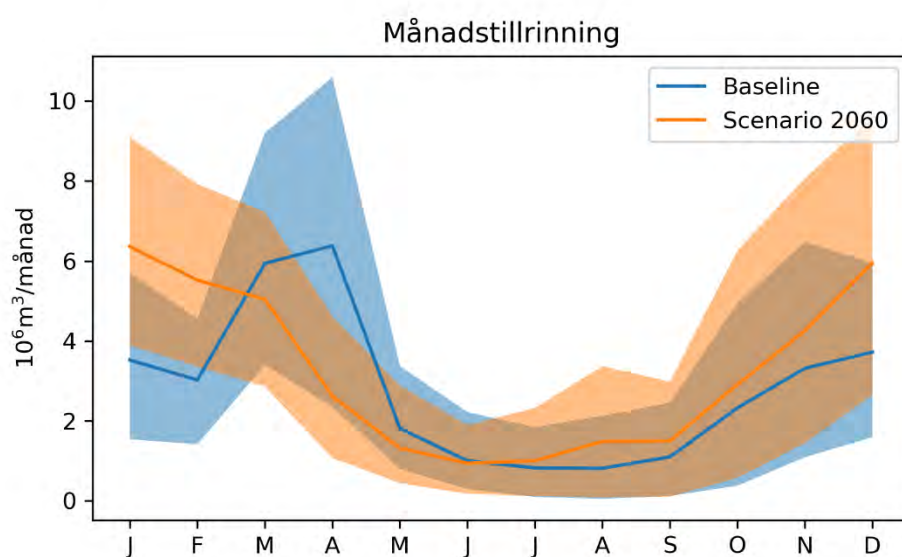
En ökning i framtida lufttemperaturer leder i modellen till en ökning i den beräknade potentiella avdunstningen (PET). För Säverängsån avrinningsområde var den beräknade ökningen i PET 10 % (Tabell 8), och därmed ganska lik ökningen i nederbörd. Den faktiska avdunstningen ökade mindre än den potentiella, båda relativt och i absoluta mängder.

Tabell 8 Modellerad förändring i vattenbalansen från baseline (1987–2017) till klimatscenariot (2050–2070) för Säverängsåns avrinningsområde (SUB-ID 11968, största tillrinningsområdet till Öjaren). PET är potentiell evapotranspiration och AET är faktisk evapotranspiration.

	Δmm	$\Delta\%$
Nederbörd	69	11
PET	64	10
AET	39	9
Snöfall	-66	-38
Avrinning	34	15

En ökad temperatur ger också en förändring i den modellerade snödynamiken inom avrinningsområdet. För Säverängsåns tillrinningsområde faller i snitt 27% av nederbörden som snö under baseline perioden – i jämförelse med 15% i klimatscenarioperioden. Mängden snöfall minskade enligt beräkningarna med 38%. Eftersom en mindre andel av nederbörden utgörs av snö och därigenom lagras i snötäcken, utan i stället faller som regn, kommer markinfiltrationen att öka under vintermånaderna. Detta tillskott av vatten kommer att inträffa under perioder med låg avdunstning och hög markfuktighet vilket ger en relativt stor ökning i avrinning (Tabell 9, Figur 22). Under våren minskar avrinning i modellerat scenario eftersom mindre snö har ackumulerats under vinterperioden och snön smälter tidigare. Tillrinning till sjön ökar relativt mycket under sensommaren. Detta är perioden med de absolut största ökningarna i nederbörd i scenariot, och detta reflekteras i en högre modellerad avrinning trots en ökad avdunstning under samma period. De absoluta förändringarna i avrinning är dock lägre än vad simulerats för vinter och vår (Tabell 9). Utöver höstperioden ökar modellerad tillrinning gradvis i framtidsscenario jämfört med nuvarande klimat.

Årsmedeltillrinningen till Öjaren ökar med ca 15%, vilket är något högre än vad SMHI rapporterar generellt för området (ca 10%, Sjökvist et al., 2015).



Figur 22 Medeltillrinning Öjaren per månad för baseline (1987–2017) och scenario (2050–2070). Hel linje anger medelvärdet och färgat område anger 10 och 90 percentiler.

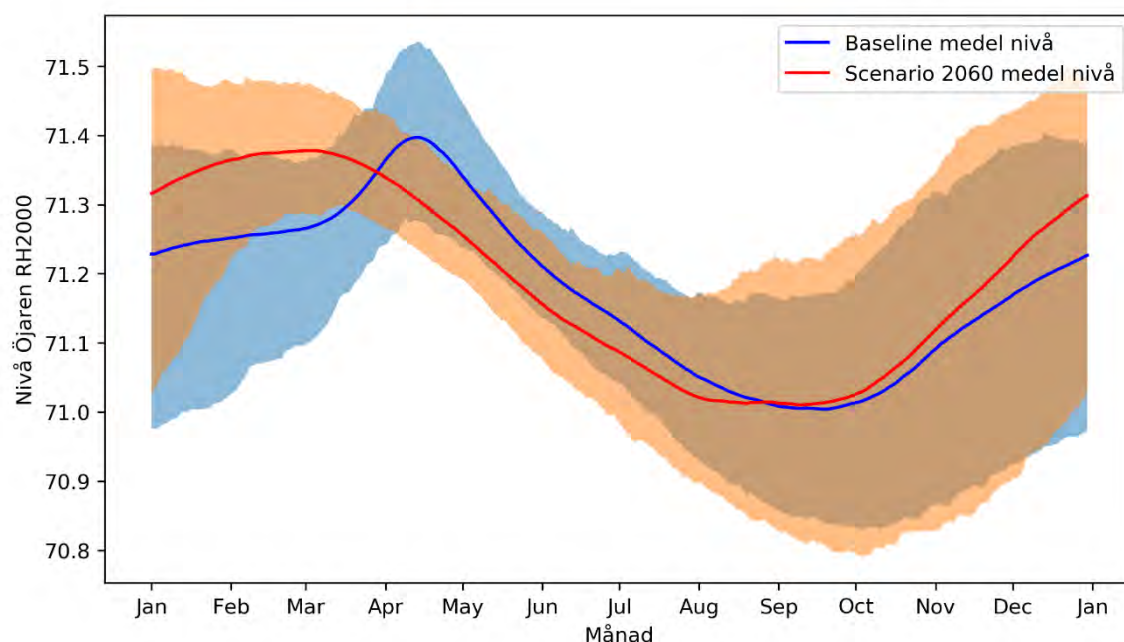
Tabell 9 Relativ och absolut medelförändring i tillrinning per säsong för Öjaren.

Årstid	Relativ förändring (%)	Absolut förändring (10^6m^3)
Vinter	74	7,5
Vår	-36	-5,2
Sommar	30	0,8
Höst	29	1,9

3.4.3 Förändring i sjönivå och volym

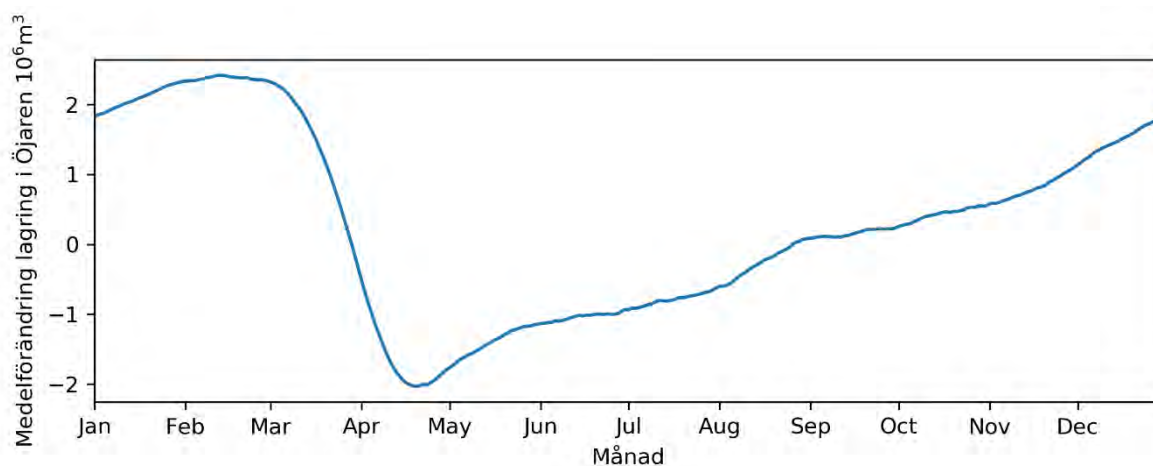
Modellerad sjönivå, samt förändringen i sjönivå, visar samma årscykel som tillrinningen, och reflekterar förändringen i snöackumulation och snösmältning samt ökning i nederbördsmängder (Figur 23). Modellerad sjönivå för 2060 års klimat visar högre sjönivå under vintern där de högsta nivåerna inträffar i februari-mars, jämfört med april i baseline-klimatet. Under vår och sommar (april – augusti) ligger modellerad nivå i 2060

scenariot lägre än baseline nivån, med störst skillnader under våren och relativt lika nivåer under sensommar och tidig höst.



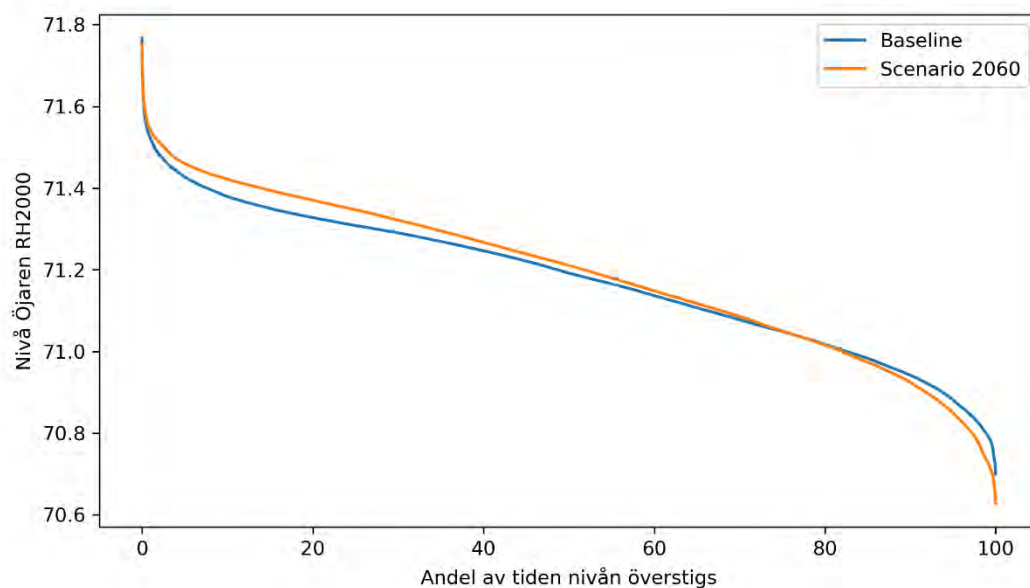
Figur 23 Modellerad medelårsvariation i sjönivå under nuvarande baseline-klimat och framtida klimatscenario. Färgade områden visar 10 och 90 percentilerna.

De simulerade förändringarna i sjönivå motsvarar en medelökning i lagringen i Öjaren på ca 2 miljoner m³ under vintermånaderna och en minskning på 1–2 miljoner m³ under vår och tidig sommar. Nuvarande sjövattnuttag är ca 0,22 miljoner m³/månad (cf. 2.4.6).



Figur 24 Medelförändring i volym i Öjaren över året i ett framtida klimat (2050–2070) jämfört med 1987–2017 års klimat. Grafen motsvarar skillnaderna i medelnivå mellan scenario och baseline (Figur 23) multiplicerat med Öjarens area.

Modelleringen visar något lägre miniminivåer under scenarioperioden, men att nivåerna för det mesta ligger lite högre i framtidsscenarioet jämfört med baseline-perioden (Figur 25). Maximumsnivåerna ändrades inte i scenariomodelleringen. Klimatsceneriot som används här har ej tagit hänsyn till ändringar i extremväder (t.ex. perioder med låg nederbörd (torka), extrem nederbörd). Detta kan påverka resultaten för lägsta och högsta vattenstånd. Regnintensiteten tros öka i framtida klimat vilket kan öka risken för lokala översvämningar, samtidigt som vattentillgången förväntas minska under sommarperioder (Nylén et al., 2015).



Figur 25 Varaktighetskurva för modellerad nivå i Öjaren under baselineklimat (1987–2017) och scenarioklimat (2050–2070).

3.5 Osäkerheter

Vi bedömer att de största källorna till osäkerhet i modellen är parameteriseringen av tillrinningsområden och regleringen av Öjaren. Det modellerade utflödet beror i stor grad på regleringen, särskilt under sommarhalvåret då vattennivå och -flöden är relativt låga. Då regleringen inte är systematisk på samma sätt som regleringsrutinen i modellen (dvs. samma flöden vid samma tider på året) ger detta en större osäkerhet i modelleringen. Även en mer avancerad rutin utvärderades, där flödet varierar över året efter en sinuskurva, men den använda rutinen gav bättre överensstämmelse mot uppmätta sjönivåer. För att förbättra parameteriseringen och simuleringen av utflödet och sjönivå rekommenderas att mäta sjönivå kontinuerlig över längre tid, samt att utflödet från sjön mäts kontinuerlig under minst ett år. Genom att mäta sjönivå och utflödet kan även beräkningarna av tillrinningen förbättras. För att ytterligare förbättra beräkningarna av tillrinningen rekommenderas att mäta nivå och vattenföring under minst en isfri period (vår-höst) från Säverängsåsån (det största tillflödet). Tillrinningen antas ha högst osäkerheter vid låga flöden.

HYPE-modellen tillåter inmatning av uppmätta värden av sjönivå och att simulerad nivå blir lika med uppmätt nivå. Det rekommenderas att kontinuerlig uppdatera modellen med uppmätta dagliga nivåer för att använda modellen som prognosverktyg.

Det finns också stora osäkerheter i klimatkänslighetsanalysen, förutom osäkerheterna beskrivna ovanför. I analysen användes enbart en medelprognos på klimatförändringar baserat på flera globala klimatmodeller. Dessa klimatmodellerna har stor variation och osäkerhet som inte reflekteras i nuvarande analys (Sjökvisst et al., 2015). Frekvensen av extremväder, som t.ex. extrem nederbörd, förväntas öka i framtiden (Persson et al., 2015) och är ej en del av nuvarande analys.

Modellen simulerar inte förändringar i vegetation till följd av ett förändrat klimat, vilket kan ge större ökning i avdunstning än vad som reflekteras här under sommarperioder och därigenom leda till en lägre tillrinning.

4 Slutsatser

Årsmedeltillrinningen från uppströms områden är det största flödet till sjön (71 % av inflödet), men nederbörd direkt på sjöns yta är också en viktig del av tillflödet (29 % av inflödet). Av utflöden är den största komponenten vattenföringen vid Ålhusdammen (74 % av utflöden), följt av avdunstning från sjön (21 % av utflödet). Uttaget från vattenverket (7258 m³/dygn) utgör en mindre del av flödet ut från sjön (5 % av utflödet) och ökar under torra år (7%) och är lägre under blöta år (4%). Vattenuttaget överskrider modellerad tillrinning ca 10 % av tiden, främst under torra år, i månaderna juli till oktober.

För Öjarens vattenstånd ger modellen en liknande amplitud som uppmätt vattenstånd, med en variation mellan 70,8 och 71,7 m och ett medelvärde på 71,2 m. Dagligen modellerat vattenstånd beskriver observerad dynamik och vattenstånd mycket bra i vissa perioder, och betydligt sämre i andra. Sjöns vattenbalans är i nuläget kalibrerat mot en begränsad datamängd för vattenstånd med osäker kvalitet i vissa perioder. Det rekommenderas att kalibrera om modellen allteftersom mer högupplösta och kvalitetskontrollerade data för vattenstånd och/eller vattenföring är tillgänglig. Observationer av vattenstånd som mäts med automatiskt loggande tryckgivare måste också kontrolleras mot regelmässiga manuella mätningar av vattenstånd, för att kvalitetssäkra data mot fel och förskjutningar i tryckgivarens data. Längre observationsperioder bedöms ge en bättre förståelse av regleringen av sjön och av sjöns vattenbalans. En perfekt modellering av regleringen anses vara svårt, då denna inte nödvändigtvis är systematisk.

Tillrinningsområdena är i nuläget kalibrerade mot SMHI:s S-HYPE modell. Detta innebär att osäkerheter i S-HYPE överförs till modellen. Momentana flöden vid de större tillflödena (Säverängsån och Hällsjöbäcken) under basflödesförhållanden användes här till att manuellt justera kalibreringen. Ytterligare basflödesmätningar, samt en enklare kontinuerlig vattenståndsmätning i Säverängsån bedöms kunna förbättra beräkningen av tillrinningen. Eftersom längre tidserier av vattenstånd blir tillgängliga bör också tillrinningsområden kalibreras mot vattenståndsdynamik i Öjaren.

Simuleringar av vattenbalansen under det framtida klimatscenariot (2050–2070), med en ökning i nederbörd (11%) och temperatur (1,9 °C), visar på en ökning på 15% i årsmedeltillrinning till sjön. Den största skillnaden jämfört med dagens klimat sker under vintern, där tillrinningen ökar, och våren, där tillrinningen minskar kraftigt till följd av ändrad snödynamik. Modelleringen visar en ökad vattentillgång (och vattenstånd) i Öjaren under vinter och höst, och en minskning under vår och sommar i framtida klimat. Osäkerheter och variation i den hydrologiska modellen, klimatmodeller och utsläppsscenarioer reflekteras ej i denna preliminära analys.

5 Referenser

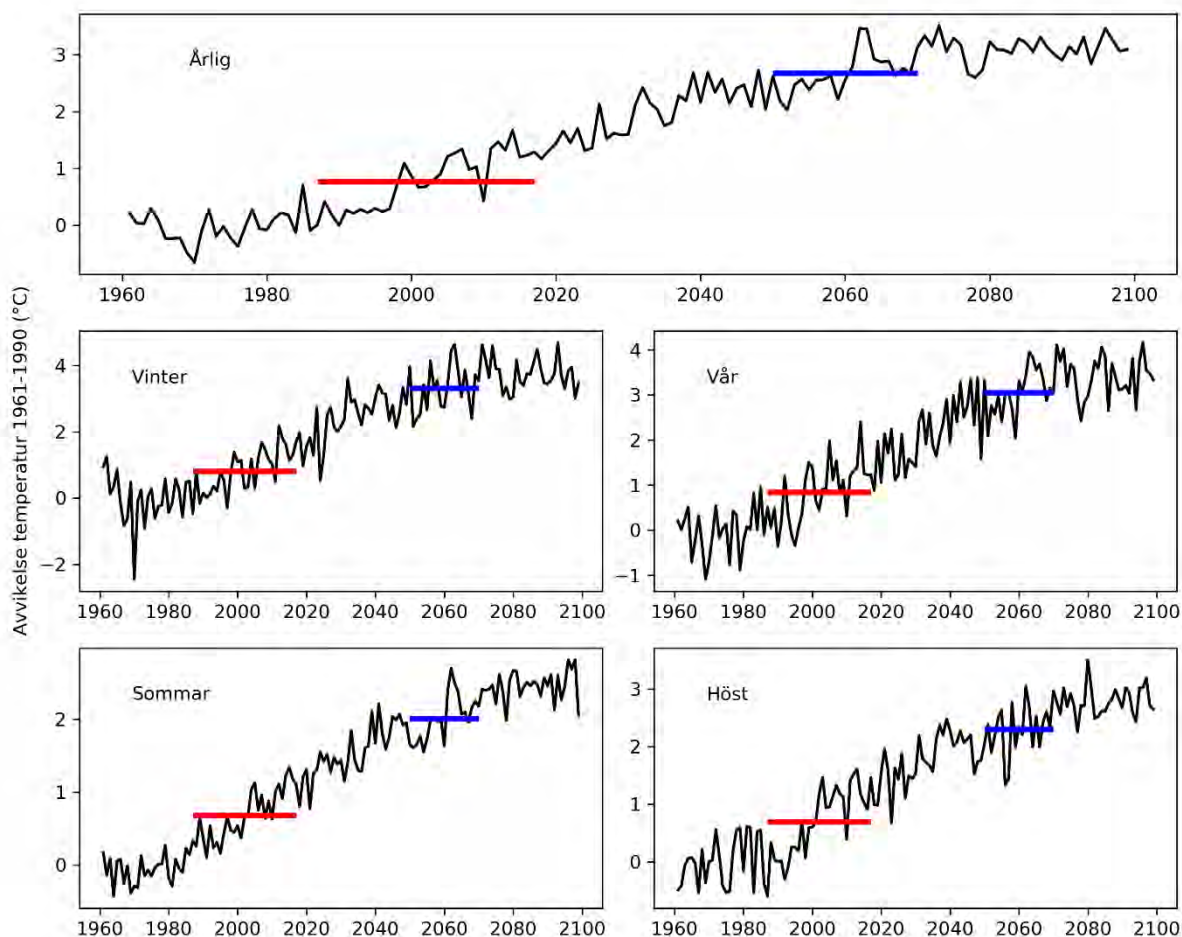
- Conrad, O., Bechtel, B., Bock, M., Dietrich, H., Fischer, E., Gerlitz, L., Wehberg, J., Wichmann, V., Böhner, J., 2015. System for Automated Geoscientific Analyses (SAGA) v. 2.1.4. *Geosci. Model Dev.* 8, 1991–2007. <https://doi.org/10.5194/gmd-8-1991-2015>
- Doherty, J., 2005. PEST: Model-independent Parameter Estimation, User Manual. Brisbane.
- GRASS, 2017. Geographic Resources Analysis Support System (GRASS GIS) Software, Version 7.2. Open Source Geospatial Foundation.
- Gupta, H. V., Kling, H., Yilmaz, K.K., Martinez, G.F., 2009. Decomposition of the mean squared error and NSE performance criteria : Implications for improving hydrological modelling. *J. Hydrol.* 377, 80–91. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2009.08.003>
- Hundecha, Y., Arheimer, B., Donnelly, C., Pechlivanidis, I., 2016. A regional parameter estimation scheme for a pan-European multi-basin model. *J. Hydrol. Reg. Stud.* 6, 90–111. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2016.04.002>

- Johansson, B., 2000. Areal Precipitation and Temperature in the Swedish Mountains. *Hydrol. Res.* 31, 207–228. <https://doi.org/10.2166/nh.2000.0013>
- Johansson, B., Chen, D., 2005. Estimation of areal precipitation for runoff modelling using wind data: a case study in Sweden. *Clim. Res.* 29, 53–61. <https://doi.org/10.3354/cr029053>
- Johansson, B., Chen, D., 2003. The influence of wind and topography on precipitation distribution in Sweden: statistical analysis and modelling. *Int. J. Climatol.* 23, 1523–1535. <https://doi.org/10.1002/joc.951>
- Karlsen, R.H., Grabs, T., Bishop, K., Buffam, I., Laudon, H., Seibert, J., 2016. Landscape controls on spatiotemporal discharge variability in a boreal catchment. *Water Resour. Res.* 52, 6541–6556. <https://doi.org/10.1002/2016WR019186>
- Levesque, V.A., Oberg, K.A., 2012. Computing Discharge Using the Index Velocity Method. *U.S. Geol. Surv. Tech. Methods* 3–A23 148.
- Lindström, G., Pers, C., Rosberg, J., Strömqvist, J., Arheimer, B., 2010. Development and testing of the HYPE (Hydrological Predictions for the Environment) water quality model for different spatial scales. *Hydrol. Res.* 41, 295. <https://doi.org/10.2166/nh.2010.007>
- McGuinness, J.L., Bordne, E.F., 1972. A Comparison of Lysimeter-Derived Potential Evapotranspiration With Computed Values. *Tech. Bull. United States Dep. Agric. Econ. Res. Serv.*
- Nylén, L., Asp, M., Berggren-Clausen, S., Berglöv, G., Björck, E., Axén Mårtensson, J., Ohlsson, A., Persson, H., Sjökvist, E., 2015. Framtidsklimat i Gävleborgs län - enligt RCP-scenarier. Norrköping.
- Oudin, L., Hervieu, F., Michel, C., Perrin, C., Andréassian, V., Anctil, F., Loumagne, C., 2005. Which potential evapotranspiration input for a lumped rainfall-runoff model? Part 2 - Towards a simple and efficient potential evapotranspiration model for rainfall-runoff modelling. *J. Hydrol.* 303, 290–306. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2004.08.026>
- Persson, G., Strandberg, G., Berg, P., 2015. Vägledning för användande av klimatscenarier. *Klimatologi* 11, 50–53.
- Sandgren, S., 2017. Climate change impact on water balance and export of dissolved organic carbon – a sub-catchment modelling approach.
- Sandqvist, E., 2012. Modellering av vattenflöden samt kväve- och fosforkoncentrationer från Krycklans avrinningsområde med HYPE-modellen.
- Schelker, J., Kuglerová, L., Eklöf, K., Bishop, K.H., Laudon, H., 2013. Hydrological effects of clear-cutting in a boreal forest – Snowpack dynamics, snowmelt and streamflow responses. *J. Hydrol.* 484, 105–114. <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2013.01.015>
- Semenov, M.A., 2008. Simulation of extreme weather events by a stochastic weather generator. *Clim. Res.* 35, 203–212. <https://doi.org/10.3354/cr00731>
- Semenov, M.A., Barrow, E.M., 1997. Use of a stochastic weather generator in the development of climate change scenarios. *Clim. Change* 35, 397–414. <https://doi.org/10.1023/A:1005342632279>
- Sjökvist, E., Axén Mårtensson, J., Dahné, J., Köplin, N., Björck, E., Nylén, L., Berglöv, G., Brunell, J.T., Nordborg, D., Hallberg, K., Södling, J., Berggreen-Clausen, S., 2015. Klimatscenarier för Sverige. Bearbetning av RCP-scenarier för meteorologiska och hydrologiska effektstudier. Norrköping.
- Westerberg, I., Huseby Karlsen, R., 2018. Vattenföringsmätningar i Liukattijoki och Mertaseno - Årsrapport 2017. IVL Rapport nr. C 358.

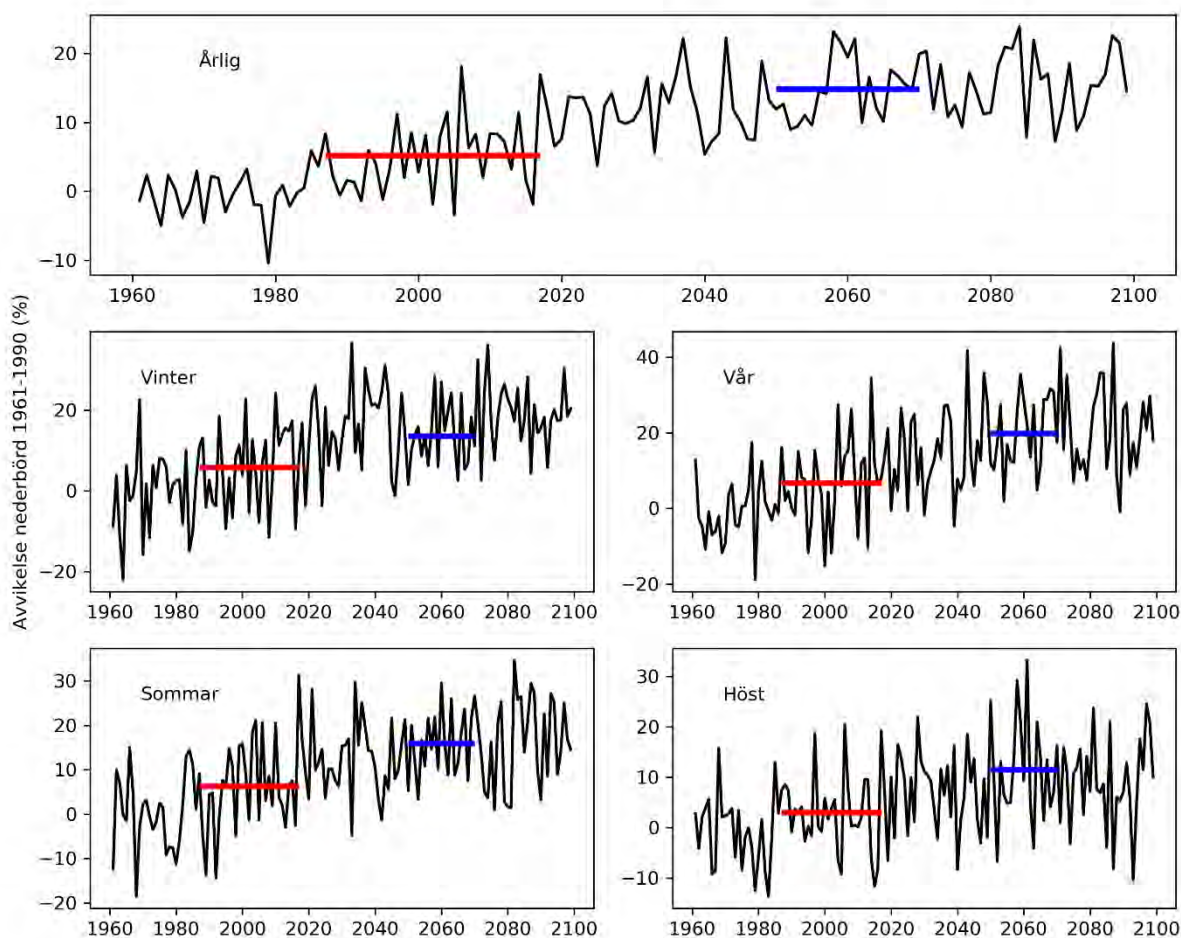


6 Bilagor

6.1 Temperatur och nederbörd i framtidsscenario



Figur A 1 Modellerad medelavvikelse i temperatur från SMHIs sammanställning av klimatscenarier för huvudavrinningsområdena Skärjån, Hamrångersån, Testeboån och Gavleån (Sjökvist, 2015). Avvikelse anges i grader Celsius jmf. 1961-1990. Röd linje anger medelvärde i baseline perioden (1987-2017) och blå linje i framtidsscenario (2050-2070) i klimatsensitivtetsanalysen.



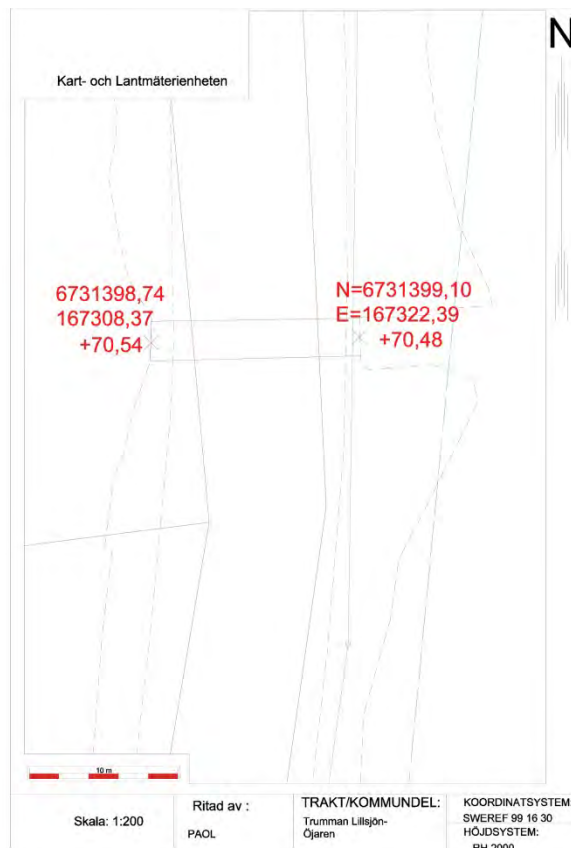
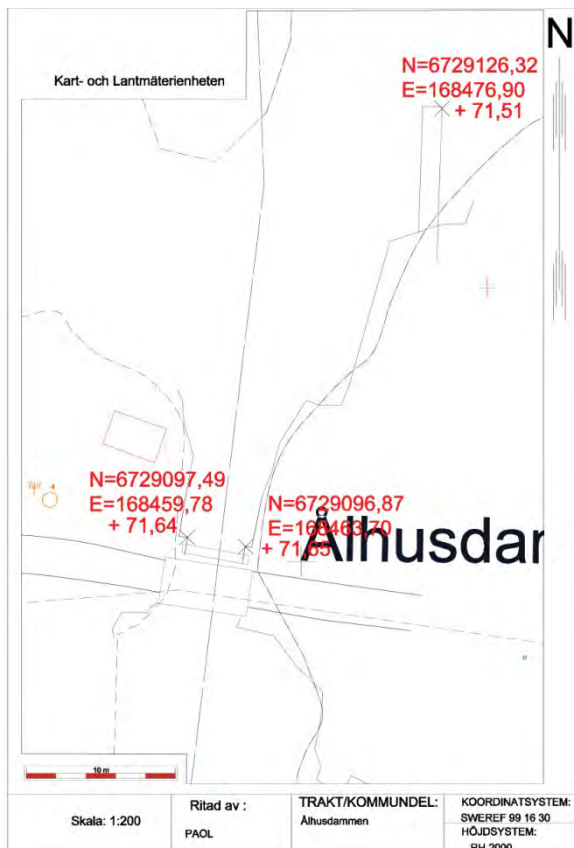
Figur A 2 Modellerad medelavvikelse i nederbörd från SMHIs sammanställning av klimatscenarier för huvudavrinningsområdena Skärjån, Hamrångersån, Testeboån och Gavleån (Sjökvist, 2015). Avvikelse anges i procent jmf. 1961–1990. Röd linje anger medelvärde i baseline-perioden (1987–2017) och blå linje i framtidsscenario (2050–2070) i klimatsensitivtetsanalysen.

6.2 Inmätningar höjdreferens punkter

Tabell A. 1 Inmätningar av referenspunkter för sjönivå samt trumman mellan Lillsjön och Öjaren. Uppmätt av Sandvikens kommun med rapporterat noggrannhetshöjd i RH2000 $\pm 0,05$ m.

Plats	Punkt	SWEREF 99 16 30 N	SWEREF 99 16 30 E	RH2000	Kommentar
Ålhusdammen	Brygga	6729126,3	168476,9	71,51	Punkt markerad på yttre högre hörna.
	Höger betongkant damm	6729097,5	168459,8	71,64	Vid hörna på uppströmskanten
	Vänster betongkant damm	6729096,9	168463,7	71,65	Vid hörna på uppströmskanten
Trumma Lillsjön	Lillsjön	6731398,7	167308,4	70,54	Botten av trumman. Osäkert värde, se text 2.4.5
	Öjaren	6731399,1	167322,4	70,48	Botten av trumman. Osäkert värde, se text 2.4.5
Obs. brunn	Övre kant av	N/A	N/A	72,31	Gammal brunnskant, lite under

Rökebo	gammal brunnring				markytan.
	Övre kant av ny brunnring	6730742,86	167429,83	72,636	Ny och nuvarande brunnskant. Inmättes av IVL 2020-02-19



6.3 Flödesmätningar vid Ålhusdammen

IVL har mätt vattenföring vid utloppet från sjön Öjaren i perioden februari 2019 till februari 2020. Syftet med mätningarna var att förbättra kalibreringsunderlaget för vattenbalansmodellen för Öjaren, och särskilt för att få bättre förståelse av hur vattenföringen påverkas av sjöns reglering.

6.3.1 Mätmetod

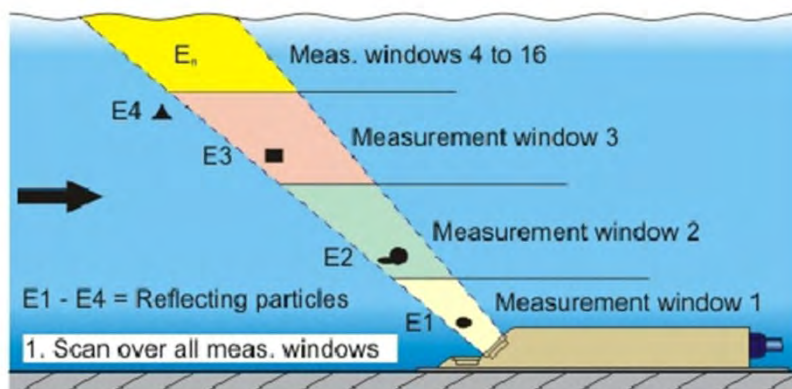
Kontinuerlig vattenföringsmätning kan utföras med olika metoder beroende på förutsättningarna vid mätplatsen (Westerberg and Huseby Karlsen, 2018). Vid de flesta vattenföringsstationer mäts enbart vattennivån kontinuerligt och vattenföringen beräknas sedan indirekt med hjälp av en avbördningskurva som beskriver förhållandet mellan vattenföring och vattenstånd vid mätplatsen. Avbördningskurvan beräknas utifrån samtidiga kontrollmätningar av vattenstånd och vattenföring. Denna metod kräver att relationen mellan vattenstånd och vattenföring är unik, så att vattenföringen är en funktion av vattenståndet. Vid Ålhusdammen är detta inte fallet eftersom vattenföringen styrs av öppningen av dammluckorna samt vattenståndet uppströms och nedströms dammluckorna.

Därför mäts förutom nivå också vattenhastigheten i utloppskanalen direkt uppströms dammen. Den uppmätta hastigheten utgör en så kallad indexhastighet som med hjälp av kontrollmätningar sedan kan räknas om till medelhastigheten för hela tvärsnittet. Från nivåmätningarna beräknar vi tvärsnittets area, och vi beräknar sen vattenföringen genom att multiplicera medelhastigheten med arean (se avsnitt *Vattenföringsberäkningar och data*).

Denna mätmetod kallas för indexhastighetsmetoden och hastigheten mäts normalt med akustisk dopplertechnik, med instrument som kallas för A/H-givare (där A/H står för Area/Hastighet). Hastigheten mäts akustiskt genom att mäta frekvensförskjutningen av ultraljudssignaler som uppstår när signalerna reflekteras mot partiklar och bubblor i vattnet, där frekvensförskjutningen är proportionell mot vattenhastigheten. Det måste vara tillräckligt med partiklar och bubblor i vattnet samt en tillräckligt hög vattenhastighet för att akustiska mätningar ska fungera.

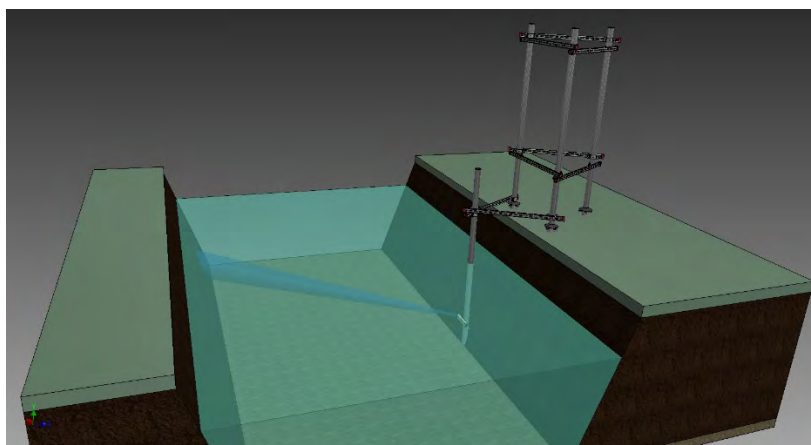
6.3.2 Mätutrustning och installation

A/H-instrumentet som används vid Ålhusdammen är av modell *Nivus CS2*. Denna givare mäter hastighet med akustisk dopplertechnik och kors-korrelations metoden, i upp till 16 olika mätfönster i avstånd upp till maximalt 4 meter (Figur A. 1). Korskorrelationsmetoden möjliggör mätningar av låga hastigheter som finns vid utloppskanalen under sommaren.



Figur A. 1 Illustration av den akustiska hastighetsensorn (Nivus CS2) som används vid Ålhusdammen. Figuren visar en sensor installerat på botten av ett vattendrag och mäter en vertikal hastighetsprofil, men mätprincipen är densamma för sensorn som i detta exempel är installerad för att mäta en horisontal hastighetsprofil. Källa: NIVUS GmbH

Installationen utfördes av *InSitu AB* 2019-02-20. Sensorn är installerad på ett vertikalt rör nära vänster kant av kanalen, ca 80 cm över djupaste punkten i tvärsnittet (Figur A. 2 och Figur A. 3). Själva givaren är riktad rakt uppströms, och hastigheterna mäts horisontellt över vattendraget med en vinkel på 40°. På det bredaste stället är kanalen ca 5,4 m bred.



Figur A. 2 Illustration över installationen av Nivus CS2 vid Ålhusdammen. Den blå konen illustrerar området där hastigheterna mäts av sensorn. Illustration: Mikael Sundberg, InSitu AB.

Konfigurationen av sensorn och hastighetsmätningen ändrades av IVL 2019-04-11 för att förbättra datakvaliteten. Hastighet- och nivådata sparas varje 5:e minut.



Figur A. 3 Kontrollmätning av vattenföring med ADCP i december 2019. Sensorinstallationen med loggerskåpet syns till höger i bild.

6.3.3 Kontrollmätningar

Tre kontrollmätningar av vattenföringen utfördes av IVL och SEAB under 2019 och sammanfattas i Tabell A. 2. Dessa mätningarna används för att kalibrera vattenföringsmätningarna med indexhastighetsmetoden. Mätningarna spänner över ett stort mätområde, från mycket höga flöden i april till mycket låga i juli. För att förbättra beräkningarna rekommenderas fler mätningar i hastighetsintervallet 0,1 till 0,3 m/s, samt över 0,5 m/s.

Tabell A. 2 Kontrollmätningar

Datum	Vattenföring (m ³ /s)	Metod	Utfördes av
2019-04-11	4,00	Flygel	IVL
2019-07-01	0,22	ADCP	IVL/SEAB
2019-12-04	2,84	ADCP	IVL/SEAB

6.3.4 Vattenföringsberäkningar och data

Nivå och hastighetsdata från Nivus CS2-sensorn kvalitetskontrollerades innan beräkningarna genom att inspektera tidserierna visuellt och jämföra nivådata med en tryckgivare som har varit installerad vid Ålhusdammen sedan 2018. Trots låga temperaturer under vintern så fryser inte utloppskanalen under vintern, och mätningarna har inte påverkats av is.

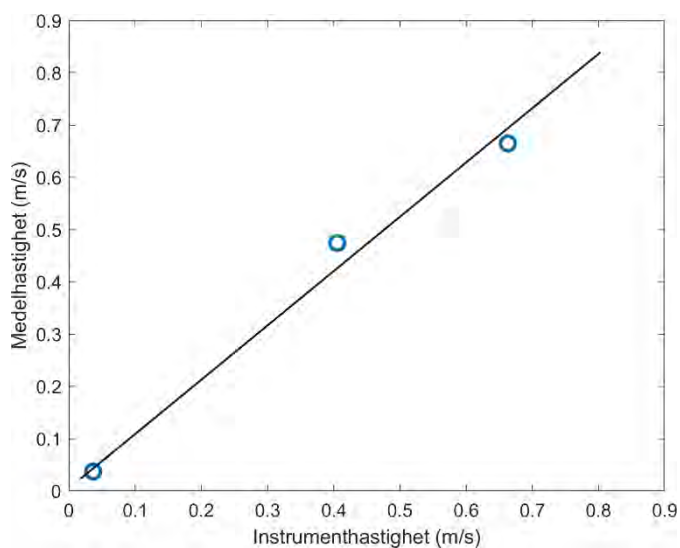
Vattenföringen beräknas med indexhastighetsmetoden (Levesque and Oberg, 2012). Medelhastigheten (\bar{v}) för flödeskontrollmätningarna (Q_k) beräknas först som:

$$\bar{v} = Q_k/A$$

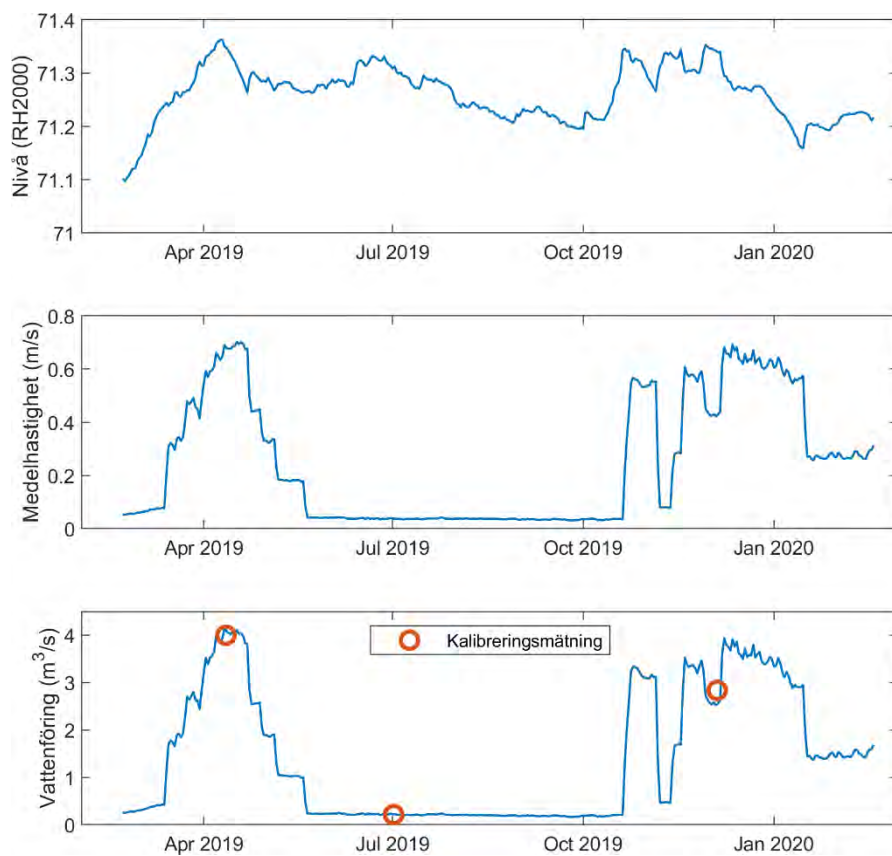
Där A är tvärsnittens area vid mätplatsen som beräknas med hjälp av uppmätt nivå och tvärsnittens geometri. En linjär ekvation anpassas till medelhastigheten vid kontrollmätningarna och uppmätt instrumenthastighet (Figur A. 4). Denna ekvation används därefter för att beräkna kontinuerlig medelhastighet baserat på uppmätt hastighet från instrumentet. Därefter kan tidserien

för vattenföringen, Q , beräknas genom att multiplicera beräknad medelhastighet (\bar{v}) och tvärsnittens area (A).

$$Q = \bar{v} \times A$$



Figur A. 4 Index-hastighetskurva för mätstationen vid Ålhusdammen med kontrollmätningar.



Figur A. 5 Observervad nivå vid utloppet, beräknad medelhastighet och beräknad vattenföring.

Medelvattenföringen i mätperioden var $1,41 \text{ m}^3/\text{s}$, med högsta och lägsta uppmätta dygnsmedelvärden på $4,16$ respektive $0,16 \text{ m}^3/\text{s}$ (Figur A. 5). Vattenföringen var som högst under våren i april och senare

på året mellan oktober och januari. Den lägsta vattenföringen inträffade under sommaren i perioden maj till oktober, där vattenföringen var relativt stabil mellan 0,16 och 0,25 m³/s.

Vattenföringen påverkas mycket av regleringen av dammen och man kan tydligt se hur luckorna stängs och öppnas, till exempel under den trappstegs-liknande nedgången i vattenföring i maj där luckorna gradvis stängs och vattenhastigheten och vattenföringen således minskar. Under sommaren ändras inte höjden på dammluckorna, och senare på hösten är regleringen mycket varierande vilket ger snabba ändringar i vattenhastighet och vattenföring.

Vattennivån, och därmed också tvärsektionens area, varierar betydligt mindre än de uppmätta vattenhastigheterna. Under mätperioden varierade nivån vid utloppet mellan 71,1 m som lägst och 71,4 m som högst (Figur A. 5). Denna variation är relativt låg jämfört med vad som är observerat tidigare för Öjaren (70,8 m – 71,8 m).

Den största källan till osäkerhet i vattenföringsdata bedöms vara uppmätta hastigheter i tvärsektionen och index-hastighetsberäkningen. Under sommarperioden var hastigheterna mycket låga (0,025 – 0,04 m/s), vilket ger en hög relativ osäkerhet i beräknad vattenföring. I perioden innan instrumentinställningarna optimerades, dvs. innan 2019-04-11, bedöms mätningarna också ha en högre osäkerhet på grund av dålig datakvalitet. För att förbättra beräkningarna och index-hastighetssambandet kan flera momentana flödesmätningar göras och användas för att förbättra kalibreringen av index-hastighetskurvan.

6.4 Geografiska data

6.4.1 Gruppering markanvändning

Tabell A. 3 Gruppering av markanvändningsklasser. CLC 2012 klassen för Agriculture och Water används ej, och ersätts av Jordbruksverket blockdatabas och Lantmäteriets fastighetskarta.

Källa	Originaldata klass	Ny klass	Klass namn	Kommentar
LM Fastighetskarta	Vattenytor	5	Water	
SJV Jordbruksblock	N/A	4	Agriculture	
Skogsstyrelsen utförda avverkningar	N/A	6	Clearing	Avverkningar åren 2008-2017
Corine Land Cover 2012	112	0	Urban	
	121	0	Urban	
	122	0	Urban	
	123	0	Urban	
	124	0	Urban	
	131	0	Urban	
	132	0	Urban	
	133	0	Urban	
	141	0	Urban	
	142	0	Urban	
	211	4	Agriculture	Används ej, SJV data ersätter
	231	4	Agriculture	Används ej, SJV data ersätter
	242	4	Agriculture	Används ej, SJV data ersätter
	243	4	Agriculture	Används ej, SJV data ersätter
	311	1	Forest	
	312	1	Forest	
	313	1	Forest	
	321	3	Grassland	
	322	3	Grassland	
	324	1	Forest	
	411	2	Wetland	
	412	2	Wetland	
	511	5	Water	Används ej, LM data ersätter
	512	5	Water	Används ej, LM data ersätter
521	5	Water	Används ej, LM data ersätter	
522	5	Water	Används ej, LM data ersätter	
523	5	Water	Används ej, LM data ersätter	

6.4.2 Gruppering jordarter

Tabell A. 4 Gruppering av jordarter. Datakälla: SGU 1:25 000 – 1: 100 000 Jordartskarta, lager JG2.

JG2 klass	JG2 Beskrivning	Ny klass	Ny klassbeskrivning
75	Torv	2	Peat
100	Morän	1	Till
8802	Älvsediment, grovsilt--finsand	4	Coarse
85	Lera	3	Fine
91	Vatten	0	Water
39	Silt	3	Fine
31	Postglacial sand	4	Coarse
50	Isälvssediment	4	Coarse
86	Lera--silt	3	Fine
34	Klapper	4	Coarse
33	Svallsediment, grus	4	Coarse
888	Berg	5	Rock
8114	Oklassat område, tidvis under vatten	2	Peat
40	Glacial lera	3	Fine
5	Kärrtorv	2	Peat
1	Mossetorv	2	Peat
95	Sandig morän	1	Till
9	Svämsediment, ler--silt	3	Fine
10	Svämsediment, sand	4	Coarse
48	Glacial silt	3	Fine
890	Urberg	5	Rock
8806	Älvsediment, ler--silt	3	Fine
200	Fyllning	1	Till
13	Flygsand	4	Coarse
66	Blockmark	5	Rock
16	Gyttjelera (eller lergyttja)	3	Fine



6.4.3 Markklasser (SLC) för delavrinningsområden

Tabell A. 5 Geografisk information, inkluderat markklasser (SLC, i %), för varje delavrinningsområde.

SUBID	Del-area km ²	Lat.	Medel- höjd m	Höjd stdev. m	SLC #1	SLC #2	SLC #3	SLC #4	SLC #5	SLC #6	SLC #7	SLC #8	SLC #9	SLC #10	SLC #11	SLC #12	SLC #13
					Sjö <i>olake</i>	Sjö <i>ilake</i>	Skog Morän	Skog Torv	Skog Finjord	Skog Grovjord	Skog Tunn/berg	Våtmark Torv	Jordbruk Finjord	Hygge Morän	Hygge Torv	Hygge Finjord	Hygge Grovjord
12186	25.48	60.793	95.9	16.5	8.8	2.4	53.7	17.9	1.3	4.1	0.0	2.8	0.0	7.6	0.0	0.0	1.3
12121	3.01	60.767	75.9	3.4	0.0	6.9	67.7	16.2	0.0	5.3	0.0	0.0	0.0	3.9	0.0	0.0	0.0
63245	10.22	60.788	116.7	25.6	7.3	5.5	46.5	12.3	0.0	15.6	1.5	0.0	0.0	7.4	0.0	0.0	3.9
12118	27.90	60.768	127.7	38.4	0.0	0.0	57.3	12.9	4.3	15.7	2.2	0.0	2.6	3.4	0.0	0.0	1.6
12029	4.00	60.752	94.4	6.4	0.0	10.3	41.5	26.9	1.4	9.5	1.8	0.0	2.3	4.4	1.8	0.0	0.0
11964	21.66	60.724	113.3	10.7	0.0	7.3	65.6	20.4	0.0	3.7	0.0	0.0	0.0	3.0	0.0	0.0	0.0
11968	6.29	60.730	88.3	10.1	0.0	0.0	44.3	13.0	6.8	23.9	3.0	0.0	1.4	4.6	0.0	3.0	0.0
12034	11.17	60.748	82.1	6.9	0.0	1.7	69.2	22.6	3.4	0.0	0.0	0.0	0.0	3.1	0.0	0.0	0.0
11903	1.32	60.709	74.8	1.9	0.0	7.2	45.3	27.9	0.0	0.0	0.0	19.6	0.0	0.0	0.0	0.0	0.0
41259	3.92	60.695	76.5	4.4	0.0	1.7	56.1	30.5	0.0	0.0	0.0	6.8	0.0	4.9	0.0	0.0	0.0
41257	1.04	60.686	74.7	3.1	0.0	2.2	47.7	9.4	0.0	0.0	0.0	30.4	0.0	10.4	0.0	0.0	0.0
41261	55.34	60.724	76.2	7.9	37.4	0.2	39.5	12.5	0.0	4.1	0.0	3.6	0.0	2.6	0.0	0.0	0.0

6.5 Kling-Gupta värden kalibrering

Tabell A. 6 Kling-Gupta efficiency (KGE) för kalibrering av vattenföring mot S-HYPE samt för uppmätt sjönnivå för Öjaren.

SUBID	KGE	
	Vattenföring	Sjönnivå
12186	0.923	
12121	0.931	
63245	0.941	
12118	0.918	
12029	0.931	
11964	0.921	
11968	0.929	
12034	0.925	
11903	0.804	
41259	0.897	
41257	0.831	
41261	-	0.707



Bilaga 2 - Hydrogeologisk modellering av Åsundaåsen vid Rökebo vattenverk

Stephan Valley, Adam Taylor, Ewa Lind

Innehållsförteckning

1	Inledning	3
2	Syfte	3
3	Dataunderlag	3
3.1	Område för datainsamling	3
3.2	Geologi och markanvändning.....	4
3.3	Brunnar, grundvattennivåer och uttagsmängder.....	4
3.4	Klimatdata	6
4	Konceptuell modell.....	7
4.1	Geologi och hydrogeologi.....	7
4.2	Nederbörd och grundvattennybildning.....	10
4.3	Brunnar och uttagsmängder	12
4.4	Grundvattenkvalitet	12
5	Numerisk flödesmodell.....	16
5.1	Modelldomän och –struktur	16
5.2	Modellens rutnät.....	18
5.3	Randvillkor och markanvändning	19
5.4	Grundvattenbildning	22
5.5	Grundvattennivåer	24
5.6	Uttagsmängder	25
5.7	Kalibrering	26
5.8	Vattenbalans	30
5.9	Transportmodelleringar	32
5.10	Modelleringsscenarier.....	34
5.10.1	Succession av flera år med lite nederbörd.....	34
5.10.2	Framtidsklimatscenario	35
5.10.3	Periodisk pumpning från uttagsbrunnar 1401 och 1402	37
5.10.4	Grundvattenuttag från Årsundaåsen norr om sjöar	38
6	Diskussion	41
6.1	Modellerade grundvattennivåer och hållbara uttagsmängder	41
6.2	Rekommendationer för en hållbar drift av grundvattenproduktion med bra kvalitet	Error!
	Bookmark not defined.	
6.3	Osäkerheter och begränsningar	Error! Bookmark not defined.
7	Referenser.....	45
	Bilaga A.....	46
	Bilaga B.....	52

1 Inledning

Kontroll över sitt råvatten är av stor vikt för att kunna producera ett dricksvatten av god kvalitet. För att uppskatta och säkerställa råvattenresurser samt att vara beredd på kommande förändringar kan hydrologiska- och geohydrologiskamodeller användas. Den här rapporten beskriver hur en hydrogeologisk modell utvecklats för vattenverket i Rökebo, Sandvikens.

Grundvatten representerar en viktig dricksvattenresurs för Sandviken Energi Vatten. Med hjälp av en analys av existerande data, fältundersökningar och en geohydrologisk modellering har grundvattenresurser vid Rökebos dricksvattenverk beskrivits på ett kvantitativt och kvalitativt sett. Påverkan av framtidens möjliga klimatförändringar på grundvattenkvalitet och –kvantitet har uppskattats.

2 Syfte

En god uppfattning om grundvattentäktens kvantitativa status är viktig för att bedöma hållbara uttagsmängder och för att kunna planera framtidens utnyttjande av grundvattenresurser. För en hållbar dricksvattenproduktion är det också viktigt att säkerställa en bra råvattenkvalitet för att minimera användning av kemikalier och minska produktionskostnader.

Den hydrogeologiska modellen av Rökebos grundvattentäkt som byggts inom projektet har till syfte att förbättra förståelsen om grundvattenresurser idag och i framtiden påverkade av klimatförändringar i temperatur, nederbörds mängder och nederbördsfördelning. Modellen kan användas för en förvaltning av grundvattenresurser och utveckling av grundvattenanvändning, t.ex. med avseende på placering av nya brunnar eller förändring av uttagsmängder.

3 Dataunderlag

3.1 Område för datainsamling

Figur 3-1 visar området för datainsamling för den hydrogeologiska modellen. Områdets gränser valdes så att det inkluderar Öjarens avrinningsområde och andra avrinningsområden som är relevanta för Årsundaåsens isälvsavlagringar. Området för datainsamling är större än området av den numeriska grundvattenmodellen som beskrivs i kapitel 5.



Figur 3-1. Området för datainsamling (rektangel).

3.2 Geologi och markanvändning

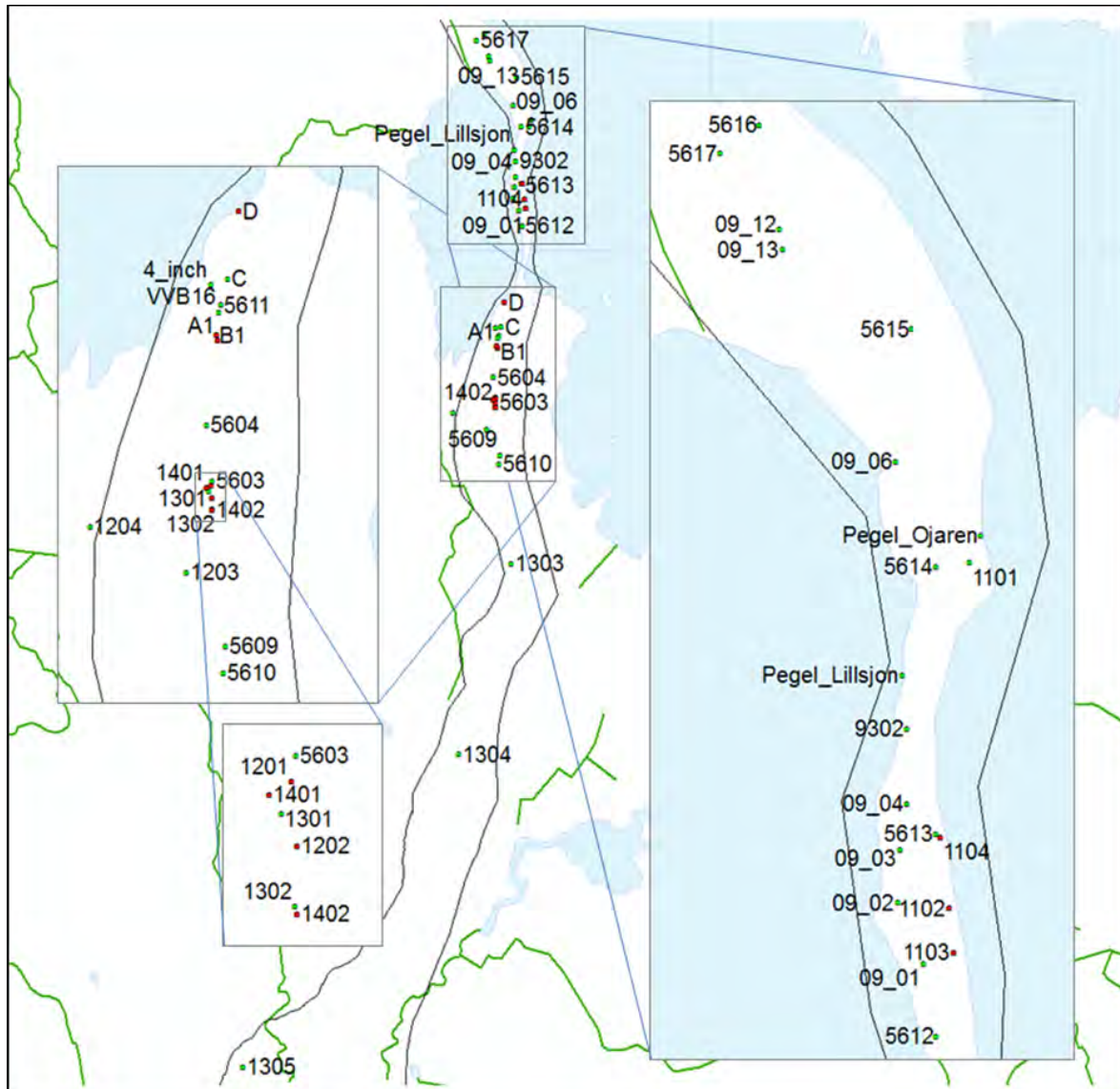
Digitala geologiska data inkluderande digitala modeller av bergyta och jorddjupsmodeller hämtades från SGU. Information om marktäcket hämtades från Naturvårdsverkets shapefil *svensk marktäckesdata*. Markanvändningsdata för modelleringen samlades in från Sandviken Energi, SGU, SMHI och lantmäteriet. Tabell 3-1 visar en översikt över insamlade data och datakällor.

Tabell 3-1. Geologiska och marktäckesdata som användes i modelleringen.

Data	Format	Källa
Berggrundens yta 50 x 50 m	Shape fil	SGU
Jorddjup 10 x 10 m	Shape fil	SGU
Jordartskarta 1:25 000	Shape fil	SGU
Svensk marktäckesdata	Shape fil	Naturvårdsverket
SGU Brunnar	Shape fil	SGU
Borrkärnor	Shape fil	SGU

3.3 Brunnar, grundvattennivåer och uttagsmängder

Data om grundvattennivåer och uttagsmängder fanns tillgängliga hos Sandviken Energi från 2011. Figur 3-2 visar lägen för de brunnar som hade grundvattennivådata tillgängliga.



Figur 3-2. Uttagsbrunnar och grundvattenrör för vilka nivådata fanns tillgänglig. Uttagsbrunnar visas i röd.

Data var dock fördelat över mer än 30 filer av olika format. Grundvattennivåer och uttagsmängder som dokumenterades i olika dokument var motstridiga vid flera tillfällen. De flesta nivåer dokumenterades bara relativt, exempelvis i meter över tryckgivaren. Tryckgivarens position i grundvattenrören hade dock ofta inte dokumenterats och kunde dessutom ha förändrats under modelleringsperioden. Mätningarnas referensnivå var därför ofta okända. Genom jämförelser mellan olika datakällor och mätningar av grundvattennivå som utfördes i februari, maj och oktober 2018 försökte vi att komplettera den tillgängliga informationen, förbättra datakvaliteten och relatera all grundvattennivådata till samma referensnivå. Det finns dock kvarvarande osäkerheter om de absoluta grundvattennivåerna (se kapitel 5.5).

Uttagsmängderna var tillgängliga för 11 brunnar och tre punkter i dricksvattenverkets ledningsnät (F131 och F121+F41). Många av de dokumenterade uttagsflödena var felaktiga och olika korsreferenser har gjorts för att förstå data och få tillförlitliga pumpdata. Ändå finns det fortfarande vissa osäkerheter kvar (se kapitel 5.6).

En viktig aspekt i framtidens drift av dricksvattenverket är att förbättra datakvaliteten vad gäller mätning, dokumentation och datalagring.

3.4 Klimatdata

Daglig nederbörds- och temperaturdata för området hämtades från SMHI:s luftwebb.se. SMHI tillhandahåller beräknade värden för ett 5 x 5 km rutnät. Data fanns tillgänglig från 1965 till 2017. Evapotranspirationsvärden beräknades med McGuinness–Bordne (1972), modifierad Jensen and Haise (för detaljer se Bilaga 1 – Hydrologisk modellering av sjön Öjaren).

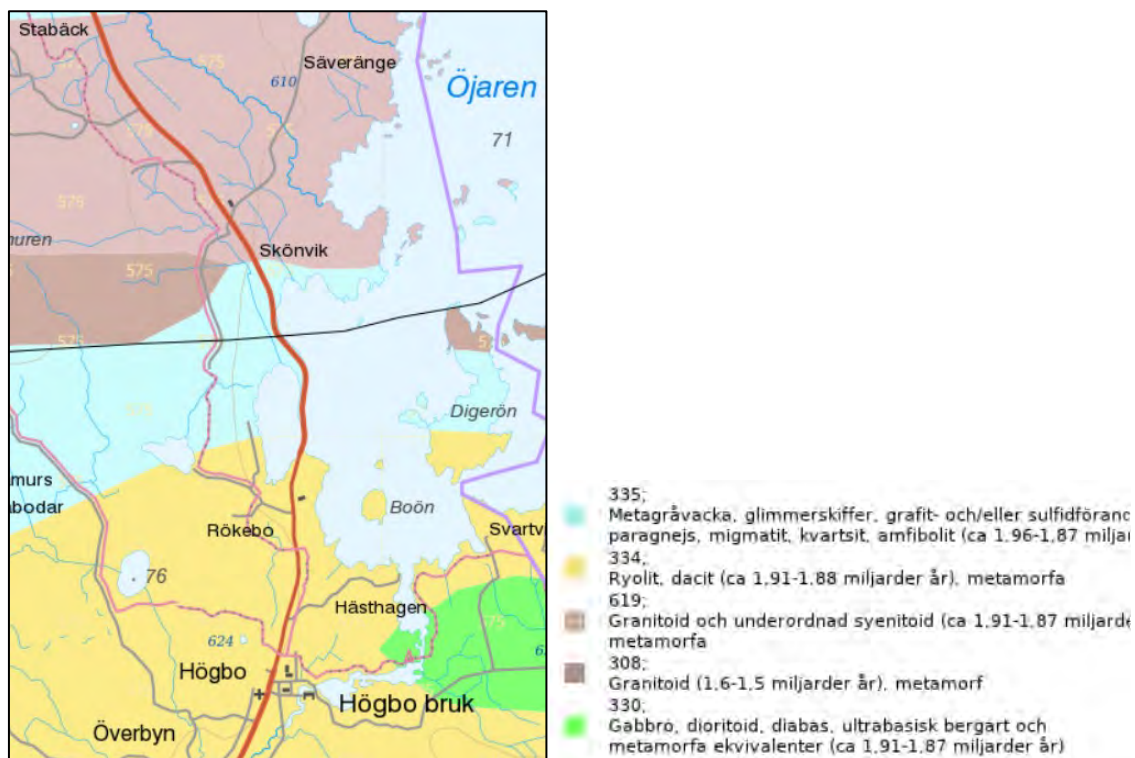
Snödata från sju SMHI mätstationer i undersökningsområdet användes: Gästrike-Hammarby, Gävle-Lexe, Gävle-Åbyggeby, Högbo, Kungsberget, Lovåker och Ockelbo.

4 Konceptuell modell

4.1 Geologi och hydrogeologi

Årsundaåsens isälvsavlagringar representerar den hydrogeologiskt mest relevanta geologiska formationen för dricksvattenproduktionen. Isälvsavlagringarna bildades under sista istiden genom att smältvatten samlades i och under isen till isälvar, som rann i större eller mindre tunnlar ut till isfronten. Isälvsediment är oftast skiktade och väl sorterade med sand eller grus som dominerande kornstorlekar.

Årsundaåsen kommer in i Rökeboområdet norrifrån genom sjön Öjaren och fortsätter söderut, förbi Sandviken och Årsunda. Den räknas som en ås med god grundvattentillgång.



Figur 4-1. Berggrundskarta 1:1 miljon (SGU, 2018).

Berggrunden består dels av granitisk berggrund men även av Gråvacka (Figur 4-1). Gråvacka är en sedimentär bergart som innehåller relativt lättvittrade mineral som t.ex. järn och mangan. Jordartsmaterialet i åsen består troligen av eroderat berggrundmaterial från källområden norr om Rökebo och kornstorleken i åsen varierar mellan block till finsand. Att området runt Sandviken ligger under högsta kustlinjen innebär att hela området tidvis varit täckt av hav och eventuella ytliga lerlager ovan åsen har troligen svallats bort ställvis. Åsen vid Rökebo är därmed en öppen akvifer med svallad sand och silt längs sidorna (Figur 4-2).



Figur 4-2. Schematisk tvärsnitt av Årsunda- eller Enköpingsåsen vid Rökebo (Sa: sand; Si: silt; Le: lera; Mn: morän)

Borrprofiler från området har likartade lagerföljder och består i botten av grusig grovsand ovan berg. Ovan detta växlar jorden till grusig grovsand, grus, grovsand och ovan detta fingrus. Närmare markytan växlar lager av mellansand och grovsand ända upp. Sandlagren har på en del ställen inslag av silt och färgen beskrivs som röd, vilket indikerar högt innehåll av järn. Vid Högbo har isälvsavlagringarna en mäktighet av över 20 m och upp till 26m.

Årsundaåsen är den isälvsavlagring som förser Rökebo vattenverk med grundvatten. Volymen av vatten i åsen som finns tillgänglig för grundvattenuttag uppskattas till 25 – 125 l/s (SGU, 2018). Grundvattnet i åsen bildas för det mesta genom infiltration av nederbördsvatten genom åsen eller genom inträngning av ytvatten från Öjaren. Naturligt grundvattenflöde sker i nord-sydlig riktning. Den lokala grundvattenflödesriktningen påverkas dock av grundvattenpumpningen vid brunnar 1401 och 1402 vid Rökebo som har använts nästintill kontinuerligt sedan 2016. Figur 4-3 visar tillgängliga data om grundvattennivåer vid uttagsbrunnar och andra grundvattenrör. Diagrammen har olika vertikala upplösningar för att kunna synliggöra detaljer.

Grundvattennivåer i den norra delen av projektområdet visar liknande värden vid alla mätplatser med små variationer på mellan 70,8 och 71,4 möh (de två översta diagrammen). Fluktuationer vid grundvattenrör 9302 misstänks bero på en felaktig mätning (se kapitel 5.5). Variationer vid Lillsjö pegeln kan vara ett resultat av grundvattenuttag från Årsundaåsen. Denna tolkning stöds av en observation av en sjunkande sjönivå i juli 2013, då det pumpas grundvatten från isälvsedimenten. Nivåer vid Lillsjö pegeln är lägre än vid Öjaren pegeln fastän sjöarna är hydraulisk kopplad genom en trumma.

Grundvattennivåer i det tredje diagrammet i Figur 4-3 visar en ytterligare grundvattenavsänkning i november 2012 när det pumpades grundvatten från rören 1102, 1103 och 1104. Tyvärr fanns det bara en nivåmätning för vardera av de tre grundvattenrören under perioden när de pumpades och det fanns ingen dokumentation över uttagsmängder.

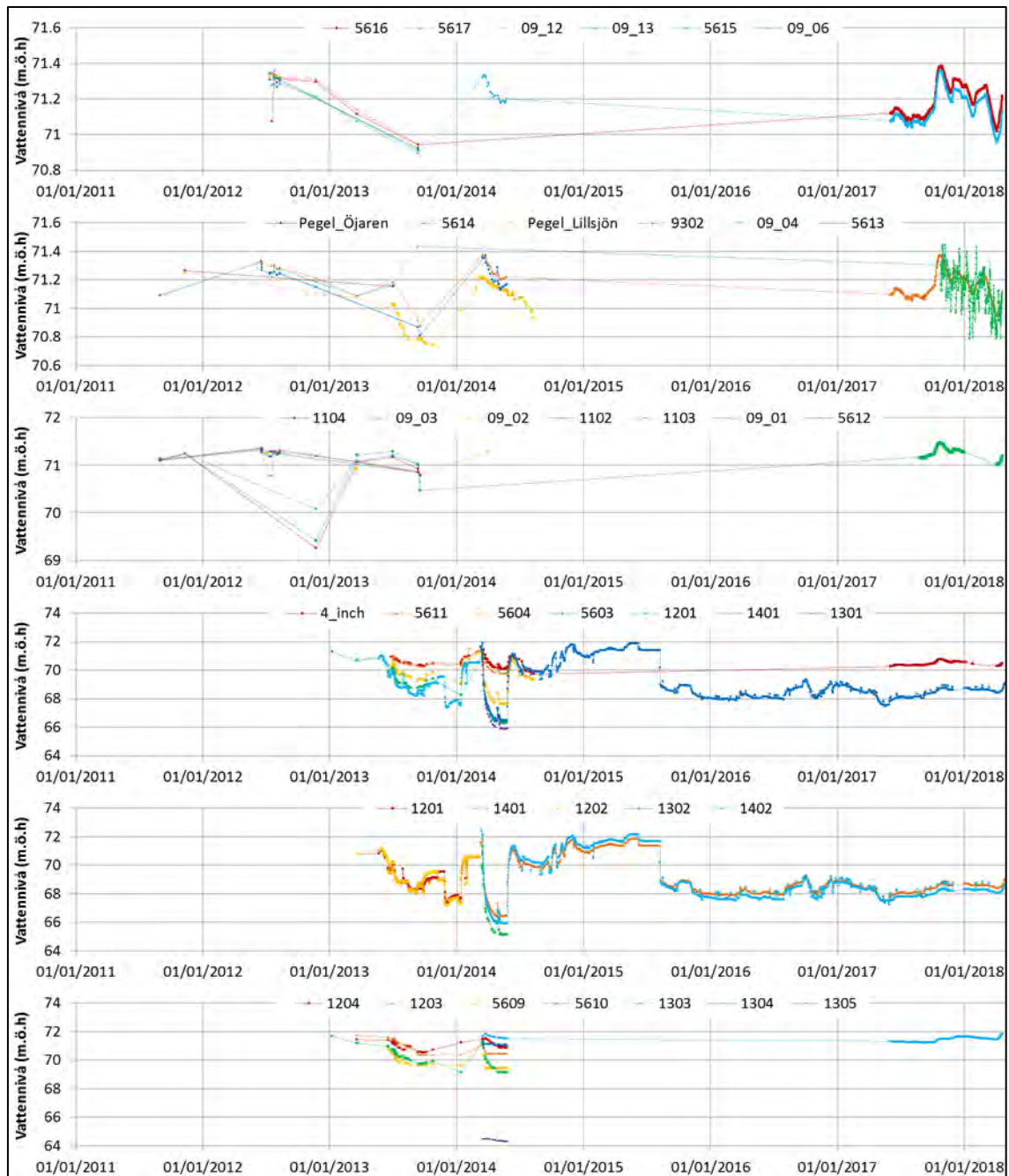
Det fjärde diagrammet visar nivåer vid uttagsbrunnar 1201 och 1401 tillsammans med nivåer vid andra grundvattenrör i närheten. Nivåerna visar att grundvattenavsänkningen pga. pumpningen minskar vid ökande avstånd från uttagsbrunnar. Nivåer vid 5603 och 1301 tycks däremot vara

lägre än i uttagsbrunnen 1401 vilket kan tyda på potentiellt felaktiga mätningar eller referensnivåer vid dessa platser.

Det femte diagrammet visar nivåer vid uttagsbrunnarna 1201, 1202, 1401 och 1402 tillsammans med grundvattenrör 1302 som ligger i anslutning till 1402. Dokumenterade grundvattennivåer vid 1302 är lägre än vid uttagsbrunnarna vilket inte kan inträffa i realiteten om inte vatten även pumpas från 1302. Ett påslag på ca 2 m kan även ses på grundvattennivåerna när nivåmätningen flyttades från 1201 och 1202 till 1401 och 1402 och innan pumpningen från 1401 och 1402 påbörjades. 1401 och 1402 är placerade nära 1201 och 1202 och ingen förklaring till varför nivåerna förändrades så mycket på så kort tid finns förutom att det beror på felaktiga nivåmätningar. Diagrammet visar också en relativt stor skillnad på 0,3 m i grundvattennivåer mellan 1401 och 1402 från slutet av 2014 till början av 2015, när brunnarna inte pumpades. Med tanke på brunnarnas närhet till varandra och den höga transmissiviteten hos isälvssediment verkar en så stor nivåskillnad vara osannolik.

Det sista diagrammet visar nivåer från grundvattenrör som ligger söder om uttagsbrunnarna (1203, 1204, 1303, 1304, 1305, 5609, 5610). Grundvattenrör 1203, 1204, 5609 och 5610 visar en reaktion till pumpningen. Reaktionen vid 1204 är mindre stark i jämförelse med de andra grundvattenrören. Detta beror förmodligen beror på rörets läge, på västra kanten av åsen, och på att åsens transmissivitet troligen är högre i nord-sydlig än i väst-östlig riktning. De konstanta grundvattennivåerna, som kan ses under april och maj 2014, beror förmodligen på att nivåerna låg lägre än grundvattenrörets sträckning i djupled. Grundvattennivåer vid 1305, som ligger nära Jädraån, är mycket lägre än vid de andra grundvattenrören. En anledning till detta kan vara att det finns ett område av låg hydraulisk konduktivitet emellan 1304 och 1305 som bidrar till att bevara den stora hydrauliska gradienten mellan de två mätpunkterna.

Åsens transmissivitet har bestämts genom ett långtidspumpförsök vid 1401 och 1402 i 2014 och beräknats till att vara $4.7 \cdot 10^{-3} \text{ m}^2/\text{s}$ (Vatten och miljöbyrån, 2014). IVL:s utvärdering av samma pumpförsök gav ett liknande värde för transmissiviteten och en lagringskoefficient S på mellan 0,15 i närheten av uttagsbrunnar och på 0,02 i åsen generellt.



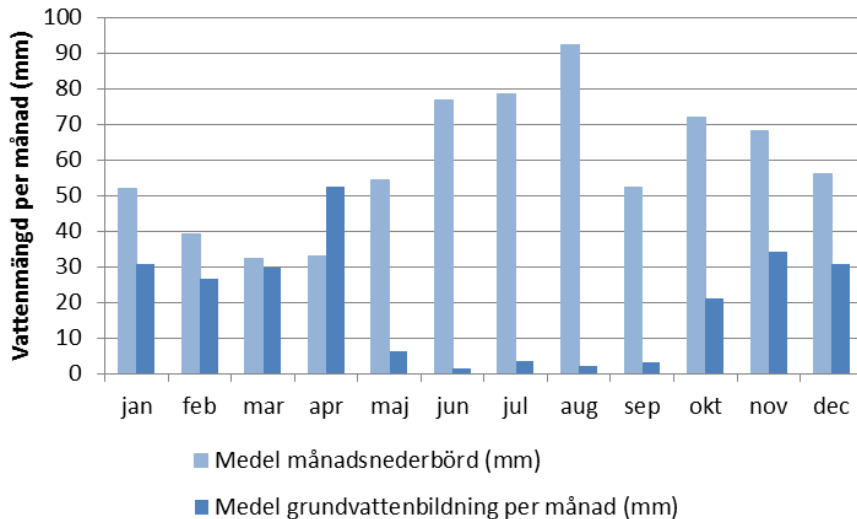
Figur 4-3. Grundvattennivåer (från nord till syd).

4.2 Nederbörd och grundvattennybildning

Medelårsnederbörden i undersökningsområdet under perioden 2000 till 2017 var 707 mm. Det blötaste året under perioden var 2012 med 847 mm och det torraste 2013 med 516 mm. I medeltal var månaderna juni till augusti de nederbördsrikaste månaderna under perioden.

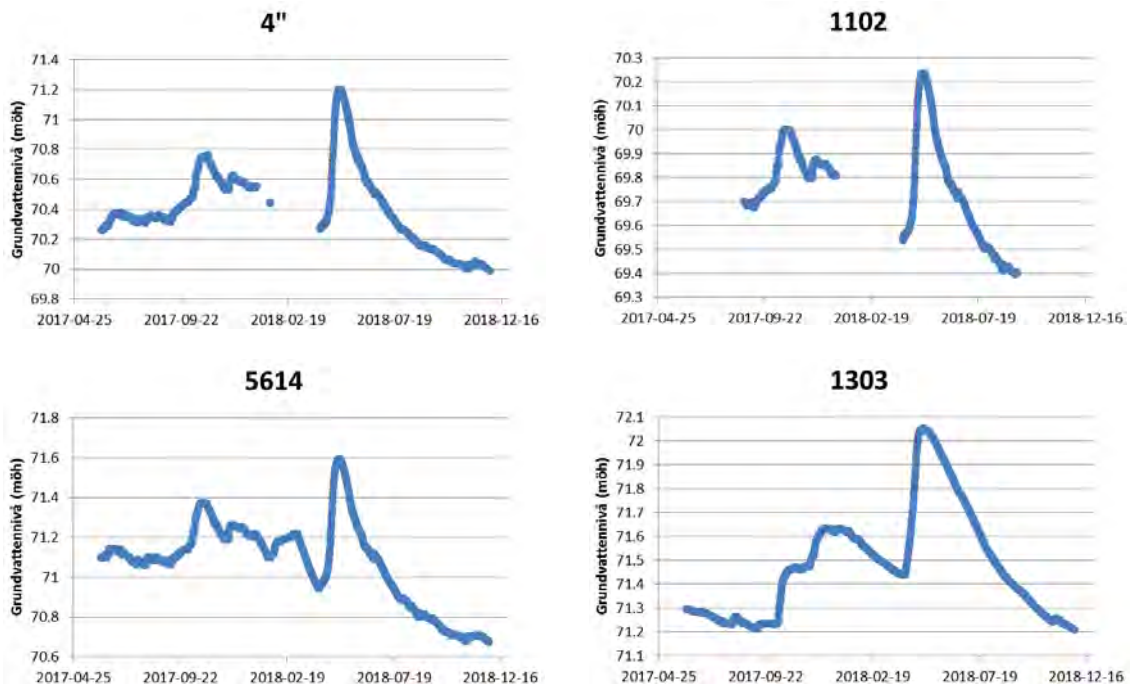
Grundvattenbildning har beräknats som effektiv nederbörd utan avrinning. I enlighet med SMHI:s vattenbalansberäkningar antogs att ingen ytavrinning sker utanför bebyggda områden och att det därför i de största delarna av modellområdet innebär att grundvattenbildning är lika med den effektiva nederbörden. Fördelningen under perioden 2000 till 2017 visar att den största

grundvattenbildningen sker under oktober till april med de högsta värdena i april kopplat till snösmältning och vårfloppet. Att grundvattenbildningen är högre än nederbörd i april beror på att snö smälter och infiltrerar i marken. Grundvattenbildning mellan maj och september är mycket låg (Figur 4-3).



Figur 4-4. Månadsnederbörd i medeltal (beroende på data från SMHI luftwebb.se) och beräknad grundvattenbildning i undersökningsområdet mellan 2000 och 2017.

Flera grundvattenrör har utrustats med automatiska tryckgivare i 2017. De uppmätta nivåerna vid dessa rör bekräftar att en ökad grundvattenbildning skedde under hösten och vintern 2017 och att en stark ökning observerades under vårfloppet i april och maj 2018. Förhållandet antas vara representativt, samtidigt visar mätningar av grundvattennivåer från tidigare år att grundvattenbildningen under hösten och vintern 2018 var betydligt mindre än föregående år.



Figur 4-5. Grundvattennivåer vid utvalda grundvattenrör 4'' (1963), 1102, 5614 och 1303 som utrustades i 2017 med automatisk nivåmätning.

4.3 Brunnar och uttagsmängder

Mer än 40 brunnar och grundvattenrör har installerats över tid i Rökebo området, den största andelen av dessa i åsen. De äldsta brunnarna borrades redan 1956 och 1957 medan de aktuella uttagsbrunnarna för dricksvattenproduktion installerades 2014. För de flesta brunnarna fanns inga borrprofiler tillgängliga. Figur 3-2 visar brunnarnas läge.

11 brunnar har sedan 2011 använts som uttagsbrunnar för dricksvattenproduktionen. Inget grundvattenuttag skede i 2011. 2012 pumpades för flera månader vatten från brunnar 1102, 1103 och 1104 och vid enskilda tillfällen från brunnar A och B1. Från juni 2013 till januari 2014 pumpades vatten i en långtidsprov pumpning från brunnarna 1201 och 1202 som borrades 2012. Mellan mars och juni 2013 pumpades vatten från brunnar A och B. I 2014 installerades nya brunnar 1401 och 1402. Pumpning där började i mars 2014 men stängdes av igen i juni 2014 för att närmare undersöka påverkan av grundvattenuttag på privata brunnar inom pumpningens influensområde. Mellan juni 2014 och augusti 2015 pumpades vatten för dricksvattenproduktion därför från brunnarna A, B1, B2 och D.

Pumpning från brunnar 1401 och 1402 återupptogs i augusti 2015 och sedan april 2016 pumpas vatten enbart från 1401 och 1402. Sedan dess har grundvattenuttaget varit relativt konstant med en lätt minskande tendens och månadsmedelvärden mellan 38 och 55 m³/d i 2016, mellan 38 och 50 m³/d i 2017 och mellan 40 och 41 m³/d i 2018 (Tabell 4-1).

Tabell 4-1. Utagsmängder per brunn och år enligt Sandviken Energi:s underlag.

Brunn	Enhet	2012	2013	2014	2015	2016	2017
1201	m ³	-	326 541	31 401	-	-	-
1202	m ³	-	254 848	30 022	-	-	-
1401	m ³	-	-	281 051	297 215	733 043	676 613
1402	m ³	-	-	236 669	293 807	732 393	676 613
A	m ³	28 500	204 539	143 745	270 783	2	1 525
B1	m ³	7 708	102 007	142 248	241 802	30 065	-
B2	m ³	-	-	242 489	11 293	-	-
D	m ³	-	-	10 050	-	-	-
1102	m ³	170 208	68 256	-	-	-	-
1103	m ³	170 208	68 256	-	-	-	-
1104	m ³	170 208	68 256	-	-	-	-
Summa uttag	m ³	546 832	1 092 702	1 117 676	1 114 900	1 495 502	1 354 751
	l/s	17	35	35	35	47	43

4.4 Grundvattenkvalitet

Grundvattnets kemiska sammansättning styrs främst av berggrundens och jordprofilens geokemiska ursprungsmaterial, dess ålder som styr vittringsbenägenheten och kornstorleken som avgör den specifika yta som kan utsättas för kemisk vittring. Graden av kemisk vittring styrs sedan av klimat, nederbörd, typ av vegetation i området och i viss mån av topograf samt mängd jordlevande organismer.

Vattenkvalitetsdata för grundvatten fanns tillgängliga för perioden 2009 till 2018. Analyser utfördes dock oregelbundet och vid flera provpunkter bara över en kort period.

Kvalitetsparametrar som är förhöjda med hänsyn till livsmedelverkets föreskrifter om dricksvatten inkluderar aluminium, järn och mangan. För alla tre parametrar har livsmedelverket tagit fram gränsvärden för tjänligt med anmärkning vid provtagningspunkt (Tabell 4-2). Gränsvärden för tjänligt med anmärkning är inte länkade till hälsoaspekter utan är framtagna pga. tekniska överväganden. WHO definierar ett hälsobaserat gränsvärde för mangan på 0,4 mg/l. Tekniska komplikationer på grund av mangan uppstår dock redan vid koncentrationer av över 0,1 mg/l, varför WHO inte har tagit fram ett officiellt riktvärde (WHO, 2017).

Tabell 4-2. Gränsvärden för dricksvatten för aluminium, järn och mangan.

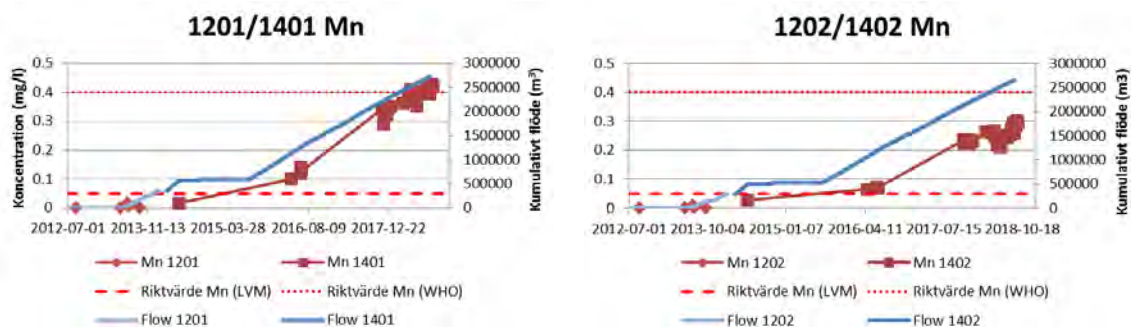
Parameter	Gränsvärde LMV* (mg/l)	Gränsvärde WHO** (mg/l)
Aluminium	0,100	0,900
Järn	0,200	-
Mangan	0,050	0,400

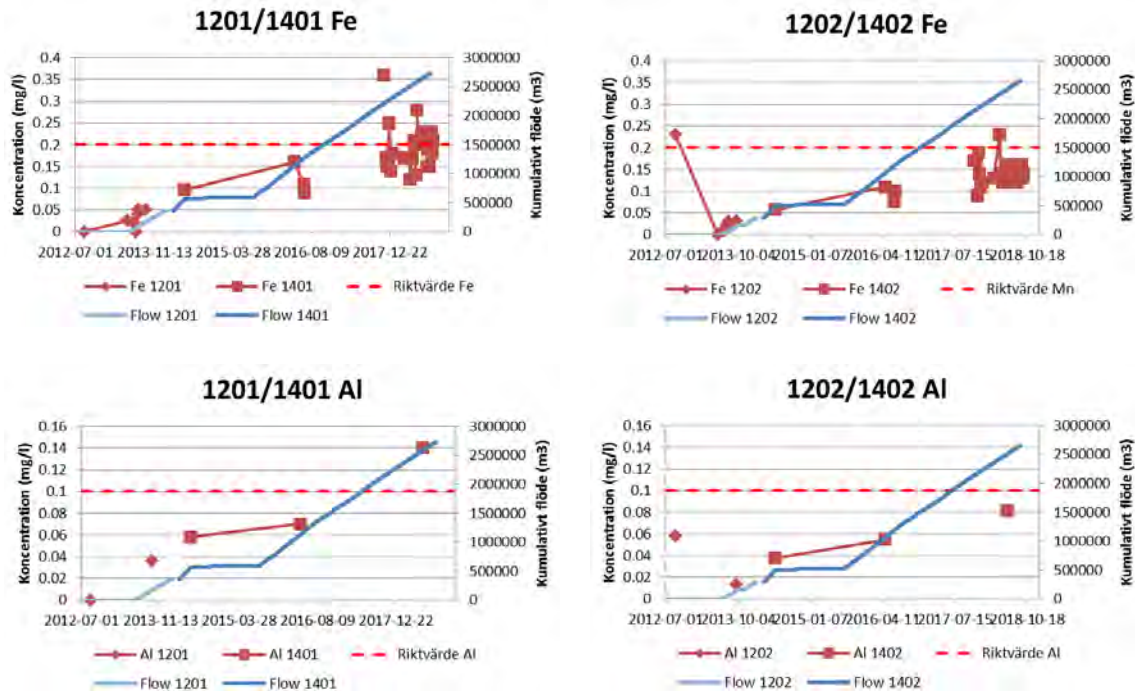
*Gränsvärde för tjänligt med anmärkning vid provtagningspunkt (dricksvatten hos användare) enligt livsmedelverket (2001).

**Hälsobaserade riktvärde (WHO, 2017)

Vattenkvalitetsmätningar vid uttagsbrunnarna visar ett samband mellan koncentrationsnivå och kumulativt pumpflöde. Sambandet är tydligast för järn och mangan (Figur 4-4). Före pumpning i de brunnar som installerades 2014 var koncentrationerna av alla tre parametrar relativt låga och under gränsvärdena men i takt med stigande grundvattenuttag steg också koncentrationer. Vid uttagsbrunnarna 1401 och 1402 överskreds gränsvärdet för mangan redan 2016 och sedan dess har koncentrationer fortsatt stiga. Järnkoncentrationer nära eller över gränsvärdet har mätts först i december 2017 med undantag av en hög järnkoncentration som detekterades 2012 vid 1402. Aluminiumkoncentrationerna verkar också visa en stigande trend fastän det finns ett mindre antal analyser och därför ger ett mindre tydligt samband. Dessa har dock sällan överskridit Livsmedelverkets gränsvärde.

Figur 4-4 visar kumulativa pumpflöden och koncentrationer av mangan, järn och aluminium vid uttagsbrunnar 1201, 1202, 1401 och 1402. Med anledning till geografiskt läge och att grundvattenpump har flyttats i 2014 från 1201 till 1401 och från 1202 till 1402 (se kapitel 5.5) visas uttagsmängder och koncentrationer för 1201 och 1401 eller 1202 och 1402 i samma figur.

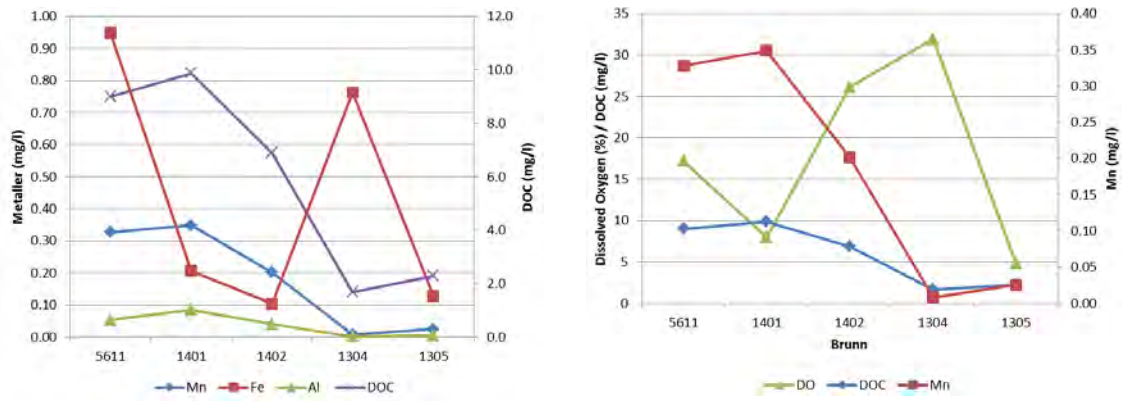




Figur 4-6. Kumulativa flöden och koncentrationer av mangan, järn och aluminium vid uttagsbrunnar 1201, 1202, 1401 och 1402.

Mangan har en kemi liknande den för järn, och generellt kan sägas att den reducerade formen (Mn(II)) är löslig medan den oxiderade formen (Mn(IV)) inte är löslig och därmed faller ut i mark och sediment. Hindrande syreförhållanden och låga pH är faktorer som kan mobilisera mangan. Mangan kan även vid syrebrist mobiliseras i sediment vilket bör beaktas för Öjaren, Lillsjön samt isälvsedimenten.

När uttagsbrunnarna är i drift ger grundvattenuttaget en avsänkning av grundvattennivån vid uttagsplatsen och dess influensområde som för brunnarna 1201 och 1202 (och från mars 2014 1401 och 1402) sträcker sig till Öjaren och Lillsjön. Grundvattenpumpningen inducerar därför ett inflöde av sjövattnet i grundvattentäkten. Med det inträngande sjövattnet dras lösta organiska ämnen (DOC) ned i grundvattentäkten som antagligen medför en reduktion av syrehalten i grundvatten och en ökad lösning av tidigare partikulära metaller genom en reduktion av metalloxyder. Dessa teorin har tidigare beskrivits av andra (till exempel Hiscock och Grischek, 2002) och testades i en mätkampanj i juni 2018 när fem grundvattenrör provtogs (5611, 1401, 1402, 1304 och 1305) längs åsen, med ökande avstånd från sjöarna. Resultaten bekräftade hypotesen för mangan och aluminium. Med ökande distans från sjöarna sjunker DOC och halten metall och syre i grundvattnet ökar. Järnkoncentrationerna uppvisade en liknande förhållanden med undantag för grundvattenrör 1304 där ett relativt maximum för järnkoncentrationer bestämdes (Figur 4-5).

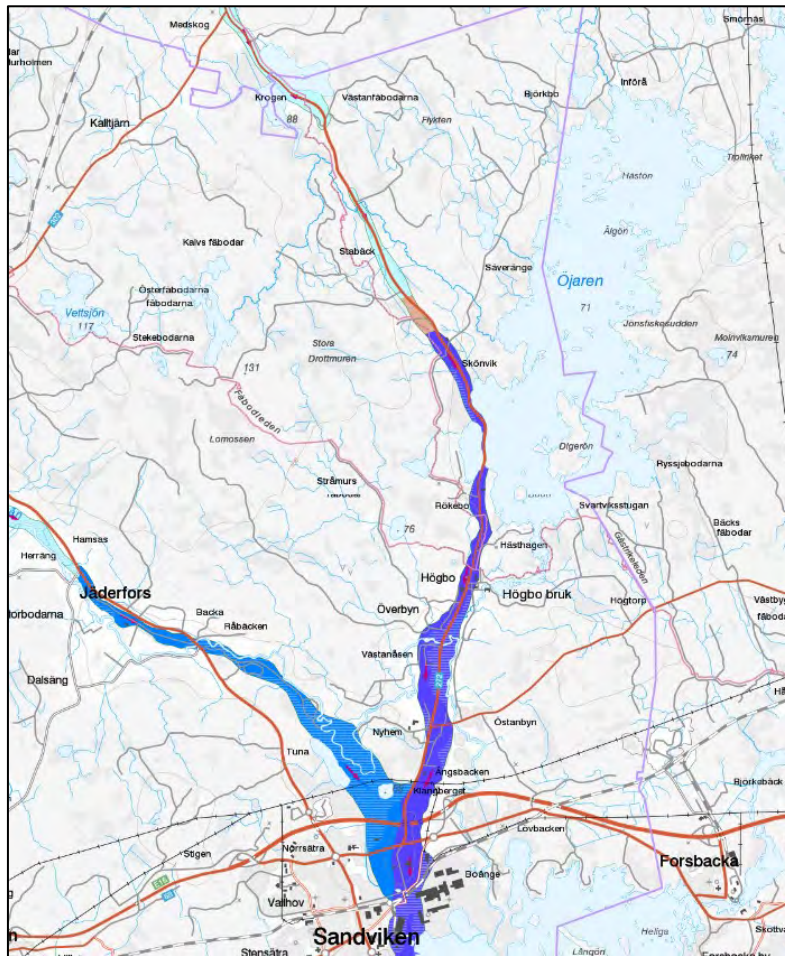


Figur 4-7. Resultat av vattenanalyser från 5 grundvattenrör i Årsundaåsen. Provtagningsplatser visas från vänster till höger med ökande distans från sjöarna Öjaren och Lillsjön (provtagning den 12 och 13 juni 2018).

5 Numerisk flödesmodell

5.1 Modelldomän och –struktur

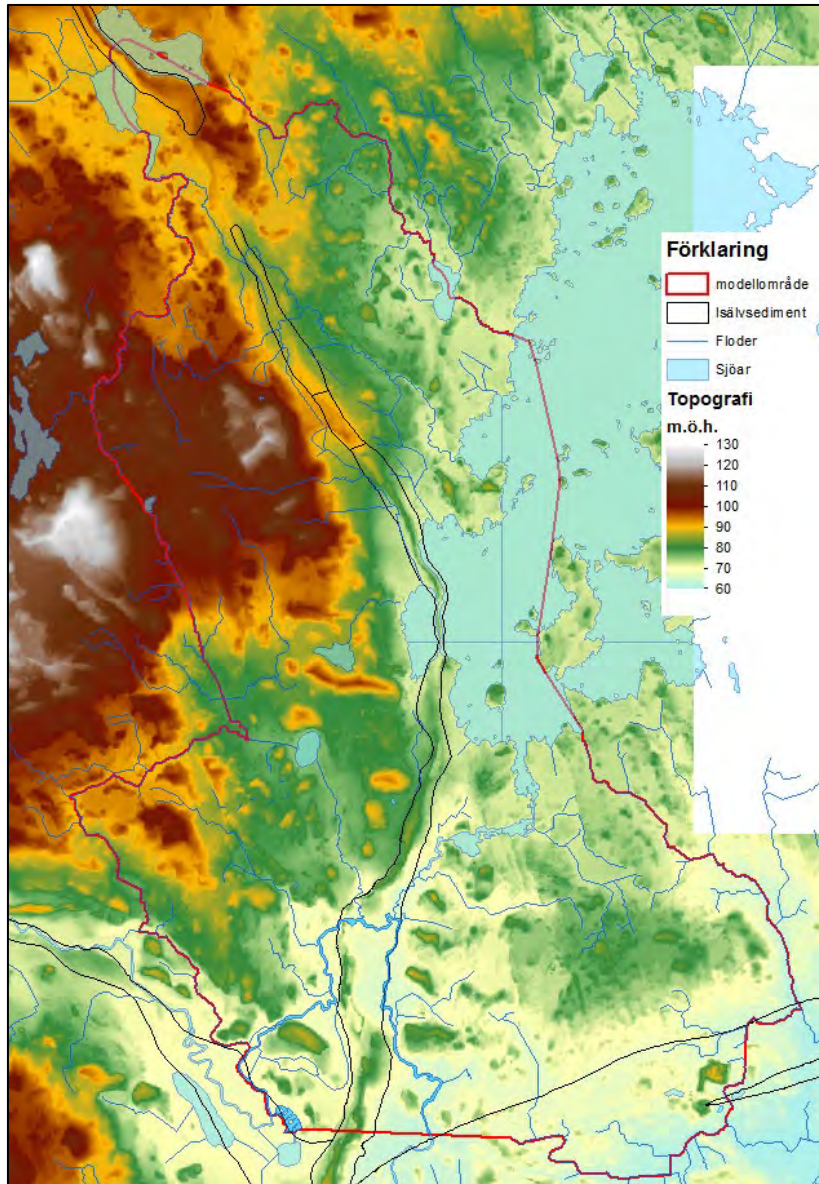
Grundvattenmodellen konstruerades med USGS koden MODFLOW-USG kombinerat med två kommersiella gränssnittsmjukvaror, GMS och Groundwater Vistas. MODFLOW-USG är en mångsidig kod som används över hela världen. Modellområdet visas i figur 5-1, med Årsundaåsen, som sträcker sig från Stabäck i norr genom sjöarna Öjaren och Lillsjön i riktning mot Sandviken i söder, i centrum.



Figur 5-1. Årsundaåsen i Rökebo området (SGU, 2018).

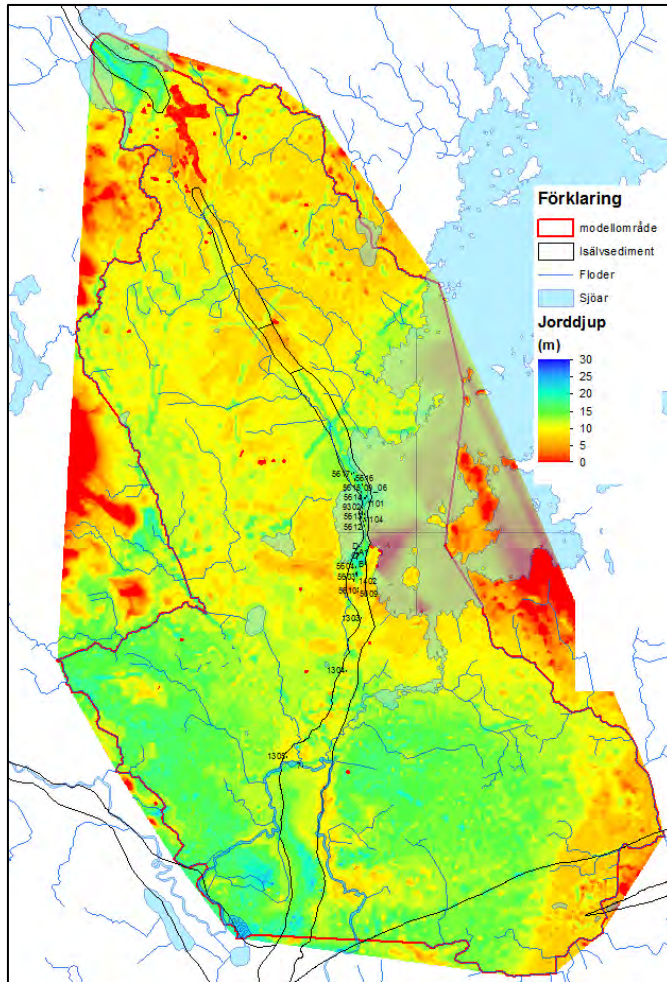
Med Årsundaåsen i centrum inkluderar modellområdet hela åsens tillrinningsområde, förutom en del av Öjarens avrinningsområde som inte erfordrades för modellen. Modellområdet sträcker sig sedan bortom tillrinningsområdets gränser till olika vattendrag. Genom att använda dessa vattendrag som modellgränser kan modellen beräknas positionen för vattendelare beroende på topografien, grundvattenbildning och hydrauliska egenskaper hos åsen.

Modellen har ett datalager som representerar åsen och den omgivande moränen. Modellytan är den topografiska ytan enligt en digital höjdmödel med 2 x 2 m upplösning (Figur 5-2).



Figur 5-2. Topografi i modellområdet

Upplösningen har dock minskats till 10 x 10 m i modellen för att möjliggöra import till modellen. I modellen har Öjarens botten-topografi, korrigerats baserat på en tillgänglig batimetrisk karta av sjön. Modellytan under övriga sjöar inom området har utformat utifrån uppskattade sjödjup. Antagna sjödjup var 4 m för Lillsjön och 2 m för Långsjön, Järvsjön, Åtulen, Igeltjärnen, Lövtjärnen and Lomsen. Vidare användes SGU:s jorddjupsmodell med 10 x 10 m upplösning och markradardata för åsen vid Rökebo som indata till modellen.



Figur 5-3. Jorddjup i modellområdet

5.2 Modellens rutnät

Modellen är indelad i ett rutnät med kvadratiska celler av olika storlek, en så kallad quadtree struktur. Strukturen möjliggör en högre upplösning vid platser av intresse, och lägre upplösning i delområde av mindre intresse för studien. Tabell 5-1 visar vald cellstorlek för nio delområden inom modellområdet.

Tabell 5-1. Storlek av rutnäts celler vid olika delar av modellområdet

Funktion	Cell kantlängd (m)
Generellt rutnät	256
Topografiskt avrinningsområde	64
Vattendrag utanför åsen	32
Sjökanter utanför åsen	32
Åsen	16
Vattendrag inom åsen	8
Sjökanter inom åsen	8
Observationsrör	1
Uttagsbrunnar	0,0625

Figur 5-4 visar grundvattenmodellens utsträckning och cellstorlekar på rutnätsindelning.

5.3 Randvillkor och markanvändning

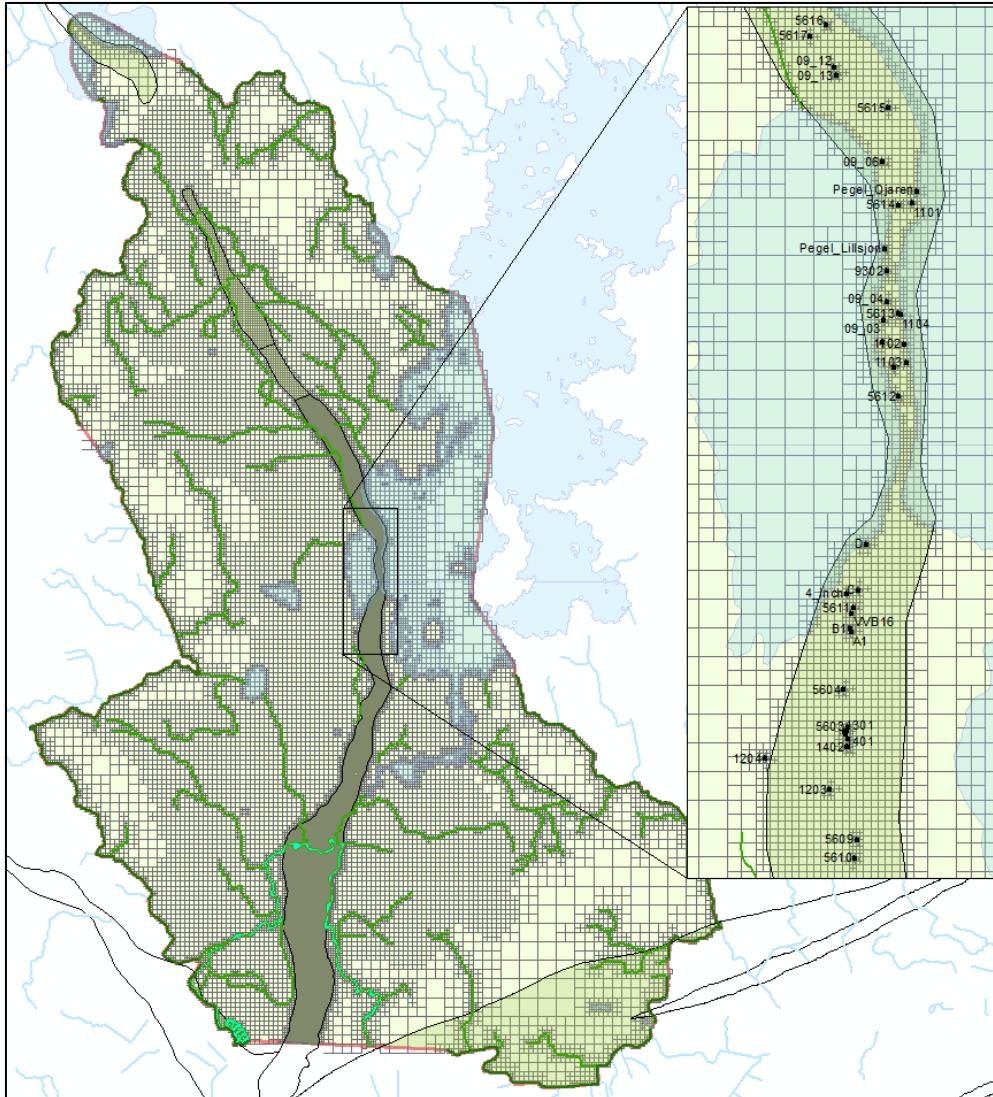
Modellen avgränsas av vattendrag i norr, öst, och väst och av en konstant grundvattennivå som randvillkor i söder. Modellområdets utsträckning valdes så att kärnregionen av modellen, där uttagsbrunnar ligger och för vilken vattennivåer och därmed också kalibreringsdata är tillgängliga, förblir opåverkad vid valda randvillkor.

Det finns sex typer av randvillkor i modellen:

1. Grundvattenbildning (Recharge)
2. Evapotranspiration
3. Sjöar (Lakes)
4. Vattendrag (Rivers)
5. General Head Boundary (utflöde över södra gränsen av modellen)
6. Uttagsbrunnar (Pumping wells)

Markanvändning inom modellområdet har bestämts enligt Naturvårdsverket marktäckedata och visas i Figur 5-5. Åtta typer av markanvändning har definierats:

- Barrskog
- Lövskog
- Jordbruksmark
- Gräsmark
- Ängsmark
- Förortsytor
- Stadsytor
- Vatten.



Figur 5-4. Modellens utsträckning och rutnät

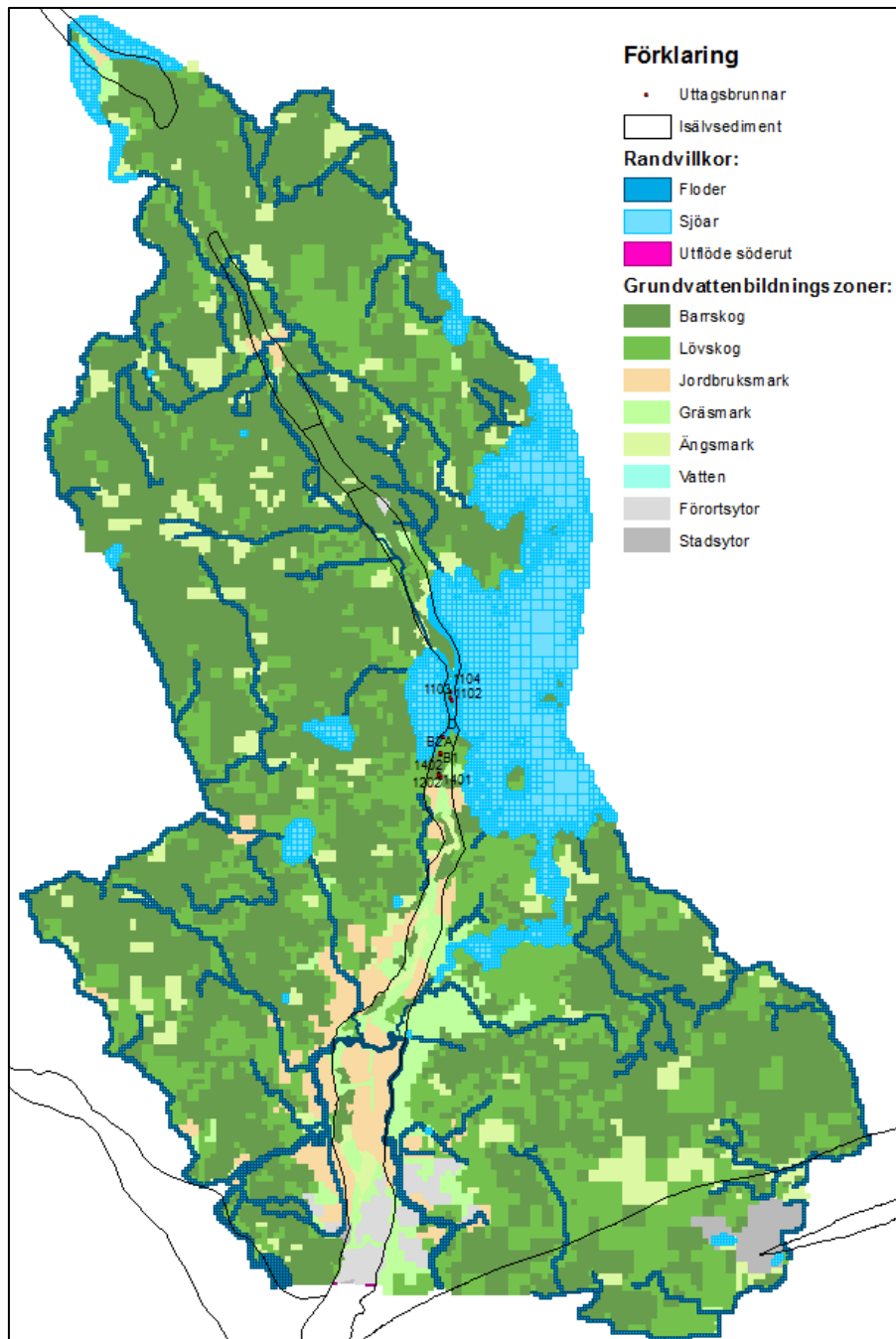
Sjöar i modellen representeras med MODFLOW:s randvillkor "river", som tillåter flöde i båda riktningar mellan vattendrag och grundvatten. Randvillkoren definieras utifrån vattenytan i sjön och den konduktivitetvärde för sjösediment, som beskriver den hydrauliska kopplingen mellan sjövattnet och grundvatten. Vid beräkningen har variationer i sjösedimentets tjocklek tagits i beaktande, där sedimenttjockleken troligtvis är större i djupa delar av sjön. Sjönivåer representerades med en konstant höjd som bestämdes med hjälp av topografisk information, då det saknades kontinuerliga dataunderlag beskrivande variationer i sjönivåer under modelleringsperioden. I realiteten varierar dock sjönivåer över tid

Vattendrag i modellen representeras med MODFLOW:s randvillkor "drain", som endast tillåter flöde från grundvattensystemet till vattendrag. Detta randvillkor valdes då flöden i flera vattendrag är okända, vilket resulterar i att det ej går att avgöra eventuell om det sker en tillrinning från dessa vattendrag till akviferen och i så fall vilka volymer. Vattendragens vattennivåer antogs vara konstanta och bestämdes med hjälp av topografisk information.

Den södra gränsen av modellen representeras av randvillkoret "general head", med en grundvattennivå av 55 möh (denna höjd är delvis under åsens botten och därav antogs randvillkoret endast för delar av den södra gränsen). Villkoret upprätthåller ett grundvattenflöde söderut i enlighet med SGU:s grundvattenkarta. Genom olika test kunde det fastställas att

randvillkorens parametrar inte påverkade grundvattennivåer i den del av modellområdet där uttagsbrunnar och grundvattenrör är lokaliserade.

Uttagsbrunnar representeras med MODFLOW:s randvillkor "well".

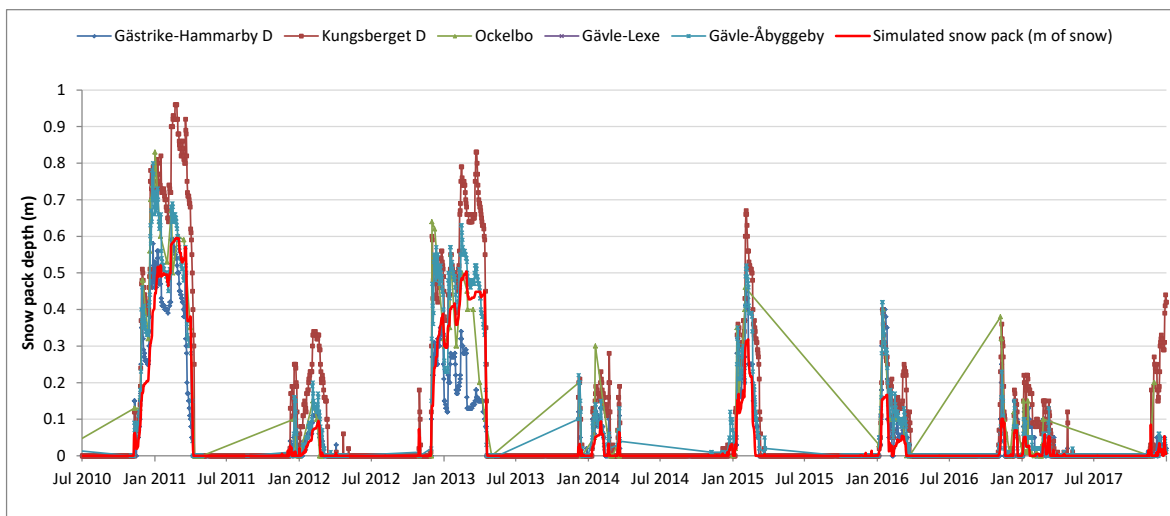


Figur 5-5. Randvillkor och markanvändning i modellområdet

5.4 Grundvattenbildning

Grundvattenbildningen beräknades beroende på vattenmättnadsunderskott av marken, definierad enligt de olika markanvändningarna (Figur 5-5). I beräkningen ingår dagliga värden för nederbörd samt evapotranspiration och vegetationsegenskaper. Data inhämtades från SMHI:s luftwebb.se för åren 2000 till 2017 och evapotranspirationen beräknades (se kapitel 3.4). Variationen för nederbörds- och temperaturdata inom modellområdet var mycket låg, med en standardavvikelse på mindre än 3 % av medelvärdet. Medelvärdet har därför använts inom alla rutnätsceller som överlappade med modellområdet i modelleringen.

Snösmältning har beräknats enligt SMHI:s HBV-modell. Resultat från snösmältningsberäkningar har jämförts med uppmätta snödjup vid väderstationerna Gästrike-Hammarby, Kungsberget, Ockelbo och Gävle-Lexe och kalibrerats mot uppmätt snödjup vid Gävle-Åbyggeby (Figur 5-6).

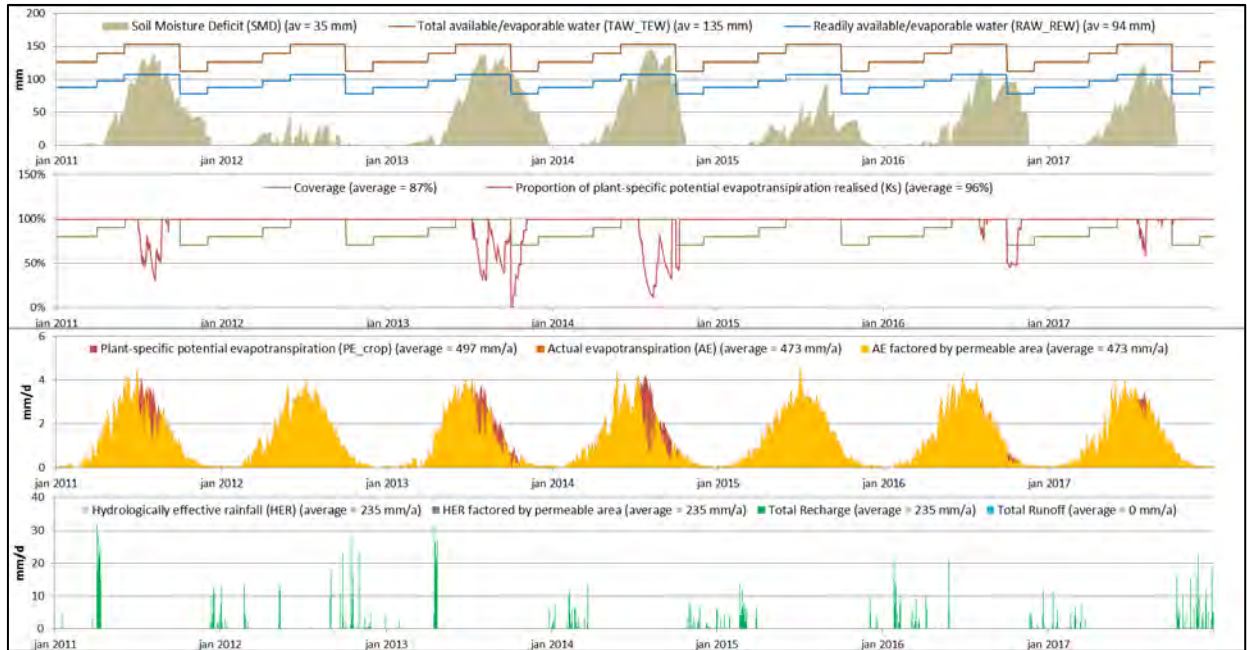


Figur 5-6. Kalibrering av snösmältningsberäkningar

Nederbördsdata, resultat från snösmältningsberäkningar och den potentiella evapotranspirationen användes för beräkning av markens vattenmättnadsunderskott. Den aktuella evapotranspirationen beräknades separat för olika markanvändningar och deras vegetation och baserades på olika egenskaper hos vegetationen såsom rotdjup, procentuell täckning, och en faktor för beräkning av den relativa evapotranspirationen (Allen m.fl., 1998).

Vegetationen tar vatten från marken genom den beräknade evapotranspirationen tills dess att underskottet blir för stort och evapotranspirationen reduceras. När allt tillgängligt markvatten har förbrukats blir evapotranspirationen noll. Grundvattenbildning sker när regn eller vatten från snösmältning faller på vattenmättad mark och vattenmättnadsunderskottet är noll.

Modellen antar att det inte sker någon ytvattenavrinning utanför bebyggda områden och att allt vatten på mättad mark blir grundvatten. Figur 5-7 visar ett beräkningsexempel för lövskog i modellområdet.



Figur 5-7. Elementer av grundvattenbildningsberäkningar.

Den beräknade grundvattenbildningen har kalibrerats mot flödet i vattendragen. Det fanns dock inga flödesmätningar inom modellområdet tillgängliga och därför har värden från SMHI:s S-Hype modell använts för de åtta delavrinningsområden som ingår i modellområdet. Kalibreringen utgick från typvärden för mark- och vegetationsparametrar. Evapotranspirationskoefficienterna reducerades till 79 % av sina ursprungliga värden för samtliga markanvändningstyper, förutom jordbruksmark. Detta gjorde för att säkerställa att den totala grundvattenbildningen plus avrinningen motsvarade flödena vid utströmningspunkterna för de åtta delavrinningsområdena i S-Hype modellen. De kalibrerade parametervärdena och medelvärden för grundvattenbildning presenteras i Tabell 5-2.

Tabell 5-2. Parametrar av grundvattenbildningsberäkning och medelvärden för grundvattenbildning

	Barrskog	Lövskog	Jordbruksmark	Gräsmark	Ängsmark/våtmark	Förortsytor	Vatten ¹	Stadsytor
Area ² (km ²)	11.2	7.29	2.67	2.00	1.54	0.19	0.18	0.03
Procent av area	44.6%	29.0%	10.7%	8.0%	6.1%	0.7%	0.7%	0.1%
EVT koefficient för grödor, Kc	62% till 94%	79% till 91%	33% till 115%	79%	83% till 87%	79%	-	79%
Kronddropp + stamrinning	90%	100%	100%	100%	100%	100%	-	100%
Interception (mm)	0.1	0	0	0	0	0	-	0
Rotdjup (m)	2.1	1.25	0-1.2	0.75	0.93	0.75	-	0.75
Grödor täckning	90 till 100%	70 till 100%	0 till 100%	100%	100%	100%	-	100%
Depletion faktor, P _{crop}	70%	70%	55%	64%	60%	64%	-	64%
Ogenomsläpplig täckning	0%	0%	0%	0%	0%	20%	-	50%
Bypass grundvattenbildning	0%	0%	0%	0%	0%	0%	-	0%

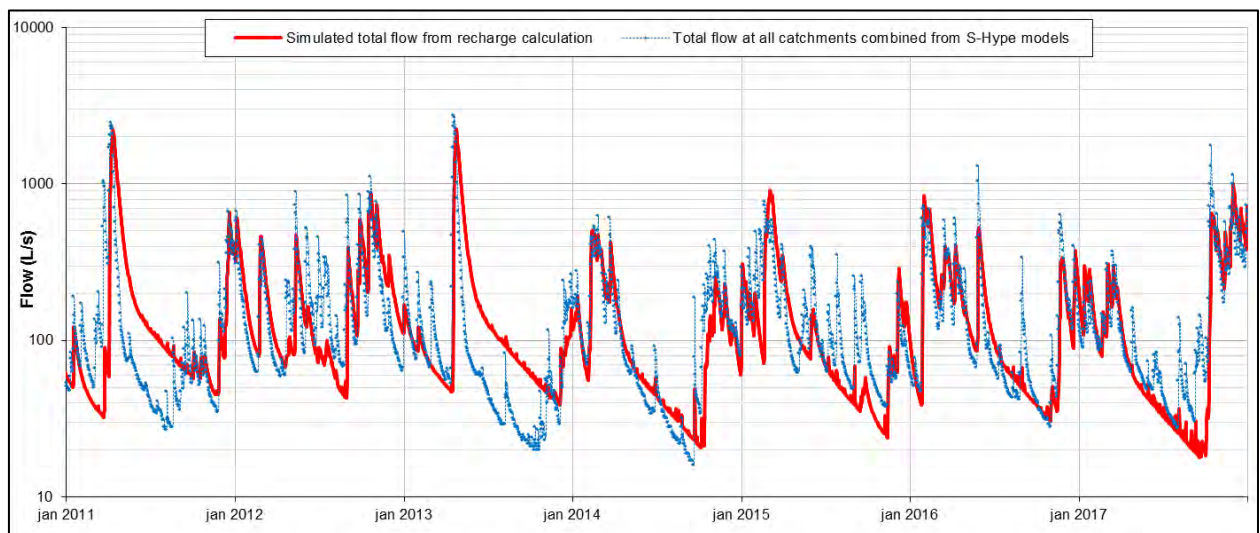
	Barrskog	Lövskog	Jordbruksmark	Gräsmark	Ängsmark/våtmark	Förorts- ytor	Vatten ¹	Stadsytor
Marktyp	Average	Average	Average	Average	Average	Average	-	Average
Fältkapacitet ³	27%	27%	27%	27%	27%	27%	-	27%
Vissningspunkt ³	15%	15%	15%	15%	15%	15%	-	15%
Depletion factor (öppen mark) ³ , P _{soil} (-)	42%	42%	42%	42%	42%	42%	-	42%
Basflöde index	100%	100%	100%	100%	100%	61%	-	28%
Medelgrundvattenbildning (mm/a)	233	235	267	280	248	224	0	140

¹ Grundvattenbildning till sjöar är noll i modellen

² Från S-Hype delavrinningsområden (SMHI).

³ Kopplat till marktyp hellre än markanvändning.

Figur 5-8 visar en jämförelse mellan kalibrerad total grundvattenbildning och flöden i åtta delavrinningsområden.



Figur 5-8. Kalibrering av grundvattenbildning mot flödet i floder.

5.5 Grundvattennivåer

Grundvattennivådata som fanns tillgängliga för modelleringen var fördelat över ett flertal av olika dokument och format och data var ofta felaktiga och motstridiga (se kapitel 4.1). Med hjälp av korsreferenser och egna mätningar kunde en del data korrigeras, samtidigt existerar fortfarande osäkerheter. Osäkerheter kopplats till grundvattennivådata innefattar.

- Inga manuella mätningar utfördes under modelleringsperioden (2011 – 2017) vid brunnarna A, B1 och B2 som skulle behövas för att bestämma mätningarnas referensnivå.
- Det finns få mätningar utförda mellan juni 2012 och mars 2013 när, enligt personlig information från Ove Svahn, det pumpades vatten från brunnarna 1102, 1103 och 1104. Pumpmängder var troligen 10 l/s vid varje brunn men det fanns inget skriftligt underlag.

- Grundvattennivåer från grundvattenrör 9302 fluktuerar mycket och beter sig inte som grundvattennivåer vid andra rör i närheten. Möjligtvis har data inte blivit korrigerat för lufttrycksvariationer.
- Grundvattennivåer vid brunnar 1401 och 1402 har dokumenterats för brunn ID:n 1201 och 1202 och vice versa. Enligt information från Ove Svan antogs att data innan 10 mars 2014 tillhör till brunnarna 1201 och 1202 och därefter till brunnarna 1401 och 1402.
- Grundvattennivådata visar en stor skillnad mellan nivåer från 1201 och 1202 direkt innan och nivåer vid 1401 och 1402 direkt efter tryckgivare flyttades den 10 mars 2014.
- Skillnaden mellan dokumenterade grundvattennivåer vid 1401 och 1402 i början av 2015 är relativt stor fastän de ligger nära varandra och inte pumpades.
- Koordinaterna för både 1401 och 1402, som representerade i modellen, är felaktiga och avviker från de verkliga lägena med flera meter. Felet beror på felaktig information på borrprotokollen. Felaktigheten upptäcktes när nya inmättningsdata blev tillgängliga men modelleringsprocessen var då så långt gången att det ej gick att korrigera.
- Grundvattennivåer vid 1401 och 1402 som dokumenterades i början av 2015 är de högsta som har uppmätts vid alla grundvattenmät punkter och alla tillfällen även om flera av de andra mätpunkterna är uppströms av 1401 och 1402.
- Grundvattennivåer vid grundvattenrör 1305 är betydligt lägre än vid någon av de andra grundvattenrör eller brunnar. Även om 1305 ligger längst söder av alla mätpunkter och nära Jädraån är de uppmätta grundvattennivåer under flodnivån som bestämdes enligt topografiska data.
- Vattennivåer från peglar i Lillsjön och Öjaren visar att de ligger under bottenivån av trumman som sammanlänkar de två sjöarna. Vid platsbesök visade det sig dock att det fanns flöde genom trumman. Inmätningen av sjöpegel eller trumman måste därför vara felaktig.

Figur 3-2 visar lägen för uttagsbrunnar och andra grundvattenrör.

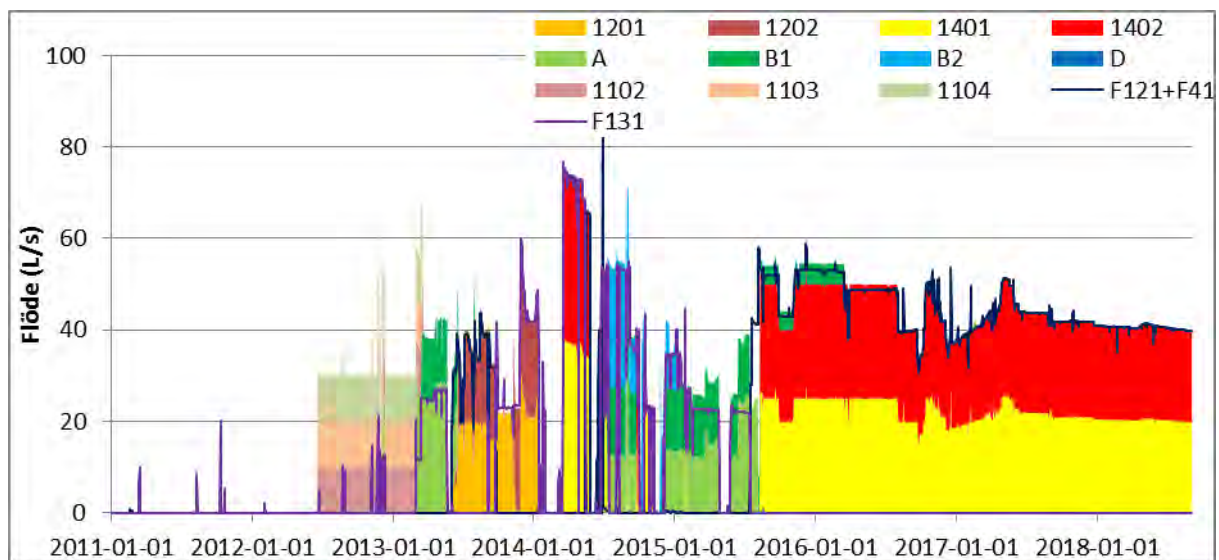
5.6 Uttagsmängder

Data om grundvattenuttag fanns tillgängligt för 11 brunnar och tre mätpunkter inom dricksvattenverket. Motsvarande grundvattennivådata var data om uttagsmängder fördelat över ett flertal dokument av olika format. Många av de dokumenterade uttagsmängderna var felaktiga och motstridiga (se kapitel 4.3). Ett flertal korsreferenser gjordes för att förbättra datakvalitet men ett antal osäkerheter kvarstår:

- Ingen information om uttagsmängder vid brunnarna 1102, 1103 och 1104 fanns tillgänglig. Enligt information från Ove Svan antogs att alla tre brunnar pumpades med 10 l/s mellan 12-06-18 och 13-03-20.
- Uttagsmängder vid brunnar 1401 och 1402 har dokumenterats för brunn ID:er 1201 och 1202 och vice versa. Enligt information från Ove Svan antogs att data innan 10 mars 2014 tillhör till brunnarna 1201 och 1202 och därefter till brunnarna 1401 och 1402.
- En del pumpdata från individuella brunnar tros vara felaktig och stämde inte överens med de flöden som uppmätts i dricksvattenverket. De har därför vid flera tillfällen ersätts med data från flödesmätare i dricksvattenverket:
 - Uttag från brunnar 1201 och 1202 mellan 13-07-27 och 13-07-29 sattes till hälften av uppmätta flöden vid F121 och F41.
 - Uttag från 1202 den 30 september 2013 antogs som flöde vid F131 minus uttag vid 1201.

- Uttag från 1201 och 1202 antogs som hälften av uppmätt flöde vid F131 mellan 13-12-10 och 13-12-31.
- Uttag från 1202 antogs som uppmätt flöde vid F131, F121 och F41 minus det dokumenterade uttag vid 1201 mellan 14-01-01 och 14-02-06.
- Uttag från 1402 antogs som uppmätt flöde vid F131, F121 och F41 minus det dokumenterade uttag vid 1401 mellan 14-03-10 och 14-05-27.
- Uttag från brunnar A, B1 och B2 antogs som uppmätt flöde vid F131, F121 och F41 minus det dokumenterade uttag vid brunn D mellan 14-06-12 och 14-06-29.
- Enligt information från Ove Svan antogs att brunn B2 inte pumpades efter 16-01-05 fastän det fanns uttag dokumenterad för denna brunn.
- Uttag från brunnar 1401 och 1402 efter 16-09-15 sattes till hälften av uppmätt flöde vid F121.
- Ovanligt höga uttagsmängder ersattes vid flera tillfällen av medelvärden av uttagsmängder från dagarna innan och efter:
 - brunn 1202 den 7 juni 2013,
 - brunn 1201 den 30 september 2013,
 - brunnar 1401, 1402 och A den 13 februari 2017.

Figur 5-10 visar uttagsmängder från alla brunnar under modelleringsperioden och de dokumenterade flödena i dricksvattenverket vid F131.

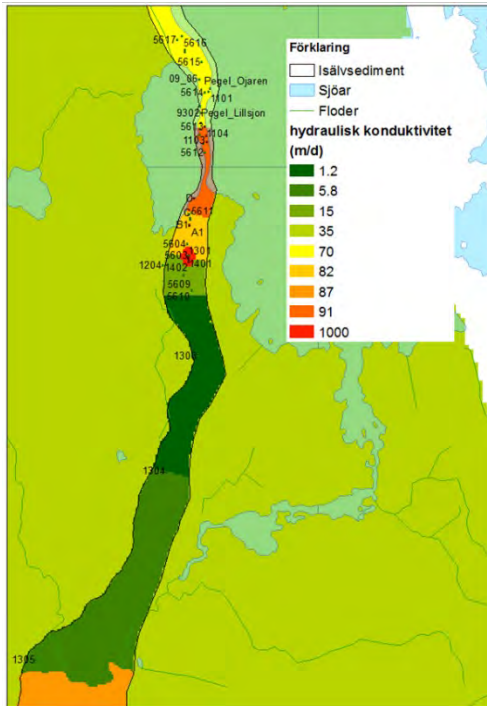


Figur 5-9. Uttagsmängder från brunnar och dokumenterade flöden vid F131.

5.7 Kalibrering

Modellen kalibrerades med hjälp av mjukvaran PEST (Doherty, 2016). Med PEST kan ingångsparametrar i modelleringen varieras för att optimera kalibreringen av beräknade grundvattennivåer mot dokumenterade (uppmätta) grundvattennivåer. Det är viktigt att, vid användning av kalibreringsverktyg, ta hänsyn till den konceptuella förståelsen av hydrogeologiska processer. Begränsningar av variationsmöjligheterna av ingångsparameterna utefter modellområdets konceptuella hydrogeologiska processer gjordes därför. I de fall där detaljerad information om parametervärden saknades, användes en generell parametersättning, istället för att

försöka optimera parametrarna lokalt, detta eftersom det saknades data för att utvärdera modellen lokalt.



Figur 5-10. Zoner med olika parametervärden för hydraulisk konduktivitet.

Kalibreringen har utfördes med ett parameter-set som inkluderade hydraulisk konduktivitet, lagringskoefficient, och hydraulisk koppling mellan sjövattnet och grundvattnet i åsen. Inom åsen definierades flera zoner av hydraulisk konduktivitet, baserat på uppmätta hydrauliska gradienter mellan olika grundvattenrör och deras reaktion på pumpning från uttagsbrunnar. För områden som inte utgjorde isälvsediment i morän, där det saknades grundvattennivåmätningar, definierades ett generellt värde för projektområdet (Figur 5-11).

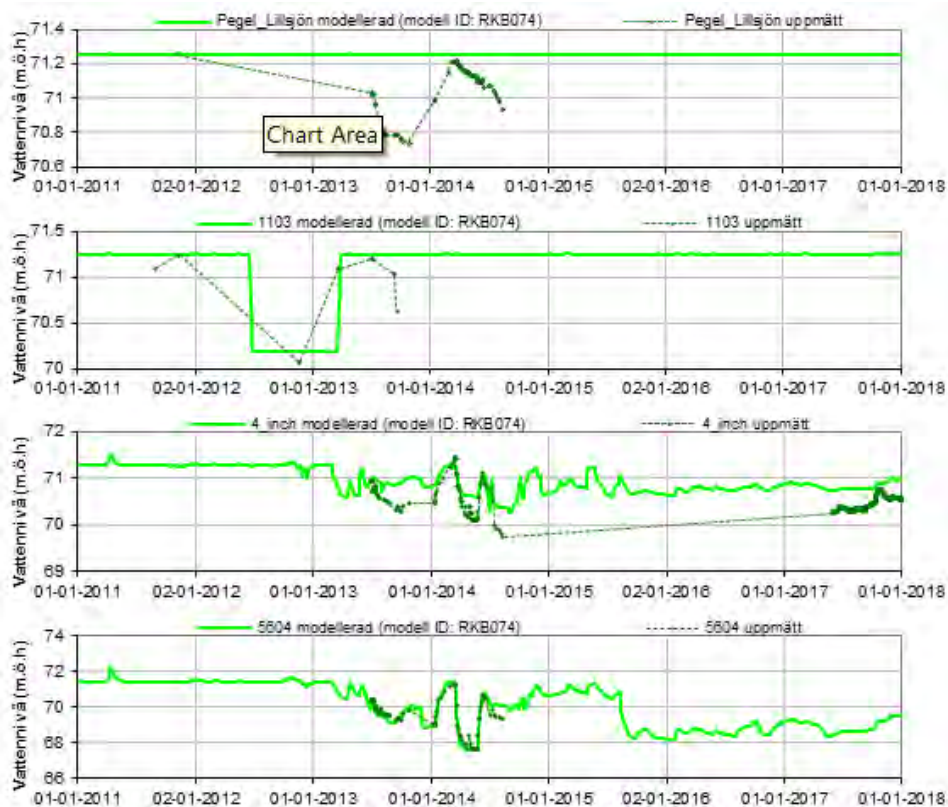
I modellen finns en stor variation för den hydrauliska konduktiviteten för de olika delområdena. I de södra delarna av modellområdet har den hydrauliska konduktiviteten låga värden för att kunna reproducera de observerade grundvattennivåerna där. I detta område är, enligt jorddjupskartan, tjockleken av isälvsedimenten och därmed också transmissivitet mindre än i områden norr och söder. I området för uttagsbrunnarna 1401 och 1402 behövdes på motsvarande vis höga värden för den hydrauliska konduktiviteten för att kunna reproducera de grundvattennivåer som observerats vid grundvattenrör 1301 och 1302. Detta är dock delvis en konsekvens av de felaktiga koordinaterna för 1401 och 1402. Grundvattennivåerna vid 1302 är troligtvis ej heller pålitliga då de tidvis är lägre än vid 1402, vid tidpunkter då det pumpades vatten från 1402. Den höga hydrauliska konduktiviteten kan därför vara en artefakt till följd av felaktiga nivåmätningar (se kapitel 5.5). I Tabell 5-3 visas de optimerade parametervärden som använts i modelleringen.

En preliminär analys av pumpförsöksdata från 2014 resulterade i hydrauliska konduktiviteter på mellan $0,005 \cdot 10^{-3}$ och $0,007 \cdot 10^{-3}$ m/s (430 – 600 m/d) och en magasin-koefficient på 0,2. De verkliga värdena är förmodligen högre då utvärderingen inte tog hänsyn till att det pumpades vatten från två brunnar (1401 och 1402) samtidigt.

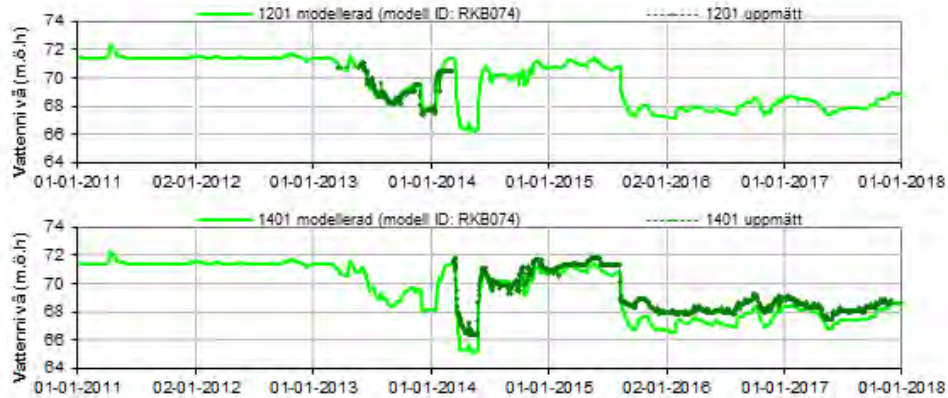
Tabell 5-3. Optimerade parametervärden som använts i modelleringen.

Parameter	Värde
Hydraulisk konduktivitet (åsen)	1,2 till 1000 m/d (se Figur 5-11)
Hydraulisk konduktivitet (utanför åsen)	35 m/d
Magasinskoefficient (åsen)	1,2%
Magasinskoefficient (utanför åsen)	0,42%
Tjocklek av sjöbotten relativt till djup	3,6%
Minsta tjocklek av sjöbotten	0,014 m
Hydraulisk konduktivitet för sjöbottensediment	0,03 m/d
Tjocklek av flodbädd	0,1 m
Hydraulisk konduktivitet hos älvssediment	5500 m/d

Figur 5-12 och Figur 5-13 jämför modellerade och uppmätta grundvattennivåer vid utvalda platser. Motsvarande jämförelser för samtliga grundvattentrör redovisas i bilaga A. I närheten av sjöarna Öjaren och Lillsjön är grundvattennivåerna starkt påverkade av sjövattnivåer. Sjövattnivåer har modellerats som konstanta då kontinuerliga data för sjövattnivåer inte fanns tillgängliga.



Figur 5-11. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer (1401 och norrut).



Figur 5-12. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer (1401 och norrut).

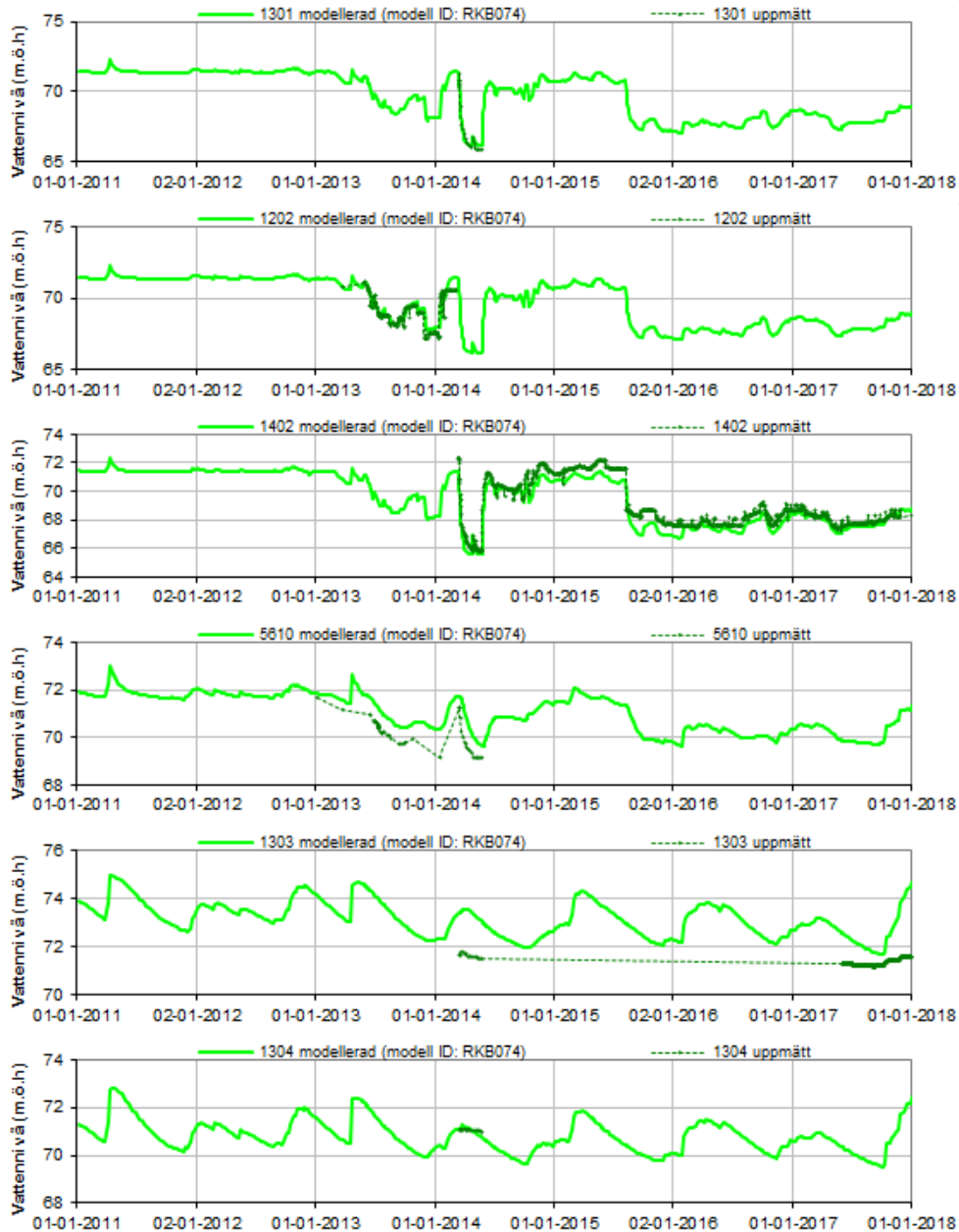
Grafen för Lillsjön (översta figuren) visar att den modellerade vattennivån ligger konstant vid 71,25 möh medan de uppmätta nivåerna varierar med mer än 40 cm. Andra grundvattenrör i samma område visar ett likande förhållande (t.ex. 4", 1103). Det är inte klargjort om grundvattennivåerna vid dessa platser reagerar på förändringar i Lillsjöns vattennivå eller om Lillsjöns vattennivå reagerar på grundvattenpumpning. Lillsjön och Öjaren är hydraulisk kopplade genom en trumma.

Den andra grafen visar modellerade och dokumenterade grundvattennivåer vid 1103, en av de tre grundvattenrör som pumpades under 2012 och 2013. Kontinuerliga data saknas för såväl uttagsmängder som grundvattennivå.

Den tredje och fjärde grafen visar grundvattenrör i närhet till uttagsbrunnar: Graferna visar en tydlig påverkan på grundvattenrören till följd av grundvattenuttag.

De sista två grafen visar modellerade och observerade grundvattennivåer vid uttagsbrunnar 1201 och 1401. Nivåer vid 1201 reproduceras mycket bra men inte lika bra vid 1401.

Den första grafen i Figur 5-12 visar på en bra korrelation mellan observerade och modellerade värden vid 1301, 1202 och 1402. Kalibreringen vid 1302 var dock mindre framgångsrik (se bilaga A).



Figur 5-13. Modellerade och uppmätta grundvattennivåer (1402 och söderut).

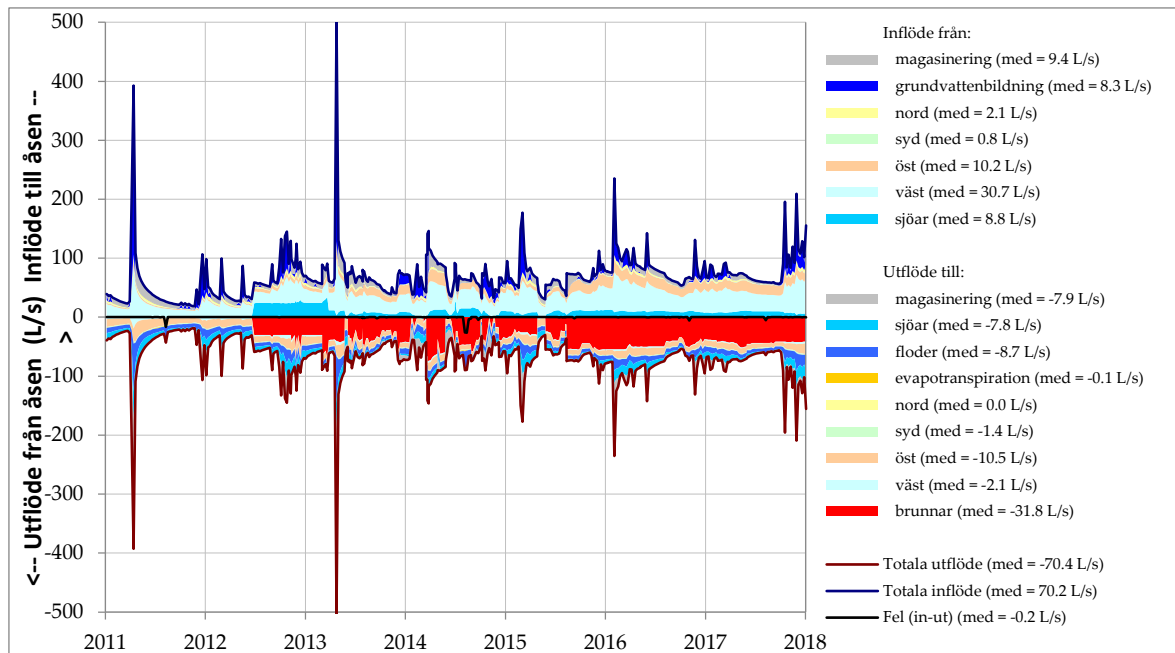
Även grundvattennivåerna vid grundvattenrör söder om uttagsbrunnar uppvisar en påverkan av pumpning, där modellen korrelerar någorlunda bra med de observerade nivåerna (t.ex. 5610 i den fjärde grafen).

Vidare söderut saknas tillräckliga data för uppmätta grundvattennivåer för att jämföra modellberäkningar med, dock indikerar grafen för 1303 att modellen överskattar påverkan av säsongsvariationer i grundvattenbildning på grundvattennivåer.

5.8 Vattenbalans

Figur 5-12 visar vattenbalansen för en delsträcka av åsen, avgränsad av Öjarens södra kust i norr och Jädraån i söder. Vid jämförelse av vattenbalansen för perioden innan och efter påbörjat

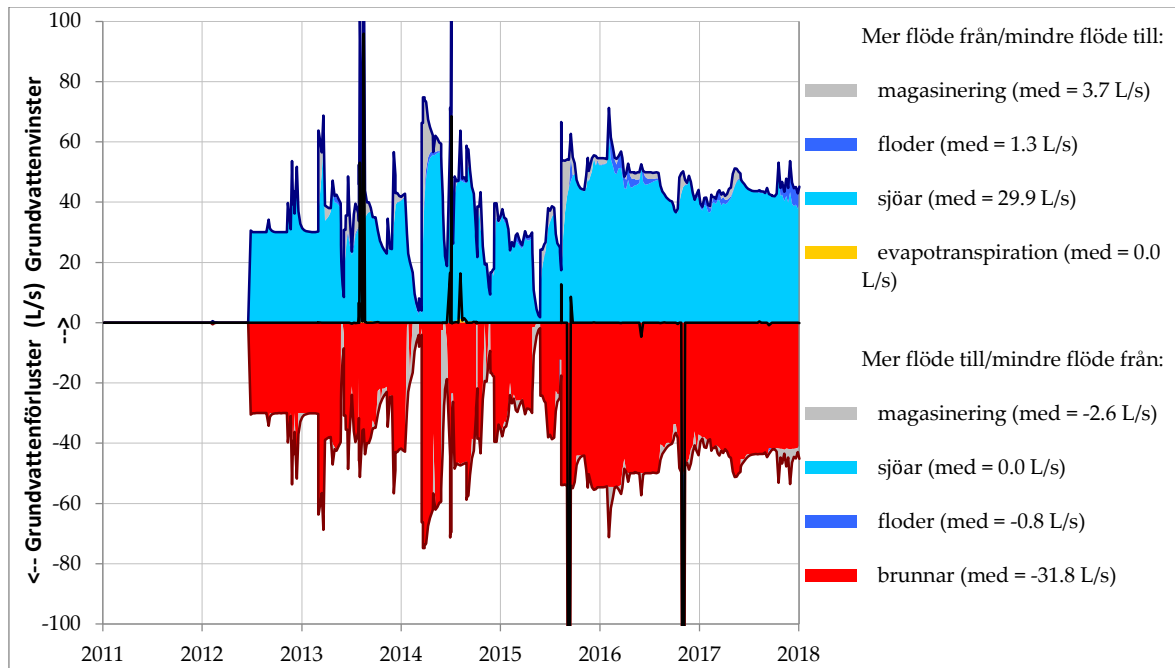
grundvattenuttag kan det ses att ingen sjövattninträngning in i åsen skedde innan pumpstart. Sjövattninträngningen började dock samtidigt som pumpningen påbörjades.



Figur 5-14. Grundvattenmodellens vattenbalans för åsens delsträcka mellan Öjaren och Järdrån.

Grundvattenuttag balanseras inte enbart av inträngning av sjövattnen utan inflöde sker även från moränjordar och andra icke isälvsedimentjordar belägna öst och väst om delsträckan. Ökade flöden beror dock ofta på ett ökat inläckage från sjöar där de finns hydraulisk kontakt med icke isälvsedimentsmaterial.

En jämförelse av vattenbalanser med och utan pumpning för hela modellområdet visar att den största andelen av pumpningen balanseras upp av ett ökat inflöde från sjöar. En mindre andel av grundvattenuttaget balanseras upp av en minskning i grundvattenmagasinering och av utflöde till floder (Figur 5-14).



Figur 5-15. Skillnad mellan vattenbalansen i modeller med och utan pumpning.

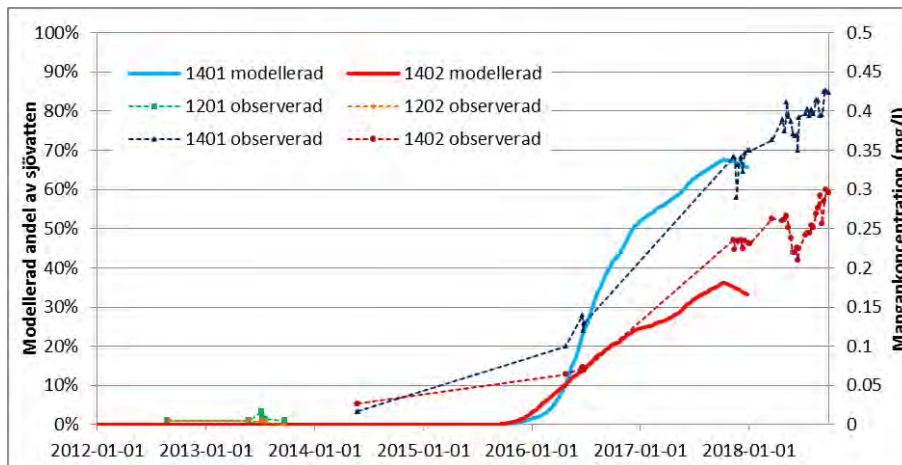
5.9 Transportmodelleringar

Modflows modul för transportmodellering MT3D (USGS, 2016) har använts för att undersöka om den modellerade sjövattneträngningen kan vara en förklaring till den observerade ökningen av mangankoncentrationen vid uttagsbrunnar 1201, 1202, 1401 och 1402. Sjövattnet definierades till att ha en koncentration av 100 enheter och grundvatten av noll. Förändringar av koncentrationen i pumpat grundvatten vid uttagsbrunnar visar då modellerad andel sjövattneträngning. Som beskrivits i kapitel 4.4 antas att det organiska materialet som kommer in i akviferen med inträngande sjövattnet leder till en minskning av syrehalter i grundvattnet och därmed till en ökad lösning av mangan och, som konsekvens, högre mangankoncentrationer. Den valda modelleringens ansats beskriver inte dessa komplexa processer utan är en starkt förenklad uppskattning av hur inträngande sjövattnet kan bidra till de observerade mangankoncentrationerna enligt vår konceptuella modell.

Figur 5-14 visar en jämförelse av uppmätta mangankoncentrationer i grundvatten vid uttagsbrunnar och den modellerade andelen sjövattnet. I de första simulationerna ökade andelen sjövattnet tidigare än de observerade mangankoncentrationerna. Därför infördes en retardationsfaktor för att matcha tidpunkten för den observerade koncentrationsökningen. Retardationsfaktorn användes enbart för att korreleratidsserierna i tid och beror inte på beskrivningar av fysikaliska eller kemiska processer.

Den modellerade ökningen av andelen sjövattnet visar då en ökning liknande de uppmätta mangankoncentrationerna. Korrelationen är inte perfekt men visar på en liknande ökningskorrelation för sjövattnandel i uttagsbrunnar 1401 och 1402 som för de observerade mangankoncentrationerna. Under pumpningsperioden då grundvatten pumpades från brunnarna 1201 och 1202 hade pumpningen inte pågått tillräckligt länge för att påvisa en ökning vid dessa brunnar. Den modellerade minskning av sjövattnandel som ses vid slutet av 2017 beror troligen

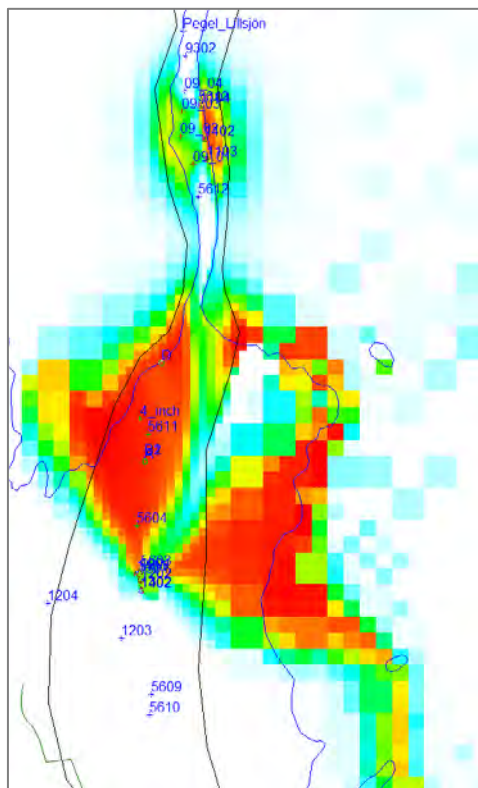
på en serie av nederbördstillfällen (se Figur 5-7). Det är dock sannolikt att den modellerade sjövattnandelen skulle fortsätta öka efter december 2017.



Figur 5-16. Jämförelse av modellerad andel av sjövattnen och mangankoncentrationer vid uttagsbrunnar.

Modelleringar med en mindre retardationsfaktor visar att sjövattnandelen fortsätter att öka vid båda brunnar till dess att den planar ut vid ca 90% i 1401 och 60% i 1402.

Figur 5-15 visar en karta över sjövattnandel i grundvatten vid slutet av 2017. De röda områdena motsvarar en sjövattnandel på 100 % medan de vita områdena motsvarar 0 % sjövattnen. Sjövattnen dras från både Öjaren och Lillsjön till brunnarna 1401 och 1402. Kartor för sjövattnandelen vid andra tidpunkter redovisas i bilaga B.



Figur 5-17. Modellerad sjövattnandel i grundvatten vid slutet av 2017 (röd: 100 % sjövattnen, vit: 0 % sjövattnen).

5.10 Modelleringsscenarier

Olika framtidsscenarier har simulerats för att bedöma påverkan på grundvattenkvalitet och -kvantitet av extrema väder, klimatförändringar, alternativa uttagsscenarier och alternativa uttagsplatser.

Det första scenariot undersöker effekter av en succession av flera torra år. Speciellt under sommaren, när avdunstning och vattenbehovet från vegetationen är högt kan en minskning eller frånvaro av nederbörd leda till torr mark och sjunkande grundvattennivåer. Effekten har observerats i flera regioner i Sverige under sommaren 2018. Vid Rökebo skulle mindre nederbörd under konstant grundvattenuttag kunna leda till en ökad inträngning av sjövattnen som kompenserar för den minskade grundvattenbildningen. Scenariomodelleringen undersöker hur stor ökningen av sjövattninträngning kan bli och hur det kan komma att påverka grundvattenkvaliteten med hänsyn till manganhalter.

Det andra scenariot betraktar förändringar i grundvattenbildning mellan ett framtida klimatscenario och en baseline för åren 1987 – 2017. För scenarierna används 200 år av statistiskt fördelat data för temperatur, nederbörd och evapotranspiration, uttryckts som medelvärden för perioder 1987 – 2017 och 2050 - 2070. En mer detaljerad beskrivning av metodiken och hur förändring av temperatur, nederbörd och evapotranspiration beräknades finns i Bilaga 1 (Hydrologisk modellering av sjön Öjaren).

Det tredje scenariot simulerar effekter av ett periodiskt grundvattenuttag som sker bara under sommarmånader. Inget grundvatten pumpas från december till april när den största andelen grundvatten bildas.

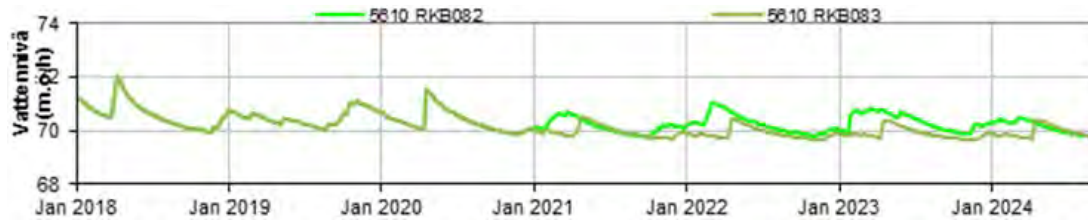
I det fjärde scenariot flyttas uttagsbrunnarna i Årsundaåsen uppströms sjöarna för att undersöka om den placeringen kan minska effekterna av ett periodiskt grundvattenuttag med avseende på sjövattninträngningen.

5.10.1 Succession av flera år med lite nederbörd

Med en årsnederbörd på 495 mm var 2013 det torraste året under perioden 2010 – 2017 som ingick i grundvattenmodelleringen, jämfört med ett medelvärde på 642 mm för hela perioden. För att uppskatta effekten av flera torra år liknande 2013 med avseende på grundvattennivåer och -kvalitet simulerades en upprepning av väderdata för perioden 2010 till 2017 för åren 2018 till 2024. Resultaten jämfördes sedan med en liknande modell där nederbörd, temperatur och evapotranspirationsdata för 2020 till 2024 ersattes med data från 2013 (fem succesiva år med 2013 års data). Årligt grundvattenuttag sattes till att vara konstant enligt 2017 års nivå.

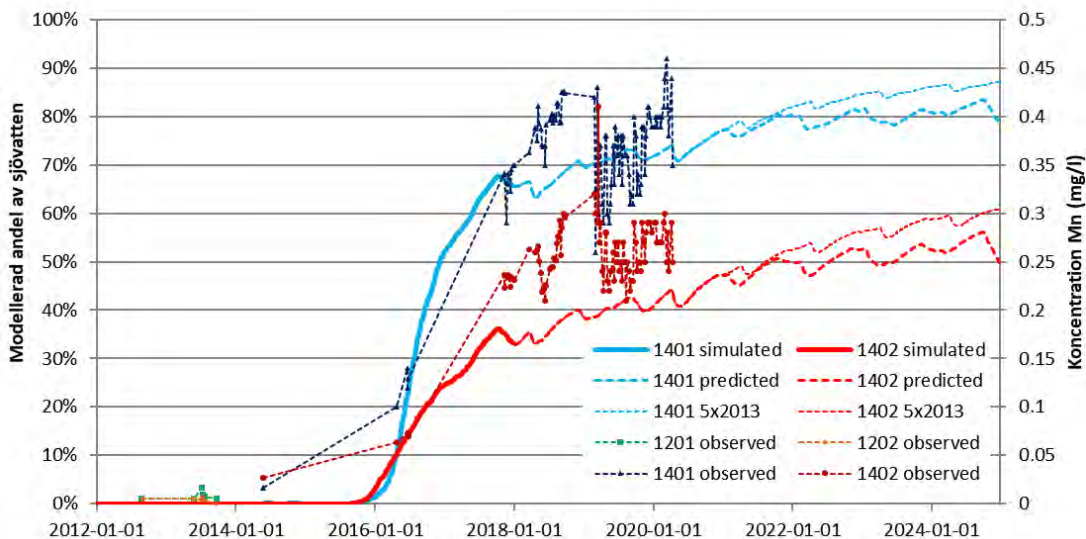
Den beräknade grundvattenbildningen för de två modellerna användes sedan i två grundvattenflödes- och transportmodeller för att uppskatta effekter på sjövattninträngning och grundvattenkvalitet.

Resultaten indikerar att en upprepning av torra år endast har en liten effekt på grundvattennivåer, som enligt modellen minskar med som mest 0,5 m under våren 2024.



Figur 5-18. Grundvattennivåer med (RKB083) och utan (RKB082) succession av torra år.

Den minskade grundvattenbildningen kompenseras med en ökad inträngning av sjövattnen. Figur 5-18 visar att enligt modellen skulle en upprepning av väderförhållandena för perioden 2010 - 2017 leda till en ökning av sjövattnandelen i pumpat grundvatten vid båda uttagsbrunnarna. Effekten är ännu starkare i modellen som simulerar 5 successiva år med 2013 års väderförhållanden, där en ökning av sjövattnandelen på 11% ses vid 1401 och 22% vid 1402 vid slutet av modelleringsperioden. Detta jämfört med modellresultaten för klimatförhållanden utan upprepning av 2013 års data.



Figur 5-19. Modellerade sjövattnandel vid uttagsbrunnar med och utan succession av torra år.

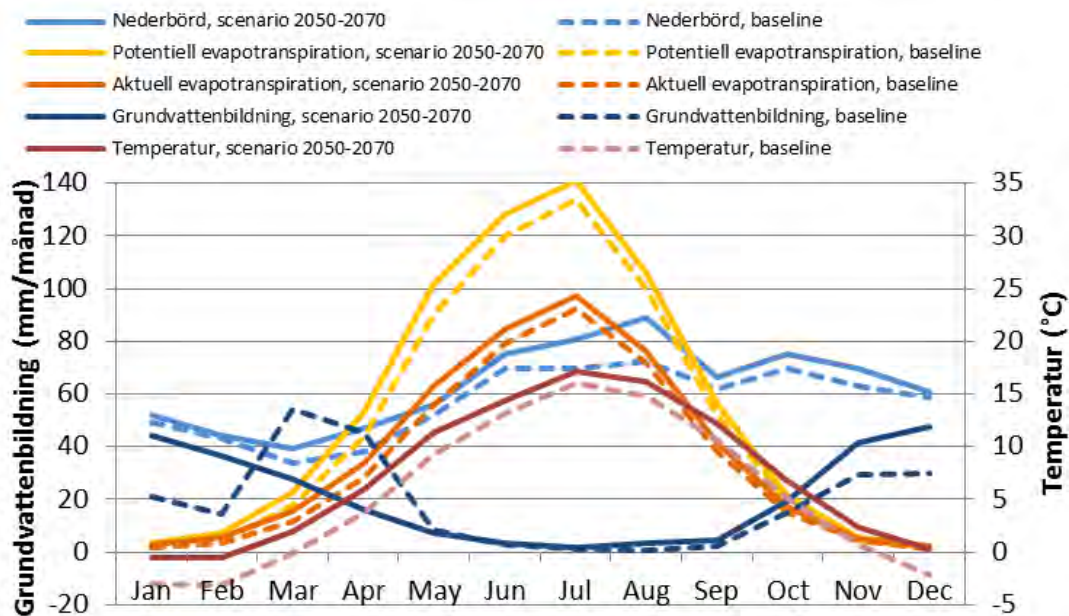
Större mängd sjövattninträngning och högre andel sjövattnen i det pumpade grundvattnet indikerar att ett torrare klimat kan komma att förstärka problematiken med höga mangankoncentrationer.

5.10.2 Framtidsklimatscenario

Baserat på medelvärden för temperatur och nederbörd beräknades statistiskt fördelade tidsserier för dygnsvärden för nederbörd, temperatur och evapotranspiration. Medelvärdena för framtidsscenario baserades på RCP 4,5 klimatscenarier för perioden 2050 – 2070. För en statistisk beskrivning av den nuvarande situationen, en så kallad baseline, användes medelvärden för observerad nederbörd och temperatur för perioden 1987 till och med 2017.

Grundvattenbildning inom modellområdet har beräknats för såväl tidsserierna för baseline som framtidsklimat. Figur 5-19 visar att medelvärden för samtliga parametrar som använts för beräkning av grundvattenbildning, såsom temperatur, nederbörd och evapotranspiration, ökar i framtidsscenario i jämförelse med baseline. De relativa förändringarna är störst för nederbörd, som visar en ökning om 23% i augusti-månad.

I framtidsscenarioet ökar årsmedelvärdet för grundvattenbildning med cirka 13 % jämfört med baseline, där de största förändringarna i relation till baseline sker under vinter och vår, från november till maj. Detta är en följd av högre medeltemperaturer, vilket minskar fastläggning av nederbörd i form av snö och därmed genererar en jämnare fördelning av grundvattenbildning under dessa månader. Detta medför även att grundvattenbildning i framtidsscenarioet ökar under perioden november till februari och minskar under mars och maj jämfört med baseline



Figur 5-20. Månadsmedelvärden av temperatur, nederbörd, evapotranspiration och grundvattenbildning från klimatsceneriermodellering.

En ökning av grundvattenbildningen skulle innebära en förbättring av grundvattensituationen vid Rökebo. Om grundvattenuttaget bibehålls på 2017 års nivå skulle akviferens behov av att balansera uttaget genom sjövattninträngning minska. Ökningen i grundvattenbildning är dock marginell och enligt sjömodellen kommer koncentrationerna av organiskt material i sjövattnet öka med 15 % under samma tid (se Bilaga 3 – Ytvattenkemisk Modellering). Enligt de scenarier som antagits i modellen kommer klimatförändringar att leda till fler och kraftigare nederbördsepisoder samt varmare temperaturer. Den förutsagda ökningen av temperaturer kommer vidare att medföra en ökning av grundvattentemperatur och därmed även en ökning av mikrobiell aktivitet och syreförbrukning i grundvatten, vilket gynnar mobilisering av mangan. Ökade temperaturer, som ger ökad mikrobiell aktivitet, kan också frigöra bundet mangan ur jord. Vidare kan kraftiga nederbördsepisoder leda till utökad transport av mangan från avrinningsområdet vilket har påvisats på flera håll i Storbritannien (Heal, 2001). Även ökad mobilitet hos järn har noterats i Storbritannien till följd av mildare vintrar och varmare somrar (Cannell & Pitcairn, 1993). Det är möjligt att manganhalten redan nu är påverkade av pågående klimatförändringar i Sverige.

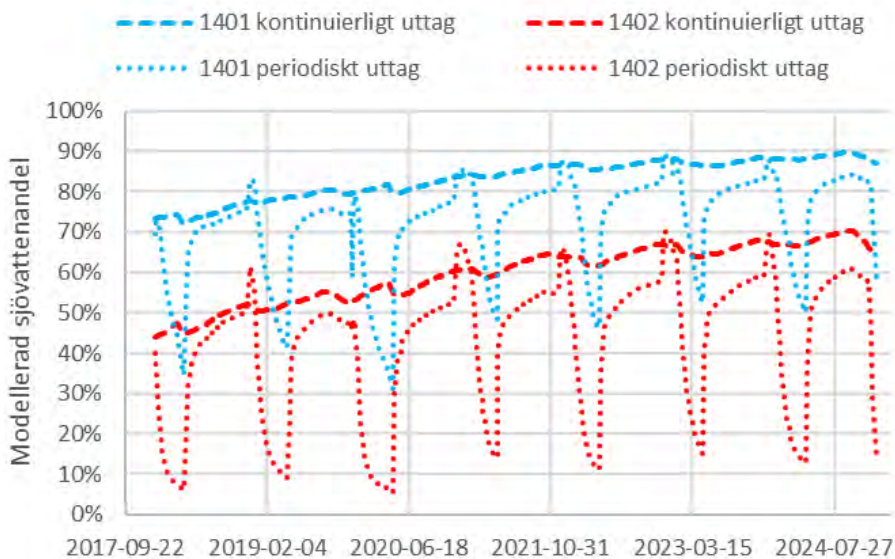
Sammantaget talar flera faktorer för att halten av mangan i yt- och grundvatten kan komma att öka i framtiden.

5.10.3 Periodisk pumpning från uttagsbrunnar 1401 och 1402

Den nuvarande kontinuerliga grundvattenpumpningen från brunnarna 1401 och 1402 överstiger grundvattennybildningen och inducerar en inträngning av sjövatten i akviferen. Som ett resultat av detta pågår en försämring av grundvattenkvalitet på grund av ökande mangankoncentrationer.

Grundvatten är mest värdefullt som dricksvattenresurs under sommarmånaderna när vattentemperaturen och den bakteriella belastningen i ytvatten från Öjaren stiger och ökar kravet på råvattenbehandlingen. Under vintermånaderna är ytvattenkvaliteten bättre och vatten från Öjaren skulle hypotetiskt kunna användas som den enda råvattenkällan.

För att undersöka i vilken grad en periodisk avstängning av grundvattenuttag under vintern skulle kunna leda till en återhämtning av grundvattenkvaliteten och en minskning av mangankoncentrationer, simulerades ett scenario där grundvatten pumpades bara från maj till slutet av november. Från december till april, vilket är den period när den största andelen grundvatten bildas, innebar scenariot avstängda grundvattenpumpar. Från första maj till sista november pumpas 1 800 m³/dygn (150 m³/h) från var och en av brunnarna 1401 och 1402. Klimatdata och beräknad grundvattenbildning från perioden 2010 till 2017 upprepades för att modellera tidsperioden 2018 till 2024. Utgångssituationen var fördelningen av den modellerade sjövattnandelen i grundvattnet under slutet av 2017 (se Figur 5-16).



Figur 5-21. Modellerad andel sjövattnandelen vid uttagsbrunnar 1401 och 1402 för kontinuerlig och periodisk pumpning.

Figur 5-20 visar att ett periodiskt grundvattenuttag inte leder till en permanent minskning av sjövattnandelen vid uttagsbrunnarna 1401 och 1402. En minskning observeras bara under tiden brunnarna är avstängda medan sjövattnandelen ökar snabbt efter pumparnas omstart. I slutet av varje pumpningsperiod sjövattnandelen högre än på slutet av den förra perioden. Jämfört med ett kontinuerligt grundvattenuttag sker dock ökningen av sjövattnandelen långsammare vid båda brunnarna. På slutet av modelleringsperioden ligger sjövattnandelen vid periodiskt uttag mellan 7 och 15 %, vilket är lägre än med ett kontinuerligt uttag.

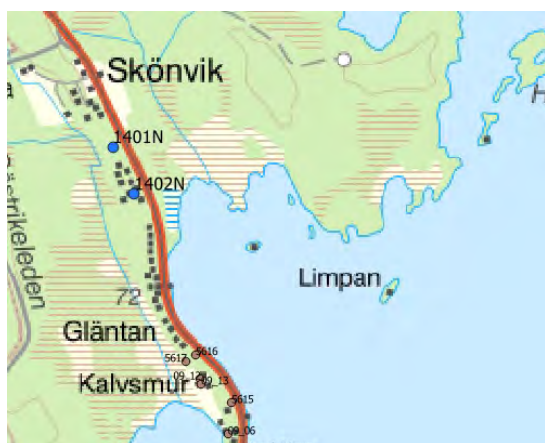
Detta resultat tolkas som att en periodisk drift av uttagsbrunnarna 1401 och 1402 under 7 månader per år inte skulle leda till en minskning av manganhalterna i råvattnet, utan bara en långsammare ökning av koncentrationer. Förklaringen till detta är att det organiska materialet som tränger in i akviferen med sjövattnet finns kvar, även efter att den inducerade sjövattninträngningen upphör. Mikrobiell nedbrytning av detta material och därmed också syreförbrukning och manganreduktion fortsätter till dess att det organiska materialet har förbrukats eller utvättats med opåverkat grundvatten. Den grundvattennybildning som sker under avstängningsperioden räcker dock inte för att tränga bort sjövattnet med lösta organiska ämnen och löst mangan.

Modellen är dock bara en starkt förenklad bild av de processer som sker i grundvattnet och resultatet skulle därför tjäna på att valideras med hjälp av mätdata. En tidsbegränsad avstängning av båda uttagsbrunnar och en övervakning av grundvattenkvalitet kunde vara en möjlighet att göra det.

5.10.4 Grundvattenuttag från Åsundaåsen norr om sjöar

Det aktuella läget för uttagsbrunnarna 1401 och 1402 är nedströms sjöarna Öjaren och Lillsjön. Det betyder att det naturliga grundvattenflödet i åsen förstärker tillflödet av sjövattnet till uttagsbrunnarna. En hypotes är att en placering av uttagsbrunnarna uppströms sjöarna skulle medföra att det naturliga grundvattenflödet motverkar sjövattninträngningen. Detta skulle minska sjövattninträngningen under uttagsperioder och stödja en mer permanent förbättring av grundvattenkvaliteten under avstängningsperioder.

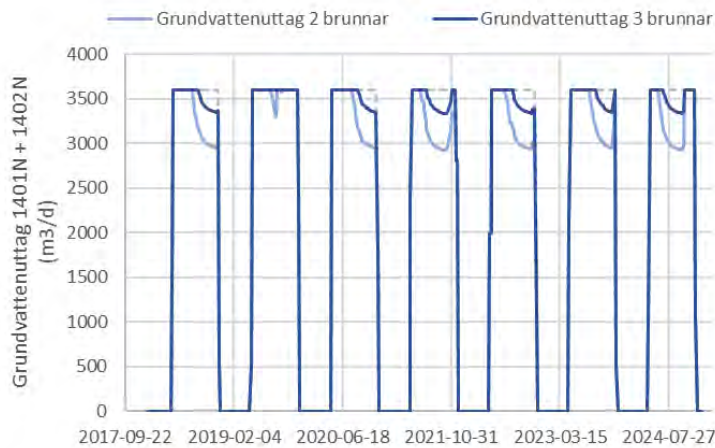
För att testa hypotesen placerades (i modellen) två uttagsbrunnar 1401N och 1402N norr om sjöarna. Området som valdes ligger i den del av åsen som enligt SGU har liknande uttagsmöjligheter (mellan 25 och 125 l/s) som söder om sjöarna. Brunnarna placerades på ställen med relativt tjock omättad zon och låg akviferbotten för en hög uttagspotential. Inga andra aspekter ingick i placeringen. Ur båda brunnarna pumpades 1 800 m³ per dygn, under uttagsperioden maj till november.



Figur 5-22. Alternativa uttagsbrunnar 1401N och 1402N uppströms av sjöar Öjaren och Lillsjön.

Enligt modellen är grundvattentillgången inte lika bra som i det aktuella uttagsområdet vid Rökebo och uttagsvolymerna kan vid slutet av en uttagsperiod ofta inte uppfyllas helt. I modellen ledde det till det genomsnittliga uttaget minskade med 7 % på årsbasis över hela modelleringsperioden, men med enskilda år med så mycket som 10 %.

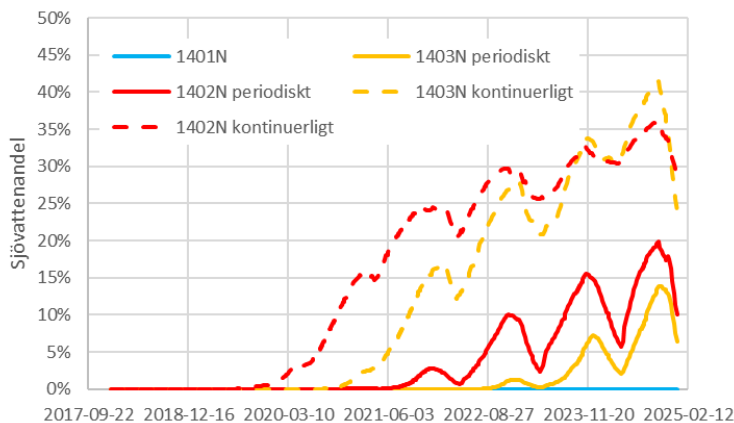
För att förbättra grundvattentillgång vid uttagsplatser placerades en tredje brunn, 1403N, emellan 1401N och 1402N. Uttagsflödena anpassades till 1 200 m³ per dygn och brunn. Det totala uttaget stannade därmed vid 3 600 m³ per dygn. De möjliga uttagsmängderna var fortfarande mindre än de önskade 3 600 per dygn men skillnaden var då bara 2% (Figur 5-22).



Figur 5-23. Modellerat grundvattenuttag från två och tre brunnar. Skillnaden till den gråa streckad linjen visar när uttaget minskade pga. otillräcklig grundvattentillgång.

Påverkan av grundvattenuttag på sjövattneträngning har därför modellerats för uttag från tre brunnar som pumpar 1200 m³ per dygn. Modelleringen innefattade både ett kontinuerligt uttag som det sker idag vid Rökebo och ett periodiskt uttag enligt de parametrarna som presenterades tidigare.

Vid de två uttagsplatserna 1402N och 1403N, som låg närmast sjöarna, observerades en ökning av sjövattnandelen vid uttagsbrunnarna under modelleringsperioden. Effekterna sågs tidigare för scenariot med kontinuerlig pumpning, vid uttagsplats 1402N, som ligger närmast sjöarna, efter lite knappt två år. I scenariot med periodisk pumpning börjar sjövattnandelen vid 1402N stiga efter ca 3,5 år. På slutet av modelleringsperioden når sjövattnandelen mellan 35 och 40% för scenariot med kontinuerlig pumpning och 15 - 20% för periodiskt grundvattenuttag (Figur 5-23). Vid uttagspunkt 1401N detekterades ingen ökning av sjövattnandelen under modelleringsperioden.

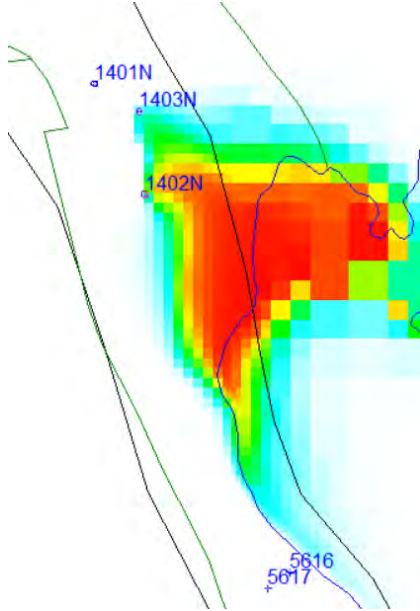


Figur 5-24. Modellerat sjövattnandel för kontinuerligt och periodiskt grundvattenuttag av totalt 3 600 m³ per dygn från tre brunnar.

För båda scenarierna minskar sjövattnandelen i grundvatten under våren på grund av ökad grundvattenbildning. I scenariot med periodisk pumpning förstärker avstängningen av uttaget

den effekten. Därefter stiger dock sjövattnandelen igen och den övergripande trenden är för bägge scenariorna en kontinuerlig ökning.

Figur 5-24 visar en karta av modellerad sjövattnandelen i grundvatten vid slutet av 2024 för scenariot med periodisk pumpning. Kartor för andra tidpunkter finns i Bilaga C.



Figur 5-25. Modellerad sjövattnandel i grundvatten vid slutet av 2024 (röd: 100 % sjövattnen, vit: 0 % sjövattnen).

6 Diskussion

6.1 Modellerade grundvattennivåer och hållbara uttagsmängder

Den numeriska grundvattenmodellen visar att en stor andel av det vatten som pumpas från uttagsbrunnarna 1401 och 1402 kommer från sjöarna Öjaren och Lillsjön, belägna uppströms uttagsbrunnarna. Erhållna resultat från provpumpningar, vattenprovtagning och modellering visar att isälvsedimenten har en bra hydraulisk transmissivitet och en bra hydraulisk koppling till sjöarna vilket medför att uttagsbrunnarna pumpar grundvatten från ett stort område i isälvsedimenten. Koncentrationsprofiler av flera ämnen, främst löst organiskt material visar att det sker en inträngning av sjövatten till akviferen (se kapitlen 4.4 och 6.1). Ökade uttagsmängder leder därför förmodligen till en relativt liten minskning av grundvattennivåer i åsen men istället till en ökning av sjövattnemängder som tränger in i akviferen. När det organiska material som sjövatten innehåller bryts ner i akviferen resulterar det i en minskning av grundvattnets syrekonzentration vilket i sin tur leder till en ökning av mangan- och järnkonzentrationer i grundvattnet. Grundvattenanalyserna visar att koncentrationen av mangan i pumpat grundvatten ökat kontinuerligt sedan 2015 när en relativt konstant uttagsregim vid brunnarna 1401 och 1402 etablerades. Grundvattennivåerna under denna period har dock bibehållit en relativt konstant nivå.

Den hållbara uttagsvolymen, det vill säga den volym som kan uttas från grundvattentäkten utan att grundvattentillgänglighet försämras långsiktigt kvantitativt eller kvalitativt, är därför vid Rökebo begränsat av kvalitativa anledningar. En detaljerad modellering av vattenkvalitetsaspekter har dock inte ingått projektet. De förenklade transportmodelleringarna som utfördes indikerar dock att de förhöjda mangan- och förmodligen även järnkonzentrationerna kan komma att fortsätta öka om grundvattenpumpningen behålls på dagens nivåer. Framtidens klimatförändringar kommer dessutom sannolikt förstärka problematiken. Enligt modelleringen började sjövattninträngning till akviferen samtidigt som grundvattenpumpningen påbörjades. I och med en fortsatt grundvattenpumpning ökade det påverkade området inom akviferen och resulterade i ökade koncentrationer i uttaget grundvatten när påverkansområdet nådde uttagsbrunnarna. Graden av och tidpunkten för koncentrationsökningarna beror på uttagsmängder, kontinuitet och varaktigheten i pumpningen.

Två driftscenarier för grundvattenpumpningen har modellerats för att undersöka om de skulle kunna leda till en förbättring av grundvattenkvalitet vid uttagsbrunnar:

1. Intermittent pumpning bara under sommarmånaden när det är mest problematiskt att använda sjövatten

Resultaten visar att en intermittent drift av uttagsbrunnarna 1401 och 1402 under 7 månader per år från maj till november inte leder till en förbättring av grundvattenkvalitet. Enligt modellen ökar sjövattnandelen vid uttagsbrunnarna år efter år, även om det sker långsammare än med kontinuerlig pumpning. Detta leder till slutsatsen att periodisk pumpning bara skulle sänka ökningstakten av mangankonzentrationer men att kvalitetsproblemet skulle kvarstå.

2. Förflyttning av uttagsbrunnar till positioner uppströms sjöarna och intermittent grundvattenuttag.

Modellen indikerar att även om uttagsbrunnar placeras uppströms sjöarna kommer ett grundvattenuttag av ca 3 600 m³ per dygn under pumpperioder leda till sjövatteninträngning och en ökning av sjövattenandelen i det pumpade grundvatten. Effekterna syns efter ca 3,5 år, senare jämfört med ett kontinuerligt uttag, och ökningen sker långsammare. På längre sikt kommer dock sjövatten och lösta organiska ämnen nå uttagsbrunnarna och mangankoncentrationer i råvatten kommer att öka.

Resultaten av modelleringar tyder på att grundvattenuttaget om 3 600 m³ per dygn är högre än den naturliga grundvattentillgängligheten och bara kan upprätthållas över längre tid om sjövatten strömmar in i åsen. När området som påverkas av sjövatteninträngning väl hade nått uttagspunkterna kunde inte en periodisk avstängning av brunnarna bidra till en förbättring av råvattenkvalitet. Detta eftersom de lösta organiska ämnen som kommit från sjövattnet fortfarande finns kvar i marken och de kemiska processer som dessa leder till - manganreduktion och lösning, kommer fortsätta. Enligt modelleringar skulle det behövas mycket längre avstängningstider än de 5 månader som antogs i scenariot för att nå en minskning av det påverkade området och av mangankoncentrationerna vid uttagsbrunnar.

Däremot skulle ett minskat grundvattenuttag som är mer anpassat till grundvattentillgängligheten i åsen kunna bevara grundvattenkvaliteten norr om sjöarna där grundvattnet sannolikt är opåverkat av sjövatteninträngning. Uttagsmängderna måste dock sänkas jämfört med dagens. När det periodiska grundvattenuttaget från de virtuella brunnarna reducerades med en tredjedel förutsåg modellen bara en ökning av sjövattenandelen i grundvattnet på 3% på slutet av modelleringsperioden om 8 år. Med en mängdreduktion om två tredjedelar modellerades ingen mätbar ökning av sjövattenandelen.

Modellen är dock en starkt förenklad bild av verkligheten. De kemiska processer som leder till ökningen av mangankoncentrationer modelleras inte direkt, utan indirekt som sjövatteninträngning. Retardationsfaktorer för sjövattnetransport som används i modellen och som bestämmer hur snabbt eller långsamt sjövattenandelen i grundvatten minskar under avstängningsfasen har anpassats till den observerade ökningen av mangankoncentrationer i råvatten från brunnarna 1401 och 1402 och beror inte på en beskrivning av kemiska eller fysikaliska processer. I modellområdet norr om sjöarna finns inga grundvattendata och modellen kunde därför inte kalibreras. De presenterade resultaten kan därför bara ge en indikation om potentiella uttagsmängder och skulle om möjligt behöva valideras med undersökningar och mätdata.

En tidsbegränsad avstängning av grundvattenuttag och en övervakning av grundvattenkvalitet över en längre tid (till exempel under vintermånaderna när ytvattenkvaliteten är bra) kunde vara en möjlighet att förbättra förståelsen om återhämtningsförmåga vid de aktuella uttagsplatserna och tillåta en anpassning av modellparametrar för att förbättra pålitligheten av modellprediktioner.

För en kvantitativ bedömning av korrelationen mellan uttagsmängder och mangankoncentrationer behövs dock en mer detaljerad vattenkemisk modellering.

6.2 Rekommendationer för en hållbar drift av grundvattenproduktion med bra kvalitet

Som beskrivits i kapitel 6.1 tyder grundvattenkvalitetsanalyser samt resultat från den förenklade transportmodelleringen på att grundvattenkvaliteten kommer att fortsätta försämrats om dagens pumpning fortsätter. För dricksvattenproduktionen innebär detta att en behandling av råvatten för förhöjda halter av mangan, järn och möjligtvis aluminium kan komma att behövas. Dessutom kan utfällning av mangan och järnoxider i pumpbrunnar komma att leda till igensättningar av filterspetsar och förkortade livstider för uttagsbrunnarna. Regelbunden kontroll och rengöring av uttagsbrunnarna rekommenderas därför.

En placering av nya uttagsbrunnar i åsen, norr om Lillsjön och därmed uppströms sjöarna, skulle kunna ge bättre förutsättningarna för uttag av grundvatten med bra kvalitet. Dock kommer även grundvattenuttag i dessa områden att inducera ett inflöde av sjövatten och därmed en ökning av järn- och mangankoncentrationer. Om brunnarna periodisk stängs av under vintermånader, när ytvattenkvaliteten inte uppvisar kvalitetsproblem, skulle dock det naturliga grundvattenflödet motverka sjövattninträngningen. Om dessutom uttagsmängderna minskas och anpassas bättre till grundvattentillgängligheten kan, enligt modelleringen, bra grundvattenkvalitet upprätthållas över långa tidsperioder. De anpassade uttagsmängderna är dock lägre än dagens uttagsmängder och grundvattnets andel i dricksvattenproduktionen skulle i det fallet minska, vilket kommer att kräva en justering av processer i dricksvattenverket.

Osäkerheterna i modelleringen är stora, men skulle minskas av en förbättring av grundvattenmodellen i regionen norr om sjöarna genom undersökningar av de lokala geokemiska och hydrauliska förhållandena. Åsens hydrauliska egenskaper norr om sjöarna är för tillfället svagt definierade i modellen då det saknas data rörande grundvattennivåer och grundvattenkvalitet för området.

6.3 Osäkerheter och begränsningar

Den kalibrerade grundvattenmodellen återskapade observerade grundvattennivåerna i området bra och påvisar korrelationen mellan uppmätta mangankoncentrationer och simulerade sjövattnandelar vid uttagsbrunnarna. Det finns dock fortfarande betydande osäkerheter avseende dokumenterade uttagsmängder, grundvattennivåer samt brist på grundvattennivådata på större avstånd från uttagsbrunnarna. Dessa osäkerheter påverkar de parametervärden som bestäms med hjälp av grundvattenmodellen, särskilt de höga hydrauliska konduktiviteterna nära uttagsbrunnarna. Osäkerheter finns också gällande de hydrauliskaegenskaper i åsen på större avstånd från uttagsbrunnarna. De uppmätta grundvattennivåerna vid det sydligaste belägna grundvattenröret 1305 är betydligt lägre än vid andra grundvattenrör vilket indikerar en brant hydraulisk gradient. En möjlig orsak kan vara att en zon med lägre hydraulisk transmissivitet är belägen mellan 1305 och uttagsbrunnarna. En sådan zon kan förorsakas av sediment med en lägre hydraulisk konduktivitet än vad som nu är representerat i grundvattenmodellen. En annan förklaring kan vara en förtunning av isälvsedimenten alternativt en lokal region med låg konduktivitet eller minskad tjocklek av mättat sediment. På grund av bristfälliga grundvattenmätningar inom denna region är det inte möjligt att bedöma hur denna gradient är

lokaliserad. Ytterligare grundvattenrör eller en geofysisk undersökning som dokumenterar grundvattennivån skulle förbättra modellen i detta område.

Till följd av avsaknad av grundvattennivådata norr och söder om uttagsbrunnarna är de hydrauliska parametrarna i dessa områden ej väldefinierade. Denna osäkerhet bör beaktas om modellen användas för att bedöma scenarier där nya uttagsbrunnar är belägna inom dessa områden.

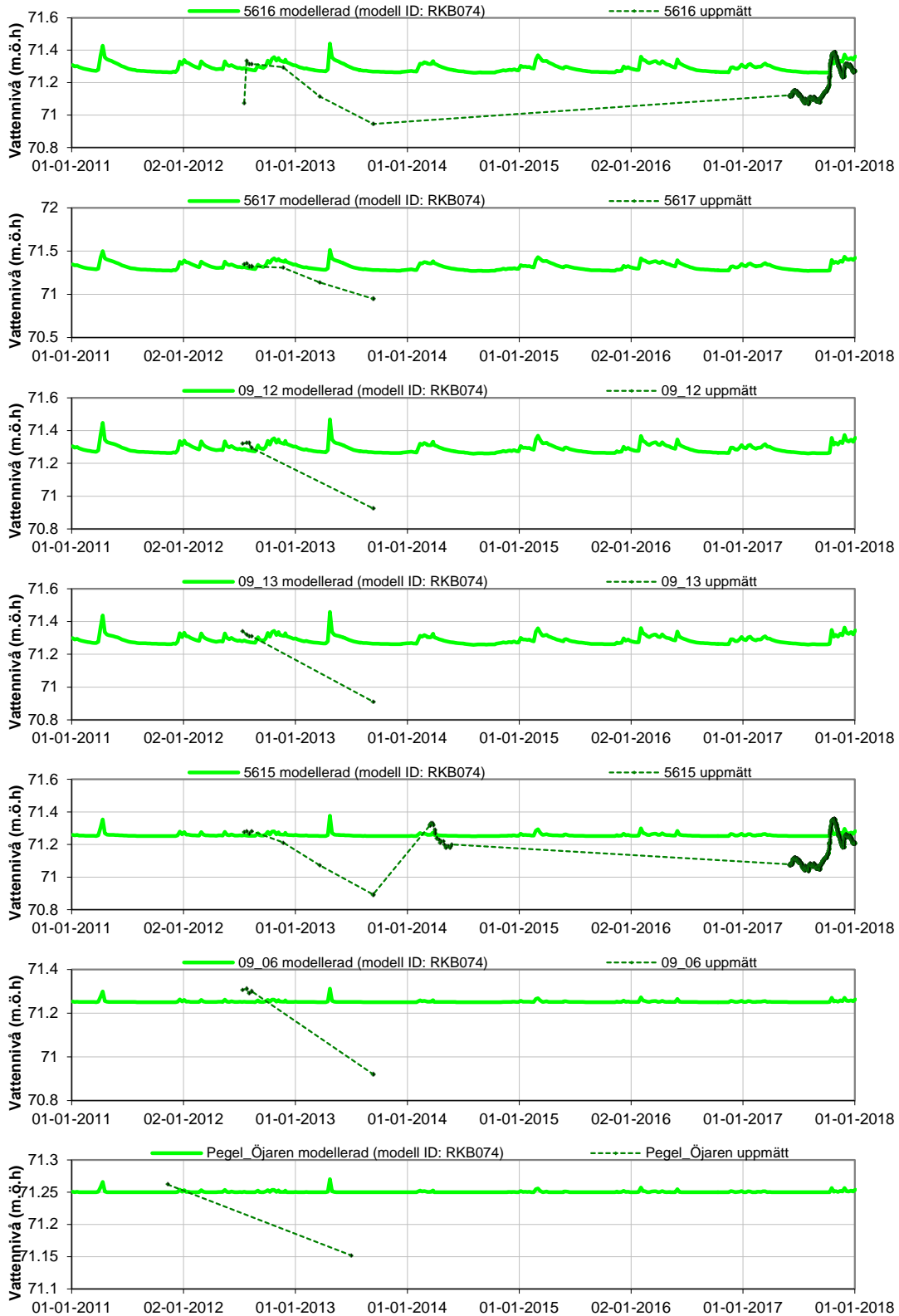
Transportmodelleringar är en mycket förenklad bild av verkligheten och resultaten skulle användas som indikationer som behöver ytterligare validering med fältdata.

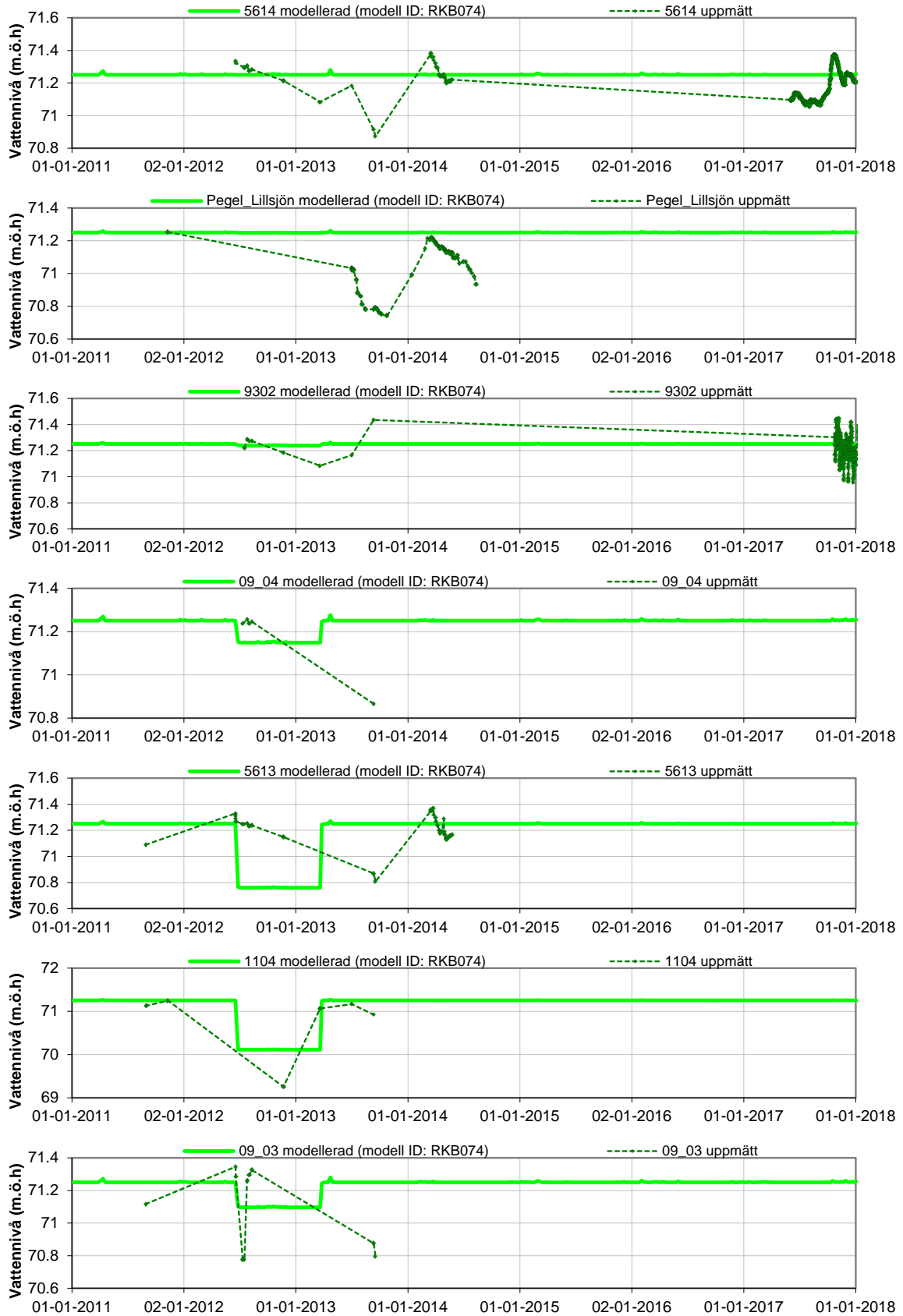
7 Referenser

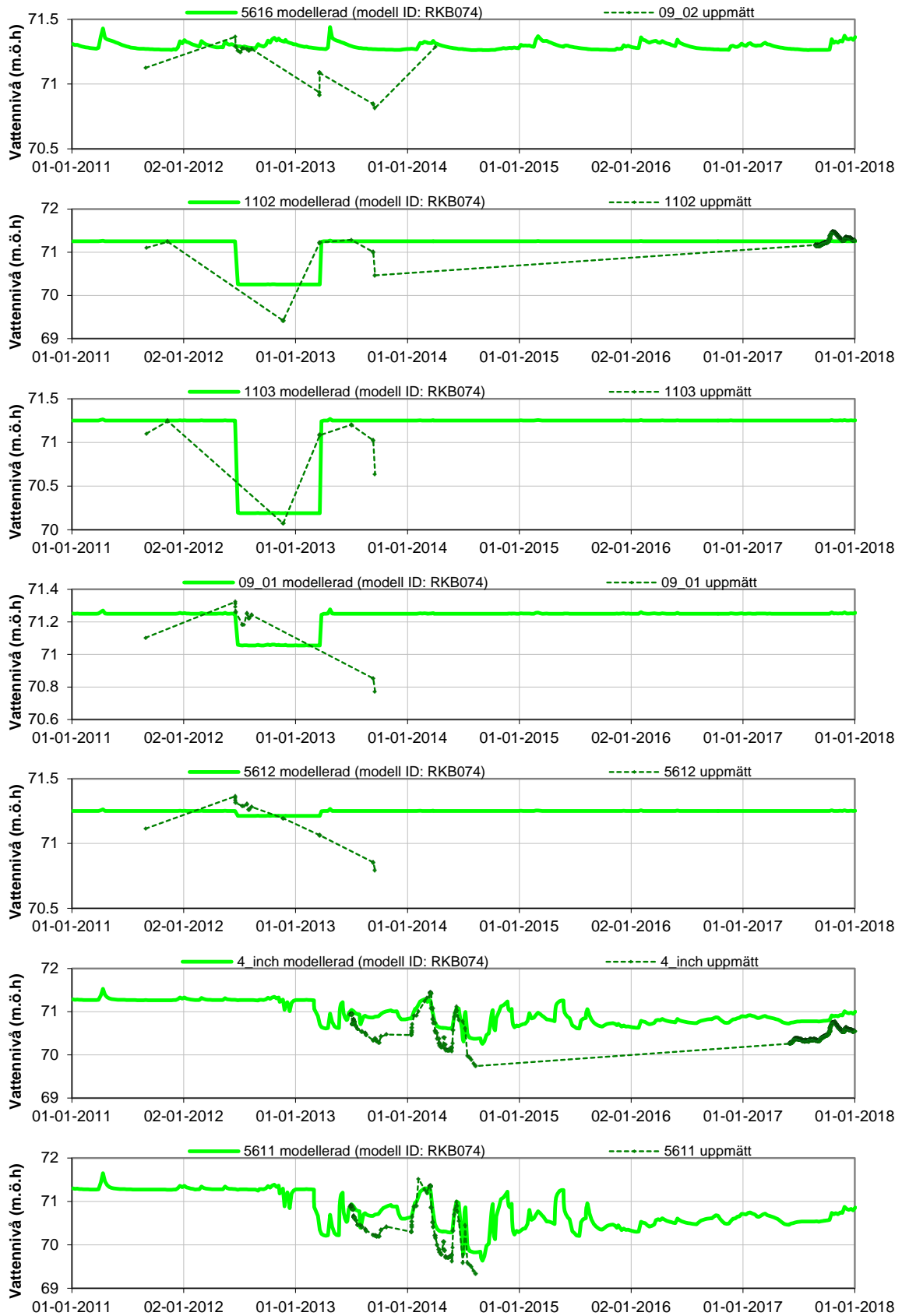
- Allen, R.G., Pereira, L.S., Raes, D. & Smith, M., 1998. Crop evapotranspiration: Guidelines for computing crop water requirements. FAO Irrigation and Drainage Paper 56.
- Cannell M.G.R. & Pitcairn C.E.R. (red.), 1993. Impacts of the mild winters and hot summers in the United Kingdom in 1988-1990, Department of the Environment, HMSO, London, p. 120-122.
- Doherty, J., 2016. PEST Model-Independent Parameter Estimation User Manual: 6th Edition. Watermark Numerical Computing.
- Heal K.V., 2001. Manganese and land-use in upland catchments in Scotland. The Science of the Total Environment 265, 169-179.
- Hiscock, K. & Grischek, T., 2002. Attenuation of groundwater pollution by bank filtration. Journal of Hydrology (266), 139-144.
- LMV, 2001, Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten, SLVFS 2001:30.
- McGuinness, J.L. & Bordne, E.F., 1972. A comparison of lysimeterderived potential evapotranspiration with computed values. Technical Bulletin 1452, Agricultural Research Service, US Department of Agriculture, Washington, DC.
- SGU 2018. Sveriges Geologiska Undersökning, kartvisare grundvattenmagasin, <https://apps.sgu.se/kartvisare/kartvisare-grundvattenmagasin.html>.
- Vatten & Miljöbyrån 2014. Miljökonsekvensbeskrivning. Grundvattenuttag vid Rökebo vattenverk, Sandviken Energi Vatten AB, Uppdragsnr. 14010.
- WHO 2017. Guidelines for drinking water, fourth edition, World Health Organization, pp. 631.

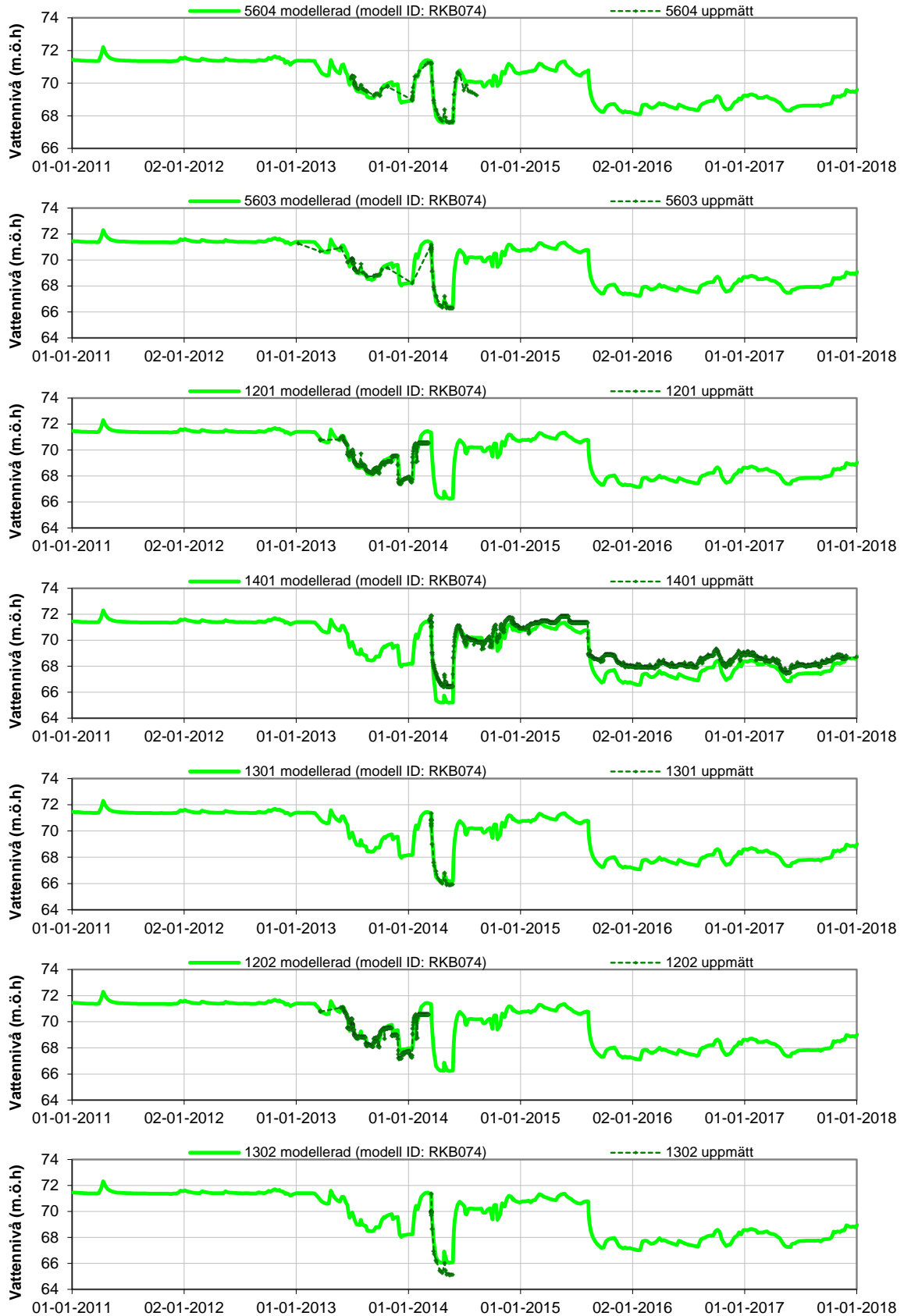
Bilaga A

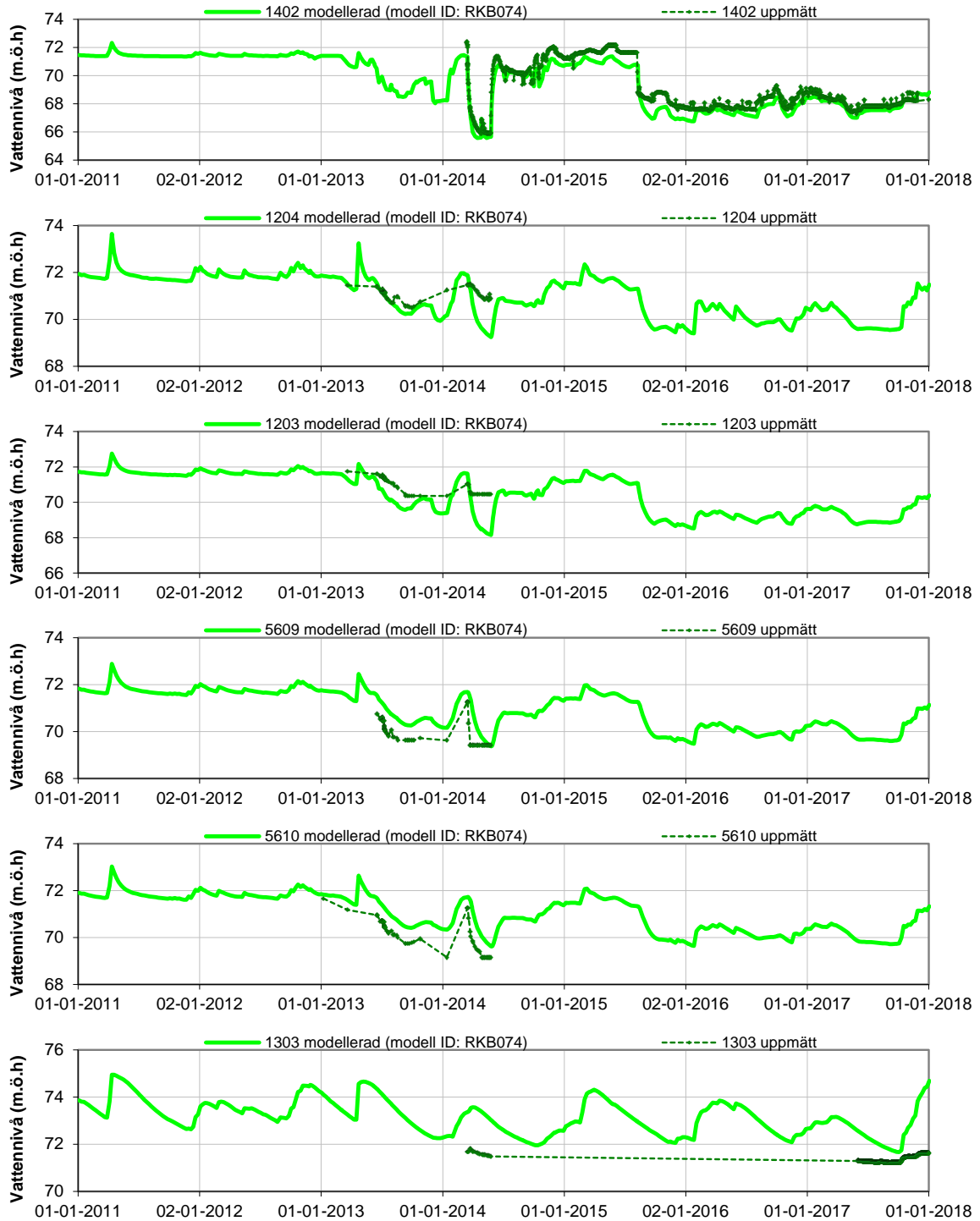
Modellerade och observerade grundvattennivåerna (från norr till söder).

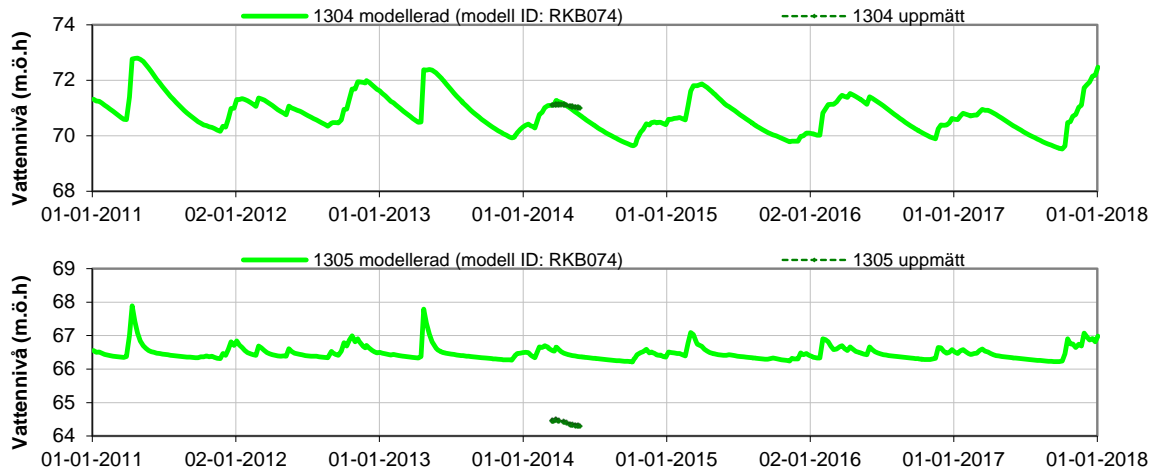


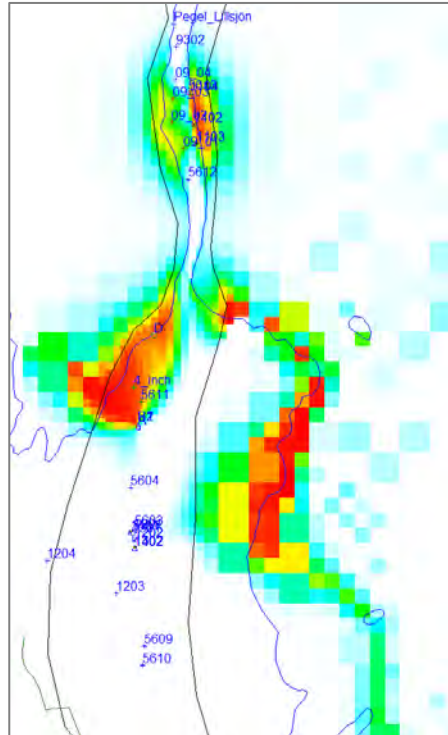
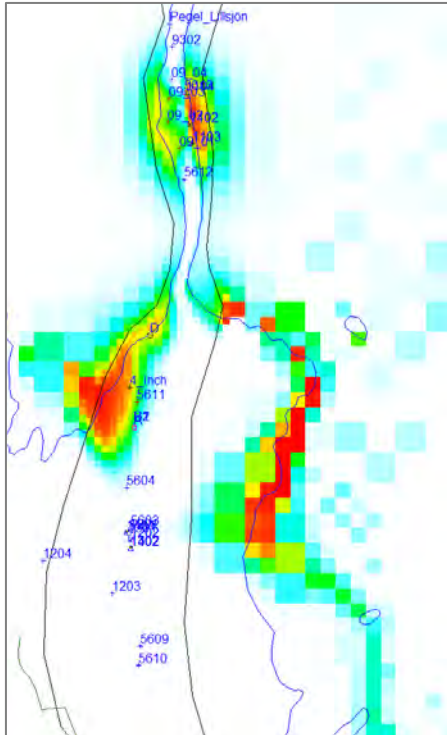




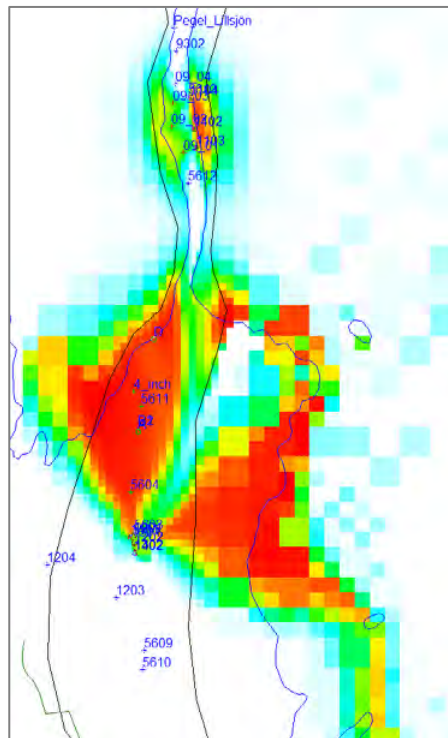
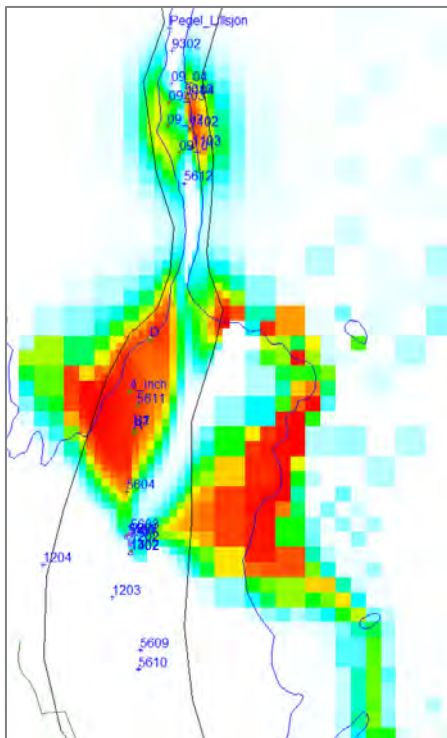








Vänster: Maj 2014 (slutet av första perioden av pumpning från 1401 och 1402); Höger: Juli 2015 (slutet av andra perioden av pumpning från A och B)



Vänster: Juni 2016 (när vattenprovtagning gjordes under fältbesöket); Höger: Januari 2018 (slutet av modellering)



Bilaga 3 - Ytvattenkemisk modellering Öjaren

Mikael Malmaeus

1 Syfte

Att öka förståelsen för omsättningen av fosfor och organiskt kol i Öjaren och hur denna kan komma att förändras i framtiden, och hur dessa förändringar skulle kunna påverka koncentrationerna av dessa ämnen i sjöns vattenmassa, som i sin tur utgör en viktig råvattentäkt för Sandviken.

2 Metodik

För att uppnå detta syfte har två massbalansmodeller, för fosfor respektive totalt organiskt kol (TOC), applicerats i Öjaren. Inför modelleringen har en datainsamling skett.

3 Data

Datainsamlingen omfattade en rad parametrar och här redovisas de data som använts i modelleringen. Vid 4 tillfällen under 2018 togs vattenprover i Öjaren och i tillrinnande vattendrag. Vid det första tillfället (april) låg is på sjön och sjövattnet togs därför från utloppet. Vid övriga tillfällen togs prov från en punkt mitt i sjön (N60°44'28, E16°52'20) med hjälp av en båt och därmed kunde både ytvatten (1 meter) och djupvatten (5 meter) provtas. Data från dessa provtagningar visas i **Tabell 1**. Morfometrisk information som använts visas i **Tabell 2**.

Tabell 1. Resultat från provtagning i Öjaren vid 4 tillfällen under 2018. Totalt organiskt kol (TOC), löst organiskt kol (DOC), totalfosfor (TP), temperatur (Temp) och syrgas (O₂).

Parameter	Djup	180410	180503	180614	181101
TOC (mg/l)	1 m	19	20	18	14
	5 m		20	18	15
DOC (mg/l)	1 m	18	19	17	15
	5 m		19	18	15
TP (µg/l)	1 m	12	11	7	3
	5 m		8	8	7
Temp (°C)	1 m		5,8	17,6	4,1
	5 m		5,8	17,5	5,8
O ₂ (mg/l)	5 m		9,7	3,6	8,7

Tabell 2. Morfometrisk information om Öjaren

Medeldjup (m)	4.66
Maxdjup (m)	10.0
Omsättningstid (år)	2.23
Yta (km ²)	19.6

Vattenomsättningen har modellerats separat för Säverängsås och Hallsjöbäcken (Bilaga 1 – Hydrologisk modellering för sjön Öjaren), och i dessa vattendrag har även koncentration av organiskt kol och fosfor uppmätts samtidigt som sjövattnet provtagits. Vid modelleringen har data

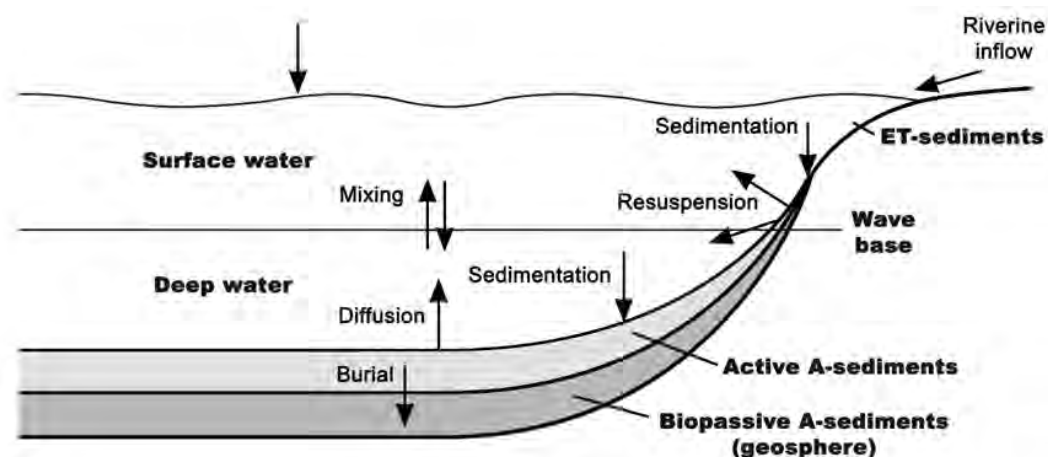
kombinerats så att tillförseln betraktas som ett inflöde (Tabell 3). För månader där mätningar saknats har data interpolerats fram.

Tabell 3. Vattenflöde och koncentration av fosfor och organiskt kol i Öjarens inflöden

	Vattenflöde	TOC	TP
	m ³ /mån	mg/l	µg/l
Januari	3 392 647		
Februari	4 178 203		
Mars	4 458 276		
April	4 054 034	24	26
Maj	1 699 128	22	5
Juni	945 150	22	19
Juli	592 436		
Augusti	853 589		
September	1 439 063		
Oktober	3 220 879		
November	3 757 827	17	15
December	3 655 640		

3.1 Fosformodell

Den fosformodell som applicerats är en en-dimensionell massbalansmodell som beräknar koncentrationen av fosfor i vattenmassan genom att numeriskt lösa det system av ordinära differentialekvationer som uppstår när de flöden som redovisas i Figur 1 parameteriseras.



Figur 1 Principskiss över substansflöden i ett akvatiskt system. Från Karlsson (2011).

I modellen särskiljs ackumulationsbottnar (A-sediment), d.v.s. bottnar med kontinuerlig deposition av finmaterial, från erosions- och transportbottnar (ET-sediment), d.v.s. bottnar varifrån finmaterial kan eroderas eller resuspenderas. Det botten djup där gränsen mellan A- respektive ET-sediment går benämns vågbas (Håkanson & Jansson, 1983). Vågbasens läge och gränsen mellan ytvatten och djupvatten har bestämts med hjälp av uppmätta temperaturprofiler. Vågbasens läge bestämmer i

sin tur utbredningen av olika bottentyper. Förutom vattenflöden simuleras i denna modell också den vertikala omblandningen mellan yt- och djupvatten, sedimentation, resuspension, begravning och läckage från sediment. Modellen finns närmare beskriven i Malmaeus et al. (2008).

3.2 TOC-modell

I princip samma modell som för fosfor har också använts för modellering av organiskt kol. Modellen hanterar totalt organiskt kol (TOC) men eftersom löst organiskt kol (DOC) utgör mer än 95 % av TOC (se Tabell 1) så är resultaten i princip giltiga också för DOC. För att beskriva massbalansen för organiskt kol behöver primärproduktion och nedbrytning också inkluderas utöver de flöden som ovan beskrivits för fosfor. Primärproduktionen styrs av temperatur och fosforhalt varav den senare hämtas från fosformodellen. Modellen för TOC finns närmare beskriven av Lidén (2003).

3.3 Scenarier

En rad klimatscenarier för Sverige har tagits fram av SMHI (Sjökvist et al., 2015) och i detta sammanhang har vi valt att för Öjarens del använda oss av det scenario som kallas RCP4,5 (se Bilaga 1 – Hydrologisk modellering sjön Öjaren). Temperaturscenarier för ett antal mellansvenska sjöar har tidigare tagits fram av Malmaeus m.fl. (2006), däribland Erken i östra Uppland. Eftersom vattentemperaturer saknas i Öjaren under perioden december-mars så har vi antagit att vattentemperaturen i Erken är någorlunda representativ. Övriga månader har uppmätta och interpolerade temperaturer antagits för 2018, och den simulerade temperaturökningen i Erken har antagits även för Öjaren (Tabell 4).

Tabell 4 Temperatur (°C) i ytvatten och djupvatten 2018 och i ett framtidsscenario.

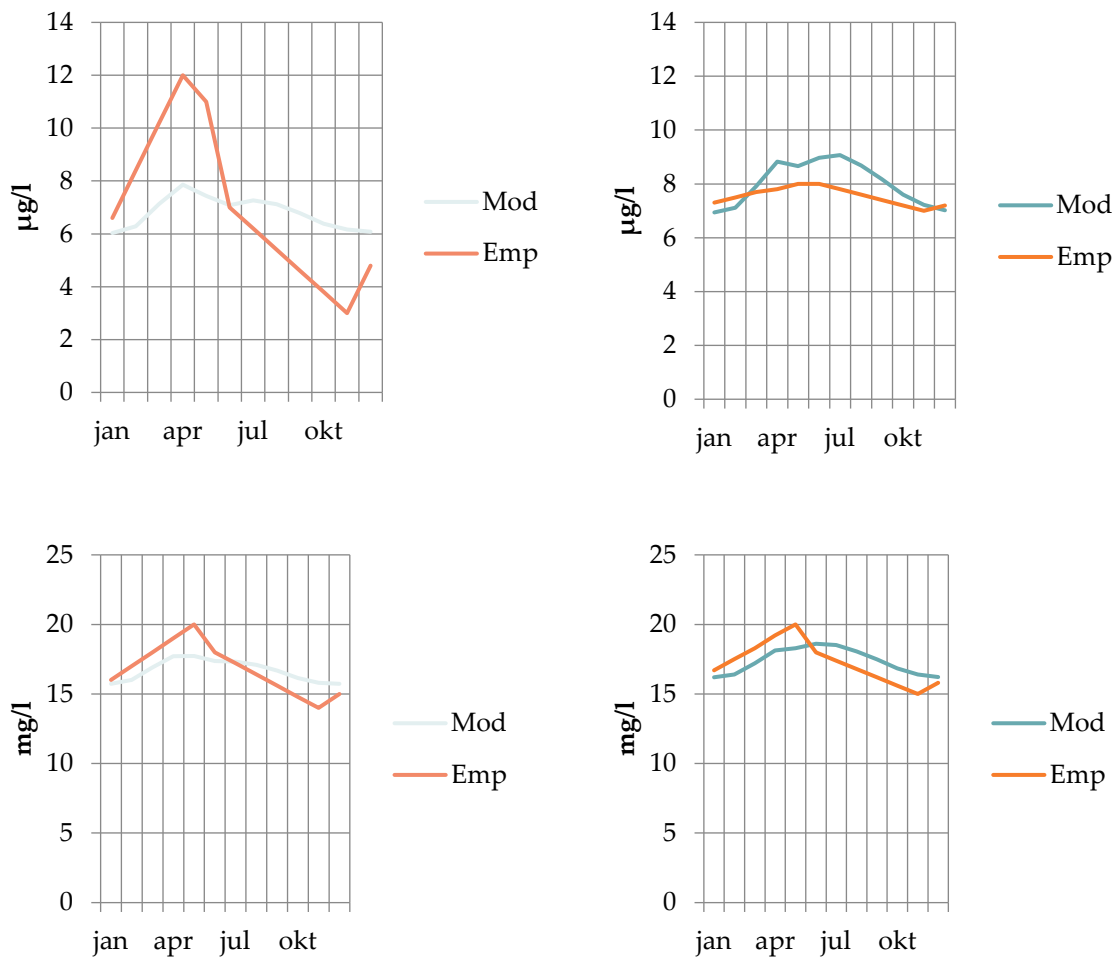
	Ytvatten		Djupvatten	
	2018	2060	2018	2060
Jan	1	1	2.5	2.5
Feb	1	1	2.5	2.3
Mar	1	1	2.5	2.3
Apr	3	4	3.5	3.8
Maj	5.8	6.8	5.8	5.8
Jun	17.6	18.1	17.5	17.5
Jul	14.9	15.4	15.2	15.4
Aug	12.2	12.7	12.8	12.8
Sep	9.5	10.0	10.5	10.6
Okt	6.8	8.8	8.1	8.9
Nov	4.1	5.1	5.8	6.8
Dec	1	1.5	2.5	3

Förutom ändrat temperatur så påverkas vattenomsättningen eftersom inflödet ökar. Ökade inflöden innebär större transport av fosfor och organiskt kol in till Öjaren, men också en större uttransport. Förutom ökat flöde är det tänkbart att koncentrationen av näringsämnen ökar i inflödet på grund av ökad mineralisering i varmare jordar (Arheimer et al., 2012). I våra scenarier för 2060

antar vi att koncentrationen av TP och TOC ökar med 15 %, samt att inflödet ökar enligt den förändrade vattenbalans som beskrivs i Bilaga 1 – Hydrologisk modellering sjön Öjaren.

4 Modellkalibrering

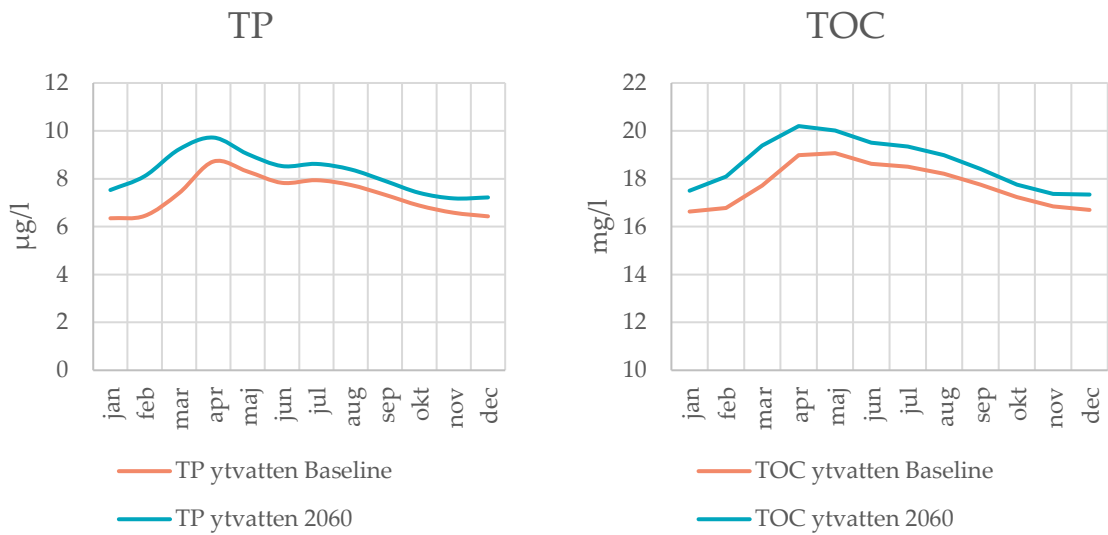
De två massbalansmodellerna bygger på generella parametrar för interna flöden som har finjusterats för att uppnå så god överensstämmelse som möjligt jämfört med empiriska data. Morfometriska och hydrologiska data samt inflöden till sjön har antagits enligt Tabell 2 och 3. I **Figur 2 a-d** visas modellens överensstämmelse med empiriska data.



Figur 2. Modellerad halt jämfört med empirisk uppmätt halt av a) totalfosfor i ytvatten, b) totalfosfor i djupvatten, c) TOC i ytvatten och d) TOC i djupvatten.

5 Klimatscenarier

I **Figur 3** visas fosforhalt och halt av organiskt kol i ytvatten i ett nuläge och i scenariot för 2060. Resultaten visar att halten i vattnet kan förväntas öka för båda ämnena, om än i relativt måttlig utsträckning. Liknande resultat erhålls för djupvattnet (visas ej i figuren).



Figur 3. Modellerade halter i ytvatten av a) totalfosfor och b) TOC, i nuläget (Baseline) samt i ett framtidsscenario (2060).

6 Referenser

- Arheimer B., Dahné J. & Donnelly C., 2012. Climate change impact on riverine nutrient load and land-based remedial measures of the Baltic Sea Action Plan. *Ambio* 41, 600-612.
- Håkanson L. & Jansson M., 1983. *Principles of Lake Sedimentology*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg, 316 sid.
- Karlsson O.M., 2011. Predicting Ecosystem response from Pollution in Baltic Archipelago areas using Mass-balance Modelling. Doctoral thesis Uppsala University, ISBN 978-91-554-8012-7.
- Lidén A., 2003. Kvantifiering av POC-flöden till, från och inom Breidangen, Oslofjorden. Examensarbete UPTEC W 03 021. ISSN 1401-5765.
- Malmaeus J.M., Blenckner T., Markensten H. & Persson I., 2006. Lake phosphorus dynamics and climate warming: A mechanistic model approach. *Ecol. Model.* 190 (1-2), 1-14.
- Malmaeus J.M., Karlsson O.M., Lindgren D. & Eklund J., 2008. The optimal size of dynamic phosphorus models for Baltic coastal areas. *Ecol. Model.* 216, 303–315.
- Sjökvist E., Axén Mårtensson J., Dahné J., Köplin N., Björck E., Nylén L., Berglöv G., Brunell J.T., Nordborg D., Hallberg K., Södling J. & Berggreen-Clausen S., 2015. Klimatscenarier för Sverige. Bearbetning av RCP-scenarier för meteorologiska och hydrologiska effektstudier. Norrköping.



Bilaga 4 - Processmodellering Rökebo

Catharina Grundestam, Håkan Fridén och Magnus Rahmberg

1 Inledning

För att säkra dricksvattenresurser samt digitalisera dricksvattenproduktion på små och medelstora dricksvattenverk krävs det i många fall en betydande insats. Digitaliseringsgraden kan vara relativt låg i produktionen men även ute i distributionsnätet. Genom att ta fram modeller för vattenresurserna uppströms dricksvattenproduktionen och integrera denna information med ett smart och i vissa delar digitaliserad produktionsprocess kommer projektet visa på en metod för hur detta kan genomföras. Inte bara i fallstudien i Sandviken men även på övriga grund- och ytvattenverk i Sverige.

2 Förutsättningar i styrning och produktion

Förutsättningar på Rökebo vattenverk har undersökts genom en inventering på plats och genom kommunikation med personal på vattenverket. Fokus har legat på att förstå processen, vilka mätinstrument som finns installerade och hur verket styrs idag. Särskilt fokus har varit på intag av grundvatten respektive sjövattnet samt var och hur kemikalier doseras.

All information grundar sig huvudsakligen på information från befintliga ritningar, dokument eller från muntliga redogörelser vid platsbesöket. Då många dokument är gamla och enligt uppgift inte uppdaterade kan felaktigheter förekomma.

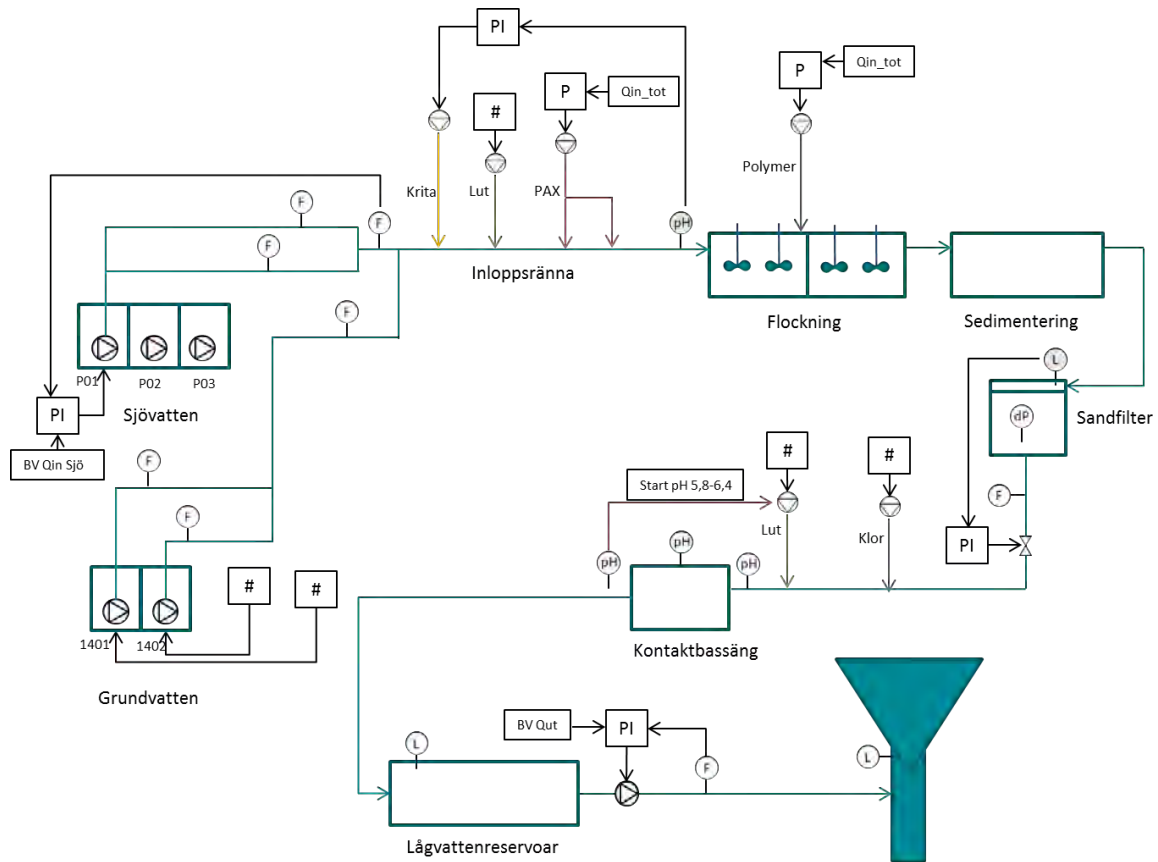
I rapporten beskrivs processen huvudsakligen så som den drivs i nuläget, utifrån uppgifter från driftpersonal och genomgång av styr- och övervakningssystemet.

2.1 Rökebo vattenverk – process och anläggningsbeskrivning

Rökebo vattenverk producerar dricksvatten som försörjer Sandvikens tätort (inklusive industrin Sandvik AB) samt Kungsgården, Åshammar, Storvik och Gästrike-Hammarby. Vattendom A75/1962 tillåter uttag av råvatten från Öjaren och Rökebo grundvattentäkt om totalt 17 000 m³/d som årsmedelvärde, dock maximalt 25 000 m³/d. År 2010 uppgick antalet abonnenter till cirka 29 000 personer, totalt producerades cirka 13 900 m³/d (maximalt 15 200 m³/d) varav cirka en tredjedel förbrukades av Sandvik AB. (Vatten & Miljöbyrå, 2014)

Idag produceras dricksvatten vid Rökebo vattenverk från en blandning av grundvatten och sjövattnet från Öjaren. Reningsprocessen inleds med föralkalisering genom tillsats av krita och lut. Därefter genomgår vattnet kemisk fällning med polyaluminiumklorid, flockning med tillsats av polymer och sedimentering för avskiljning av partikulärt material. Vattnet som passerat sedimenteringen leds vidare till sandfilter, så kallade snabbfilter. Filtrerat vatten behandlas med UV-ljus innan klor doseras för desinficering. Slutligen sker en efteralkalisering genom tillsats av lut. Färdigbehandlat vatten rinner sedan med självfall ut till en lågreservoar varifrån det pumpas ut i två distributionsledning.

En översiktlig bild av reningsprocessen och den viktigaste styrningen visas i Figur 1.



Figur 1. Översikt över reningsprocessen på Rökebo och den viktigaste styrningen.
F=flödesmätare, L=nivåmätare, dP=difftryck, P, PI = regulatorer, #=manuellt valt värde, BV=börvärde. Blå linjer = vattenflöde, Svarta linjer = signaler, Färgade linjer= kemikalieflöden. Givare med grön bakgrund indikerar att det finns redundans i styrningen (d.v.s. två givare som operatören kan välja mellan för styrningen).

2.1.1 Råvattenpumpning

Råvattnet pumpas från intagsstation vid Öjaren samt från två grundvattenbrunnar i närområdet. Den intagsledning från sjön som används idag är ett plaströr som mynnar på 5 meters djup, dock sitter själva intagsstratten på 2,7 meters djup. Vid sjövattenpumpstationen finns tre inloppspumpar med en total kapacitet på 1500 m³/h (dimensionerat maxflöde). För att kunna ta hela det dimensionerade flödet kan alla pumpar pumpa till två parallella tryckledningar som båda mynnar i inloppsrännan på Rökebo vattenverk.

Grundvattenbrunnarna som används (1401 och 1402) är relativt nya och har varit i drift sedan 2014. Sjö- och grundvatten pumpas till vattenverket och blandas i en intagsränna, se Figur 2. Flöde mäts separat från vardera av de tre intagspumparna som är i drift samt på det totala flödet av sjö- respektive grundvatten. Från respektive råvattenledning avleds också en delström till provtagning och pH-analys i provtagningsrummet. Även vattentemperaturen fås via pH-givarna.

Det finns möjlighet att förbileda grundvattnet direkt från intag till kontaktbassängen, i dagsläget genomgår dock grundvattnet hela reningsprocessen eftersom blandningen ger ett stabilare vatten med högre alkalinitet som är lättare att fälla på.

Styrning av grundvattenpumparna sker med fast flöde från vardera pump, flödena bestäms genom manuellt valda värden för respektive pump. Normalt är det totala flödet av grundvatten cirka 150 m³/h vilket motsvarar ungefär en tredjedel av det totala råvattenintaget (36 % av råvattenintaget år 2017 kom från grundvatten). Pumpningen av sjövattnet varierar och styrs för att hålla ett önskat totalflöde in till vattenverket. I dagsläget används endast en av de tre sjövattnepumparna (P01). Status på övriga två sjövattnepumpar är oklar. Om nivån i lågvattenreservoaren blir för hög stoppas intagspumparna.



Figur 2. Inflöde till inloppsränna.

2.1.2 Föralkalinisering och tillsats av fällningskemikalie

Direkt efter att sjö- och grundvatten blandats doseras krita och ungefär en meter nedströms även lut. Ytterligare cirka fem respektive sju meter nedströms doseras fällningskemikalie (polyaluminiumklorid PAX XL-100).



Figur 3. Dosering av krita och lut (vänstra bilden) och fällningskemikalie (högra bilden) i inloppsrännan.

Doseringen av krita styrs baserat på pH-mätning i inloppet till flockningsbassängerna (se nästa avsnitt). Doseringen styrs så att pH hålls mellan 6,0-6,5. Drivvatten används för att minska risken för igensättning av doseringsledning. Kritadosering flödesmäts och vid uteblivet flöde finns flödesvakter som genererar ett A-larm samtidigt som växling till reservpump sker. Doseringpumparna växlar dygnsvis och renspolning av ledning till intagsrännan sker efter att pumpar stoppat.

Lutdoseringen är nyligen implementerad och styrs idag endast manuellt. Driftindikering på doseringspumpen visas i styrsystemet men ej flöde eller frekvens.

Doseringen av fällningskemikalie styrs proportionellt mot inkommande flöde och dosen (kvoten) ändras baserat på erfarenhet. Driftpersonalen utgår bland annat från aktuell vattentemperatur och okulär bedömning av flockarna i flockningsbassängerna och justerar därefter dosen vid behov.

Möjlighet att dosera kolsyra till inloppskanalen finns. Kolsyredoseringen har inte använts sedan mer grundvatten har börjat användas i processen. Möjligheten till kolsyredosering kommer dock finnas kvar för eventuellt framtida behov.

2.1.3 Flockning och fällning

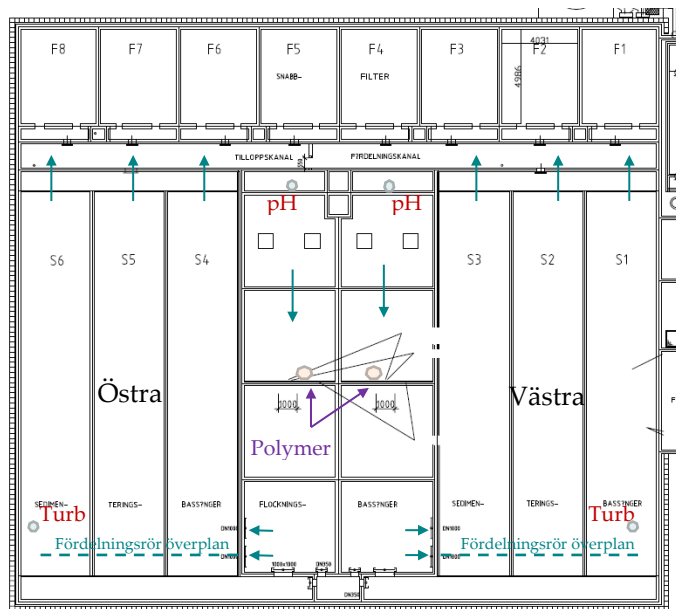
Vid slutet av inloppsrännan når vattnet ett turbulent fall innan det leds ut i två parallella flockningsbassänger, "Östra" och "Västra". Varje flockningsbassäng är indelad i fyra zoner som avskiljs med skiljevägg där vattnet passerar i mitten eller i botten av bassängen. Det sitter totalt fyra omrörare jämt fördelade i flockningsbassängerna. Omrörningen styrs med fasta varvtal med minskad frekvens längs med flödesriktningen.

I överfallsrännan in till respektive flockningslinje mäts pH. Doseringen av krita styrs på en av dessa pH-givare (valbart i styrsystemet).

Polymer tillsätts precis före avskiljningsväggen vid ytan. Doseringen styrs flödesproportionellt. Koncentrationen på beredd polymer är ca 0,19 % TS och för att förbättra pumpbarheten används drivvatten. Både flöde av polymer och drivvatten mäts kontinuerligt.

Det finns tre pumpar för dosering av polymer, varav två är i drift och försers varsin linje (Östra respektive Västra). Pumparna är dock gamla och driftas nu nära sin maxkapacitet. I och med detta och att den tredje pumpen är avställd är det inte möjligt att utföra underhåll på pumparna utan att stoppa doseringen.

En översikt över flockningsbassängerna, pH-mätning och polymerdosering kan ses i Figur 4.



Figur 4. Översikt av flockningsbassängerna, sedimenteringsbassängerna och snabbfilter.

2.1.4 Sedimentering

Efter flockning fördelas flödet in till totalt 12 sedimenteringsbassängar, sex för respektive linje, fördelade på två "våningsplan" (dvs. tre över och tre under). Vattnet fördelas in till de 12 linjerna via fyra dränkta perforerade rör.

I bassängerna S1 och S6 (överplan) mäts turbiditeten. Givarna är placerade i början av sedimenteringsbassängerna (se Figur 4) och syftet med denna placering var att få ett tidigt larm vid försämrade fällning. Mätområdet har dock visat sig vara fel för mätning på den positionen och driftpersonalen har ingen användning av dessa mätinstrument idag. Eventuellt skulle avskiljningen över sedimenteringen kunna beräknas men då krävs mätare både före och efter sedimenteringsbassängerna.

2.1.5 Snabbfiltrering

Det sedimenterade vattnet leds från sedimenteringsbassängerna till en fördelningskanal varifrån det fördelas in till, och ner igenom, de 8 snabbfilterna. Filterna är av två-mediatyp med en grövre sand och en finare. De olika filterna släpper igenom olika mycket och det uppstår problem med bland annat kanalbildning i dem. Flöde och turbiditet mäts ut från varje filter.

I fördelningskanalen före sandfiltren finns två nivåmätare, en vid filter 1 och en vid filter 8 (se Figur 4). Uttaget genom filtren styrs för att hålla jämn nivå i kanalen. Den ena av de två nivåmätarna används för styrningen.

I varje sandfilter mäts differentialtrycket (difftryck). Det är oklart vad denna mätning används till i dagsläget, dock är det önskvärt att kunna använda difftrycket för att styra när filtren behöver backspolas.

Om turbiditeten ut från ett filter överstiger ett visst värde tas aktuellt filter ur drift.

Backspolning av filtren krävs för att de inte ska sätta igen. Detta sker i nuläget baserat på tid (en gång per dygn) enligt ett kösystem. Styrningen av backspolning av filter upplevs av driftpersonalen inte fungera optimalt. Vid backspolningen tas vatten från lågreservoaren och både för hög och för låg nivå i lågreservoaren ger problem.

2.1.6 Desinficering och efteralkalinisering

Flödet från snabbfiltren passerar genom UV-filtre och därefter in i en betongränna som leder vattnet in till kontaktbassängen. Max-flödet genom respektive UV-aggregat är 100m³/h annars tappas barriären och vattnet kan inte distribueras.

Efter UV-filtre för linjerna 4, 6 och 8 doseras klor i form av natriumhypoklorit. Dessa filter har valts för att få en bra fördelning av doseringen. Dosen styrs flödesproportionellt och driftpersonalen tar ut prov som analyseras med avseende på restklor och därefter justeras skalningsfaktorn i pumpen.

Kontaktbassängen har en volym på totalt 450 m³ och har som syfte att underlätta inblandningen och skapa uppehållstid så att natriumhypoklorit hinner reagera. Kontaktbassängen är placerad under de 8 sandfiltren och är avdelad med 4-5 väggar för att skapa turbulens i flödet. Färdigbehandlat vatten rinner med självfall till lågreservoaren som ligger på vattenverksområdet strax utanför vattenverksbyggnaden. En liten delström av det utgående vattnet pumpas till provtagningsrum där restaluminium, restklor, färg och pH mäts.

Analysatorer för mätning av restklor och restaluminium fungerar bara några timmar efter kalibrering innan avvikelserna blir för stora för att de skall kunna användas för styrning. Syftet med installationen av analysatorn för restaluminium var att använda den för styrning av fällningskemikalie i kombination med vattentemperaturmätning. Mätare för analys av färg används endast för övervakning.

Lut doseras för pH-justering i inloppet till kontaktbassängen. Mätning av pH sker dels vid inloppsändan, i kontaktbassängen samt vid utloppsändan av kontaktbassängen. Lutdoseringen styrs på den första pH-givaren. Den andra pH-givaren förreglar lutdoseringen om pH överskrider en högnivågräns.

Möjlighet finns att styra lutdosering antingen baserat på pH eller på pH och flöde enligt formel:

[pH/FM]- pH

Det finns två pumpar för lutdosering och operatören kan välja vilken som ska vara i drift. Det är dock inte möjligt att automatiskt alternera pumparna eller att köra båda samtidigt.

2.2 Styrssystem

Styrssystemet på Rökebo är gammalt och på väg att bytas ut. En inventering har utförts av ÅF under slutet av 2017 och finns sammanställt i rapporten "Framtida Styrssystem". Av denna rapport framkommer att det på Rökebo VV finns 5 PLC:er och 4 distribuerade I/O Noder (för Krita-dosering, Lut-dosering, Grundvattenbrunnar samt Sjöstation). Det SCADA-system som används för Rökebo (och andra anläggningar som Sandviken Vatten har) är VA-Operatör.

Huvudstyrssystemet för anläggningen är en SattCon 35 (PLC) som bedöms vara mest kritisk att byta ut omgående. Det är oklart om det finns kopplingar/OPC-server att koppla ihop styrssystem och SCADA.

Den styr- och funktionsbeskrivning för Rökebo vattenverk som funnits tillgänglig var daterad 1993 och senast reviderad 2007. Styrningen har uppdaterats i omgångar sedan dess, men dokumentationen har inte uppdaterats. Personalen har begränsad kunskap om systemet och är beroende av att den konsult som byggt systemet utför eventuella ändringar.

Vid inventering av vilka valmöjligheter som finns för styrning via VA-Operatör hände det att objekt kunde läggas in manuellt och det gick att skriva in en styrsignal, men objektet justerades inte efter den manuella styrsignalen. Det har således konstaterats att det inte heller utifrån VA-Operatör helt och hållet är möjligt att förstå hur styrningen faktiskt går till.

Möjligheterna att lägga in nya signaler i styrssystemet bedöms idag vara begränsade. Den möjlighet som finns för introduktion av nya signaler för styrning och övervakning utgår från användning av gamla signaler/platser som inte används idag. En stor del av maskinutrustningen är dessutom gammal och det är inte säkert att alla pumpar etcetera kan ta emot styrsignaler från ett överordnat styrssystem. Om ny styrning ska implementeras bör detta sammanfattningsvis göras i det nya styrssystemet.

2.3 Sammanfattning förutsättningar styrning och produktion

Rökebo VV är anpassat för behandling av råvatten från både grundvatten och sjövatten och dessa båda strömmar kan behandlas tillsammans eller separat.

Möjlighet att variera råvattnets sammansättning (blandningsförhållande av sjövatten och grundvatten) finns genom styrning av intagspumparna. Förutsättningarna i grundvattentäkten begränsar uttaget av grundvatten snarare än kapaciteten på pumparna.

I reningsprocessen används fem olika kemikalier som doseras i sex punkter i reningsprocessen. Den dosering som uppfattas ha störst potential till optimering genom avancerad styrning är dosering av fällningskemikalie som idag styrs flödesproportionellt. Viss utrustning begränsar möjligheterna till förbättrad styrning, till exempel polymerdoseringspumparna som idag går på maximal kapacitet.

Att styrssystemet är gammalt och att dokumentationen inte är uppdaterad försvårar en implementation av förbättrade styrstrategier.

3 Metodbeskrivning dosmodell

3.1 Översiktlig beskrivning

Dosmodell är en matematisk modell för att beräkna optimal dos av fällningskemikalier till fällningssteget i ett vattenverk. Målet med dosmodell är att snabbare reagera på förändringar i råvattensammansättningen och därmed erhålla en jämnare och stabilare kvalitet på utgående dricksvatten. Med snabbare reaktion på förändringar kan också kemikalieförbrukningen optimeras och överdosering undvikas. En optimerad fällning kan även få andra positiva effekter som till exempel mindre mängd aluminiumrester i det uppkomna slammet. Implementeras dosmodell i styrsystemet kan optimeringen ske automatiskt.

Dosmodell är en linjär regressionsmodell som bygger på ett antal processparametrar (vanligen pH, konduktivitet, turbiditet, färgtal, COD, TOC och UV254). För dessa parametrar behövs realtidsmätningar. Realtidsmätningar kan antingen göras med hjälp av flera olika instrument eller med kombinationsinstrument som mäter flera parametrar samtidigt.

Dosmodell har tidigare, med stor framgång, implementerats på flera andra vattenverk runt om i Sverige.

3.2 Installation av instrument

Vid Rökebo vattenverk fanns, vid projektstart, inte mätdata för alla ingående processparametrarna i dosmodell. Vid Rökebo installerades därför två i::scan-givare från LUODE. I::scan är en spektrofotometersond som optiskt mäter turbiditet, UV254, TOC, DOC och färgtal. Systemen kompletterades också med en condu::lyser-givare som mäter temperatur och konduktivitet. Givare för mätning av pH fanns redan på plats.

3.2.1 Inkommande råvatten

Det ena mätsystemet installerades i inloppskanalen efter de båda inloppen för sjö- respektive grundvatten. Detta mätsystem mäter på det blandade inkommande råvattnet. För att undvika störningar på grund av små luftbubblor, som bildas då de båda vattenströmmarna blandas, installerades systemet i ett rostfritt kar med en bubbelfälla. Vatten från inloppskanalen pumpas upp till detta kar.

3.2.2 Utgående dricksvatten

Det andra mätsystemet installerades efter klorkontaktbassängen innan lågreservoaren. Syftet med mätsystemet på utgående dricksvatten är långsam återkoppling till dosmodellen.

3.2.3 Kalibrering

En första kalibrering gjordes vid installationen i slutet av juni 2018 och avsikten var sedan att utföra en andra kalibreringsomgång, s.k. tvåpunktskalibrering. För en bra kalibrering behövs en skillnad på mellan 30-50% för mätvärdena mellan de båda kalibreringstillfällena. En andra kalibrering påbörjades i april 2020 och avslutades först nu i juni.

3.3 Implementering

För att kunna ta fram en empirisk modell för styrning av kemikaliedoseringen behövs tillgång till högupplöst historiska data. Data som behövs är, förutom ovan nämnda processparametrar, också data över inkommande flöde, varierade doserade kemikalimängder och utgående vattenkvalitet över en längre tid, så där 3-6 månader.

På Rökebo är doseringen råvattenproportionell sedan lång tid tillbaka. Inga data finns över eventuellt gjorda kvoteringsändringar. Därmed finns ännu ingen historik att identifiera modellen från.

För att erhålla ytterligare modelleringsdata behöver operatörerna börja styra doseringen manuellt mot specificerad utgående vattenegenskap. Först då kan data samlas för identifiering av modellen.

Dosmodellen tas sedan fram med hjälp av PLS-analys (Partial Least Squares) genom till exempel verktyget SIMCA. Ut från PLS-analysen erhålls sedan vilken korrelation som finns mellan den faktiska doseringen och respektive processparameter för att hålla utgående vattnets kvalitet konstant. Den linjära regressionsmodell som fås fram kan skrivas på formen:

$$\begin{aligned} \text{Predikterad dos} &= k_{UV} \times UV + k_{turb} \times turbiditet + k_{färg} \times färg + k_{TOC} \times TOC + k_{COD} \times COD \\ &+ k_{pH} \times pH + k_{kond} \times konduktivitet + k_0 \end{aligned}$$

där:

k_n = parameterspecifika faktorer och

k_0 = konstant

Detta är en enkel ekvation som kan läggas in i SCADA-systemet för automatisk beräkning och styrning av kemikaliedosen. Konstanten i formeln ovan bör kunna gå att justera manuellt för att ha möjlighet att korrigera dosmodellens prediktion. Genom att ändra på konstanten finns möjlighet att dosera lite mer eller lite mindre medan dosmodellens snabba reaktion på förändring finns kvar. På några verk har man efter längre tids provdrift lagt in en långsam integrerande återkoppling från avvikelser i utgående kvalitetsegenskap mot dess börvärde mot modellkonstanten.

Möjligheter att lägga in gränsvärden på inkommande parametrar samt på predikterad dosering bör också läggas in i SCADA-systemet.

Innan skarp drift bör modellens föreslagna dos presenteras för och granskas av driftoperatörerna under längre tid för godkännande för att säkerställa att modellen fungerar som den skall.

3.3.1 Återstående problemställningar att lösa

Vissa signaler från mätsystemet på inkommande råvatten är idag mycket brusiga och brusreducering behöver göras.

Mätdata har inte funnits tillgänglig med tillräckligt hög upplösning varför PLS-analys ännu inte har kunnat utföras.

Det finns ännu bara mätdata för ca ett halvår och mätningar bör göras under åtminstone ett år för att kunna justera modellen och även fånga upp eventuella årstidsvariationer då modellens konstant kan behöva justeras. "Stresstestning" av modellen är också något som kan behöva göras för att se hur den svarar på kraftiga variationer i vattensammansättning.

Som ett första steg för att erhålla data för modelleringen föreslås en stegsvarskampanj med intensifierad provtagning där nuvarande PAX- och polymerdoser sänks omväxlande i steg om 10% tills utgående vattnet påverkas (antaget att det föreligger viss grad av överdosering och mättnad), samt minst ytterligare några steg uppåt och nedåt för att etablera ett första samband mellan dos och utgående vattnets egenskaper. Vi antar att det går att göra en ändring per dygn för att steglängden skall vara $> 5 \cdot$ vattnets uppehållstid i verket. När detta är klart har vi funnit en första baspunkt för doseringen, men vet ännu inte hur variation i inkommande vattnets egenskaper påverkar den utgående kvaliteten.



4 Referenser

Vatten och Miljöbyrån. (2014). Samrådsunderlag: Grundvattenuttag vid Rökebo vattenverk. Daterad 2014-03-25.



Bilaga 5 – Prototyp för processintegration och -planering på Rökebo vattenverk

Håkan Fridén och Magnus Rahmberg



Innehållsförteckning

1	Inledning	5
2	Genesis64.....	5
3	Sammanfattningsbilder	6
3.1	Planerare	6
3.2	Ingenjör	7
3.3	Operatör	7
3.4	Kund	8
4	Processbilder.....	9
4.1	SandvikenMain	9
4.1.1	Grundvattennivåer.....	11
4.1.2	SandvikenRadar	13
4.1.3	SvKemi.....	15
4.1.4	ÖjarensVattennivå	16
4.1.5	RökeboÖversikt.....	17
4.1.6	Kolsyra.....	17
4.1.7	Krita.....	17
4.1.8	Pax.....	18
4.1.9	Polymer	19
4.1.10	Kloramin.....	19
4.1.11	i::scanBV.....	20
4.1.12	Grundvattenmodellen	20
4.1.13	SMHIprog	21
4.1.14	RökeboKostnader.....	21
4.2	Bildstruktur processbilder	23
5	Processdata.....	24
6	Hjälpprogram.....	26
6.1	DataExplorer.....	26
6.2	Egenutvecklade program.....	26
6.3	DownloadSMHIRadar	26
6.4	GvMod	27
6.5	HypeMod.....	27
6.6	HypeSMHI.....	27
6.7	PaxMod	27
6.8	SandvikenRadar	28
6.9	(SvGvMod).....	28
6.10	WeatherPred	29
6.11	Write2OPC.....	29
6.12	Write2OPC2.....	29
7	Systemlösning	31
7.1	Blockschema för lösningen.....	31
7.2	Tillgångsträd	31
7.3	Tidseriedatabas	33



7.4	SQL databas	33
7.4.1	GvMod	33
7.4.2	Hype	33
	SvGvMod	33
7.4.3	SVkemi	33
7.4.4	WeatherForecast	34
8	Tänkt utökad funktionalitet	35
8.1	Processbilderna	35
8.2	ModFlow	36
8.3	3D	36
8.4	Mobil anslutning	36
8.5	Kostnader	37
9	Körinstruktioner för prototypen	38
9.1	SimOPC	38
9.2	Write2OPC	38
9.3	Write2OPC2	38
9.4	PaxMod	40
9.5	HyperHistorian	40
9.6	GraphWorX	41
9.6.1	Översiktsbild	41

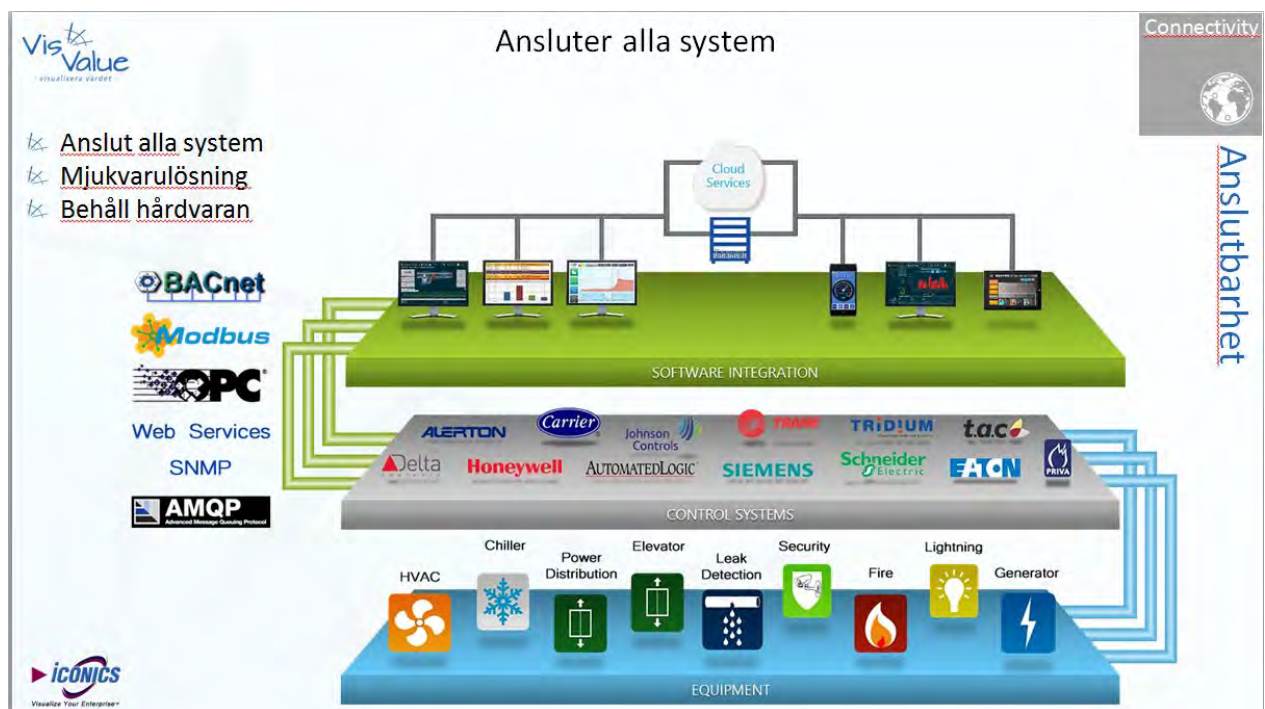
1 Inledning

Prototypen är IVL:s förslag på hur ett sammanhållet mjukvarusystem för Sandvikens Energi Vatten kan se ut. Den har potential att sammanfatta och ge åtkomst till processbilder, processdata och historik från kommunens alla anläggningar medelst både datorer och smarta mobiltelefoner.

Prototypen är avsedd som ett diskussionsunderlag och en demonstration för att visa vad som kan åstadkommas med modern mjukvara. Den är inte en färdigutvecklad systemlösning, även om den är lämplig för detta. För detta behövs ytterligare specifikationer till exempel av signaler, processer, anslutningar, namnstandard, ingenjörstorheter (ex m3/tim eller l/s) och användargränssnitt.

2 Genesis64

Prototypen är byggd i Genesis64 från Iconics, www.iconics.com, som inkluderar en historikdatabas. Det är en mjukvara som arbetar ovanför befintliga styrsystem, PLCer och signalgivare. Genesis64 bildar ett lager ovanför befintlig mjukvara dit alla datakällor kan integreras, bl.a. processsignaler, databaser och web-tjänster.



Figur 1 Genesis64 bildar ett integrerande lager ovanför befintlig mjukvara.

Användargränssnittet är hierarkiskt byggt utifrån en definierad informationsmodell, ett "tillgångsträd" där alla kommunens anläggningar ingår. I trädet kan man navigera till önskad nivå, tex anläggningar, utrustningar, eller signaler. Syftet med prototypen är att demonstrera vad som kan åstadkommas med en modern mjukvara och utgöra den tankemässiga bakgrunden och inspirationen till alla arbetspaketen. Gränssnitten för de olika modellerna kan läggas in och prövas. Vartefter nya idéer kommer fram kan de läggas in i prototypen tills alla är nöjda.

I Genesis finns förstås fullt stöd även för alarm och händelser, energi- och kostnadsuppföljning, liksom backup och rapportering, men den här prototypen omfattar inte den funktionaliteten.

3 Sammanfattningsbilder

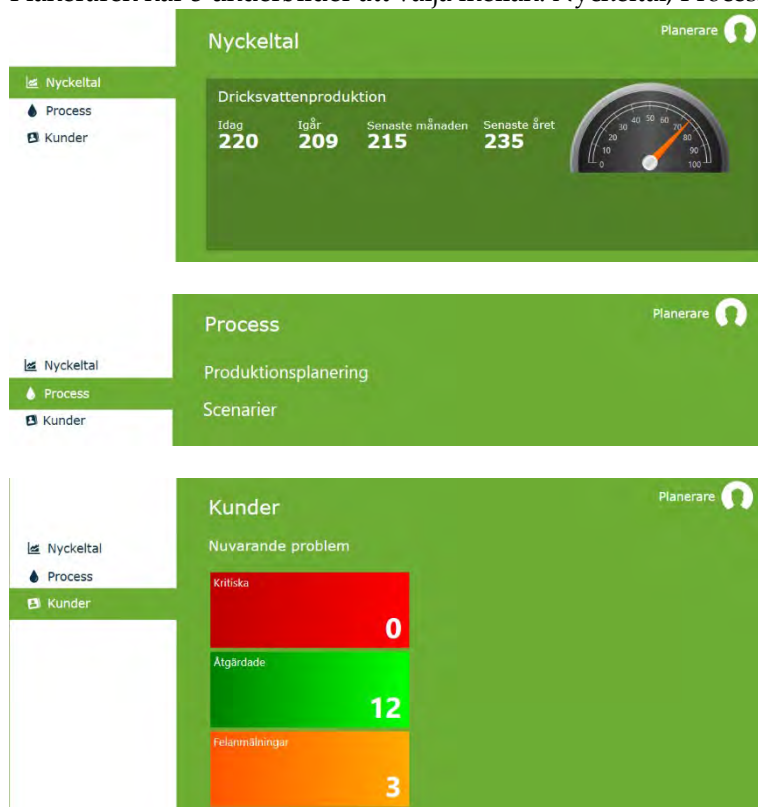
Vi har lagt ett användargränssnitt överst i prototypen där vyerna kan anpassas efter användarens roll: Planerare, Ingenjör eller Operatör. Tanken är att man här lägger in det man i sin roll är primärt intresserad av. Det är nog bara fantasin som begränsar vad man kan visa.



Användaren kan klicka på sin roll och ser då den rollanpassade översikten.

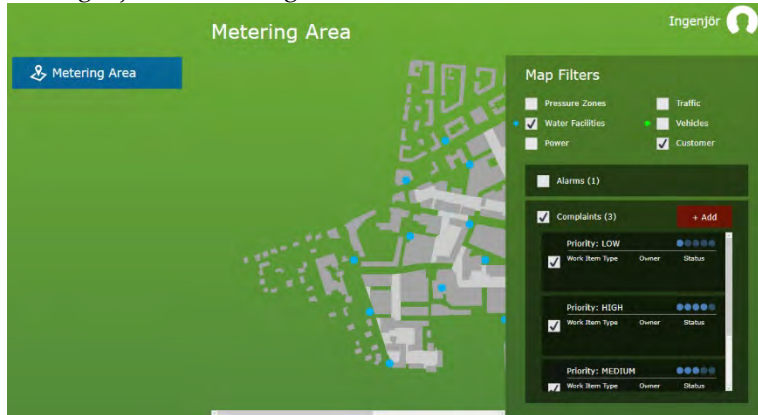
3.1 Planerare

Planeraren har 3 underbilder att välja mellan: Nyckeltal, Process och Kunder



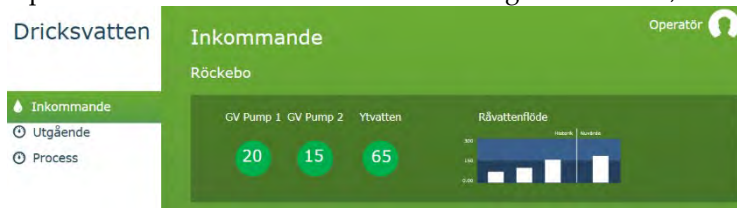
3.2 Ingenjör

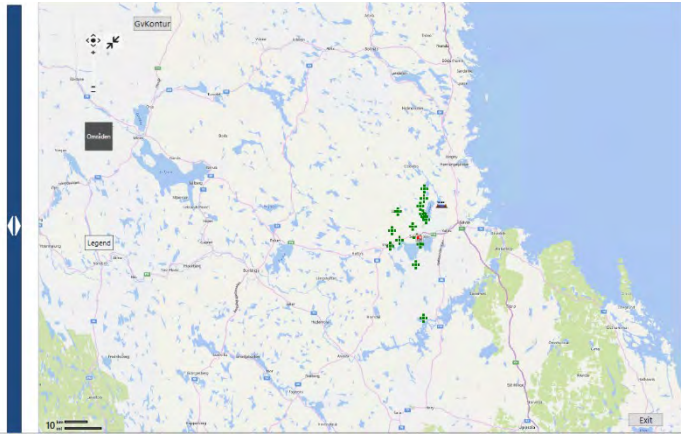
För ingenjören har vi lagt in en demobild som vi lånat som exempel



3.3 Operatör

Operatören har 3 val: Inkommande och utgående vatten, samt att gå vidare till processbilderna

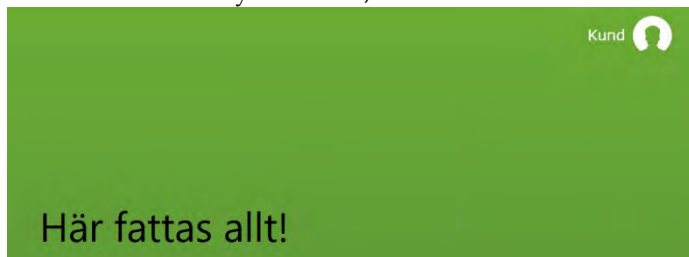




Processbilderna inleds med en översiktsbild, från vilken man går vidare nedåt i den organisatoriska hierarkin, se avsnittet Processbilder nedan.

3.4 Kund

Det finns även en vy för Kund, men den är tom tills vidare.

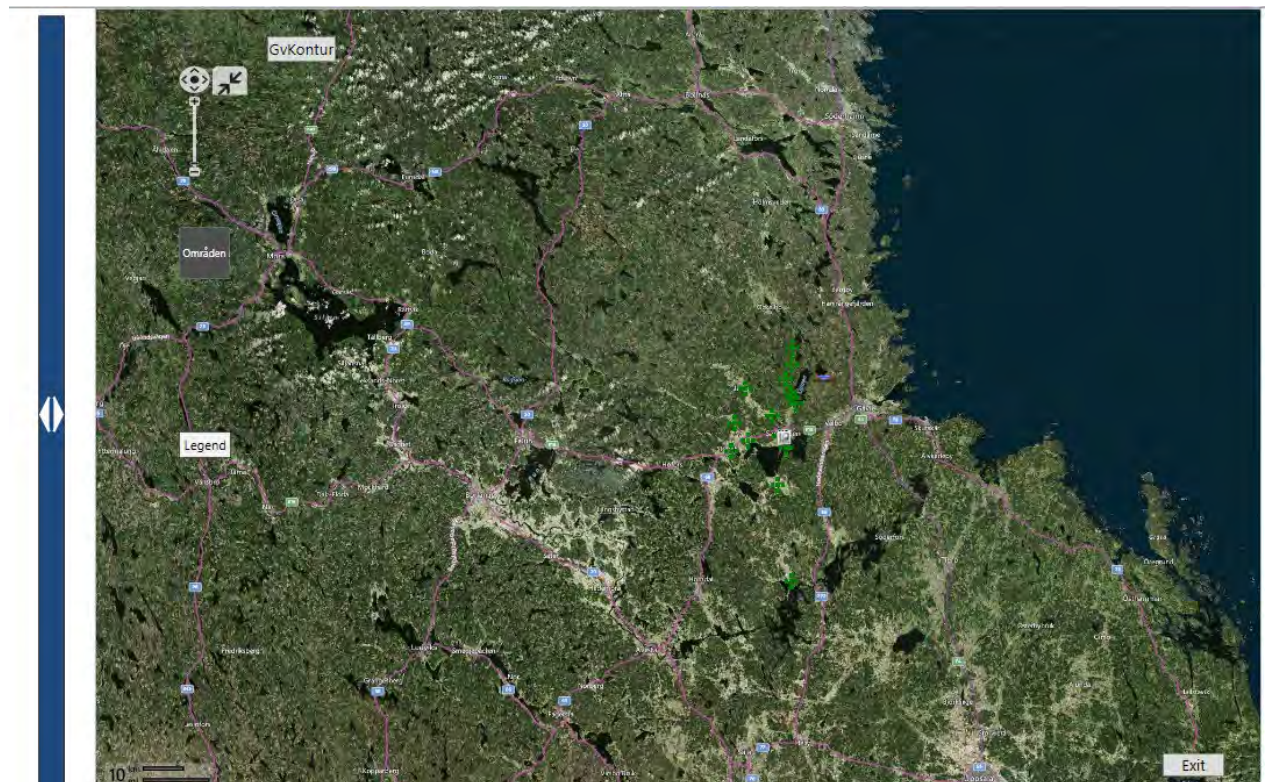


4 Processbilder

Innehållet i prototypen är organiserat i ett upp-och-ned-vänt tillgångsträd ("Asset Tree", se nedan). Hela Sandviken är överst, därunder de olika anläggningarna, sedan processavsnitt, sedan utrustningar ända ner till enskilda signaler. All funktionalitet utgår från detta träd.

Allt som syns i kartor och bilder kan slås på och av som funktion av behörighet. Den översta processbilden är den geografiska översikt bilden.

4.1 SandvikenMain

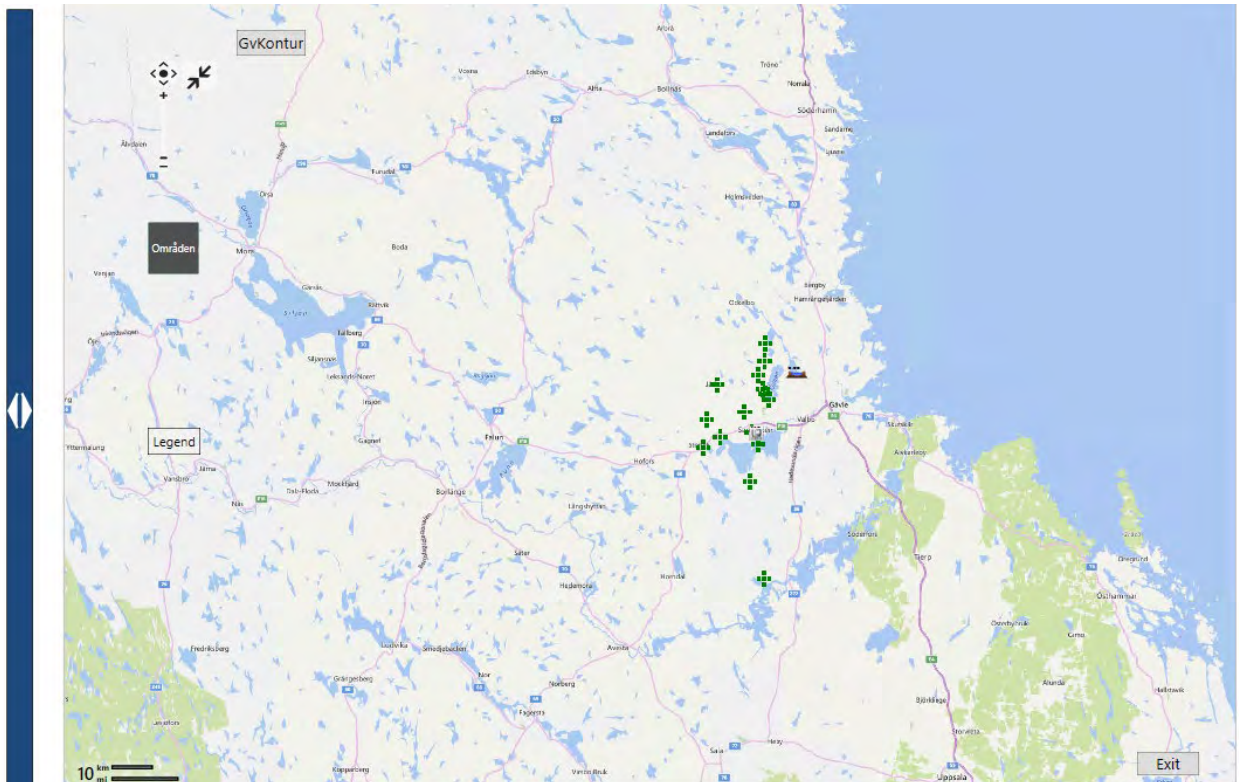


Figur 2 Geografisk översikt bild med "SmartPins" som sammanfattar de olika anläggningarnas status. Tank- och sjönivåer är också visualiserade.

Genom att klicka på pilarna till vänster fälls tillgångsträdet ut och man kan navigera till de olika anläggningarna, eller öppna anläggningens översiktliga processbild. I kartbilden kan man både zooma (Alt-Rullhjul) och panorera (håll nere vä musknapp och drag). Sidrörelse erhålls via <Shift-Rullhjul>, höjdrörelse via <Ctrl-rullhjul>. En SmartPin är ett listigt sätt att visualisera varje anläggnings övergripande tillstånd, där kan man samla olika KPIer, händelser och larmtillstånd. I bilden har symbolerna 5 rutor som kan avse tex energiförbrukning, vattennivåer, larm, driftkostnad och underhållsbehov, den som här har avvikande färg är kopplad till pH-värdet). Varje ruta färgkodas/blinkas som man vill. Det kan vara så enkelt som låg = blå, medel = grön, hög = röd. Klickar man på en ruta kan man koppla olika kommandon till den.

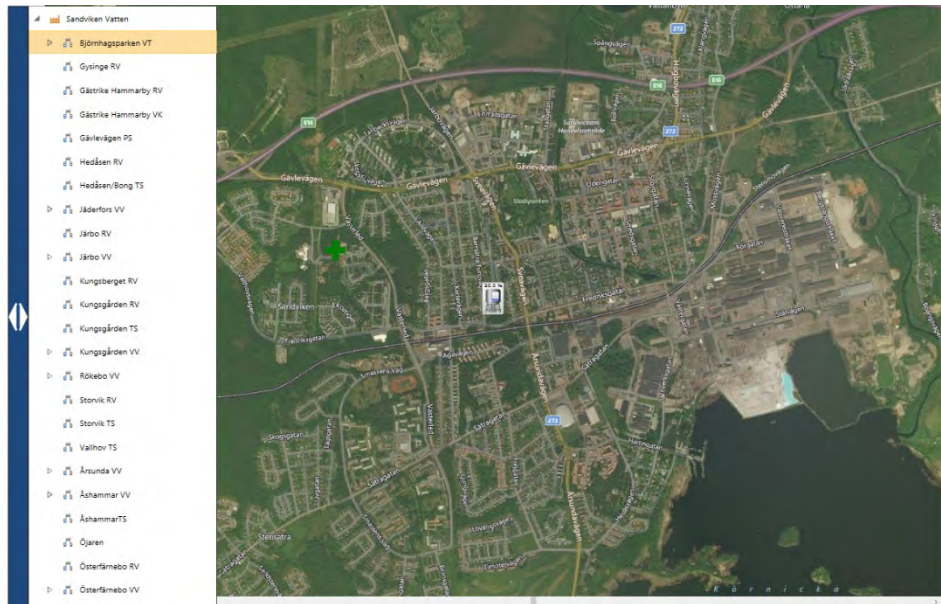
Klickar man i bilden m hö musknapp öppnas en ruta med val. Man kan välja typ av karta och kommer också åt fördefinierade kartinställningar, här Rökebo, Jäderfors, Järbo, Kungsgården och Sandviken.

För att komma tillbaka till sammanfattningsläget trycker man på knappen <Exit>.



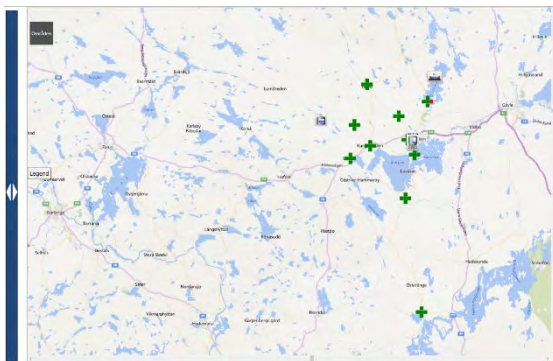
Figur 3 I kartan kan man välja karttyp och förinställda kartpositioneringar. Uppe till vänster i bilden finns en annan knapp där man också kommer åt olika panoreringar.

Här har man valt Björkhagsparkens VT.



Figur 4 Här har man zoomat till Björkhagsparkens vattentorn och ser dess fyllnadsgrad

I kartbilden kan man också välja att bara visa vägkartan.



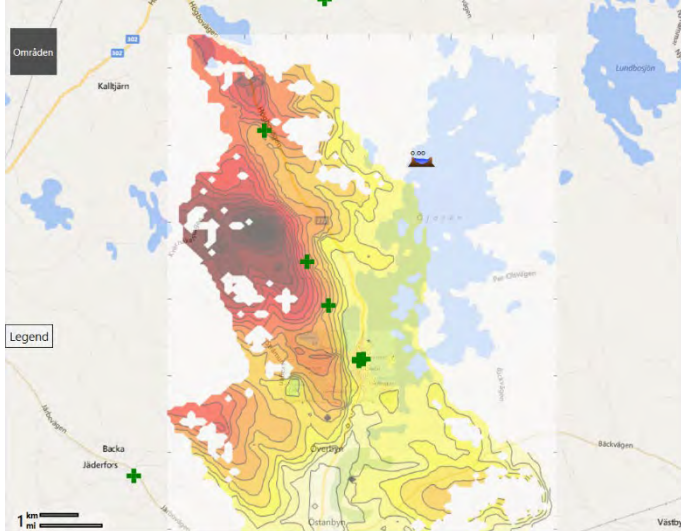
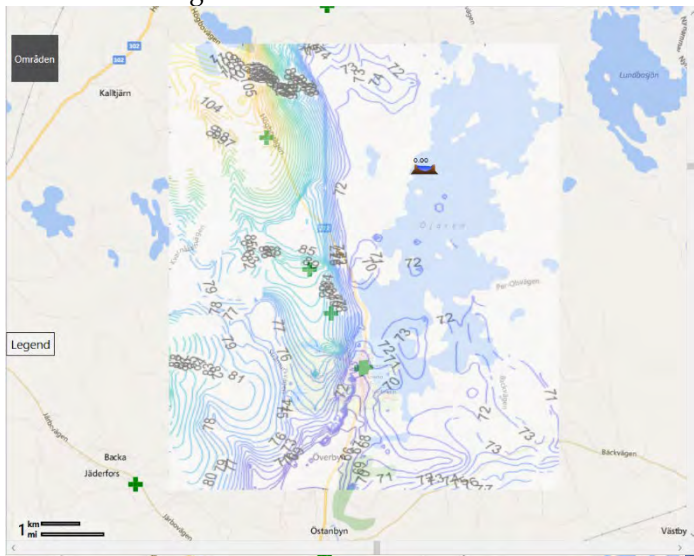
Figur 5 Kartbild med bara vägnätet som bakgrund.

4.1.1 Grundvattennivåer

I översiktsskärmen har vi lagt in varianter av grundvattennivåbilder för Öjaren. Bilderna kommer från körningar av programmet ModFlow från USGS, <https://water.usgs.gov/ogw/about/>

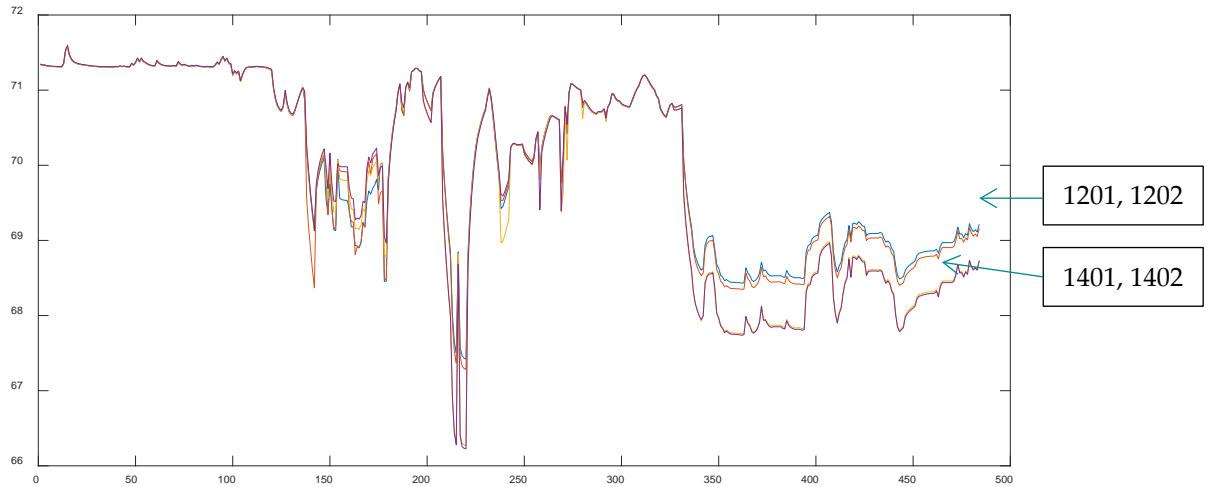
Alla grundvattenbilderna ligger i SandvikenMap.gdxf, men de måste f.n. aktiveras manuellt, förutom konturbilden till höger.

Nedan har vi lagt in två varianter av konturbild med nivåkurvor:

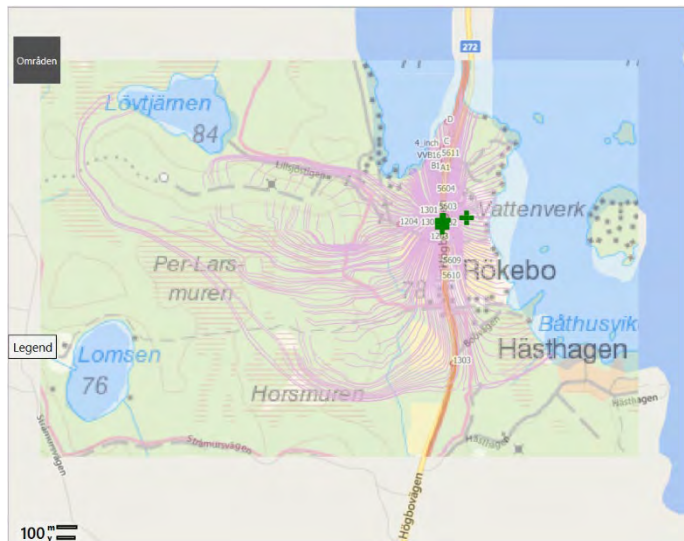


Den högra bilden kommer man åt från Översiktsskärmen genom att klicka på knappen <GvKontur>.

Man kan också visa trendkurvor för nivåerna i olika geografiska koordinater, här för några grundvattenbrunnar:



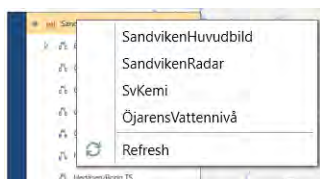
Eller så kan man visa grundvattenflöden:



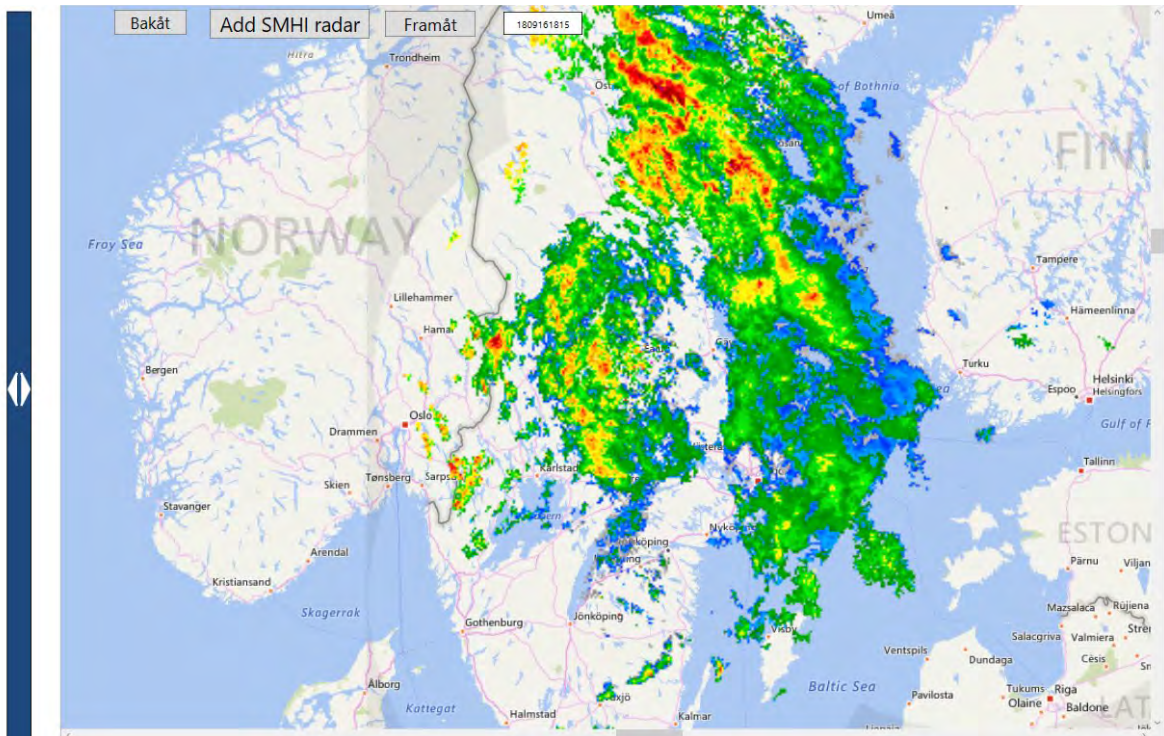
Hur vi skall hantera resultaten från ModFlow är vi inte på det klara med.

4.1.2 SandvikenRadar

SMHIs radarbilder kommer man åt från SandvikenMain. Starta dem genom att klicka på SandvikenRadar.



Stäng Asset Tree genom att klicka på den blå randen i vänstra kanten.

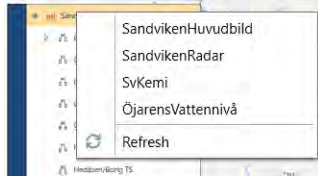


Knappen "Add SMHI Radar" läser in en lista på de radarfiler som ligger i radarbildskatalogen. Bakåt, resp Framåt byter bilder från listan. Då Framåt visar senaste bilden kommer nästa tryckning på Framåt visa den första bilden i listan.

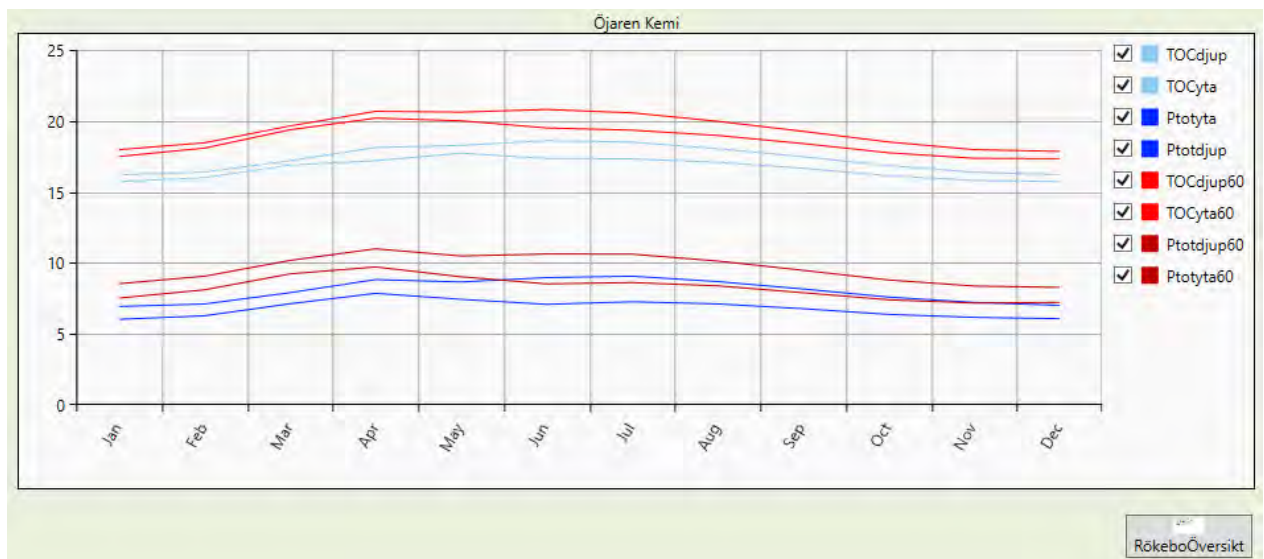
Dagens radarbilder uppdateras om man kör programmet DownloadSMHIRadar.exe som ligger på skrivbordet.

4.1.3 SvKemi

Prediktionerna för Öjarens vattenkemi kommer man åt från SandvikenMain. Visa dem genom att klicka på SvKemi.



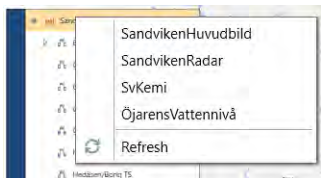
Sjövattnets kemi är predikterade medelst simulering av massbalanser (i Stella). Den omfattar TOC och P för yt- och djupvatten. DOC-värden visas inte, de beräknas som $0.95 \cdot \text{DOC}$. Resultaten visar halterna för 2018 (blå) samt de predikterade för 2060 (röd) Värdena för en viss månad ser man genom att klicka i bilden.



I rutorna till höger kan man välja vilka variabler som skall visas. Rör man muspekaren över kurvorna kan man avläsa specifika värden per månad.

4.1.4 ÖjarensVattennivå

Programmet för Öjarens vattennivå kommer man åt från SandvikenMain. Starta det genom att klicka på ÖjarensVattennivå:

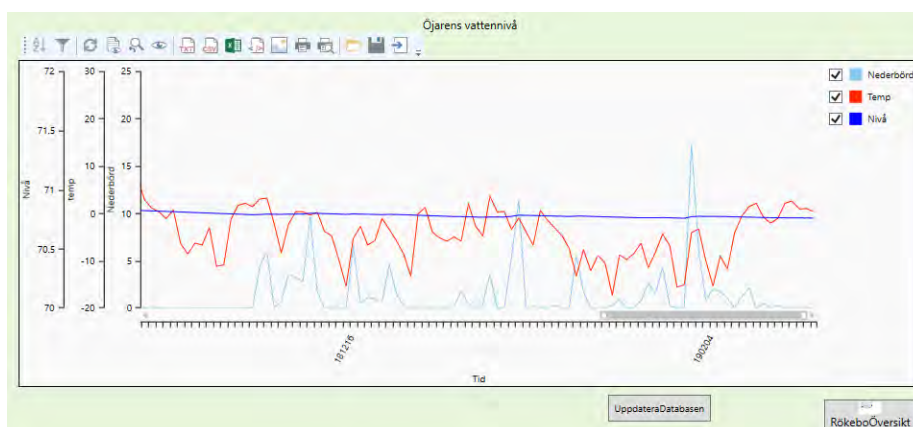


Programmet använder programmet Hype från SMHI plus datafiler för Öjarens lufttemp och nederbörd för att beräkna dess vattennivå. Genom att lägga till väderprognosdata för 10 dagar från SMHI kan också nivån för 10 dagar framåt beräknas. Databasen uppdateras genom att programmet HypeMod körs i bakgrunden då man klickat på <UppdateraDatabasen>.

Dataserien börjar 2018-04-10 och går fram till dagens datum + 10 dagar. (det finns data från 1994-01-01)

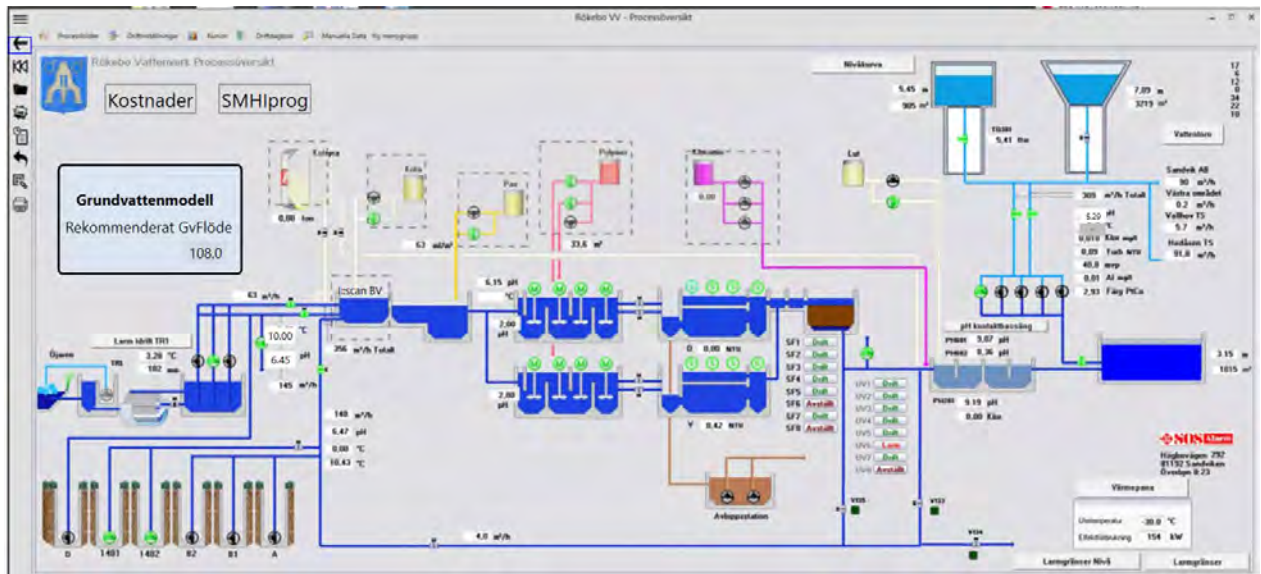


Det går också att förstora och glida i tidsled.



4.1.5 RökeboÖversikt

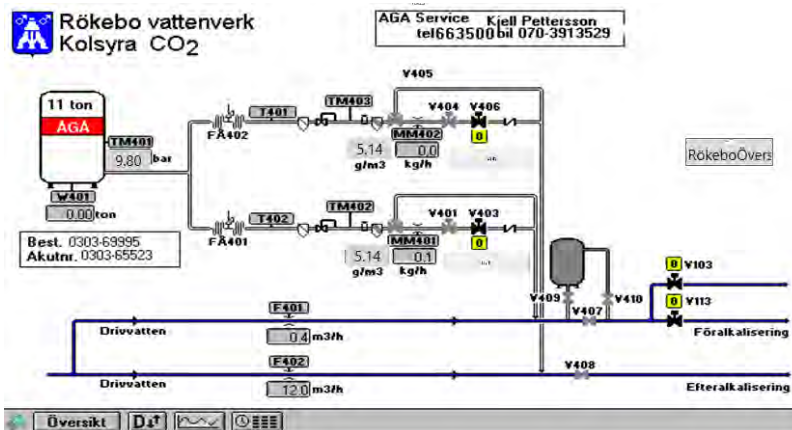
Klickar man på RökeboVV i tillgångsträdet visas Rökebos processöversikt.



Figur 6 Processöversikt för Rökebo VV

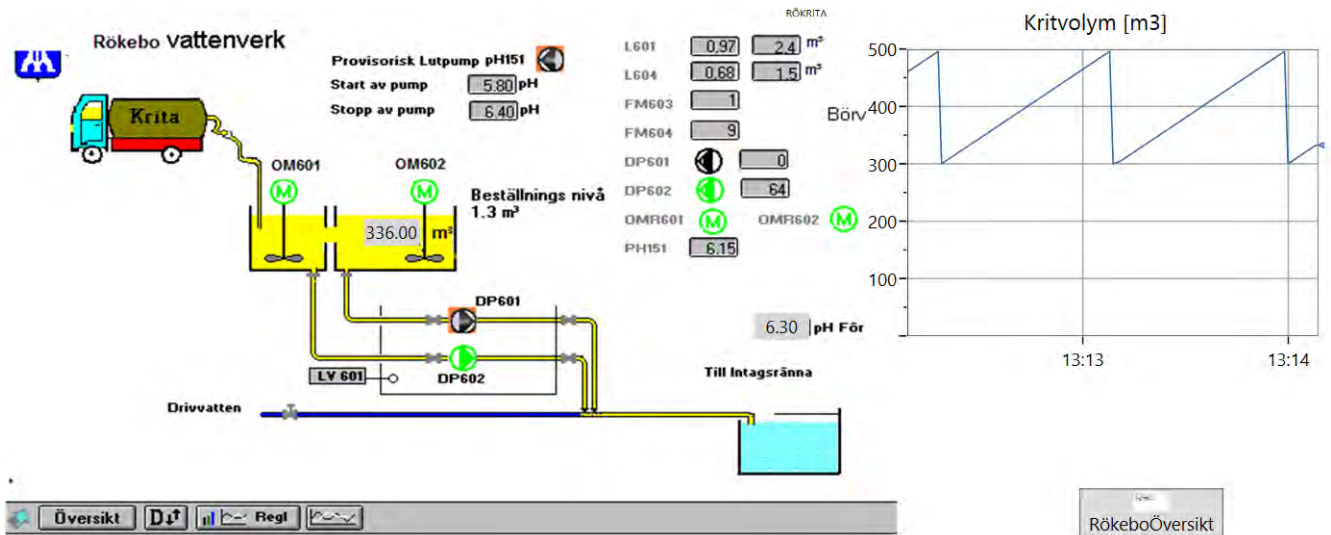
I denna bild kan man klicka sig fram till de olika ingående processavsnitten, här Kolsyra, Krita, Pax, Polymer, Kloramin och i:scanBV. I varje processbild har vi lagt in några simulerade processignaler. Man kommer också åt bilder för Kostnader, SMHIprognos och Blandningsmodellen.

4.1.6 Kolsyra

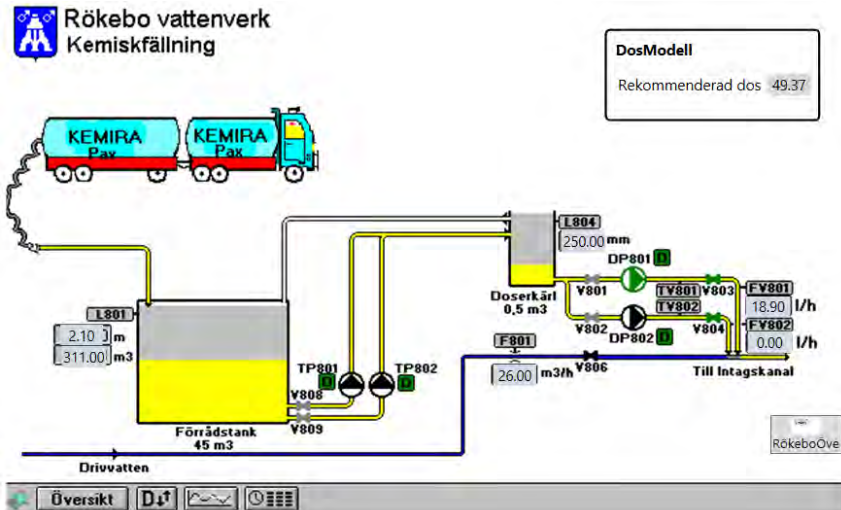


4.1.7 Krita

I bilden för Krita finns också en trendkurva, kopplad till den loggade kritaolymen, vilken hämtas från HyperHistorian.



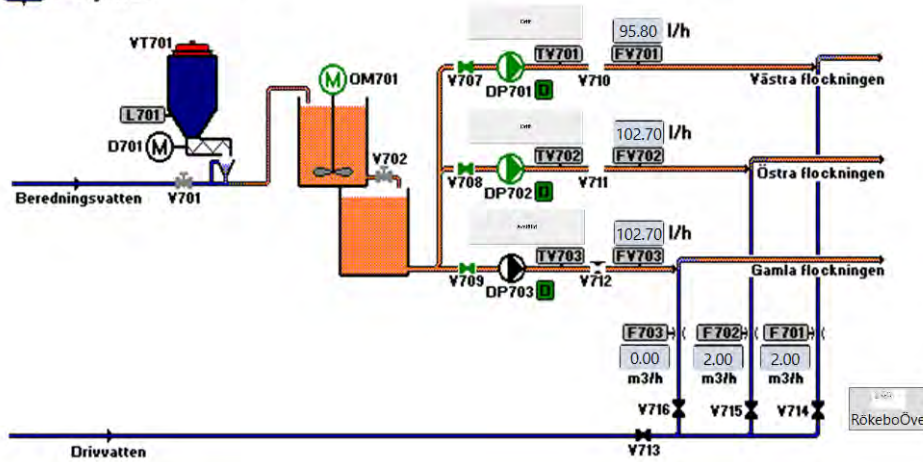
4.1.8 Pax



I Pax-bilden är Dosmodellens rekommenderade dos inlagd.

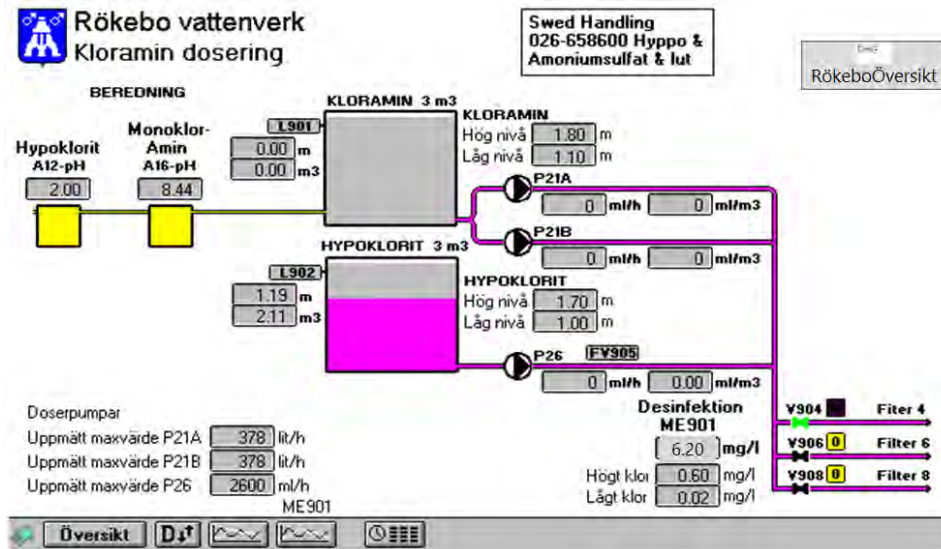
4.1.9 Polymer

Rökebo vattenverk
Polymer



4.1.10 Kloramin

Rökebo vattenverk
Kloramin dosering



Figur 7 Processbilder för olika undersystem. I bilden för Pax är vår dosmodells rekommenderade dos infälld.

4.1.11 i::scanBV

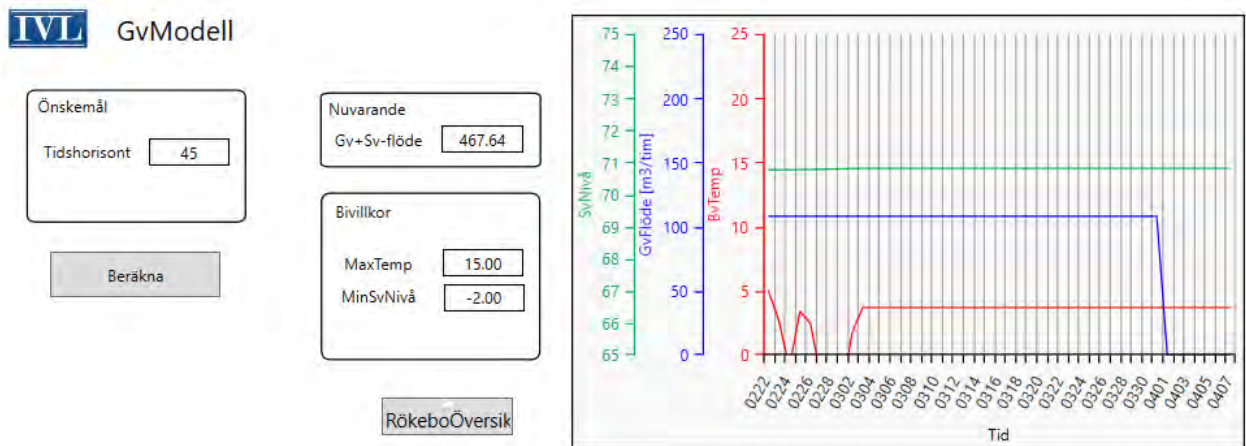
Presentationen av i::scan-data är bara ett exempel på vad som går att skapa med GraphWorX. Alla dessa bilder är objektorienterade, dvs allt som visas är objekt vars egenskaper kan ändras, även programmässigt.



Figur 8 Trendkurvor för i::scanBV, det blandade inkommande vattnet.

4.1.12 Grundvattenmodellen

I översiktsskärmen ligger också Grundvattenmodellens rekommenderade uttagsflöde. Klickar man i rutan öppnas modellens gränssnitt:



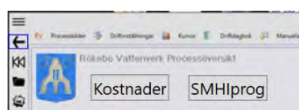
Figur 9 Sjövatteninblandningsmodellens gränssnitt. Genom att trycka på Beräkna görs nya beräkningar som läggs in i databasen.

Här fyller man i önskade egenskaper (f.n. tidshorisont [dagar]. Man anger också modellens bivillkor/gränsvärden (tex för vattentemp och sjövattnivå). Klickar man sedan på knappen <Beräkna> körs grundvattenmodellen i en optimerare som beräknar rekommenderat grundvattenuttag och visar resulterande processparametrar (tex sjönivå, grundvattenuttag och blandvattentemp för tidshorisonten, här 45 dagar). Predikterade data läggs i SQL-databasen från vilken värdena i grafen i bilden visas.

Det som visas här är en mycket primitiv modell. Sjövattnivån tas från Hype med tillägg från SMHIs väderprognos för kommande 10 dagar.

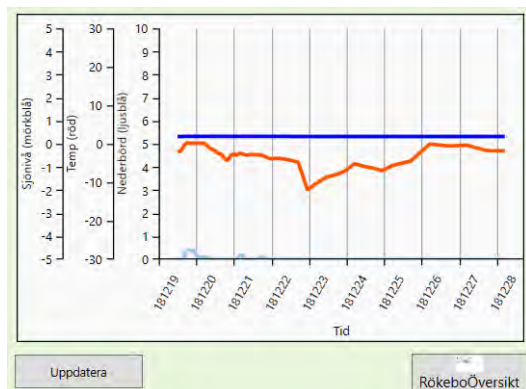
4.1.13 SMHIprog

Aktuell väderprognos för Rökebo från SMHI når man genom att klicka på fältet SMHIprog:



I prognosbilden ingår temperatur och nederbörd, liksom även Öjarens vattennivå. Trycker man på <Uppdatera> körs programmet WeatherPred som uppdaterar temp o nederbörd, och som f.n. sätter alla nivåer till bortfall.

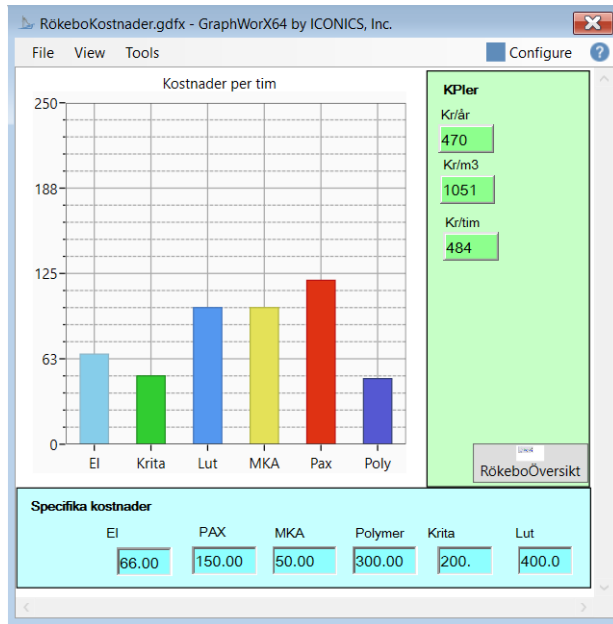
(För att återställa sjönivåerna måste man tills vidare köra om sjönivåmodellen (HypePred), vilket tar litet tid. En snabblösning, men inte så elegant, vore att ta bort sjönivån ur den här bilden. Detta går annars att lösa på flera sätt bara vi vet vad Sandviken vill.)



Figur 10 I bilden RökeboSMHIPred visas SMHIs väderprognos för Rökebo 10 dagar framöver för temperatur, nederbörd och Öjarens vattennivå.

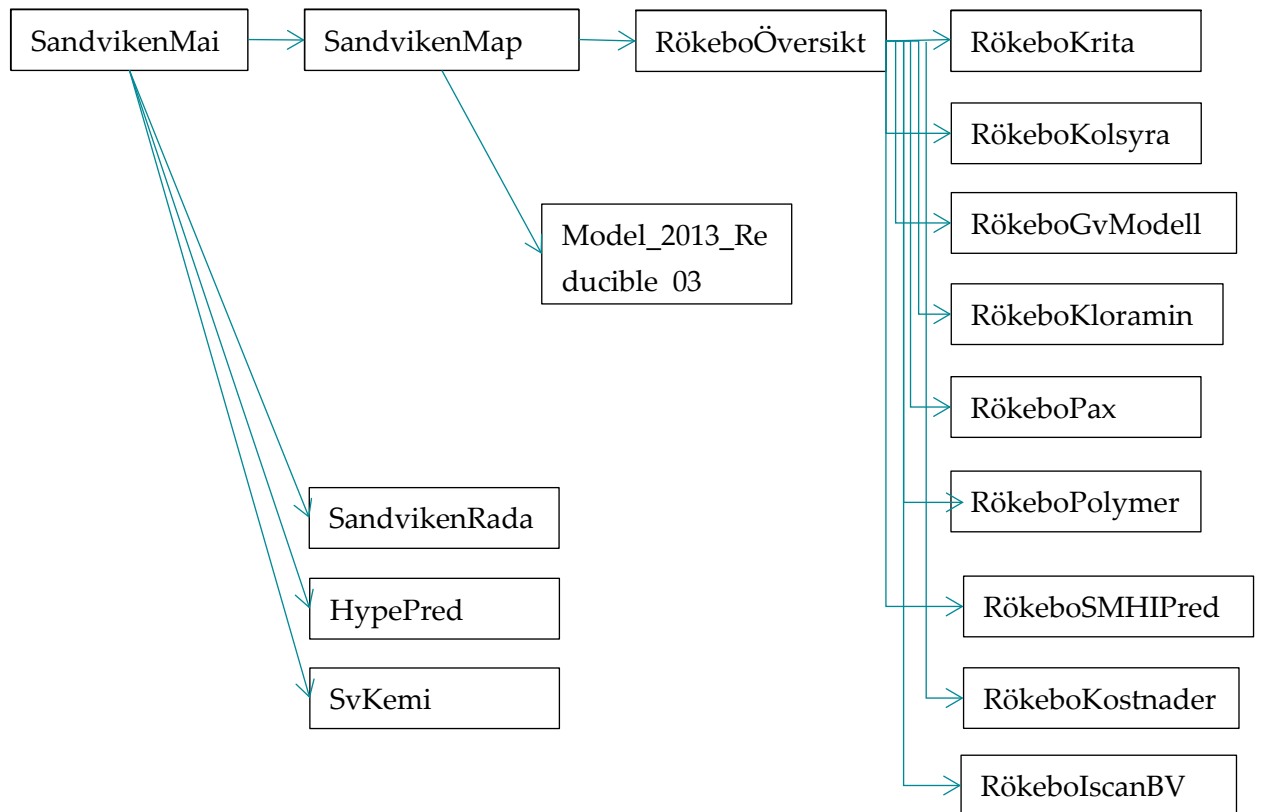
4.1.14 RökeboKostnader

Driftkostnaderna visas som funktion av driftdata och specifika kostnader. KPIer såsom kr/år, kr/m³ och kr/tim redovisas också. De specifika kostnaderna är påhittade i brist på bättre data.



I den här bilden kan man ange aktuella specifika kostnader. Kolumngrafen visar kostnaden per tim med hänsyn tagen till aktuella priser, doseringar och produktion.

4.2 Bildstruktur processbilder



Figur 11 Bilden visar hur de olika processbilderna relaterar till varandra

5 Processdata

Alla processdata är samlade i en huvudtabell, ObsVarDef.xlsx. Den definierar signalnamn, ingenjörstorheter, min- och maxvärden, liksom även OPC-info.

ObsVarDef.xlsx

	A	B	C	D	E	F	G	H	I	J	K	L	M	N	O
1	ix	TagName	EngUnit	Min	Max	Medel	MinLimit	MaxLimit	Description	Device	Group1	Group2	OPCTag	OPC Access	OPC Scali
2			kW							ÅshammarTS	Pump1		Effekt		
3			bar							ÅshammarTS	Pump1		TryckIn		
4			bar							ÅshammarTS	Pump1		TryckUt		
5			m							BjörkhagsparkenVT			Nivå		
6	ME901		mg/l	0.01	1.4				Desinfektion	RökeboVV	Kloramin		ME901		
7	TM401		bar						Tanktryck	RökeboVV	Kolsyra		TM401		
8			g/m3							RökeboVV	Kolsyra		DosFörAlk		
9			g/m3							RökeboVV	Kolsyra		DosEfterAlk		
10			m3/h	1.3	5					RökeboVV	Krita		Volym		
11			pH	6	6.4					RökeboVV	Krita		PHBVKrita		
12	L804		mm	0	800	250				RökeboVV	Pax		DoserKarlsnivå		
13			g/m3	30	70				Predikterad dosering	RökeboVV	Pax		DosPredModell		
14	FV801		l/h	20	30	26			DosFlöde1	RökeboVV	Pax		FV801		
15	FV802		l/h			0			DosFlöde2	RökeboVV	Pax		FV802		
16	F801		m3/h						DrivvattenFlöde	RökeboVV	Pax		F801		
17	L801		m	0	4	2.1				RökeboVV	Pax		FörrådstanksNivå		
18			m3	0					Förrådsvolym	RökeboVV	Pax		Volym		
19	F701		m3/h			2.2			DrivvattenFlöde Västra	RökeboVV	Polymer		F701		
20	F702		m3/h			2.1			DrivvattenFlöde Östra	RökeboVV	Polymer		F702		

Utifrån ObsVarDef är en OPC-server uppsatt där de definierade taggarna är åtkomliga.

Sandviken.sim - Simulator

File Add Edit View Help

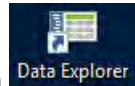
Name	Value	Description
DOC	5	S::can
Flöde1	187	Flöde [m3/tim]
Färg1	20	S::can
Färg2	20	S::can
Konduktans	80.8999	S::can
pH	5	S::can
SUVA	5	S::can
Temp1	12	S::can [degC]
Temp2	11	[degC]
TOC	4.5	S::can
Turbiditet	107.348	S::can
UV254	5	S::can

Brunn1201
 Brunn1202
 Brunn1401
 Brunn1402
 BrunnA1
 BrunnB1
 BrunnC
 BrunnD
 ÅrsundaVV
 ÅshammarTS
 ÅshammarVV
 BjörkhagsparkenVT
 HedåsenBongTS
 JäderforsVV
 JärboVV
 KungsgårdenTS
 KungsgårdenVV
 ÖsterfameboVV
 RökeboVV
 Kloramin
 Kolsyra
 Kostnader
 Krita
 Lut
 Pax
 Polymer
 Råvatten
 Blandvatten
 Grundvatten
 Sjövatten
 SvGvMod
 Utgående
 StörvikTS
 VallhovTS
 Öjaren

6 Hjälpprogram

6.1 DataExplorer

Med Genesis följer hjälpprogrammet, DataExplorer. Med det kommer man åt i stort sett alla data som finns i systemet, databaser och OPC-servrar. Det är i stort sett bara att klicka sig fram.



Man kommer åt det genom att klicka på ikonen

I bilden nedan visas historiska data från HyperHistorian för IScan för inkommande blandvatten:



6.2 Egenutvecklade program

Vi har skrivit program i Visual Studio C#: DownloadSMHIRadar, HypeMod, PaxMod, SvGvMod, WeatherPred, Write2OP och Write2OPC2. Därtill har vi ett program i JavaScript, SandvikenRadar, som används i Genesis för att scrola radabilder framåt och bakåt i tiden.

6.3 DownloadSMHIRadar

Programmet hämtar nederbördsdatabild som en radarbild i .png-format över Sverige för given dag med 5 min upplösning. Bilderna läggs i katalogen

`c:\Eget\Projects\2017\IVL\Sandviken\Bilder\SMHI\`. Bilderna kan presenteras som ett eget lager i EarthWorX.

6.4 GvMod

GvMod har ersatt SvGvMod tills vidare. Den har en grundrekommendation på 108 [m³/tim] för månaderna november – mars, för övrigt är rekommendationen 0 [m³/tim]. Detta för att hålla nere Mn-halten i det utgående vattnet. Modellen hämtar och visar predikterad sjövattnnivå från Hype och SMHI, samt temperatur för den önskade perioden.

6.5 HypeMod

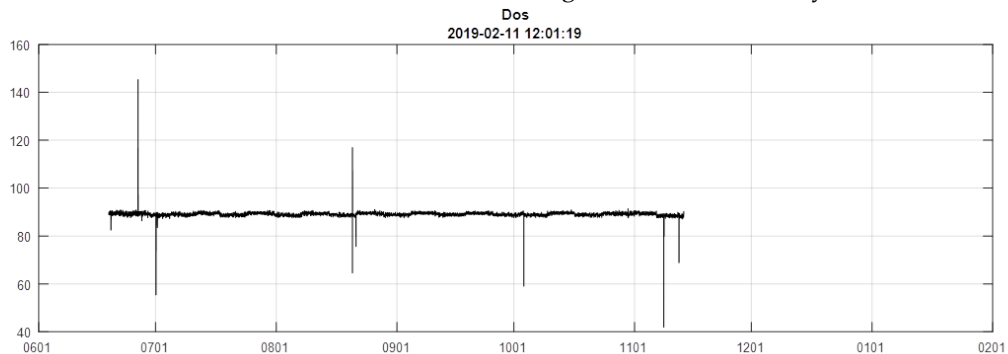
HypeMod är programmet som beräknar Öjarens vattennivå från historiska och prognosticerade (+10 dagar) temperatur- och nederbördsdata. Efter en körning av HypeSMHI ligger in- och utdata i textfiler. Programmet skriver dessa data till Hypetabellen i SQL-databasen. De tidigare data raderas och de nya skrivs in, sedan är de tillgängliga för plottning i prototypen. Tabellen WeatherForecast uppdateras med beräknade framtida nivåer för 10 dagar framåt.

6.6 HypeSMHI

Det här programmet kommer från SMHI och används för att beräkna Öjarens vattennivå från nederbörds- och temperaturdata.

6.7 PaxMod

Nuvarande dosering är 90 [g/m³], konstant, dvs flödesproportionellt. Nedan visas nuvarande dosering över tiden. Av alla verk vi har data från är det inget som doserar så mycket.



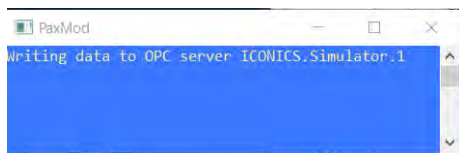
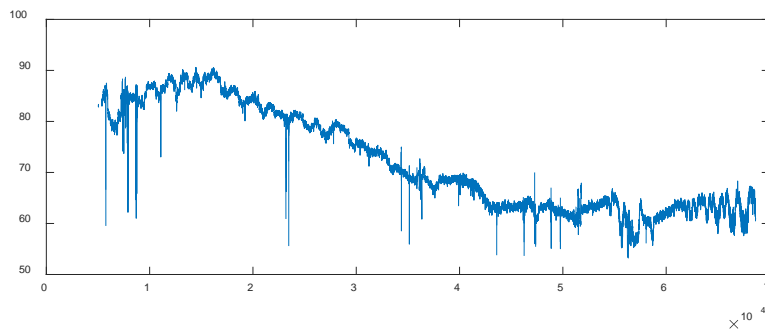
PaxMod är programmet som beräknar föreslagna paxdosering. PaxMod hämtar, med jämna mellanrum, ingående blandvattnets kemi, som kommer från i::scanmätaren sitter i inloppskanalen, via OPC-servern, beräknar den rekommenderade dosen och skriver den till OPC-servern under tagnamnet RökeboVV.Pax.DosPredModell. Uppdateringshastigheten är fn 5 [s], men kan ändras genom att editera filen PaxMod.exe.config. Det går förstås också att lägga in modellekvationen i verkets styrsystem som en "scheduled task".

Hos Sydvatten körs modellen för dosering av järnklorid mot UV254 efter snabbfilter. Förutom själva modellen, som tar variationerna i inkommande vatten, har man lagt till en långsam

integrerande återkoppling av avvikelser i UV254 efter snabbfiltret mot dess börvärde, som förändrar den konstanta termen i modellekvationen.

Modellen som PaxMod använder bör förmodligen uppdateras minst en gång per år när allt är inprovat och driftsatt, litet oftare till att börja med. Den nuvarande modellen är en kopia av den senaste som Sydsvatten använder:

$\text{dosPredModell} = 62.1 + 5.93 \cdot \text{DOC} + 1.43 \cdot \text{UV}(254\text{nm}) - 3.83 \cdot \text{TOC} + 0.88 \cdot \text{Temp} - 35.5 \cdot \text{SUVA}$. Nedan ses effekten av användningen av Sydsvattens modell som nu ligger i prototypen.



Vi har inte undersökt effekten av dosändring på vattnet eftersom vi inte haft i:scan på plats förrän i juli i fjol. Därefter tycks den ha drivit under första halvåret och verkar först nu någorlunda stabil. Dessa data behöver också valideras mot manuella prov och analyser.

Vi rekommenderar först några stegsvar, tex att man sänker dosen i steg om 10 eller 5 för att se vad som händer i processen och med utgående vattnet. Vi har rakt av provat några olika verks styrmodeller med Rökebos data som indata. Man skulle också kunna fortsätta med att studera flera stegsvar under loppet av ett par månader. Man kan också börja följa dosprediktionerna från Sydsvattens modell och studera hur de påverkar processen, ev med manuell återkoppling till modellens "konstanta" term.

6.8 SandvikenRadar

Vi har skrivit 4 JavaScript funktioner som används i Genesisbilden SandvikenRadar.gdxf för att bläddra bland de nedladdade radarbilderna från SMHI.

6.9 (SvGvMod)

Det är SvGvMod som initialt användes för att beräkna den optimala inblandningen av sjövattnet, men nu är ersatt av GvMod. SvGvMod är skrivet som en optimerare som använder grundvattenmodellen för att beräkna maximalt grundvattenuttag och sjövattnet modellen för att beräkna sjövattnets kemi och vattennivå för de olika intagsdjupen. Optimeraren beräknar maximalt sjövattnintagsflöde givet de specificerade randvillkoren för max DOC, max vattentemp, och minimal sjönivå.

Den nuvarande modellen går i bakgrunden som ett dosprogram och lägger resultaten i en SQLEXPRESS-databas, från vilken data läses för presentationen.. Först raderas förra körningens data och sedan läggs nuvarande resultat in

För att SvGvMod skall fungera behöver vi definiera en hel del: gränssnitten till grundvatten- och sjövattnemodellerna, såsom vad som är in- och utdata till och från dem; hur användaren kan använda SvGvMod och vad som skall beräknas. In- och utdata kommuniceras via OPC-servern och SQL-databasen.

En primitiv version av SVGvMod är implementerad enligt ovan på sid 5. Den behöver vi utveckla!

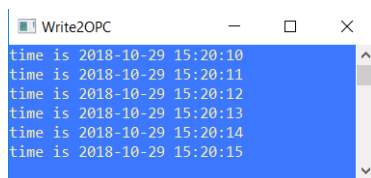
6.10 WeatherPred

Programmet hämtar väderprognoser för givna kartkoordinater från SMHI. SMHI levererar prognoser för ett 15-tal parametrar. Vi har fn valt ut temperatur och medelnederbörd. Data för upp till 10 dagar hämtas via HTTP och skrivs till SQL-databasen.

En GraphWorX-bild, RökeboSMHIPred.gdxf, används för att uppdatera och visa prediktionerna.

6.11 Write2OPC

Detta är ett primitivt simuleringsprogram som skriver historiska data till OPC-servern. Data läses från en .txt-fil, "Rökebo 180601-190125PP.txt, och skrivs rad för rad med givet tidsintervall, 5000 ms. Efter sista raden börjar skrivningen om från första raden.

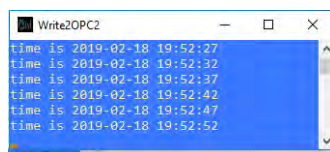


```
time is 2018-10-29 15:20:10
time is 2018-10-29 15:20:11
time is 2018-10-29 15:20:12
time is 2018-10-29 15:20:13
time is 2018-10-29 15:20:14
time is 2018-10-29 15:20:15
```

Tidsintervallet kan ändras genom att editera filen Write2OPC.exe.config.

6.12 Write2OPC2

Detta är ett primitivt simuleringsprogram som skriver simulerade data till OPC-servern. Data läses från en Exceltabell, Signals.xlsx, och skrivs rad för rad med givet tidsintervall, 5000 ms. Efter sista raden börjar skrivningen om från första raden.



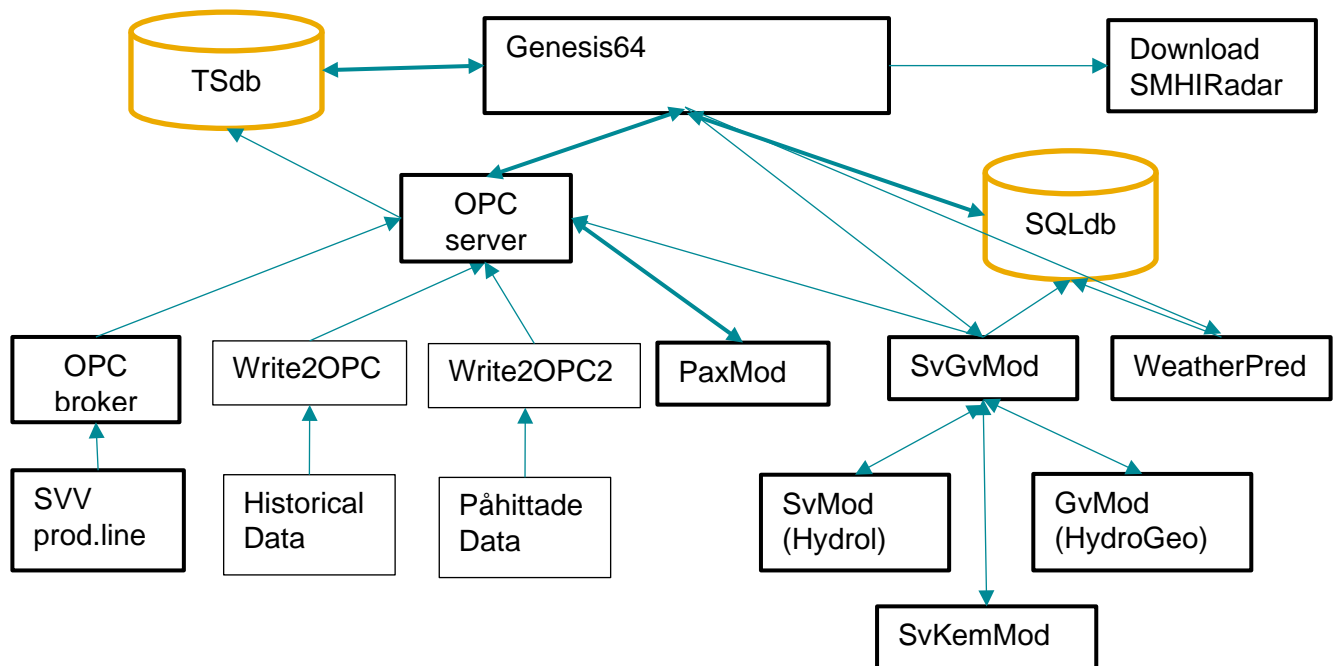
```
Time is 2019-02-18 19:52:27
Time is 2019-02-18 19:52:32
Time is 2019-02-18 19:52:37
Time is 2019-02-18 19:52:42
Time is 2019-02-18 19:52:47
Time is 2019-02-18 19:52:52
```

Tidsintervallet kan ändras genom att editera filen Write2OPC2.exe.config.



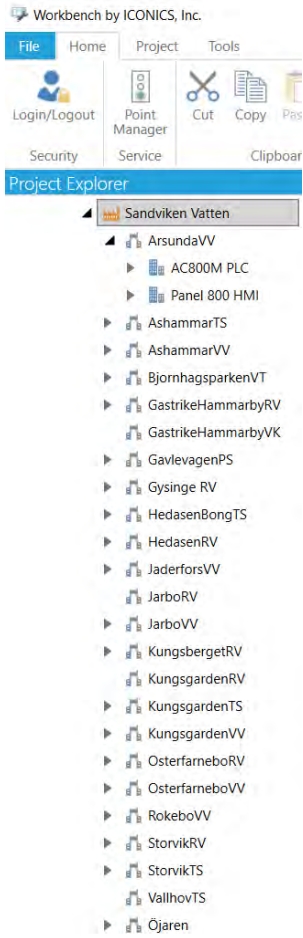
7 Systemlösning

7.1 Blockschema för lösningen



7.2 Tillgångsträd

Centralt i Genesis är ett hierarkiskt tillgångsträd (AssetWorX). Till det kopplas det mesta såsom: processbilder, underprogram och databaser. Varje gren i trädet kan ha underliggande grenar och blad. Skulle varje blad ha egenskapen effekt skulle man kunna automatiskt kunna aggregera och logga totala effekten och energiförbrukningen i trädet (Sandviken Vatten).



7.3 Tidseriedatabas

Med Genesis följer en effektiv tidseriedatabas, HyperHistorian. Det är nog en av branschens mest effektiva med stöd för redundans, programmering och IP-kopplingar.

7.4 SQL databas

En databas, Sandviken, är uppsatt under MS SQL Express. Den har f.n. 4 tabeller

7.4.1 GvMod

I GvMod lagras resultaten från GvFlödesModellen.

Column Name	Data Type	Allow Nulls
Tidpunkt	datetime	<input type="checkbox"/>
GvFlöde	real	<input checked="" type="checkbox"/>
SvNivå	real	<input checked="" type="checkbox"/>
BvTemp	real	<input checked="" type="checkbox"/>

7.4.2 Hype

Här lagras resultat från Hype-körningarna: Nederbörd, temperatur och sjönivå.

Column Name	Data Type	Allow Nulls
Tidpunkt	datetime	<input checked="" type="checkbox"/>
Pmed	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Tmed	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Wcom	real	<input checked="" type="checkbox"/>

SvGvMod

Här lagras resultat från SvGv-modellen.

Column Name	Data Type	Allow Nulls
Tidpunkt	datetime	<input type="checkbox"/>
SVProc	real	<input checked="" type="checkbox"/>
DOC	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Temp	real	<input checked="" type="checkbox"/>
DvFlöde	real	<input checked="" type="checkbox"/>
SvNivå	real	<input checked="" type="checkbox"/>

7.4.3 SVkemi

Här lagras data från körningar med Stellamodellen för Öjarens vattenkemi.

Column Name	Data Type	Allow Nulls
Tidpunkt	datetime	<input type="checkbox"/>
TOCyta	real	<input checked="" type="checkbox"/>
TOCdjup	real	<input checked="" type="checkbox"/>
DOCyta	real	<input checked="" type="checkbox"/>
DOCdjup	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Ptocyta	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Ptoddjup	real	<input checked="" type="checkbox"/>

7.4.4 WeatherForecast

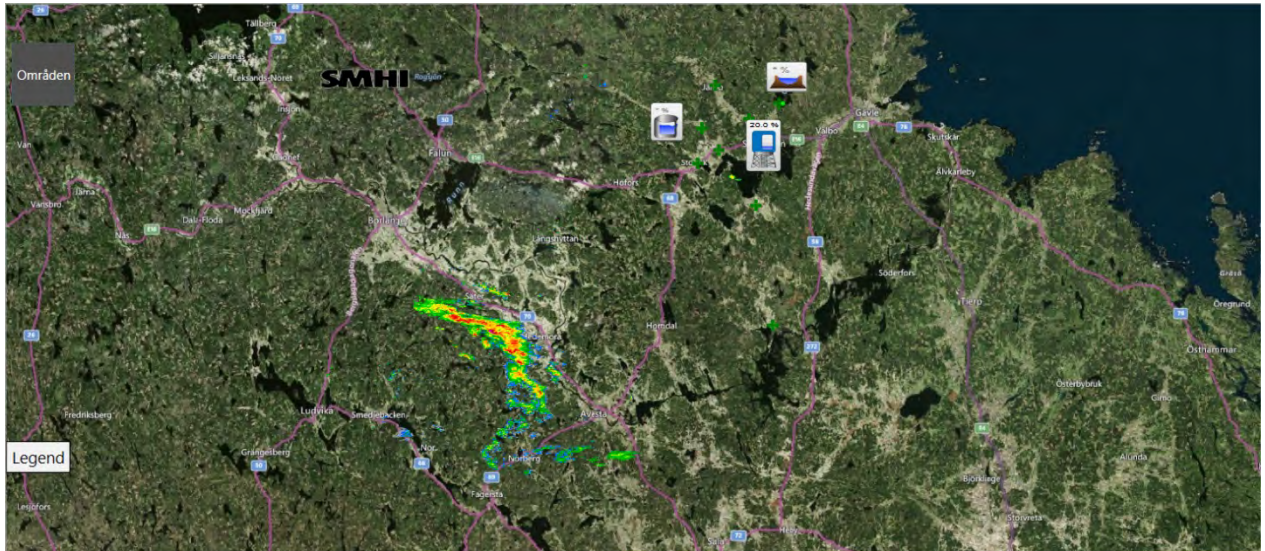
Här lagras väderleksprognoseerna för Rökebo, vilka hämtas från SMHI.

Column Name	Data Type	Allow Nulls
Tidpunkt	datetime	<input type="checkbox"/>
Pmed	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Temp	real	<input checked="" type="checkbox"/>
Sjönivå	real	<input checked="" type="checkbox"/>

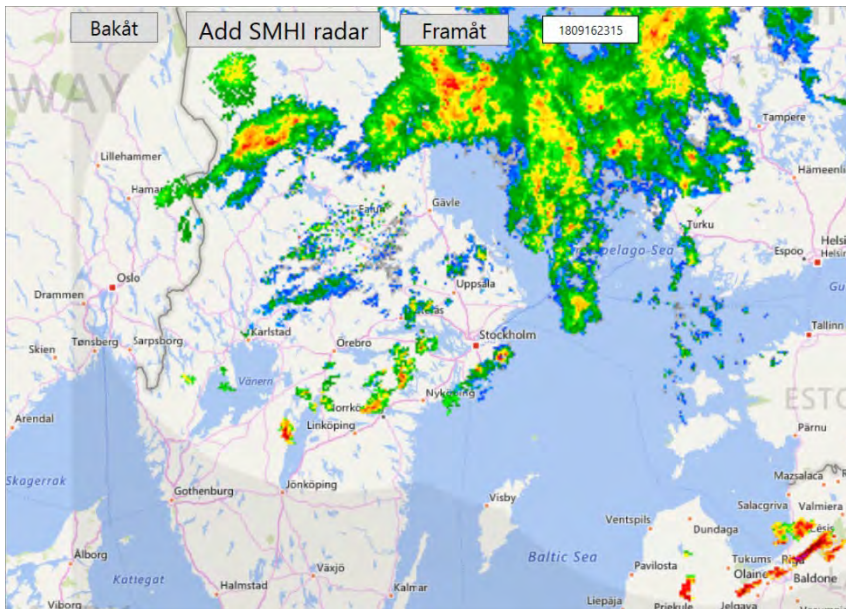
8 Tänkt utökad funktionalitet

8.1 Processbilderna

Det går att lägga in väderradarbilderna från SMHI i kartbilden.
Här är översiktsskärmbilden med en radarbild inlagd:



SandvikenRadar.gdxf: Här är radarbilderna inlagda med bläddringsfunktion



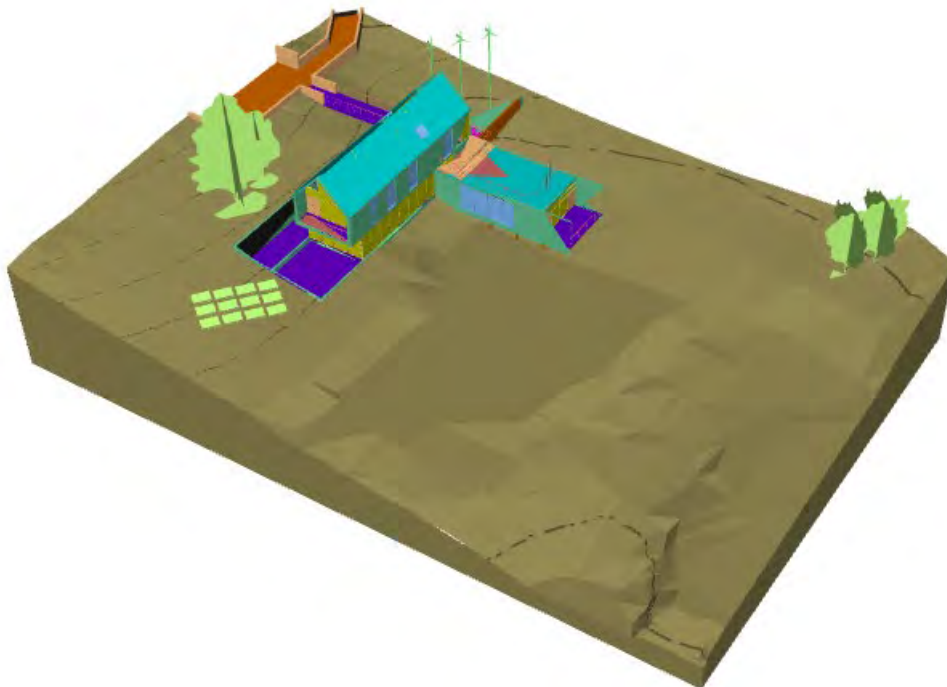
8.2 ModFlow

Modflow används för att beräkna grundvattennivåerna i upptagsområdet.

8.3 3D

Genesis har stöd för 3D.

Vi vill importera grundvattenmodellens visualisering. Grundvattenmodellen genererar en 3D-bild av vattennivåerna. Arbete pågår för att lägga in resultaten i prototypen. Här är en 3D-bild som är inlagd i prototypen och är zoom- och roterbar, även om det inte är över grundvatten så ser vi att det funkar. Bilden kan roteras genom att hålla ner <alt><vä.musknapp><flytta musen>



Vi skulle också kunna lägga in någon av anläggningarna i 3D i kartbilden eller i processbilder, då kan man zooma in till olika delar av anläggningen och även visualisera deras tillstånd.

8.4 Mobil anslutning

Genesis har stöd för mobilt gränssnitt, dvs åtkomst till systemet via internet. En portal kommer att definieras som automatiskt kan visas på ansluten mobbe, padde eller dator.

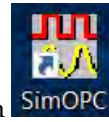
8.5 Kostnader

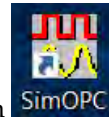
För att kunna optimera mot kostnader med avseende på vad? behöver vi el- och kemikaliekostnader.

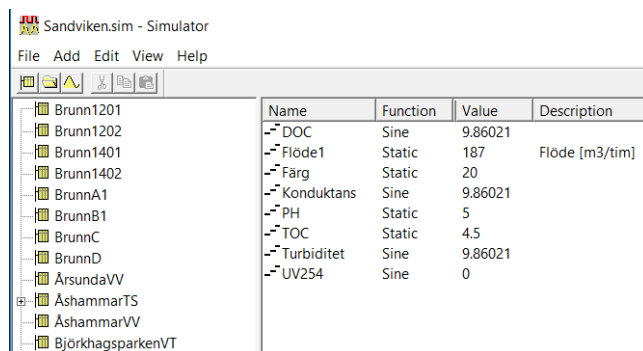
Vi behöver också kunna skatta elförbrukningen för både SV och GV i [kr/m³]

9 Körinstruktioner för prototypen

9.1 SimOPC

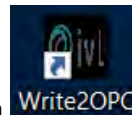


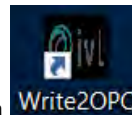
Starta OPC-servern SimOPC, genom att dubbelklicka på ikonen , Om inte Sandviken.sim startar kan men gå via File och välja C:\Eget\...\Sandviken.sim. Gå via View | Monitor för att också kunna se taggarnas värden.



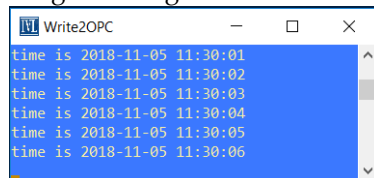
9.2 Write2OPC

Write2OPC skriver historiska data till OPC-servern varje 5e sekund (kan ställas in).



Starta Write2OPC genom att dubbelklicka på ikonen 


Programmet går i ett litet DOS-fönster:



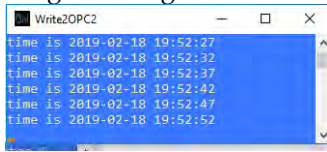
9.3 Write2OPC2

Write2OPC skriver påhittade data till OPC-servern varje sekund (kan ställas in).



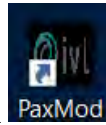
Starta Write2OPC genom att dubbelklicka på ikonen 

Programmet går i ett litet DOS-fönster:



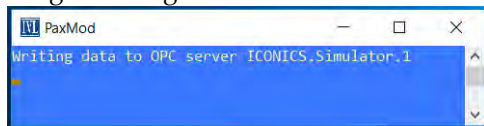
9.4 PaxMod

PaxMod beräknar rekommenderad fällningsdos från Blandvattnets kemi. Beräkningen görs var 5e sekund och formeln är tills vidare påhittad.



Starta PaxMod genom att klicka på ikonen

Programmet går i ett DOS-fönster:



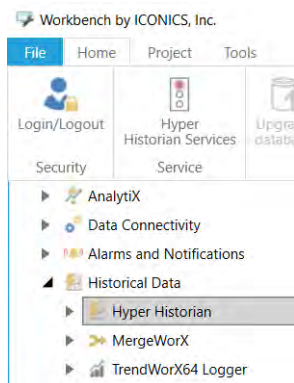
9.5 HyperHistorian

Dataloggningen startas via Workbench.

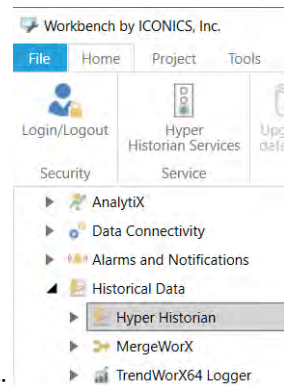


Dubbelklicka på ikonen

Markera "Hyper Historian" som ligger under "Historical Data" i tillgångsträdet. Klicka sedan på Home, då syns "Hyper Historian Services" i menyraden med ett "trafikljus" som lyser rött om servicen/loggningen inte är igång. Klicka på det så startar loggningen.



Klicka på trafikljuset så slår det om till grönt:



9.6 GraphWorX

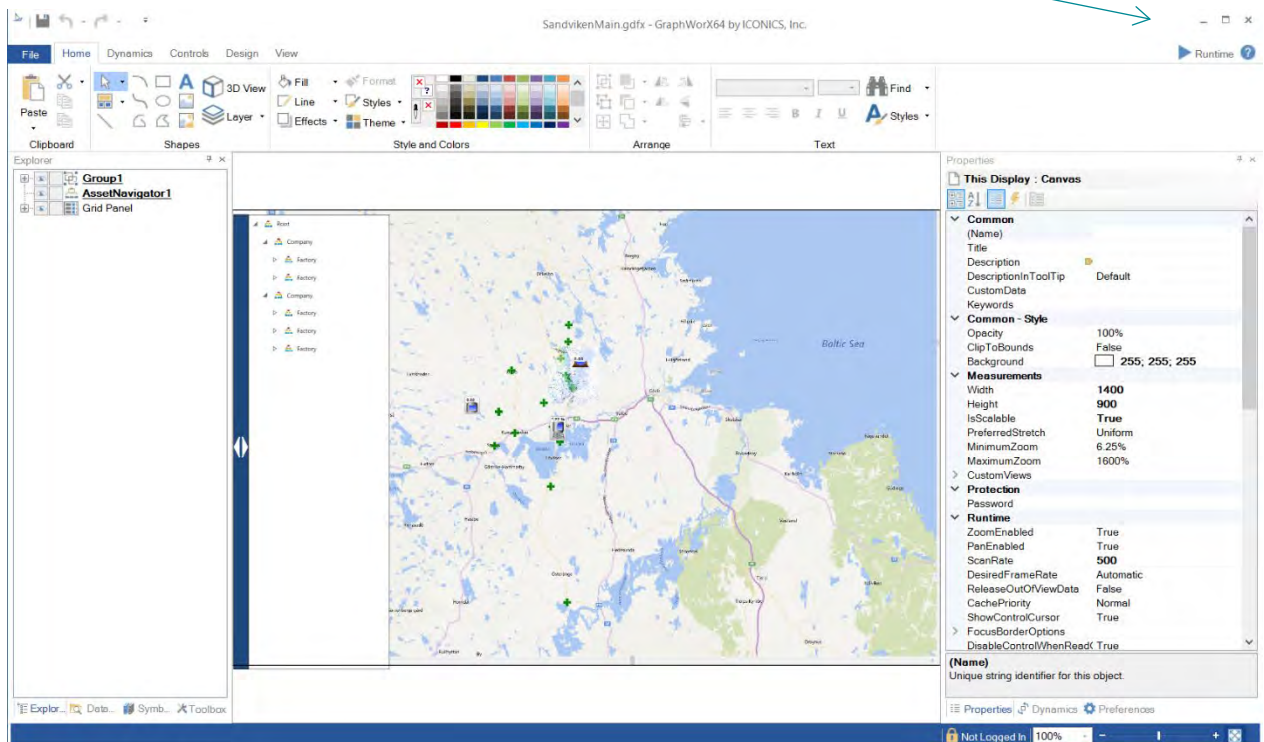
Själva processbilderna kommer man åt via GraphWorX.

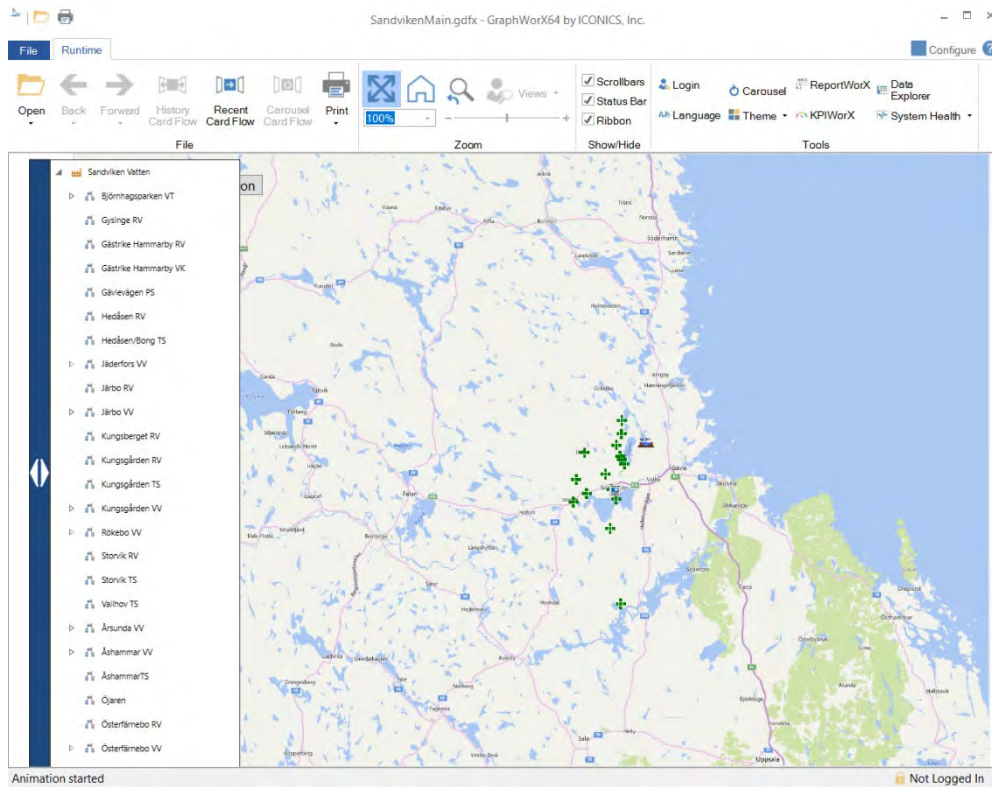


Dubbelklicka på ikonen

9.6.1 Översiktsbild

Gå via File | Open och välj översiktsbilden SandvikenMain.gdxf. Bilden laddas i konfigureringsmode, byt till exekvering genom att trycka på Runtime uppe till höger i programbilden.





Härifrån kommer man åt övriga bilder genom att klicka sig fram.

