

# Håndtering af højtstående terrænnært grundvand ved Bylderup Bov

Jon Bue Probst Gulfeldt, Torben Obel Sonnenborg og Jacob Kidmose

Blue Transition

Interreg  
North Sea



Co-funded by  
the European Union



CLIMATE RESILIENCE,  
BIODIVERSITY AND  
POLLUTION

# Håndtering af højtstående terrænnært grundvand ved Bylderup Bov

Jon Bue Probst Gulfeldt, Torben Obel Sonnenborg og Jacob Kidmose

Blue Transition

**Interreg**  
North Sea



Co-funded by  
the European Union



**CLIMATE RESILIENCE,  
BIODIVERSITY AND  
POLLUTION**

## Indhold

<b>1.</b>	<b>Indledning</b>	<b>5</b>
1.1	Beskrivelse af problemstilling ved Bylderup-Bov.....	5
1.2	Formål .....	6
<b>2.</b>	<b>Modelområde og datagrundlag</b>	<b>7</b>
2.1	Modelområde .....	7
2.2	Datagrundlag.....	8
2.2.1	Geologisk model .....	8
2.2.2	Vandløb og grundvandsdannelse fra DK-model .....	11
2.2.3	Kalibreringsdata .....	13
<b>3.</b>	<b>Grundvandsmodel</b>	<b>16</b>
3.1	Kalibrering .....	17
3.1.1	Opsætning .....	17
3.1.2	Usikkerhed og vægtning af observationer.....	18
3.1.3	Sensitivitetsanalyse .....	20
3.1.4	Kalibrering.....	20
3.2	Scenarier.....	22
3.2.1	Liste over scenarier som analyserer baggrund og løsninger af højtstående grundvand i Bylderup Bov .....	22
3.2.2	Klimaforandringer .....	24
<b>4.</b>	<b>Resultater og diskussion</b>	<b>26</b>
4.1	Kalibrering .....	26
4.2	Scenarier.....	31
4.2.1	Vandløbsbredde .....	31
4.2.2	Vandløbsdybde .....	31
4.2.3	Vandløbs meanderingsgrad .....	33
4.2.4	Vandløbsmodstand.....	34
4.2.5	Drænybde 1.22 m.....	34
4.2.6	Drænybde 2 m .....	34
4.2.7	Drænkoefficient.....	36
4.2.8	Grundvandsdannelse +20% .....	38
4.2.9	Grundvandsdannelse +50% .....	38
4.2.10	Grundvandsdannelse –15% .....	40
4.2.11	Grundvandsdannelse –20% .....	40
4.2.12	Indvindingsboring 1.....	42
4.2.13	Indvindingsboring 2.....	42
4.2.14	Lavbundsjord 1 .....	43
4.2.15	Lavbundsjord 2 .....	43
4.2.16	MPI-ESM-LR_REMO2009.....	44
4.2.17	EC-EARTH-RACMOE22E .....	45
4.2.18	HadGEM2-ES_RC4A .....	46

<b>5.</b>	<b>Opsummering</b>	<b>48</b>
<b>6.</b>	<b>Referencer</b>	<b>52</b>
<b>7.</b>	<b>Bilag</b>	<b>54</b>
7.1	Scenarie 1 .....	54
7.2	Scenarie 2 .....	56
7.3	Scenarie 3 .....	57
7.4	Scenarie 4 .....	59
7.5	Scenarie 5 .....	60
7.6	Scenarie 6 .....	62
7.7	Scenarie 7 .....	63
7.8	Scenarie 8 .....	65
7.9	Scenarie 9 .....	66
7.10	Scenarie 10 .....	68
7.11	Scenarie 11 .....	69
7.12	Scenarie 12 .....	71
7.13	Scenarie 13 .....	72
7.14	Scenarie 14 .....	74
7.15	Scenarie 15 .....	75
7.16	Klimascenarie 1 .....	77
7.17	Klimascenarie 2 .....	77
7.18	Klimascenarie 3 .....	78
7.19	Sensitivitet .....	79
7.20	Lavbundsjordkort .....	80

# 1. Indledning

## 1.1 Beskrivelse af problemstilling ved Bylderup-Bov

Området i og omkring Bylderup-Bov by er karakteriseret ved et højtstående grundvandsspejl. Dybden til grundvandet er typisk kun nogle få meter (se [www.grundvandsstanden.dk](http://www.grundvandsstanden.dk); HIP - Hydrologisk Informations- og Prognosesystem, <https://hip.dataforsyningen.dk>) og forventes lokalt at være afhængig af den geologiske opbygning, klimatiske forhold (over lang tid såvel som variation indenfor året), dræning (inkl. utilsigtet dræning via kloaksystem), befæstelsesgrad i byen samt andre antropogene påvirkninger såsom grundvandsindvinding til drikkevand og til markvanding. Bylderup-Bov by udmærker sig ved, at der i perioden 2014-2016 er gennemført en renovation af spildevandssystemet, hvor spildevandsledninger er strømpedeforede/tætnede. Der er etableret regn- og vejvandssystemer, som afvander til de lokale recipienter, Slogså og Grønå. Herved kan regnvand umiddelbart ledes til recipient, mens spildevand ledes til Gårdeby renseanlæg med efterfølgende udledning til recipienten Sønderå. Efter foring af spildevandssystemet burde grundvandsindsivning i princippet undgås, men ARWOS beretter, at indstrømning stadig forekommer via stikledninger og utætte kloakrørssamlinger. Efterfølgende er der opstået den situation, at mængden af utilsigtet vand er steget, så der nu løber op til 5 gange så meget vand i spildevandsledningerne (ca. 40.000 m<sup>3</sup>/måned), end der burde gøre fra en by med 1.300 indbyggere. Det medfører, at de eksisterende pumper i Bylderup-Bov og Rens har for lille kapacitet til at håndtere vandmængderne i våde perioder. Desuden bliver omkostningerne til pumpning og rensning af spildevandet (11 km væk, i Gårdeby renseanlæg) meget højere end forventet. I den samme periode formodes det at grundvandsstanden er steget i Bylderup-Bov. Der findes desværre ikke lokale observationer af grundvandsstand før eller under den gennemførte renovation af spildevandsnetværket ved Bylderup-Bov.

I våde perioder resulterer det i uacceptable spildevandsbelastninger til Slogså og Grønå, samt i problemer med f.eks. afledning af spildevand fra ejendommenes toilet og baderum, ligesom ejendomme i landsbyen lider af fugtige og vandfyldte kældre som følge af grundvandsindtrængning gennem vægge og gulv. Dette problem kan resultere i en større anvendelse af omfangsdræn, som vil lede grundvandet omkring ejendommen til spildevandskloakken, hvilket vil forøge problemet. Det bemærkes, at flertallet af ejendommene i Bylderup-Bov har lokal afledning af tag- og overfladevand på ejendommene, og altså ikke er tilsluttede evt. regnvandssystemer.

Der har været spekulationer om, hvorvidt den stigende grundvandsstand kan skyldes ændringer i Slogså, som løber gennem Bylderup-Bov. Reduceret grødeskæring, ændringer i vandløbets fysiske form f.eks. i forbindelse med vandløbsrestaurering, eller opsætning/nedtagning af strukturer i vandløbet kan resultere i ændringer i vandstanden i vandløbet, som kan medføre en stigning i grundvandsstanden.

## 1.2 Formål

Formålet med nærværende projekt er:

- (1) at undersøge effekten ved reovering af spildevandssystemet i Bylderup-Bov på det terrænnære grundvand,
- (2) at beskrive grundvandsstandens rumlige og tidslige variation i Bylderup-Bov under nuværende forhold,
- (3) at kvantificere effekten af grundvandsindvinding på grundvandsstandens beliggenhed,
- (4) at undersøge effekten af forskellige metoder til at sænke grundvandsstanden i byen, herunder om omkringliggende lavbundslande kan forvaltes på en måde (kontrolleret dræning), så det bliver til gavn for både kvantitet og kvalitet i vandløbet,
- (5) at muligheden for dræning af grundvandet under Bylderup-Bov
- (6) at vurdere effekten af klimaændringer på grundvandsspejlet.

## 2. Modelområde og datagrundlag

### 2.1 Modelområde

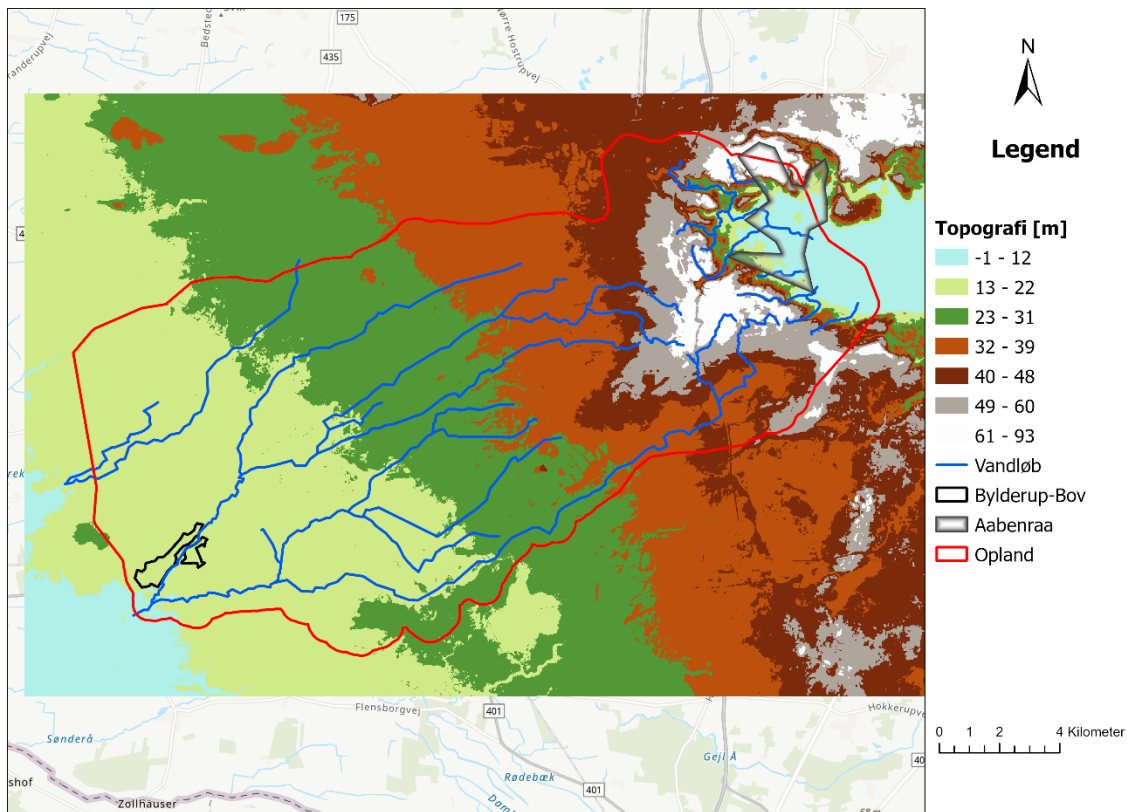
For at belyse årsager og løsninger til håndtering af det højtstående grundvand, er der etableret en grundvandsmodel for vandløbs- og grundvandsoplandet for Bylderup-Bov. Modelområdet dækker ca. 273,5 km<sup>2</sup>, fra Bylderup-Bov i sydvest til Aabenraa i nordøst (Figur 1).

Modelområdet kan opdeles i to karakteristiske områder, adskilt af den Jyske Højderyg vest for Aabenraa. Disse områder kaldes henholdsvis Bylderup-Bov oplandet og Aabenraa oplandet. Ved at inkludere området øst for højderyggen er eventuelle grundvandsudvekslinger igennem højderyggen mulige at simulere. Bylderup-Bov oplandet vest for højderyggen er domineret af relativt flade hedesletter bestående af primært smeltevandssand. Terrænet falder gradvist fra ca. 80 m.o.h. ved højderyggen til ca. 12 m.o.h. ved Bylderup-Bov over en distance på ca. 20 km.

Aabenraa oplandet øst for højderyggen udviser derimod en stejlere terræn, hvor højden falder fra ca. 80 m.o.h. til 0 m.o.h. ved Aabenraa Fjord over kun 3 km. Højderyggen og området ned mod Aabenraa by består primært af randmorænelandskab med aflejret moræneler, mens selve Aabenraa by er domineret af postglaciale aflejringer som antropocænt fyld, postglacial tørv og postglacialt sand.

Vandløbene i modelområdet er også påvirket af højderyggen. Ingen vandløb krydser højderyggen; de løber enten vest mod Bylderup-Bov eller øst mod Aabenraa, hvilket skaber to adskilte vandløbsoplande og en mulig grundvandsadskillelse.

Arealanvendelsen følger samme opdeling. Bylderup-Bov oplandet er præget af sandede overflader og anvendes primært til landbrug med marker samt mindre by- og skovområder. Aabenraa oplandet omfatter hovedsageligt byområder i Aabenraa samt skov på højderyggen og ned mod fjorden.



Figur 1: Topografi for modelområdet.

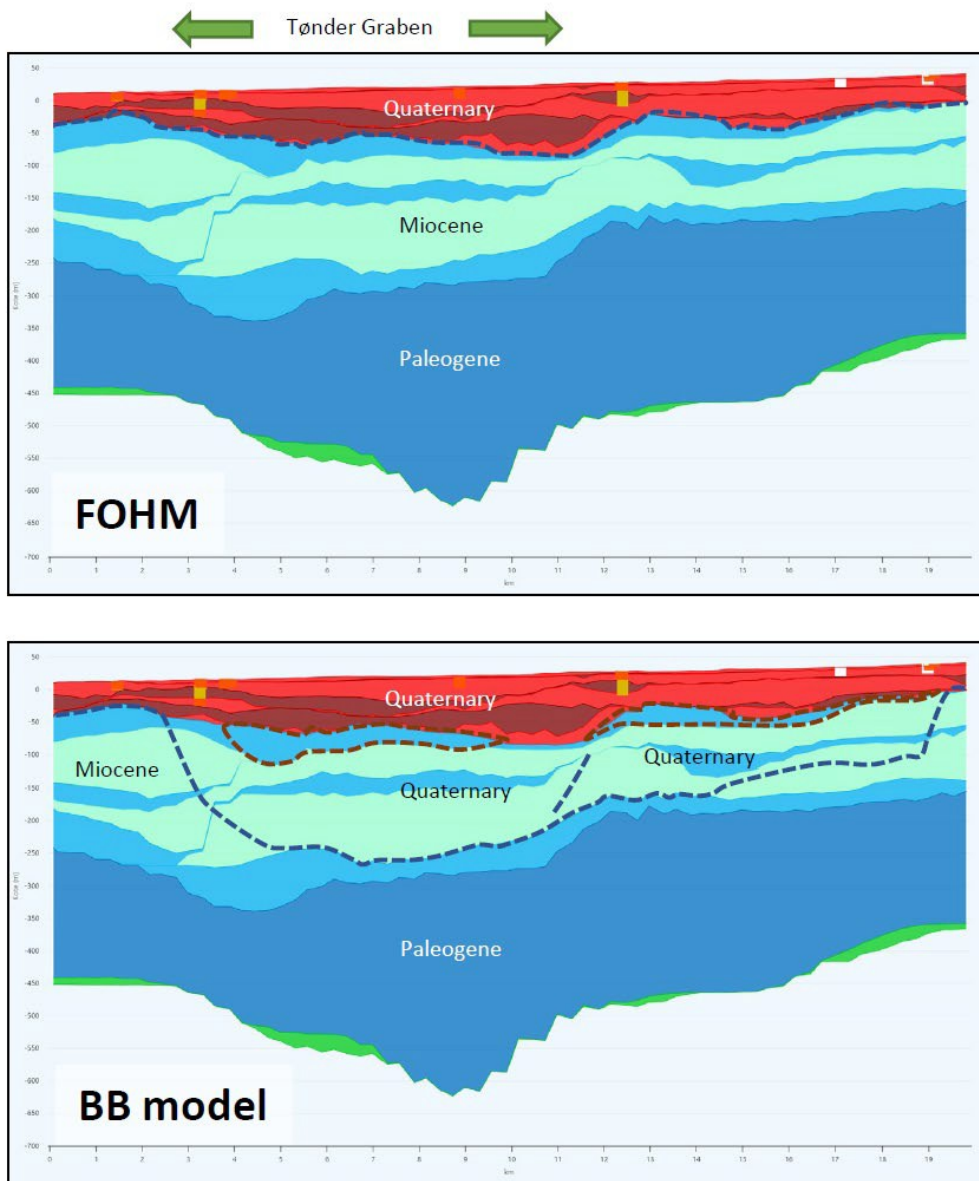
## 2.2 Datagrundlag

### 2.2.1 Geologisk model

I forbindelse med projektet er der udarbejdet en opdateret geologisk model for undergrunden i modelområdet. Den nye 3D-geologiske model, kaldet Bylderup-Bov-AA-modellen (Sander- sen et al., 2026), er udarbejdet på baggrund af nye geofysiske målinger kombineret med information fra boringer i den Nationale Boringsdatabase (Jupiter) og fortolkninger fra FOHM- modellen (Fælles Offentlig Hydrostratigrafisk Model, Miljøstyrelsen, 2020).

Den samlede Bylderup-Bov-AA-model er et integreret produkt af tre geologiske modeller:

1. Geologisk model for Bylderup-Bov-området, udarbejdet af GEUS.
2. Geologisk model for Aabenraa-området, udviklet af NIRAS.
3. Den eksisterende FOHM-model, som anvendes i de områder, der ikke dækkes af de to øvrige modeller (Sandersen et al., 2026).

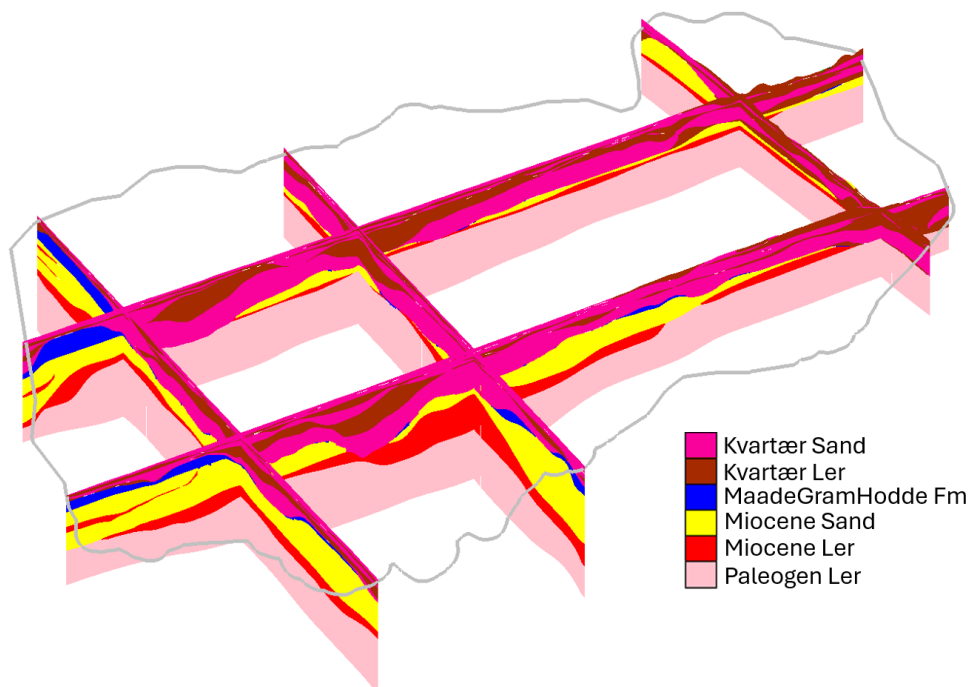


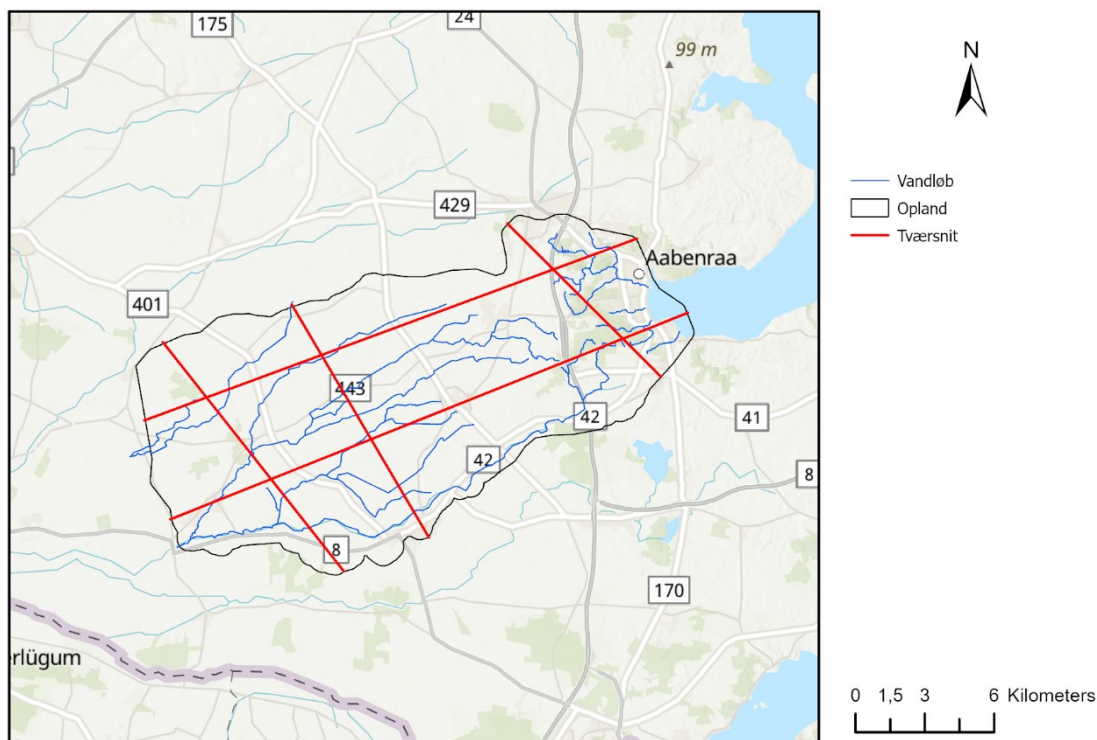
Figur 2 Konceptuel geologi af FOHM vs. Bylderup-Bov model (Sandersen et al. 2026)

Da projektets fokus er på det højtstående grundvand, har den nye geologiske fortolkning fokuseret på de øvre ca. 50 m af undergrunden. Den alternative fortolkning af geologien under Bylderup-Bov og Aabenraa har medført væsentlige ændringer i forståelsen af de miocæne-lag i området, hvor en stor del af de tidligere fortolkede miocæne lag i Tøndergraven nu er genfortolket som kvartære aflejringer, Figur 2. Denne nye fortolkning betyder også, at de kvartære aflejringer, som tidligere havde en maksimal tykkelse på ca. 70 m, nu vurderes at strække sig 200 m eller mere under terrænen i områder i og omkring Tøndergraven.

Bylderup-Bov-AA-modellen består af 23 geologiske lag, hvoraf 14 er kvartære, 8 er miocæne og 1 er palæogen. De kvartære lag er yderligere opdelt i glacialt aflejret sand eller ler, post-glacialt tørv eller sand, samt antropogent fyld. De miocæne lag er klassificeret efter de aflejringsformationer af sand og ler, mens bunden af modellen udgøres af palæogent ler. Se Figur 3 for tværsnit gennem modellens geologiske lag.

For en mere detaljeret beskrivelse af områdets geologi og udarbejdelsen af den nye geologiske fortolkning henvises til Sandersen et al. (2026), *“Blue Transition Pilot DK-1: 3D geological model of the Bylderup-Bov area”*.





Figur 3: (Øvre) Den geologiske models lag, visualiseret i GMS, hvor de geologiske lag er simplificeret til overordnede geologiske beskrivelse, vist med 3 nordvest-sydøst gående tværsnit og 2 nordøst-sydvest gående tværsnit. (Nedre) Tværsnittenes lokation.

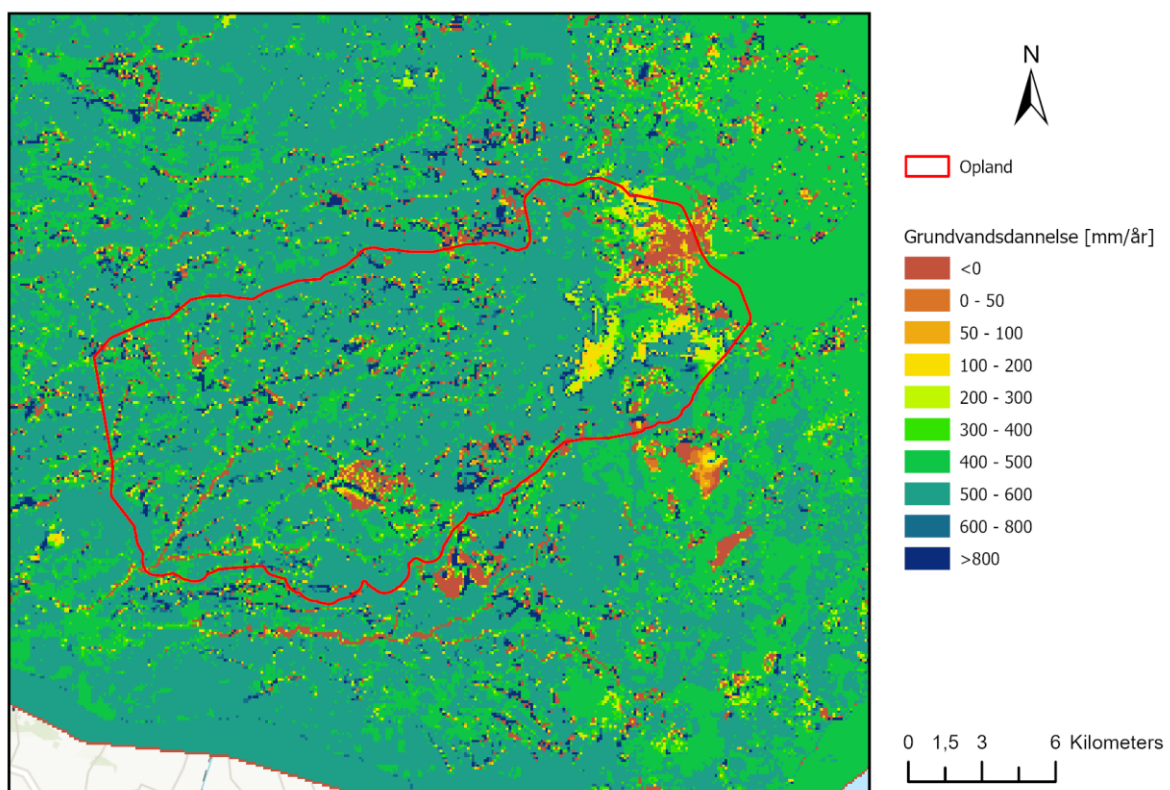
## 2.2.2 Vandløb og grundvandsdannelse fra DK-model

Grundlaget for beskrivelsen af vandløb i den hydrologiske model for Bylderup-Bov er baseret på data fra Den Nationale Hydrologiske Model (DK-modellen) udviklet af GEUS ([www.den-nationalehydrologiskemodel.dk](http://www.den-nationalehydrologiskemodel.dk)). Dataene omfatter lokation, terrænkoter opstrøms og nedstrøms samt bredde for de specifikke vandløb. For vandløb uden kendt bredde antages en standardbredde på 1 m.

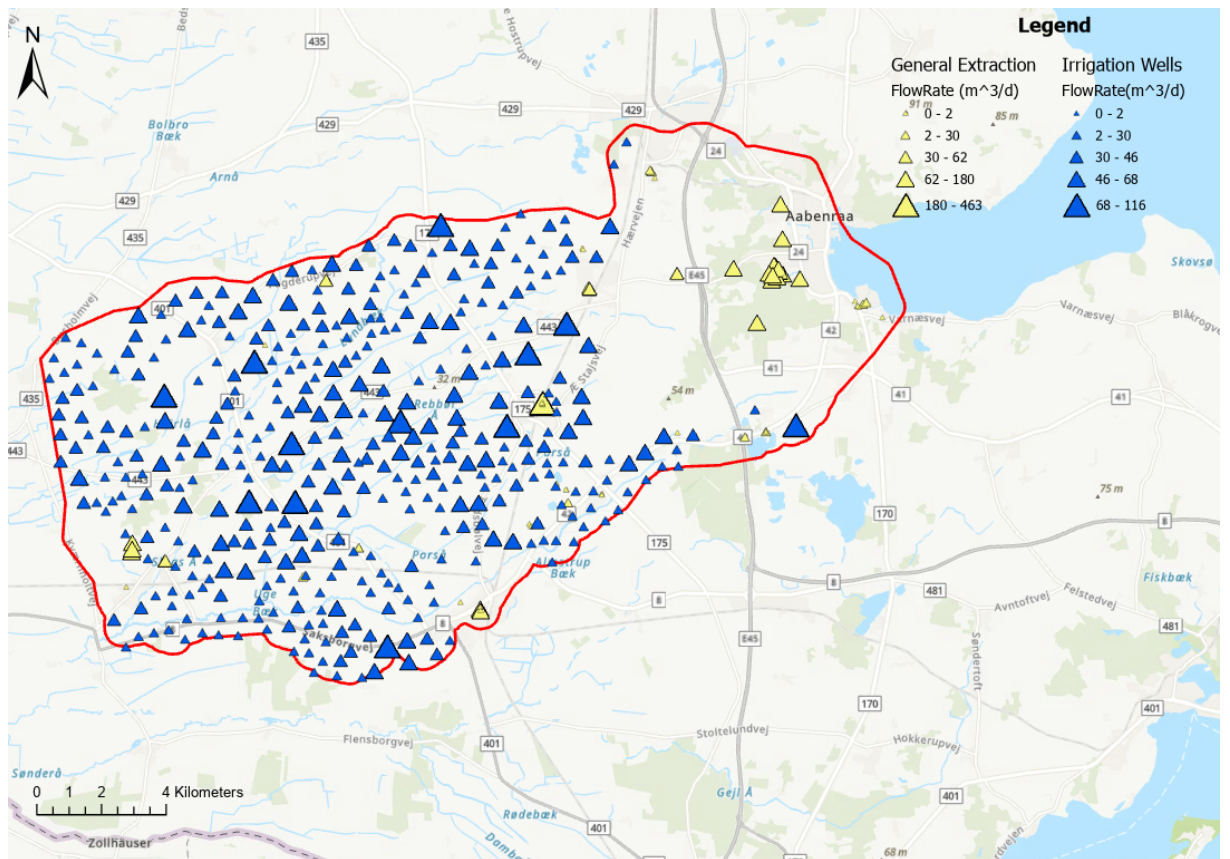
Bunden af vandløbene er bestemt ved interpolation mellem bunden i et opstrøms og et nedstrøms punkt. Disse bundpunkter er baseret på tværsnit defineret i DK-modellen, hvor tværsnittets datum og dybde anvendes til at beregne vandløbets bund. Hvis tværsnitsdata mangler, antages bunden at være 1 m under terrænkoten. Vandstanden i vandløbene er også hentet fra DK-modellen, hvor et gennemsnit af vandstanden anvendes som initialværdi i den hydrologiske model, hvorefter vandstanden beregnes dynamisk af modellen. Hældningen af vandløbene beregnes som forskellen mellem bundhøjderne opstrøms og nedstrøms over distancen af vandløbets længde. Vandløbenes bredder er defineret som gennemsnitsbredder langs de tilgængelige tværsnit.

Den påførte grundvandsdannelse er hentet fra en færdigsimuleret DK-model, som simulerer daglig grundvandsdannelse for hele Sønderjylland i perioden 2020–2025 med en opløsning på 100 × 100 m, Figur 4. DK-modellen er således kørt for en opdateret periode som dækker perioden med de bedste observationer af hydraulisk trykniveau for Bylderup-Bov området.

Data for oppumpning af grundvand til almen vandforsyning og markvanding er ligeledes hentet fra DK-modellen. For almen vandforsyning anvendes de samme indvindingsdata som i DK-modellen, herunder årlig pumperate, geografisk placering samt filterlængde og -dybde. For markvanding anvendes filter og lokation fra DK-modellen, mens den pumpede mængde er baseret på DK-modellens estimerede vandingsbehov, da indberetninger fra Jupiter er usikre og kun tilgængelige på årlig basis, Figur 5. Vandingsmængden simuleres kun i vækstsæsonen, og mængden varierer afhængigt af nedbør, jordtype og den anvendte afgrøde. Den simulerede daglige oppumpede vandmængde anvendes som input til den hydrologiske model for Bylderup-Bov.



Figur 4: Gennemsnitlig årlig grundvandsdannelse i mm for området, beregnet for perioden 2020-2024. Grundvandsdannelsen er taget som output fra DK4-modellen.

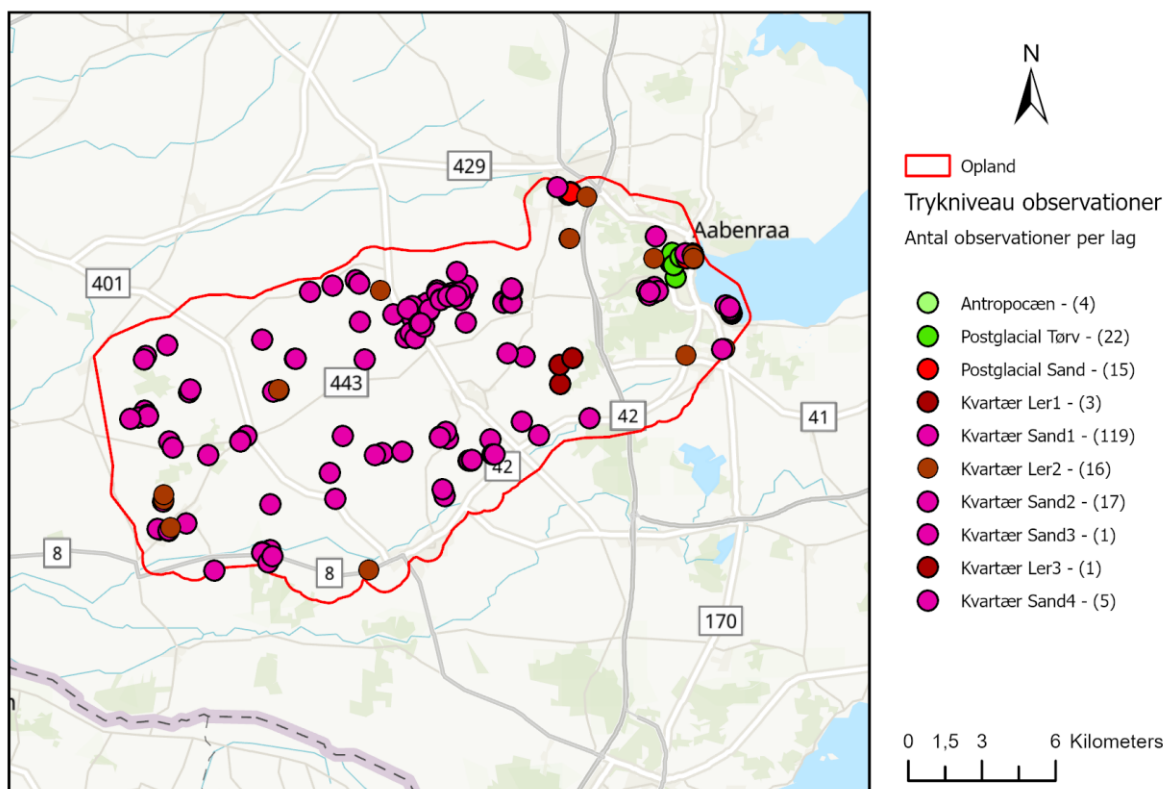


Figur 5: Indvinding til almen vandforsyning samt markvanding, hvor førstnævnte er konstant hen over året mens markvanding varierer månedsvist afhængig af vækstsæson og tørkeforhold.

### 2.2.3 Kalibreringsdata

Datasættet med observationer af hydraulisk trykniveau, der anvendes til kalibrering af den hydrologiske model, stammer fra det samme datasæt som brugtes til kalibrering af DK5-modellen (Stisen et al., 2020). Hver observation defineret som dybden under terræn, er beregnet som gennemsnittet af filtertop og filterbund. Disse dybder er derefter relateret til meter DVR90 ved at trække dem fra terrænhøjden i en digital højdemodel (DEM). Til dette datasæt er der tilføjet yderligere observationer af hydraulisk trykniveau indsamlet fra målestationer sat op i forbindelse med dette projekt.

For hver observation blev dybden relateret til et beregningslag i den hydrogeologiske model. Figur 6 viser, hvilke lag observationerne ligger i, samt deres fordeling. Størstedelen af observationerne findes i sandlag, og især det øverste sandlag har flest observationer.



Figur 6: Fordeling af trykniveau-observationer og antal observation pr. lag (se legende)

## Usikkerhed

Hver trykniveaumåling er forbundet med forskellige typer usikkerheder. Disse kan stamme fra upræcise målinger af terræn, vandstand eller filterdybde (Anderson et al., 2015; Henriksen et al., 2017). Yderligere usikkerheder introduceres under modellens opbygning, fx ved interpolation mellem observation og den celle i modellen, hvor observationen placeres. I områder med høje terrænforskelle kan et grovere grid (f.eks. 400 × 400 m) interpolere cellen til en anden elevation end den faktiske observation, mens et finere grid (100 × 100 m) vil give et tættere match. Eksempelvis kan grundvandsspejlet, specielt for det øverste terrænnære grundvand, typisk variere med 4 meter indenfor et 500 x 500 meter område. Det betyder i praksis, at det ikke er rimeligt at forvente en forskel på den simulerede og observerede værdi på mindre end fx 2 meter, da modellen kun simulerer én værdi på ét tidspunkt for 500 x 500 m modelcellen.

Tidspunktet for observationen kan også skabe forskelle. Hvis observationerne primært stammer fra vintermålinger, vil kalibreringen favorisere modellens præstation i vinterperioden fremfor sommerperioden. For at håndtere disse usikkerheder tildeles hver observation et usikkerhedsinterval, der angiver det forventede variationsområde. Bestemmelsen af intervallet følger en standard beskrivelse af observationsusikkerhed fra Sonnenborg & Henriksen (2005), Håndbog i grundvandsmodellering.

**Vægt af parametre**

Hver observation tildeles ved kalibrering af grundvandsmodellen en vægtning. Observationer med lavere usikkerhed kan tildeles højere vægt, mens observationer med højere usikkerhed får lavere vægt. Desuden kan fokusområder i grundvandsmodellen tildeles større vægt. Vægtning påvirker kalibreringen af modellens parametre, idet observationer med højere vægt har større indflydelse på parameterestimeringen.

### 3. Grundvandsmodel

Grundvandsmodellen i dette projekt er opbygget i den grafiske brugerflade Groundwater Modelling System (GMS) og sat op i UTM Zone 32N, ETRS 1989. Da modellen anvender et irregulært grid, er den konceptuelle grundvandsmodel opstillet med **MODFLOW-USG**. Denne version af MODFLOW er valgt, fordi den – i modsætning til de klassiske varianter (fx MIKE SHE) – understøtter irregulære grid (Panday et al., 2017). MODFLOW 6 kunne også være et alternativ (Langevin et al., 2024), men modulet er kun tilgængeligt som beta i GMS og mangler endnu flere centrale funktioner. Modellen anvender et horisontalt, irregulært grid med en diskretisering på  $100 \times 100$  m, bortset fra i de to byområder, Bylderup-Bov og Aabenraa, hvor cellernes sidelængder er forfinet til henholdsvis  $12,5 \times 12,5$  m og  $25 \times 25$  m ved hjælp af quadtree (Q-tree) metoden.

Formålet med forfiningen er at øge opløsningen af trykniveaufordelingen i byerne, hvor problemet med højtstående grundvand er mest kritisk. En opløsning på  $100 \times 100$  m ville ikke fange de lokale variationer i små byer som Bylderup-Bov, mens en finere opløsning forventes at repræsentere trykniveauets variation mere nøjagtigt. Den geologiske model er samtidig lavet med en opløsning på  $25 \times 25$  m, hvilket giver en mere præcis beskrivelse af Bylderup-Bov og Aabenraas geologi.

En yderligere forfining under  $12,5 \times 12,5$  m blev fravalgt på grund af den markant øgede beregningstid, som det ville kræve. Modellen uden forfining består af ca. 260.357 celler, mens den valgte forfining resulterer i ca. 718.720 celler, da forfiningen påføres alle beregningslag vertikalt. En højere grad af forfining ville desuden ikke understøttes af geologimodellens opløsning. Hvert beregningslag er direkte baseret på den geologiske model, hvor hvert lag i den geologiske model, anvendes som et beregningslag.

På grund af heterogeniteten i de kvartære glaciære aflejringer er følgende antagelser gjort ved repræsentation af de hydrauliske egenskaber:

1. Enheder med moræneler antages at have homogen horisontal og vertikal ledningsevne.
2. Der skelnes ikke mellem ledningsevnen i smeltevandsler og moræneler.
3. De øvre lag af moræneler antages at kunne have højere ledningsevne end dybere lag, pga. mulige sprækker.
4. De individuelle sandlags hydrauliske ledningsevne antages at være konstant gennem modelområdet, kan derfor beskrives som homogen.

For at beskrive de hydrologiske processer i området er følgende MODFLOW-pakker anvendt; (i) Time Variant Specified-Head, CHD (ii) Recharge (RCH), (iii) Stream, STR, (iv) Drain, DRN, (v) Well, WEL, and (vi) Recharge, RCH.

**CHD-pakken** er anvendt til at beskrive de konstante grænsebetingelser ved Aabenraa Fjord, hvor trykniveauet i de kystnære celler er sat lig havniveau. Langs modelområdet ydre grænser er der implementeret en **no-flow boundary**, som forhindrer udveksling af vand mellem modellen og det omkringliggende område.

**DRN-pakken** repræsenterer drænaftstrømningen. Drænene er defineret ved en drænkoefficient, som bestemmer, hvor hurtigt vand fjernes fra systemet. I modellen aktiveres drænet, når grundvandsstanden når 1 meter under terræn, hvorefter vandet fjernes permanent fra systemet uden at blive returneret til vandløb (Harbaugh et al., 2000).

**STR-pakken** beskriver interaktionen mellem overfladevand og grundvand. Udvekslingen mellem vandløb og akvifer beregnes ud fra forskellen mellem vandstanden i åen og grundvandspejlet (Prudic, 1989), og vandstanden i åen beregnes med **Manning's ligning**. Ledningsevnen for hvert vandløbs-segment bestemmes automatisk ud fra de geometriske og hydrauliske egenskaber.

**WEL-pakken** håndterer indvindinger og er baseret på oplysninger om boringernes position, filtertop, filterbund og pumpekapacitet. Hvis et filter strækker sig over flere model-lag, fordeles pumpe-raten proportionalt efter filterlængden i hvert lag. I situationer, hvor der ikke er tilstrækkeligt grundvand til at opretholde den specificerede pumpe-rate, standses indvindingen midlertidigt, indtil forholdene igen tillader pumpe-ring (Harbaugh et al., 2000).

**RCH-pakken** bruges for at beskrive grundvandsdannelsen i området. Raster filer bruges som input til at definere en grundvandsdannelse i m/d per celle. Grundvandsdannelsen fra DK-modellen er i en opløsning af 100x100 m, og derfor er nedskaleret til 12.5x12.5 m fordi kun en raster celle kan blive brugt per model celle ("RCH Package", xmswiki, May 20, 2024).

## 3.1 Kalibrering

Kalibreringen af grundvandsmodellen blev gennemført i to trin: først en automatisk kalibrering af en stationær model ved hjælp af PEST, efterfulgt af en manuel kalibrering af den dynamiske model med daglige tidsskridt. PEST er en optimeringsalgoritme udviklet af John Doherty, som vha. en gradientbaseret metode estimerer de parameterværdier, der giver den bedste overensstemmelse mellem observeret og simuleret grundvandsstand.

### 3.1.1 Opsætning

Kalibreringen af den stationære model blev udført med PEST ved at anvende et gennemsnit af tilgængelige inputdata for perioden 2020–2024, herunder trykniveaumålinger,

grundvandsdannelse og indvinding. Perioden er valgt, fordi der i lokalområdet ikke er længere tidsserier tilgængelige, og fordi fokus er på nutidige forhold med højtstående grundvand.

De initiale hydrauliske parametre for beregningslagene blev fastsat ud fra de tilsvarende lag i DK-modellen. Parametrene omfatter den horisontale hydrauliske ledningsevne og anisotropi faktorer, som bestemmer den vertikale ledningsevne.

Da MODFLOW-USG kun understøtter Sparse Matrix Solver (SMS), blev denne anvendt under kalibreringen. Konvergenskriterierne blev sat til 0,001 m for maksimale ændringer mellem ydre iterationer (HCLOSE) og 0,01 m for de indre iterationer (HICLOSE). Det maksimale antal iterationer blev sat til 250 for de ikke-lineære og 600 for de lineære iterationer.

### 3.1.2 Usikkerhed og vægtning af observationer

Usikkerheden på observationer af hydraulisk trykniveau blev sat til 3 m, baseret på vurderinger fra DK-modellen, hvorfra data også stammer, Figur 7. I henhold til Doherty (2015) er vægtningen af observationer omvendt proportional med deres standardafvigelse. Med en usikkerhed på 3 m svarer dette til en vægtning på 0,33.

Der blev identificeret 15 pejleboringer med daglige data over mindst seks sammenhængende måneder i perioden 2020–2024. For dem blev usikkerheden reduceret til 1,5 m, svarende til en vægtning på 0,66.

Flere observationer forekommer som klynger med lille indbyrdes afstand. For at undgå, at disse lokaliteter får en uforholdsmæssig stor samlet vægt i kalibreringen, er deres individuelle vægtninger reduceret. Justeringen er foretaget ud fra antallet af pejleboringer indenfor området, områdets størrelse samt antallet af observationer pr. boring, så den samlede vægtning for hvert område forbliver repræsentativ for datatætheden.

	Measurement error		Scale error		Non-stationary	Other effects	Total uncertainty	
	Water level	Elevation	Interpolation	Heterogeneity				
Typical values/ Formulas [m]	0.05 – 0.3	0 – 2	$0.5 \Delta x \cdot J$	$C^{\frac{1}{2}} \cdot \lambda \cdot s_{\ln K} \cdot J$	$\frac{\Delta h}{2}$	0 – 1	$\sqrt{\sum s^2}$	
DK: 2003	100 0	0.1	1.5	1.5	2.1	0.5	0.25	3.0

Note:  $\Delta x$ : Denotes horizontal discretization,  $J$ : Hydraulic gradient,  $C$ : Artesian aquifer constant (0.46),  $\lambda$ : correlation length for  $\ln K$ ,  $s_{\ln K}$ : standard deviation of  $\ln K$ ,  $\Delta h$ : seasonal variation in  $h$ .

Figur 7: Beregning af usikkerhed på observationer (Henriksen et al., 2017)

For at kvantificere modellens evne til at reproducere de observerede trykniveauer i området anvendes to statistiske mål: **middelfejl (ME)** og **middelkvadratafgvigelsen (Root Mean Square Error, RMS eller RMSE)**.

De to måleparametre anvendes til at vurdere modellens præcision i forhold til de observerede data, og beregnes som følgende:

$$ME = \frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (H_{obs,i} - H_{sim,i})$$

$$RMS = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (H_{obs,i} - H_{sim,i})^2}$$

hvor

- $H_{obs,i}$ : er det observerede potentiale for observation  $i$  (m)
- $H_{sim,i}$ : er det simulerede potentiale svarende til observation  $i$  (m)
- $n$  : er det samlede antal observationer

For at vurdere de resulterende ME og RMS (også refereret til som RMSE) gives et bud på en acceptabel ME ud fra Henriksen et al. (2017) udregnet som:

$$\frac{|ME|}{\Delta h_{max}} \leq \beta_1$$

Hvor  $\Delta h_{max}$  er differencen mellem det højeste og laveste målte trykniveau i området.  $\beta_1$  er et nøjagtighedskriterie for modellen, som er 0.01 for detailmodellering, og 0.025 for overslagsberegning (Sonnenborg & Henriksen, 2005).

Lignende for ME bruges  $\Delta h_{max}$  også til at beregne et bud på en acceptabel RMSE værdi, hvor i stedet for  $\beta_1$ , bruges der  $\beta_3$  som nøjagtighedskriterie. For detailmodellering fås et kriterium på 0.025, mens den er 0.05 for en overslagsberegning (Sonnenborg & Henriksen, 2005).

$$\frac{RMS}{\Delta h_{max}} \leq \beta_3$$

Tabel 1: Nøjagtighedskriterier for den opsatte grundvandsmodel.

	Detailmodellering	Overslagsberegning
$dH_{max}$ (m)	56.28	56.28
Kriterium – ME (m)	0.56	1.4
Kriterium – RMSE (m)	1.4	2.8

### 3.1.3 Sensitivitetsanalyse

For at identificere følsomme parametre, blev der før kalibrering foretaget en sensitivitetsanalyse af de hydrauliske egenskaber for beregningslagene samt hydraulisk ledningsevne for vandløb og drænkoefficient. Sensitivitetsanalysen viste, at den horisontale ledningsevne og den anisotropiske faktor for de miocene lerlag var relativt ufølsomme med en maks. relativ sensitivitet på ~8%, ned til 0.1%. Sensitiviteten af de miocene sandlag varierede lidt mere, med et lag på 48% og resten på 5-15%. De tre antropocæne lag havde en samlet relativ sensitivitet for den horisontale ledningsevne på 33%. Blandt de mest sensitive parametre er den horisontale ledningsevne for det 2. kvartære sandlag (80%), 2. kvartære lerlag (92%), 3. kvartære sandlag (100%), 4. kvartære lerlag (78%) og det 4. kvartære sandlag (77%). For de nævnte kvartære lerlag ses en ligeledes høj relativ sensitivitet for den anisotropiske faktor.

Analysen viste, at anisotropi faktoren og den horisontale ledningsevne for de samme lag var stærkt korrelerede, med en korrelations koefficient på over 0.9, og dermed svært at kalibrere hvis begge inkluderes. Derfor er den anisotropiske faktor for alle lag blevet fravalgt i kalibrering på trods af den høje sensitivitet for især de kvartære lerlag. Den vertikale anisotropi blev sat til 10 for alle lag. Dermed indgår den vertikale hydrauliske ledningsevne i praksis også i kalibreringen. Grundet deres relativt lave sensitivitet, blev de tre antropocæne lag slået sammen til et under kalibreringen. Det 1. lerlag havde en lignende lav sensitivitet og er derfor blevet slået sammen med det 2. lerlag. Det 5. og 6. lerlag havde begge en relativ sensitivitet på under 3% og blev derfor sat til at blive kalibreret sammen med det 4. lerlag.

Alle de miocene lerlag blev kalibreret sammen, og det samme for de miocene sandlag. Både ledningsevnen i vandløb og drænkoefficienten havde en relativ høj sensitivitet og er derfor også begge inkluderet i kalibreringen. I alt blev 12 parametre valgt til brug i den automatiske kalibrering med PEST.

### 3.1.4 Kalibrering

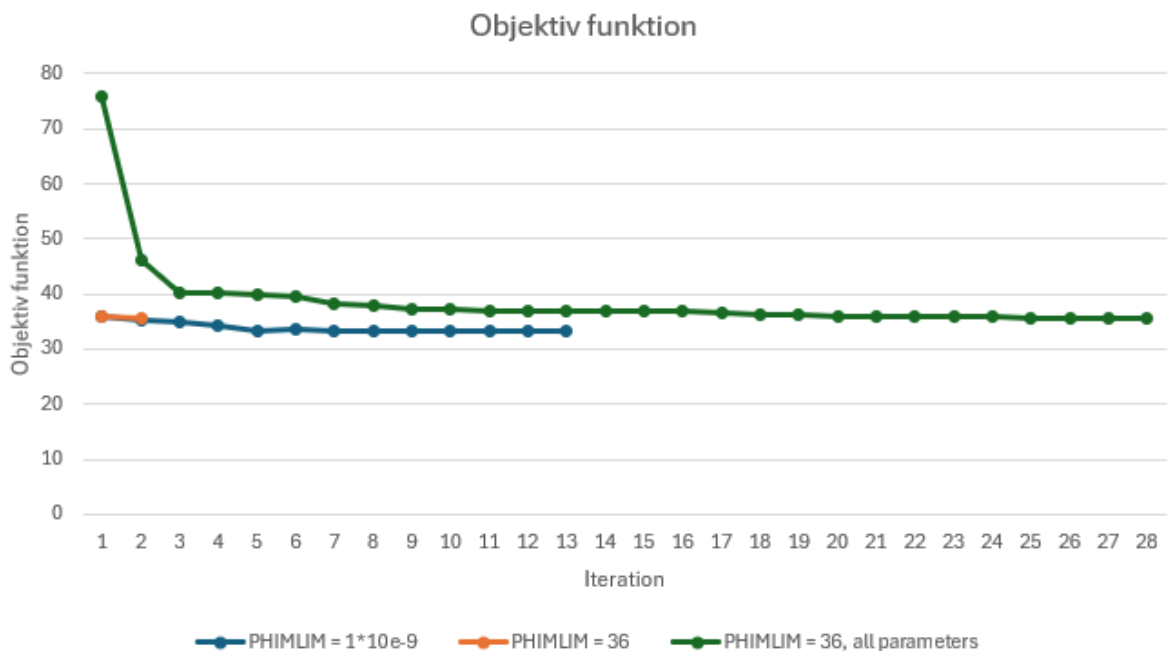
To forskellige fremgangsmetoder blev anvendt for den automatiske kalibrering af den stationære model. 1) uden regularisering (SVD eller Tikhonov, Doherty (2015)) og 2) med regularisering og pilot-points. Kalibrering uden regularisering blev udført gentagende gange, hvor de initiale parametre gradvist blev ændret, for at sikre, at kalibreringen ikke var startet i et lokalt minimum. De primære initial parametre, der blev kalibreret på, var ledningsevnen for vandløb og drænkoefficienten, da en passende startværdi ikke var kendt. Den vertikale anisotropi blev sat til 10 for alle kørsler.

For kalibreringen med pilot-points og regularisering blev der i det mest sensitive lag, det 2. sandlag, sat pilot-points ind ligeligt fordelt i modelområdet med en afstand på 3 km mellem dem. I alt blev der placeret 41 pilot-points, hvoraf 11 blev placeret i Bylderup-Bov med tættere afstand, i et forsøg på at fange en mulig heterogenitet i området. De resterende lag blev sat som ikke aktive i kalibreringen, hvorved den estimerede parametrisering fra den forrige kalibrering blev brugt. Formålet med den yderligere kalibrering af den stationære model var at fange en mulig heterogenitet i det udbredte sandlag, og den blev foretaget efter anbefalinger

af Doherty (2015). For første kalibreringskørsel blev PHIMLIM sat til  $1 \cdot 10^{-9}$  for at finde en ekstrem nedre grænse for en mulig objektivfunktion, som modellen kunne opnå. De estimerede parametre for denne kørsel viste en ekstrem variation af ledningsevner hvor pilot-points med kort afstand til hinanden varierede fra 1 m/d til 150 m/d (bulls-eyes), hvorved de nåede de nedre og øvre grænseværdier sat for parametrene. For at undgå bulls-eyes blev PHIMLIM ændret til at være 10% højere end den resulterende objektivfunktion fra forrige kørsel med lav en PHIMLIM værdi (Doherty, 2015).

De estimerede ledningsevner for den anden kørsel viste en heterogenitet med ledningsevner, der varierede mellem  $7 \frac{m}{d}$  og  $115 \frac{m}{d}$ , hvoraf størstedelen lå i intervallet 30-40  $\frac{m}{d}$ . De estimerede værdier har dog en høj usikkerhed, da de optimerede værdier blev fundet efter kun en kalibreringsiteration. At kalibrering fandt de optimerede værdier efter kun 1 iteration skyldes, at den opnåede objektivfunktion fra den første pilot-point kalibrering ikke blev sænket meget relativt til, hvad den startede på. Hvilket dermed resulterede i, at den øgede PHIMLIM blev sat til en værdi, der var meget tæt på, hvad start objektivfunktionen var, og at modellen derfor fandt frem til den "optimale" løsning uden yderligere ændringer.

For at forhindre dette, blev modellens resterende lag sat til at tillade kalibrering og deres initiale ledningsevner blev sat til sub-optimale værdier, for at hæve objektivfunktions værdi ved første iteration. De estimerede ledningsevner for pilot-points var udelukkende homogene med en variation mellem dem på under 1 m/d, og de resterende lag blev kalibreret til ledningsevner der var sammenlignelige med de estimerede ledningsevner fra kalibreringen uden pilot-points. Det blev derfor valgt ikke at gå videre med en opsætning, der inkluderede pilot-points og de estimerede værdier fra kalibreringen uden pilot-points blev antaget at være passende nok til at gå videre til en manuel kalibrering af den dynamiske model.



Figur 8: Objektiv funktionens udvikling per iteration under kalibrering af stationær model med pilot-points.

Ud fra den automatiske kalibrering af den stationære model, blev der udført en manuel kalibrering af den dynamiske model. Kalibreringen af den dynamiske model blev udført med

formålet at estimere værdier for specific storage og specific yield for bedre at kunne simulere dynamikken af de observerede tidsserier af trykniveauer. For at begrænse mængden af parametre til kalibreringen, blev der sat mindre fokus på kalibreringen af de miocene lag grundet deres relativt lave sensitivitet for ledningsevner. Yderligere er samme gruppering af lag foretaget som ved kalibreringen af den stationære model.

Der er ikke blevet gennemført en egentlig validering grundet mangel på længerevarende tidsserier for modelområdet, hvor det er primært inden for det seneste år, at daglige værdier for op til flere stationer er tilgængelige, og kun 2 stationer har værdier for flere år. Det er således prioriteret at bruge alle tilgængelige data til modelkalibrering.

## **3.2 Scenarier**

I det følgende afsnit beskrives en række forhold som ved grundvandsmodellen hhv. kan belyse mulige årsager til det stigende grundvandsspejl i Bylderup-Bov, samt teste mulige løsninger for at sænke det nuværende vandspejl. Slutteligt beskrives, hvordan grundvandsmodellen anvendes til at undersøge effekter af klimaforandringer på den terrænnære grundvandsstand ved Bylderup-Bov og dermed i hvilken grad udfordringerne kan forventes at udvikle sig.

### **3.2.1 Liste over scenarier som analyserer baggrund og løsninger af højtstående grundvand i Bylderup Bov**

Den fysiske udformning af vandløb, bredde og dybde (tværsnitsareal), meandering samt ruhed af bunden bestemmer vandføringskapaciteten i et vandløb. Derfor tilskrives disse fysiske forhold ofte stor værdi for at afdræne et område. I området ved Bylderup-Bov er der gennemført fysiske ændringer af Slogs å for at opnå bedre økologisk tilstand. Scenarie 1-4 tester, hvordan ændringer af disse fysiske tilstande påvirker det terrænnære grundvandsspejl ved Bylderup-Bov.

Indenfor nærværende undersøgelser har det ikke været muligt at præcist kortlægge de fysiske ændringer af vandløbene ved Bylderup-Bov. For at opnå et tydeligt signal om påvirkningen af det terrænnære grundvandsspejl, er relativt store ændringer af vandløbets fysik testet i grundvandsmodellen.

#### **3.2.1.1 Vandløbsbredde (scenarie 1)**

I dette scenarie er bredden af de to vandløb, Slogs å og Grønå, der løber mod og gennem Bylderup-Bov ændret. I basismodellen (kalibreret model), er bredden baseret på optegnede tværsnit beskrevet i DK-modellen og sat til henholdsvis 3,7 og 4,3 meter hhv. I scenarie 1 er bredden for begge vandløb udvidet til 10 meter.

### **3.2.1.2 Vandløbsdybde (scenarie 2)**

I scenarie 2 er Slogså- og Grønå's dybder øget med 1 meter.

### **3.2.1.3 Vandløbs meandreringsgrad (scenarie 3)**

Grundet en ukendt grad af meandering blev sinuositeten af Slogså og Grønå sat til 1 som basis, hvor dette scenarie undersøger en højere grad af meandering på 1,5.

### **3.2.1.4 Vandløbsmodstand (scenarie 4)**

I dette scenarie ændres modstanden i vandløbet til 0.012, som svarer til, at hele åen bliver belagt med beton, som f.eks. et stormdræn (Arcement & Schneider, 1989). I den kalibrerede model var modstanden 0.035.

### **3.2.1.5 Drændybde 1.22 m (scenarie 5)**

Scenarie 5 ændrer drændybden i Bylderup-Bov til at være 1,22 meter under terræn i stedet for 1 meter som bruges i basis modellen. Dybden brugt i scenariet er valgt på baggrund af et møde mellem GEUS og ARWOS, hvor ARWOS beskrev, at 1,22 m.u.t er den dybde til grundvandet, som de bruger i en af borerne til at finde ud af, om grundvandet har nået en kritisk højde.

### **3.2.1.6 Drændybde 2 m (scenarie 6)**

Her øges drændybden til 2 m under terræn for at undersøge nærmere, hvor stor en effekt en yderligere øget drændybde har på dybden til grundvandet i byen.

### **3.2.1.7 Drænkoefficient (scenarie 7)**

Dette scenarie udforsker effekten af, hvad en højere dræningshastighed har på det terrænnære grundvand. Det er gjort ved at øge drænkoefficienten med 30% i byområdet. Den øgede dræning er valgt kun for byområdet, for at repræsentere mulige forbedringer af dræinfrastruktur.

### **3.2.1.8 Grundvandsdannelse +20% (scenarie 8)**

I scenarie 8 øges den daglige grundvandsdannelse med 20% i byområdet. Scenariet undersøger, hvordan lokal nedsivning af regnvand (LAR), som øger infiltrationen under byen påvirker byens grundvandsspejl. Det kan f.eks. være i form af, at erstatte impermeable overflader med høj vandafstrømning, som parkeringspladser eller asfalterede veje, med mere permeable og porøse overflader, eller deciderede private eller offentlige nedsivningsanlæg af regnvand.

### **3.2.1.9 Grundvandsdannelse +50% (scenarie 9)**

Som scenarie 8, men med en øget grundvandsdannelse/infiltration på 50%.

### 3.2.1.10 Grundvandsdannelse –15% (scenarie 10)

Scenariet repræsenterer det modsatte af scenarie 8, hvor der her i stedet antages en øget befæstelsesgrad, som vil forårsage en 15% mindre grundvandsdannelse under byen.

### 3.2.1.11 Grundvandsdannelse –20% (scenarie 11)

I stedet for at tage udgangspunkt i ændringer i grundvandsdannelse i byen, udforsker dette scenarie ændringer i arealanvendelse uden for byen som mindsker grundvandsdannelsen. Dette kunne blive gjort i form af beplantning af skov, hvilket kan medføre en reduceret grundvandsdannelse på ~20 %

### 3.2.1.12 Indvindingsboring 1 (scenarie 12)

Dette scenarie simulerer yderligere pumpning af grundvandet i byen med eksisterende indvindingsboringer for at nedbringe det høje bynære grundvandsspejl. I dette scenarie sættes to indvindingsboringer, en i den vestlige og en i den østlige del af byen (se Figur 72), til at pumpe med en konstant rate af  $500 \frac{m^3}{d}$ . Boringerne er placeret i det andet sandlag, under en ler aquitard. Boringernes filtre er sat til at spænde over 2 meter fra kote -13 til -15 m.

### 3.2.1.13 Indvindingsboring 2 (scenarie 13)

Yderligere indvindingsboringsscenario, hvor der pumpes med en konstant rate af  $500 \frac{m^3}{d}$  i hver af de to boringer, forøget til  $2000 \frac{m^3}{d}$  i vintermånederne. Scenariet er valgt grundet de større udfordringer med terrænnært grundvand, som byen står over for, primært forekommer i vintermånederne, mens den konstante rate af  $500 \frac{m^3}{d}$  fastholdes om sommeren, for dels ikke at forstyrre systemet for meget, og dels for at repræsentere en konstant pumpning til almen brug.

### 3.2.1.14 Lavbundsjord 1 (scenarie 14)

Dette scenarie simulerer lavbundsjord i oplandet, ved at fjerne den tidligere indsatte dræning i områder ud fra lavbundsjordkortet Kulstof 2022 (Møller et al. 2024). Her er lavbundsjordsområder på under  $5000 m^2$  fjernet, for bedre at repræsentere modellens celler (Bilag 1, Figur 86).

### 3.2.1.15 Lavbundsjord 2 (scenarie 15)

Yderligere lavbundsjordsscenario, hvor der udover at stoppe dræningen i områder med lavbundsjord, også er sat et fastholdt trykniveau svarende til 0,1 meter under terræn.

## 3.2.2 Klimaforandringer

For at belyse, hvordan klimaforandringer kan påvirke det terrænnære grundvand i Bylderup-Bov, er der udvalgt tre klimamodeller med hver deres klimafremskrivning. Alle tre modeller

er baseret på RCP8.5 (Representative Concentration Pathway), som er et scenarie fremlagt af IPCC. RCP8.5 repræsenterer et *worst-case*-scenarie for fremtidige drivhusgasemissioner og er valgt for at opnå indsigt i de mest ekstreme, mulige udviklinger. Dette valg skal sikre, at effekten på det terrænnære grundvand ikke undervurderes.

Selvom RCP8.5 beskriver et samlet koncentrationsniveau for drivhusgasser, varierer de enkelte klimamodeller i deres estimer af temperatur, nedbør og evapotranspiration. For at repræsentere spændet mellem de mulige klimatiske udviklinger under RCP8.5 er modellerne udvalgt på baggrund af deres nedbørsfremskrivninger for Danmark. Der er samtidig lagt vægt på, at de arealmæssige nedbørsmønstre er sammenlignelige med nutidige forhold.

De tre udvalgte klimamodeller er:

- **MPI-ESM-LR\_REMO2009** – model med gennemsnitlig nedbørsfremskrivning (mellem).
- **EC-EARTH-RACMOE22E** – model med lav nedbørsfremskrivning (Tør).
- **HadGEM2-ES\_RC4A** – model med høj nedbørsfremskrivning (Våd).

De tre klimamodeller har i deres fremskrivninger for 2070-2100 alle nogenlunde samme rumlige nedbørsmønster, som det vi ser i dag. MPI-ESM nedbørsfremskrivning har en årlig nedbørs ændring på +149 mm for Danmark, sammenlignet med klimanormalen. EC-EARTH har en årlig ændring på +71 mm, og HadGEM2 har en årlig ændring på +219 mm (Seidenfaden et al., 2022).

Tabel 2: Ændring i gennemsnitlig grundvandsdannelse sammenlignet med klimanormalen.

<i>Δgrundvandsdannelse</i>	<i>MPI-ESM</i>	<i>EC-EARTH</i>	<i>HadGEM2</i>
<i>Hele oplandet</i>	+12%	+6%	+20%
<i>Bylderup-Bov</i>	+12%	+8%	+18%

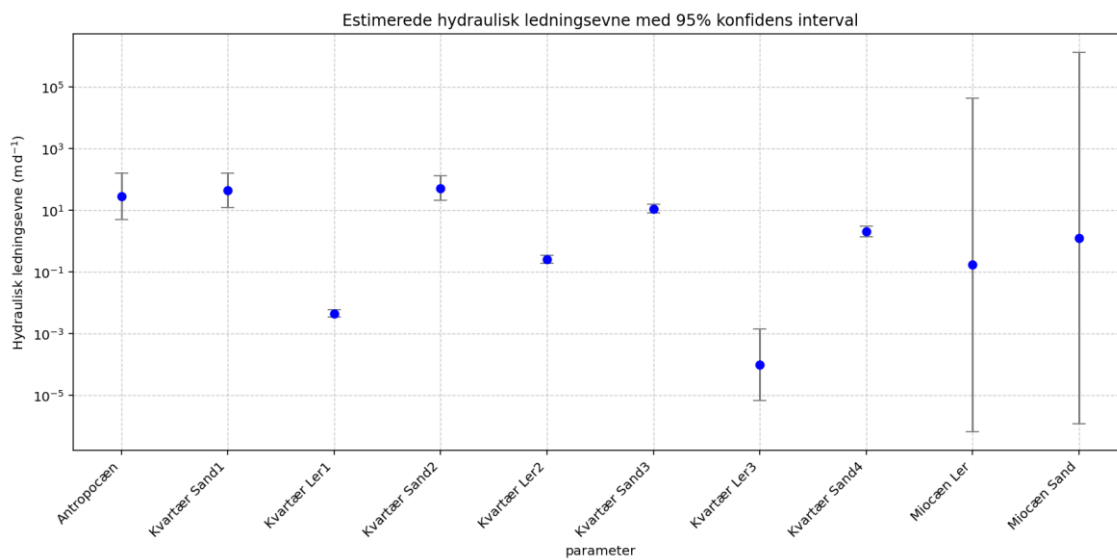
Anvendelsen af flere klimamodeller gør det muligt at vurdere, hvordan forskellige klimatiske fremskrivninger kan påvirke det terrænnære grundvand, og giver dermed et mere robust og nuanceret billede af de potentielle fremtidige forhold.

## 4. Resultater og diskussion

### 4.1 Kalibrering

#### Stationær model

Figur 9 viser de kalibrerede hydrauliske ledningsevner per lag for PEST kalibreringen af den stationære model, og deres tilhørende 95% konfidensintervaller. Det ses tydeligt, at de miocæne lag, som også havde en lavere sensitivitet, har langt højere konfidensintervaller end de resterende lag og en ændring af deres ledningsevner inden for dette interval har dermed en lille virkning på modellens evne til at simulere grundvandet. Et stort spænd i konfidensintervallet medfører, at parameteren er bestemt med større usikkerhed end hvis spændet er mindre. De sammenkoblede antropocæne lag har også høje konfidensintervaller og er dermed dårligt bestemt. Det skyldes tilsyneladende, at der er en dårlig korrelation mellem observationer koncentreret i byområdet og ledningsevnerne for de antropocæne lag. Resterende lags estimat af hydraulisk ledningsevne har lave konfidensintervaller, hvilket viser, at de hydrauliske ledningsevner for disse lag er godt bestemt som følge af stor følsomhed overfor observerede trykniveauer. De estimerede ledningsevner og deres tilhørende konfidensintervaller for både de antropocæne og de kvartære lag anses for at være passende og indenfor realistiske, generelle rammer (Freeze & Cherry, 1979). På trods af at de miocæne lag har konfidensintervaller langt over, hvad der anses for at være realistisk for geologien, er den estimerede værdi for både leret og sandet inden for realistiske størrelser.

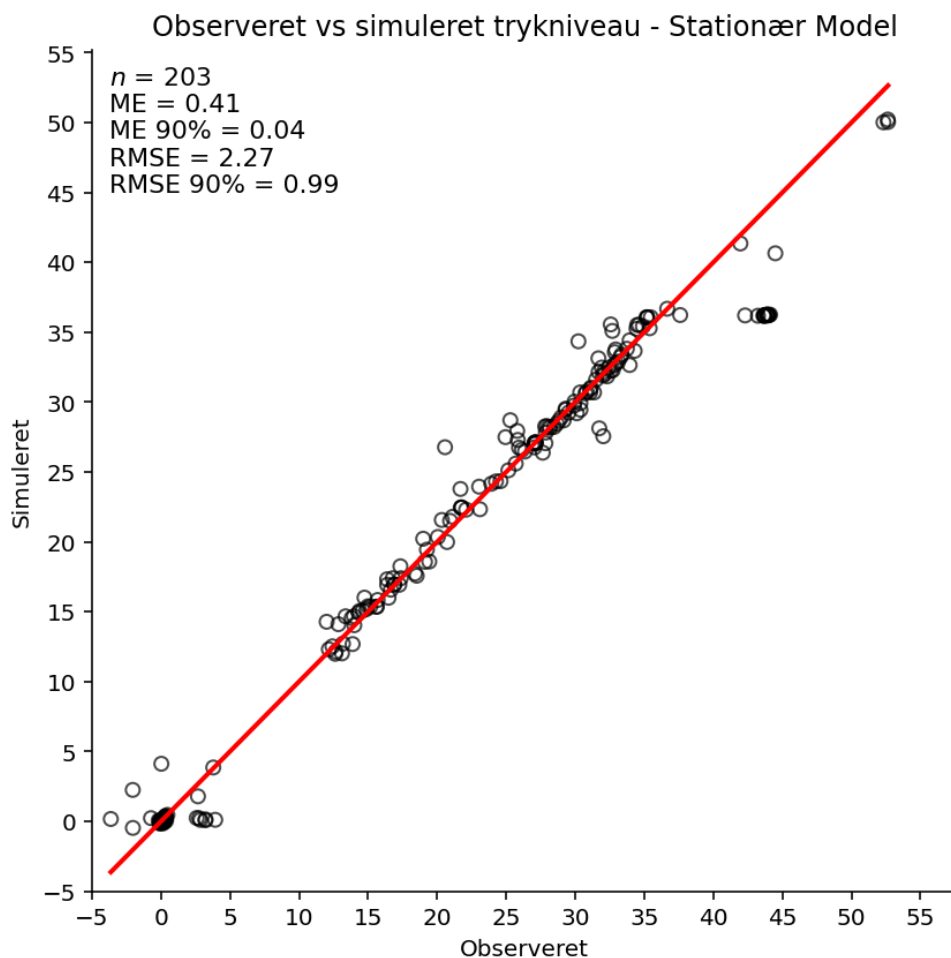


Figur 9: Kalibrerede horisontale ledningsevner med tilsvarende 95% konfidensintervaller for hver af de kalibrerede parametre.

Den stationære models performancestatistik ses i Figur 10. Modellen har en positiv middelfejl (ME) på 0,41 m, hvilket betyder, at den samlet set undersimulerer det hydrauliske trykniveau i området. Denne trend ses derimod i revers når man fjerner 10% af de samlede observationer med de højeste middelfejl, hvor modellen har en ME på -0,04 m, og dermed en mindre

oversimulering. Den modsatrettede bias i ME skyldes at outliere, de 10 % ringest simulerede, er fjernet ved beregning af ME på 0,41 m.

Brugen af 90 %-værdier, hvor de 10 % dårligst simulerede observationer udelades, har til formål at kvantificere modellens performance for de resterende observationer. Disse antages at være repræsentative for modellens overordnede geologiske forhold, idet observationer påvirket af lokale eller unikke forhold samt potentielle fejlmålinger frasorteres. Bl.a. er alle de nye observationer, opstillet i forbindelse med projektet Blue Transition, indeholdt i 90 % bedste. Ud fra nøjagtighedskriterierne opstillet i Tabel 1, opfylder den stationære kalibrering begge kriterier for overslagsberegning med en ME på 0,41 og en RMSE på 2,27, mens ved kig på kun de 90% bedste observationer, opfylder kalibreringen kriterierne for detailmodellering med en ME90% på -0,04 og en RMSE90% på 0,99. På baggrund af den gode overensstemmelse med observeret trykniveau, de overordnede realistiske estimerede parametre, samt en realistisk vandbalance, anses kalibreringen for at være godkendt til modellering af det terrænnære grundvand.

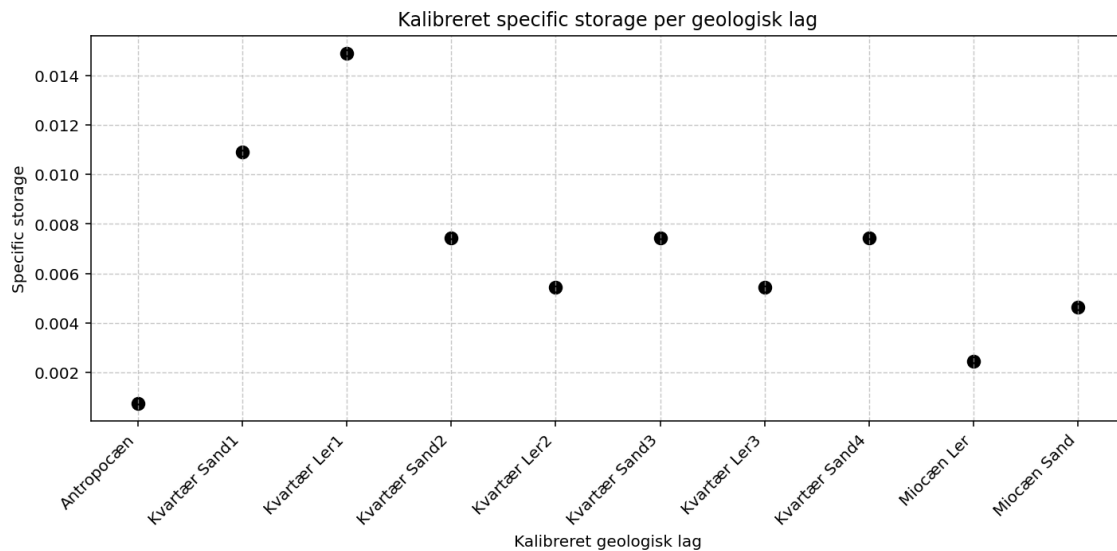


Figur 10: Observerede mod simulerede trykniveauer. Den røde linje svarer til 1:1 linjen,  $n$  er antal observationer. Grupperingen af data i klumper ud fra 0 på x-y akserne, skyldes op til flere observationer med samme målte/simulerede trykniveau i Aabenraa hvor flere pejleboringer er lokaliseret tæt på hinanden med målinger fra samme terrænnære lag

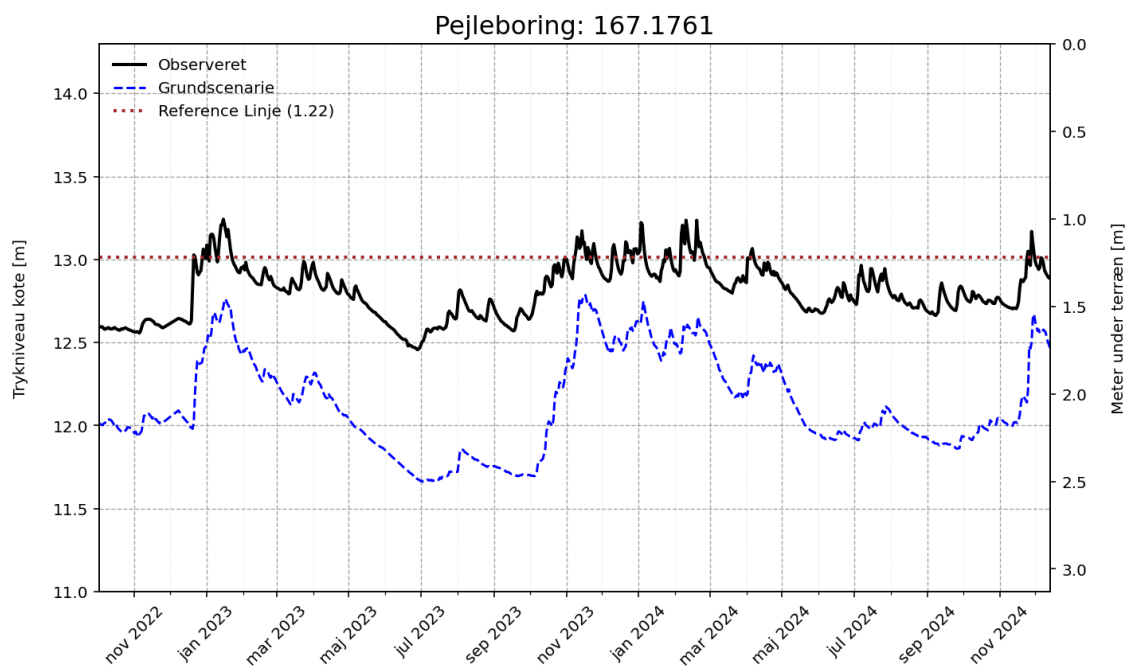
## Dynamisk kalibrering

Den dynamiske kalibrering fokuserede på specific storage (spændt magasintal), med et udgangspunkt i de estimerede værdier for hydraulisk ledningsevne fundet med den stationære model, samt initialværdier for specific storage svarende til DK-modellens. Samme gruppering af lag blev brugt som i den stationære, og ved skiftevis ændring af specific storage for lagene blev de optimerede estimerede værdier opnået, Figur 11. De optimale værdier i Figur 11 blev opnået efter test af 64 parameterkombinationer.

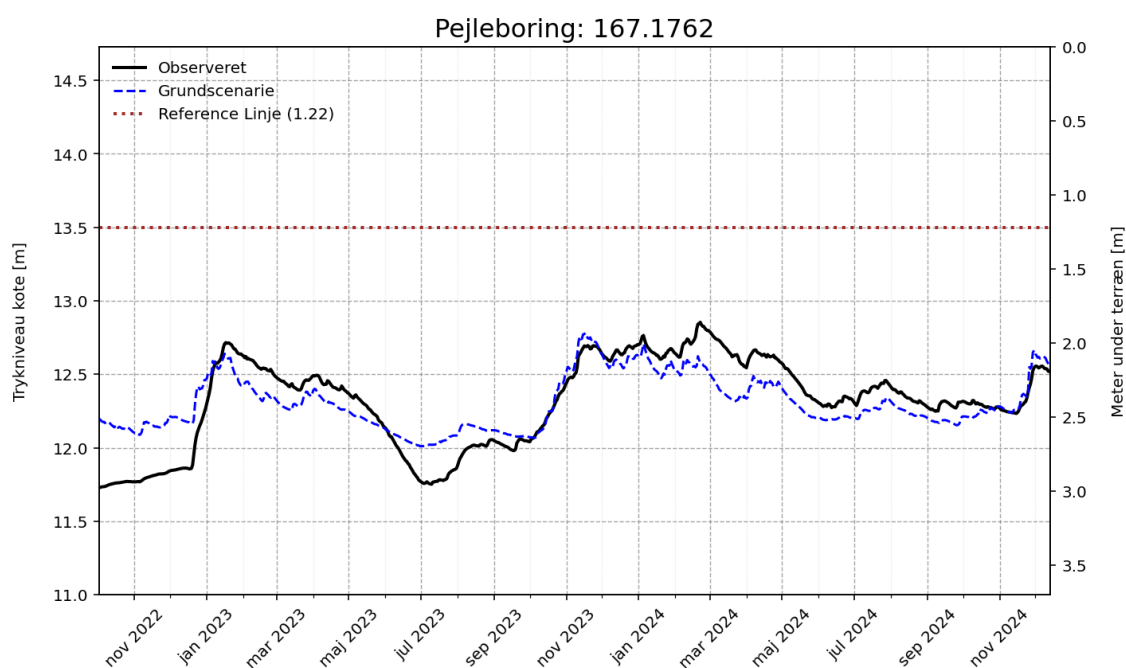
Den fundne kombination af parametre blev anset som acceptabelt ud fra visuel bedømmelse af modellens evne til at reproducere den observerede tidslige dynamik. Her var der fokus på at simulere timing og i mindre grad amplitude. Den visuelle bedømmelse blev foretaget på de 13 pejleboringer med længere tidsserier, hvoraf de 2 pejleboringer i Bylderup-Bov blev vægtet højest i forhold til at simulere dynamikken. Figur 12 og Figur 13 viser en kurve med det observerede og simulerede trykniveau over simuleringsperioden, med en horisontal stiplede linje sat ind repræsenterende 1,22 meter under terræn. Kalibreringen resulterede i en ME på 0,69 m og en RMSE på 1,79, som begge ligger lidt over de bestemte nøjagtighedskriterier for detailmodellering, men under dem for overslagsberegning. Ved at ekskludere borer uden længere tidsserier og dermed kun kigge på de 13 førnævnte pejleboringer, fås en ME på -0,4 m og en RMSE på 0,44 m, som ligger under nøjagtighedskriterier for detailmodellering.



Figur 11: Estimerede værdier for specific storage for hvert kalibreret lag, på baggrund af manuel kalibrering af den dynamiske model.



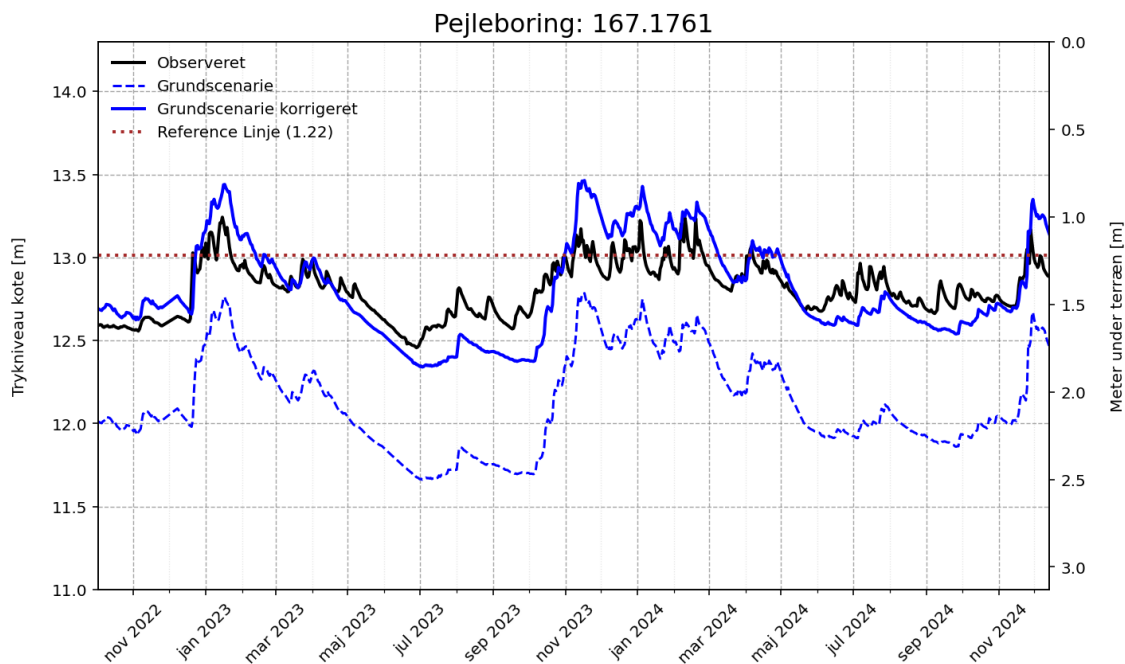
Figur 12: Observeret trykniveau for boring 167.1761 i den vestlige del af Bylderup-Bov, sammenlignet med simuleret trykniveau i referencemodellen. Den stiplede linje svarer til reference dybden på 1,22 meter under terræn, der ifølge Arwos fungerer som en slags indikator for, hvornår højtstående grundvand kan resultere i problemer for mange ejendomme.



Figur 13: Observeret trykniveau for boring 1672 i den østlige del af Bylderup-Bov, sammenlignet med simuleret trykniveau i referencemodellen.

## Bedømmelse af endelige model

Modellen er kun kalibreret mod pejleboringer med data for de seneste 4 år, hvoraf størstedelen af de tilgængelige pejleboringer har et filter placeret i de øvre sandlag fremfor de dybe. Modellen er derfor ikke beregnet til at simulere grundvandet i de dybe miocæne lag grundet manglende information derfra. For at bedømme modellens evne til at reproducere trykniveauet i området, blev der, ved brug af tilgængelig litteratur, opstillet krav til modellens evne til at reproducere observeret trykniveau. Der blev sat et nøjagtighedskrav for middelfejl (ME) og middelværdien af kvadratafvigelsessummen (RMSE) på henholdsvis 1,31 m og 2,63 m. Her opfyldte både den stationære og dynamiske model efter kalibrering disse nøjagtighedskrav, hvor den dynamiske model havde en RMSE på 1,79 m, og dermed ligger under kravet på 2,63 m. Denne værdi repræsenterer hele model-området, hvor der, ved kun at kigge på de to tidsserier for pejleboringerne i Bylderup-Bov, boring DGU nr. 167.1761 og 167.1762, fås en ME/RMSE på henholdsvis 0,7 m / 0,79 m og 0,08 m / 0,31 m. Ud fra tidsserien i Figur 12 ses det, at modellen konsekvent undersimulerer trykniveauet ved pejleboringen gennem tiden med op til ~0,75 m i sommerperioderne. På trods af dette passer den simulerede dynamik, og undersimuleringen kan der dermed korrigeres for vha. middelfejlen for tidsserien. Middelfejlen for pejleboring DGU nr. 167.1761 er på -0,67m, som der er blevet korrigeret for i Figur 14.



Figur 14: Observeret trykniveau for boring DGU nr. 167.1761 i den vestlige del af Bylderup-Bov, sammenlignet med simuleret trykniveau i referencemodellen, samt simuleret trykniveau korrigeret for middelfejlen mellem observeret og simuleret. Den horisontale, stiplede linje svarer til referencedybden 1,22 meter under terræn, oplyst af Arwos til indikation af, at grundvandsstand over dette niveau kan medføre skader

Eftersom modellen kun er kalibreret mod grundvandsstand, og ikke afstrømningsmålinger, anbefales det ikke at bruge modellen til at analysere afstrømningsmængder eller vandbalancer. På trods af at afstrømningen ikke er medtaget i kalibreringen, findes det dog stadig rimeligt at bruge modellen til analyse af forholdet mellem det terrænnære grundvand i Bylderup-Bov og ændringer i vandløbsgeometrien.

Modellen er sat op og kalibreret på et mindre område i Sønderjylland på baggrund af en lokal geologisk model, og kan derfor ikke bruges til at beskrive grundvandet i andre områder. Ændringen af trykniveau i modellen som respons på forskellige scenarier, kan dermed heller ikke relateres til andre områder grundet mulige unikke lokale forhold.

## 4.2 Scenarier

Følgende afsnit er en gennemgang af resultater for scenarier med fokus på effekter på det terrænnære grundvand ved Bylderup-Bov. Alle scenarier er belyst ved figurer for de to pejleboringer i Bylderup-Bov samt et lokalt kort ved Bylderup-Bov over simulerede ændringer i terrænnær grundvandsstand mellem reference-situationen og det givne scenarie. Alle figurer er vist i bilag, mens scenarier med størst ændring også er vist i de følgende afsnit.

### 4.2.1 Vandløbsbredde

I Bilag 1 viser Figur 37 og Figur 38 det simulerede trykniveau ved en udvidelse af vandløbene i Bylderup-Bov til 10 meter. Sammenlignet med referencemodellen ses kun marginale ændringer ved pejleboringerne DGU nr. 167.1761 og 1762 ( $<0,1$  m), hvilket skyldes, at begge borer kun ligger ca. 250 m fra vandløbene.

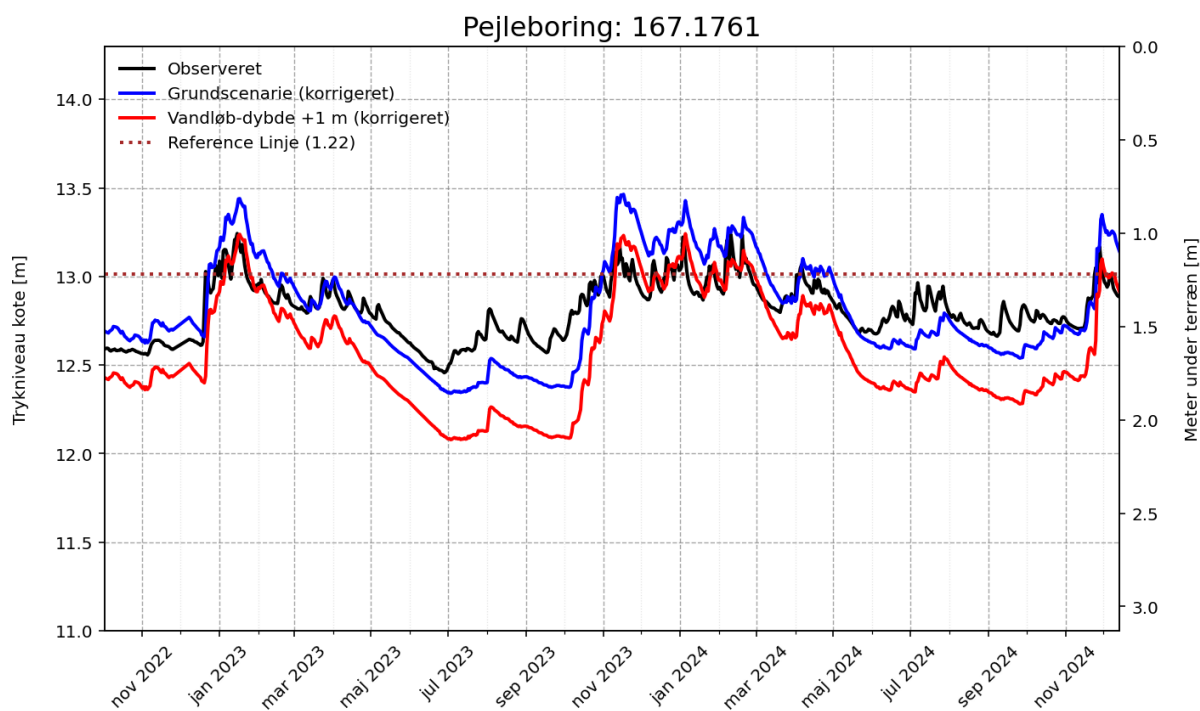
Figur 39 i Bilag 1 viser den arealmæssige ændring i trykniveau, hvor effekten af vandløbsudvidelsen tydeligt koncentrerer omkring vandløbene og aftager med afstanden. Kortet illustrerer dermed, at scenariets indvirkning på trykniveauet primært er lokaliseret nær vandløbene, mens pejleboringerne kun registrerer minimale ændringer.

Scenarierne med ændring af vandløbsbredde viser minimal påvirkning af trykniveauer ved Bylderup-Bov som følge af ændring af vandløbsbredde.

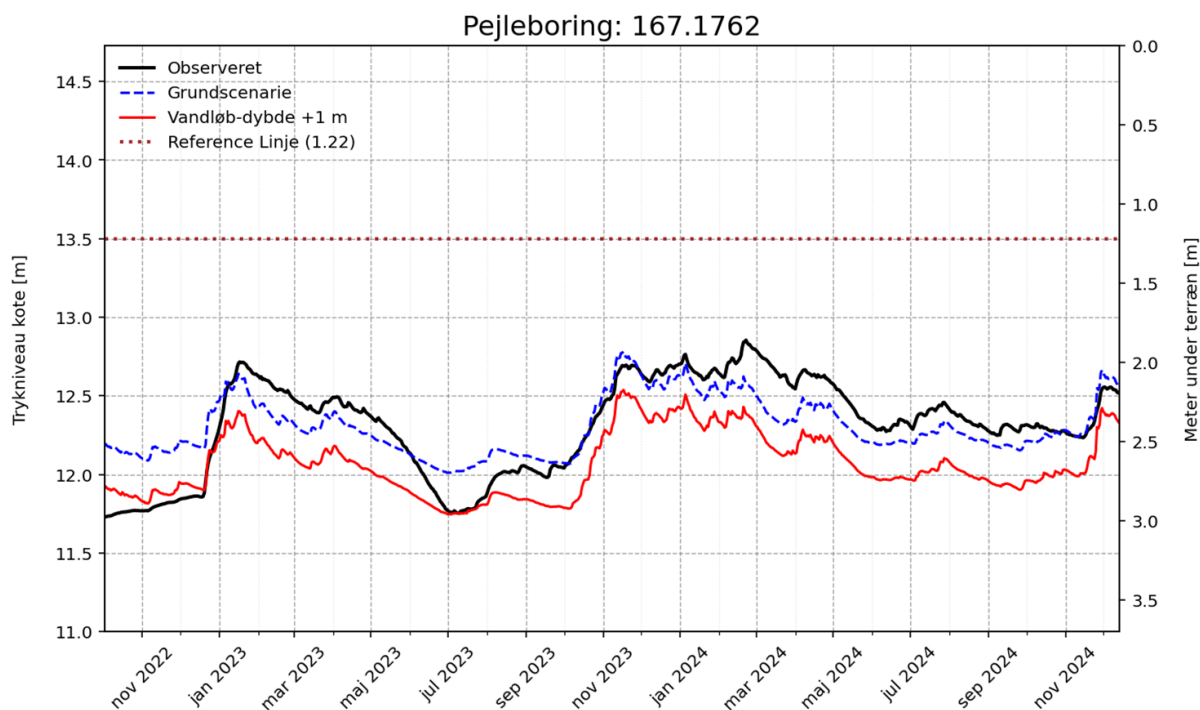
### 4.2.2 Vandløbsdypde

Figur 15 og Figur 16 herunder (Bilag Figur 40) viser det simulerede trykniveau ved en øgning af vandløbets dybde med 1 meter. Sammenlignet med referencemodellen ses, at trykniveauet i pejleboringerne DGU nr. 167.1671 og 1762 sænkes med op til 0,25 m i sommermånederne, mens ændringen i vintermånederne er mere begrænset (ca. 0,15–0,25 m). Den større sænkning om sommeren kan skyldes en lavere grundvandsstand og dermed større hydraulisk respons på ændringen i vandløbets dybde.

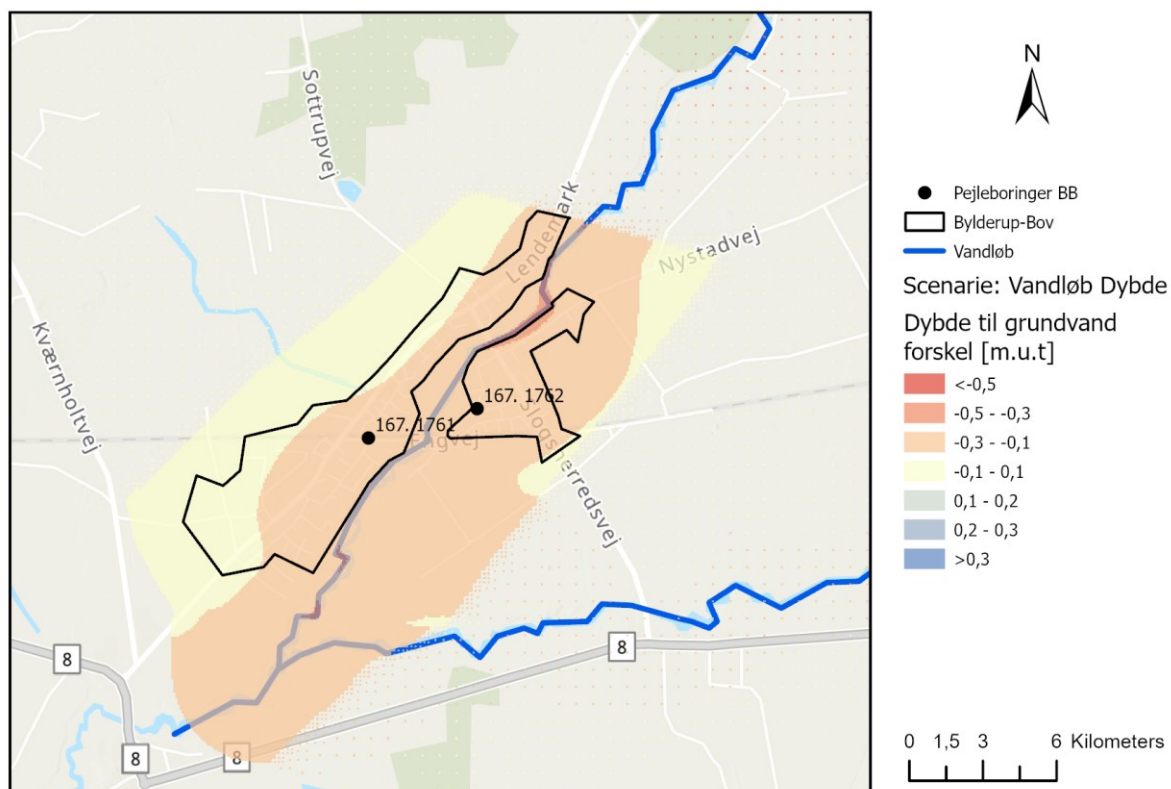
Figur 17 viser den arealmæssige ændring i trykniveau, hvor effekten koncentrerer omkring vandløbene og aftager med afstanden derfra. Scenariets indvirkning er primært lokaliseret nær vandløbene, mens pejleboringerne registrerer moderate ændringer, som varierer med årstiden på grund af grundvandets naturlige svingninger.



Figur 15 Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 2, vandløbsdybde, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 16: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 2, vandløbsdybde, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 17: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 2, vandløbsdybde. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

I forhold til den relativt store intervention i form af 1 meters "udgravning" af vandløbet, er effekten under den kritiske periode om vinteren, med de normalt højere grundvandsstænde, ikke særlige stor, med ca. 10-15 cm sænkning til følge. Modsat er det tydeligt, at påvirkning af vandløbsbundens niveau tydeligt påvirker den terrænnære grundvandsstand i Bylderup-Bov generelt.

#### 4.2.3 Vandløbs meandringsgrad

Når vandløbets meandringsgrad øges, så sinuositeten stiger fra 1 til 1,5, medfører det et mere snoet vandløb. Pejleboringerne DGU nr. 167.1761 og 1762 viser kun små ændringer i trykniveauet, hvilket tyder på, at effekten er begrænset (Bilag 1, Figur 43 og Figur 44). Arealmæssigt kan man dog registrere en lokal effekt direkte ved vandløbet (Bilag 1, Figur 45), men ændringen er minimal og på få centimeter (<math><10\text{ cm}</math>), og aftager hurtigt med afstanden fra vandløbet.

Hvis ændret meandering af vandløbet ikke påvirker gennemsnitsdybden af vandløbsbunden, som i dette scenarie er fastholdt, påvirkes den terrænnære grundvandsstand ikke i Bylderup-Bov som følge af meandering.

#### 4.2.4 Vandløbsmodstand

Ved en markant reduktion af modstanden i vandløbet, svarende til en fuld betonbelægning, som f.eks. et stormdræn, ses ingen ændring i pejleboringerne DGU nr. 167.1761 og 1762, hvor trykniveauet ligger fuldstændig oven i referencemodellen (Bilag 1, Figur 46 og Figur 47). Dette viser, at scenariets indflydelse på grundvandet er begrænset. Effekten koncentrerer omkring vandløbet på arealmæssigt niveau som forventet, hvor ændringen er lidt større, men stadig minimal, og trykniveauet forbliver tæt på referencemodellen. Scenariet simulerer større modstand i vandløbet som fx ved manglende grødeskæring, som ikke har nogen større effekt på niveauet af det terrænnære grundvand i Bylderup-Bov.

#### 4.2.5 Drændybde 1.22 m

En ændring af drændybde fra 1 m til 1,22 m i byen medfører kun små trykniveauforskelle i pejleboringerne DGU nr. 167.1761 og 1762, med op til 5 cm ved DGU nr. 167.1671 og endnu mindre effekt ved 1762, som begge ligger indenfor byen (Bilag 1, Figur 49 og Figur 50).

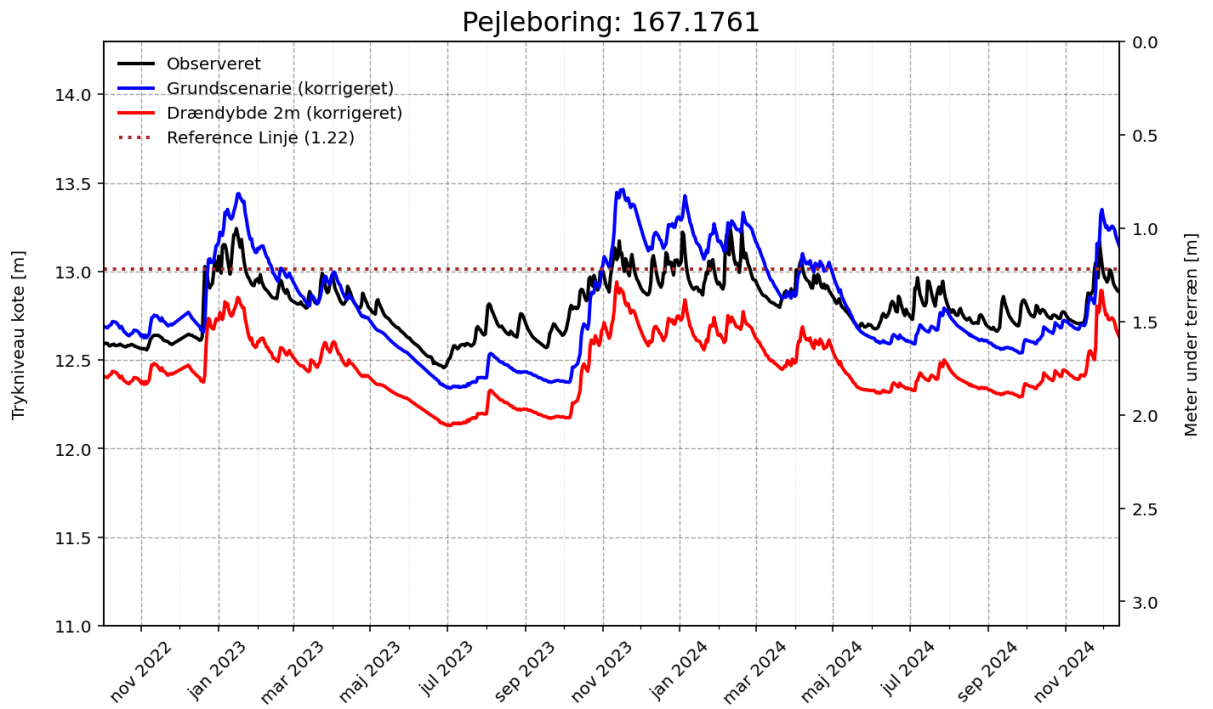
Arealmæssigt ses ændringen primært indenfor byens afgrænsning, hvor ændringen er foretaget (Bilag 1, Figur 51), mens områder udenfor byen ikke påvirkes, hvilket illustrerer scenariets lokale effekt.

#### 4.2.6 Drændybde 2 m

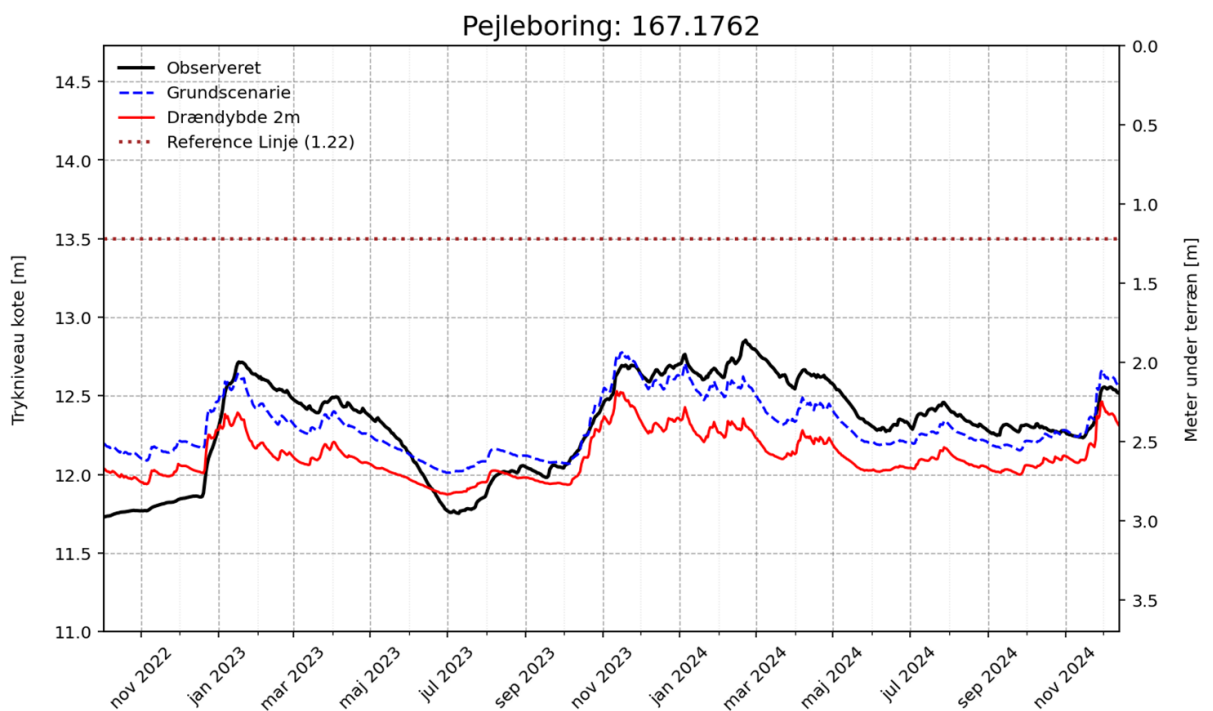
Sættes dræn til en dybde på 2 meter, ses en markant ændring i pejleboring DGU nr. 167.1761, med trykniveaufald på op til 0,5 m om vinteren og ca. 0,25 m om sommeren, Figur 18. Pejleboring DGU nr. 167.1762 reagerer mere konstant, med fald på ca. 0,25 m om vinteren og mellem 0,15–0,2 m om sommeren, Figur 19.

Arealmæssigt er effekten tydelig, hvor den største ændring forekommer inderst i byen, mens effekten aftager mod byens udkant og breder sig svagt ud over bygrænsen (Figur 20). Dette illustrerer, at scenariet har både lokal og delvist regional indflydelse på trykniveauet.

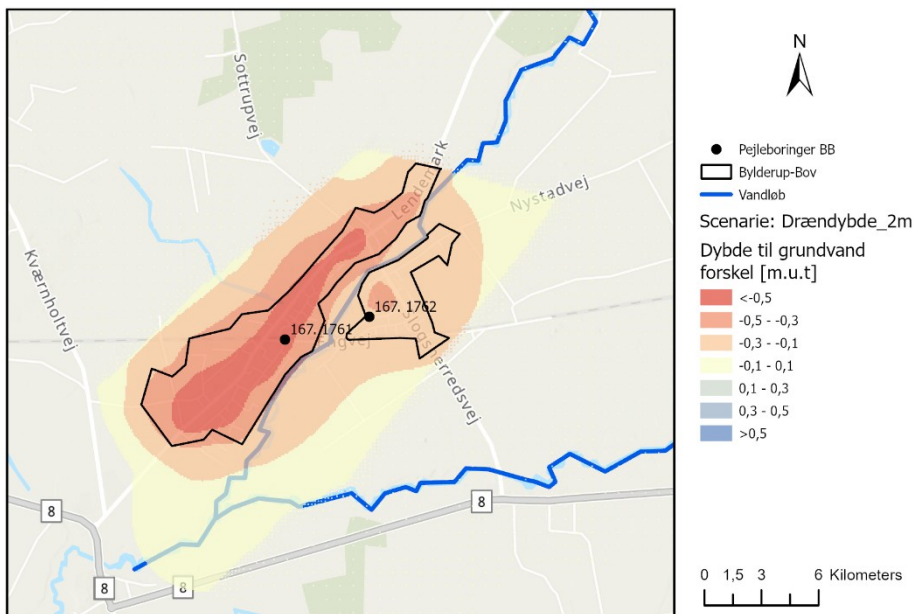
Scenariet viser tydeligt, at indlæggelse af et decideret grundvandsdræn har en klar effekt og er et præcist værktøj til at kontrollere grundvandsstanden. Konstruktion af et netværk af grundvandsdræn i Bylderup-Bov vil også kunne sænke vintergrundvandsstanden under den kritiske kote defineret som 1,22 m under terræn i boring DGU nr. 167.1761.



Figur 18: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 6, drænybde 2 meter, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 19: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 6, drænybde 2 meter, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



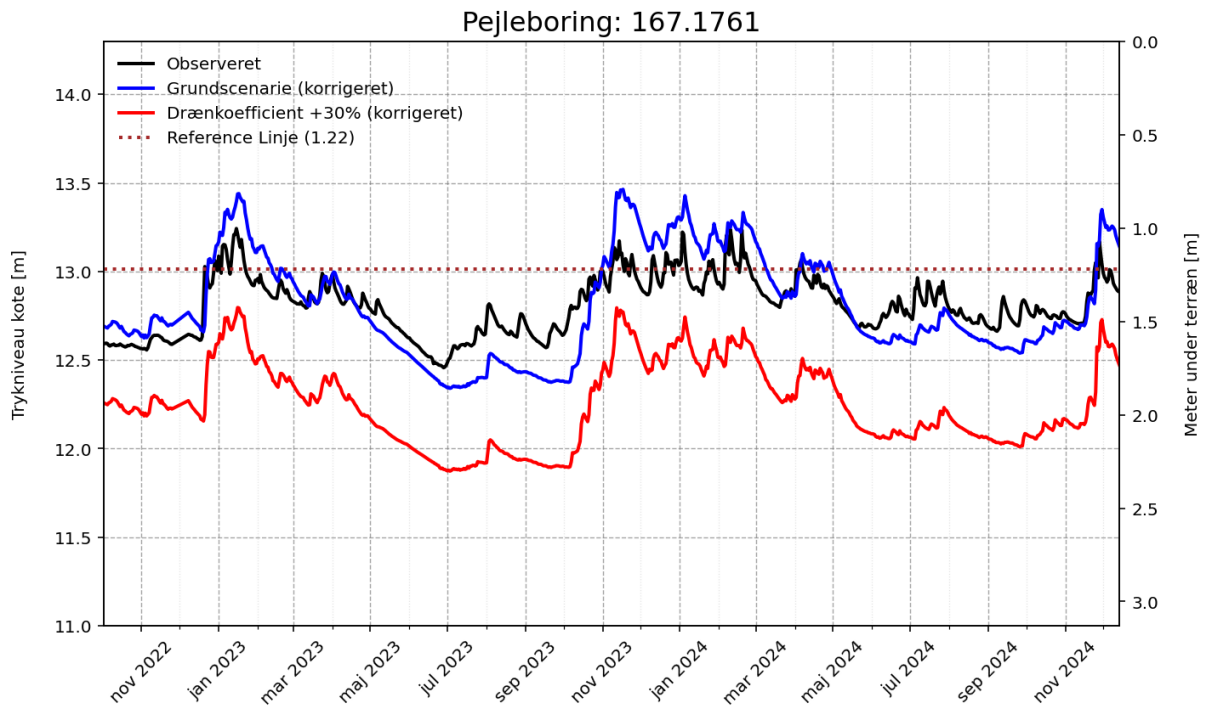
Figur 20: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 6, drænybde 2 meter. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

#### 4.2.7 Drænkoefficient

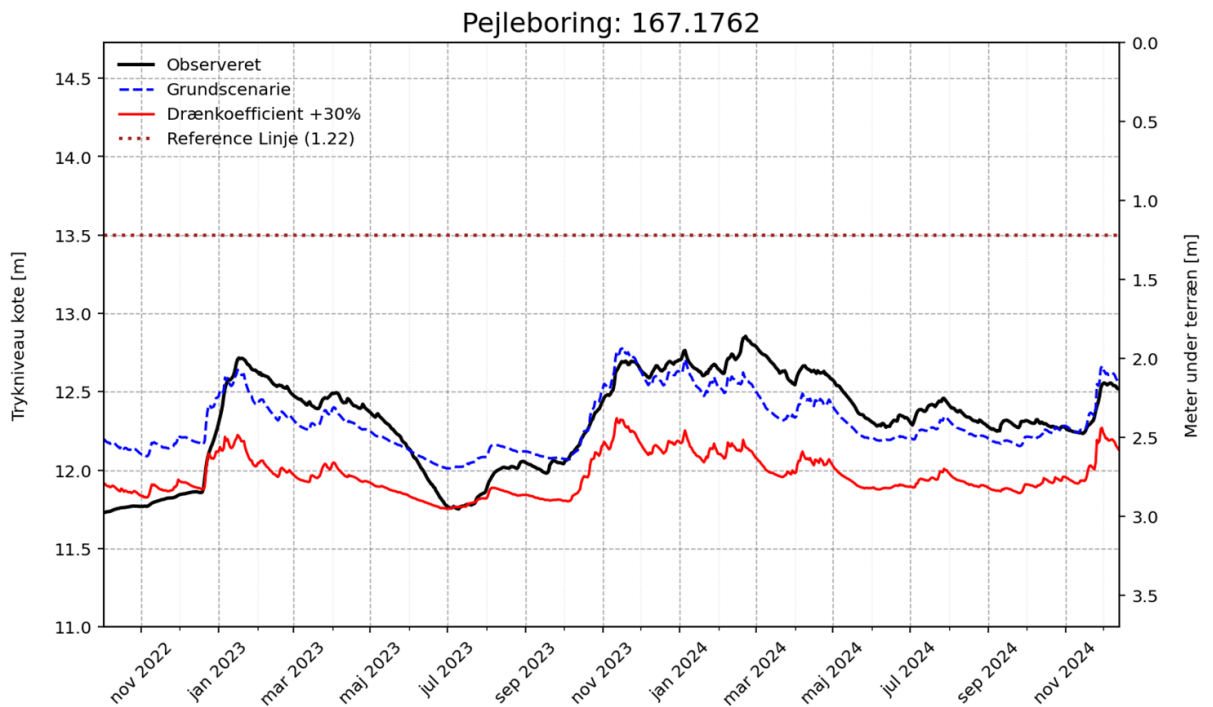
Figur 21 og Figur 22 viser det observerede trykniveau, det simulerede i referencemodellen og det simulerede i scenariet med 30% hurtigere dræning (30 % forøgelse af drænets effektivitet), for pejleboringerne DGU nr. 167.1761 og 1762. Ved at øge hastigheden, hvormed vandet fjernes, ses en markant ændring i pejleboring DGU nr. 167.1761, med trykniveaufald på op til 0,75 m om vinteren og ca. 0,5 m om sommeren sammenlignet med referencemodellen. Pejleboring DGU nr. 167.1762 viser stadig en mere konstant respons på ca. 0,4 m.

Arealmæssigt koncentrerer effekten primært midt i byen, hvor trykniveauet enkelte steder falder over 0,75 m. I byens yderområder ses stadig en effekt, med en sænkning på 0,3 – 0,5 m, hvilket viser, at scenariet har en tydelig lokal indflydelse, men at påvirkningen også breder sig uden for bygrænsen med en sænkning på 0,1 – 0,3 m (Figur 23).

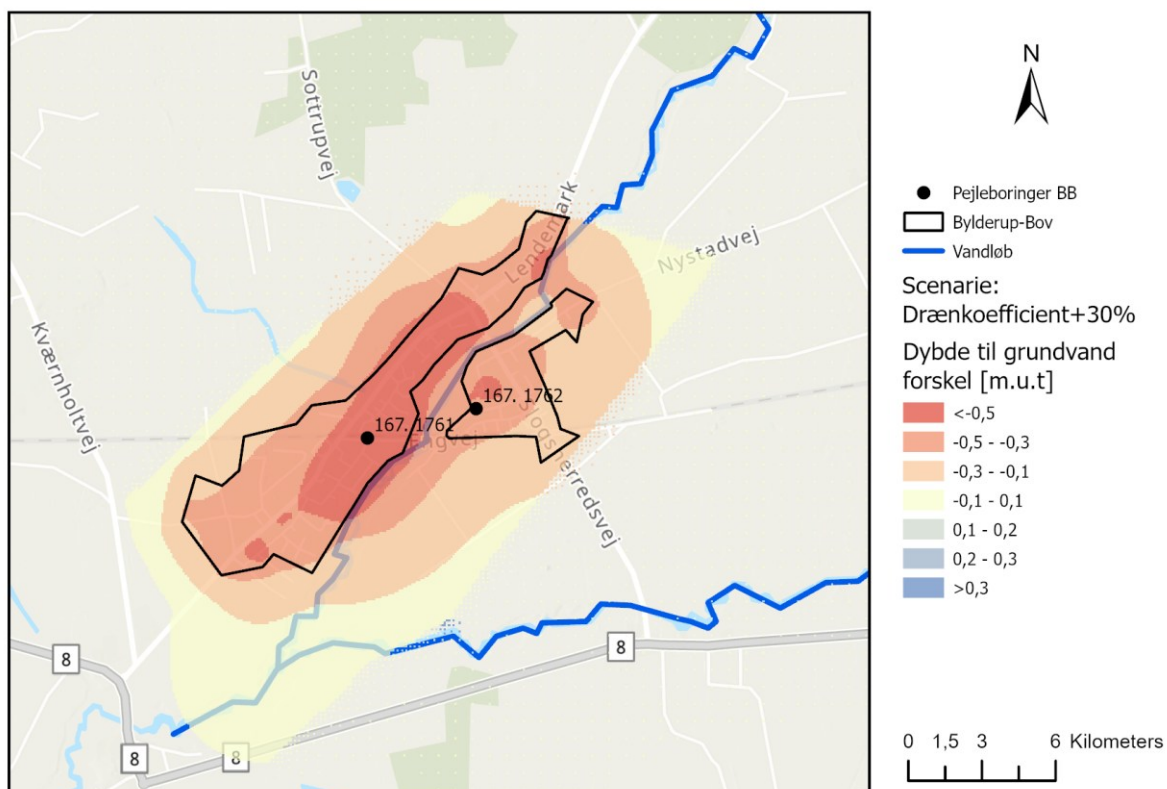
Scenariet svarer til at reducere lækagen af det eksisterende kloaksystem, gøre netværket mere utæt, hvorved højtstående grundvand lettere kan drænes væk via kloaksystemet. Om ændringen svarer til den grad af lækage, som kloaknetværket havde før det blev renoveret, er ukendt, men scenariet viser meget tydeligt, at effektiviteten af kloaknetværket er altafgørende for niveauet af det terrænnære grundvandsspejl i Bylderup-Bov.



Figur 21: Simuleret grundvandsspejl (tryk-niveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 7, dræn koefficient, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 22: Simuleret grundvandsspejl (tryk-niveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 7, dræn koefficient, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 23: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 7, dræn koefficient +30%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

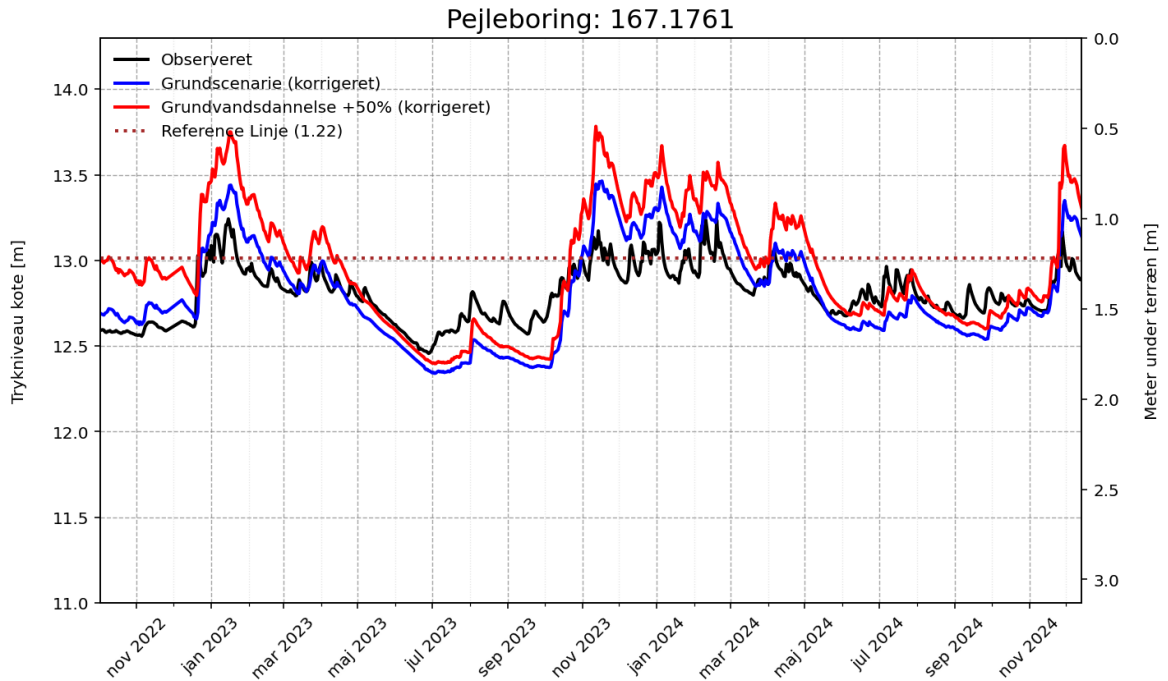
#### 4.2.8 Grundvandsdannelse +20%

En forøgelse af den lokale grundvandsdannelse i byen med 20 % giver en let stigning i trykniveauet i pejleboringerne. Effekten er størst om vinteren, hvor niveauet hæves med op til 0,1 m, mens ændringen om sommeren er mindre og ligger under 0,1 m. I de kritiske vinterperioder med højtstående grundvand forårsager den forøgede nedsvivning i byen ingen yderligere forøgelse af grundvandsstanden, Bilag 1, Figur 60.

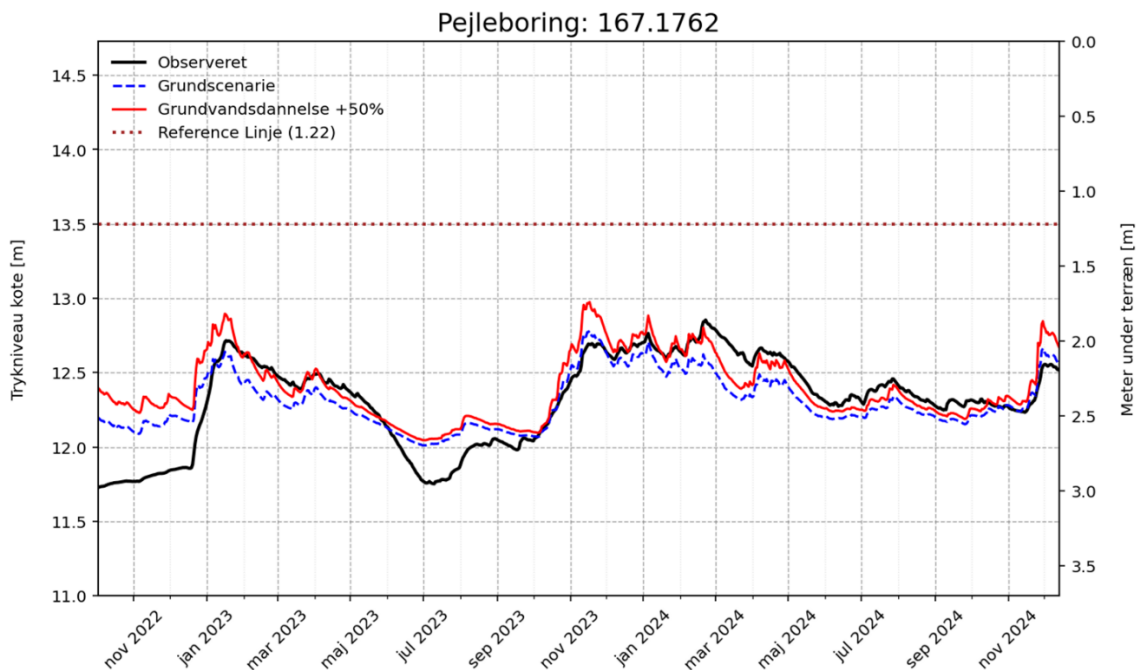
#### 4.2.9 Grundvandsdannelse +50%

Ved en kraftigere forøgelse af grundvandsdannelsen på 50 % bliver effekten tydeligere end forrige scenarie. For pejleboring DGU nr. 167.1761 ses en stigning på ca. 0,25 m om vinteren, mens ændringen om sommeren er lavere, omkring 0,1 m eller derunder. I pejleboring DGU nr. 167.1762 er niveauet ca. 0,15 m højere om vinteren og <0,1 m om sommeren sammenlignet med referencemodellen. Arealmæssigt ses også en effekt; en typisk stigning af det terrænnære grundvand er på 10-30 cm i Bylderup-Bov (Figur 26)

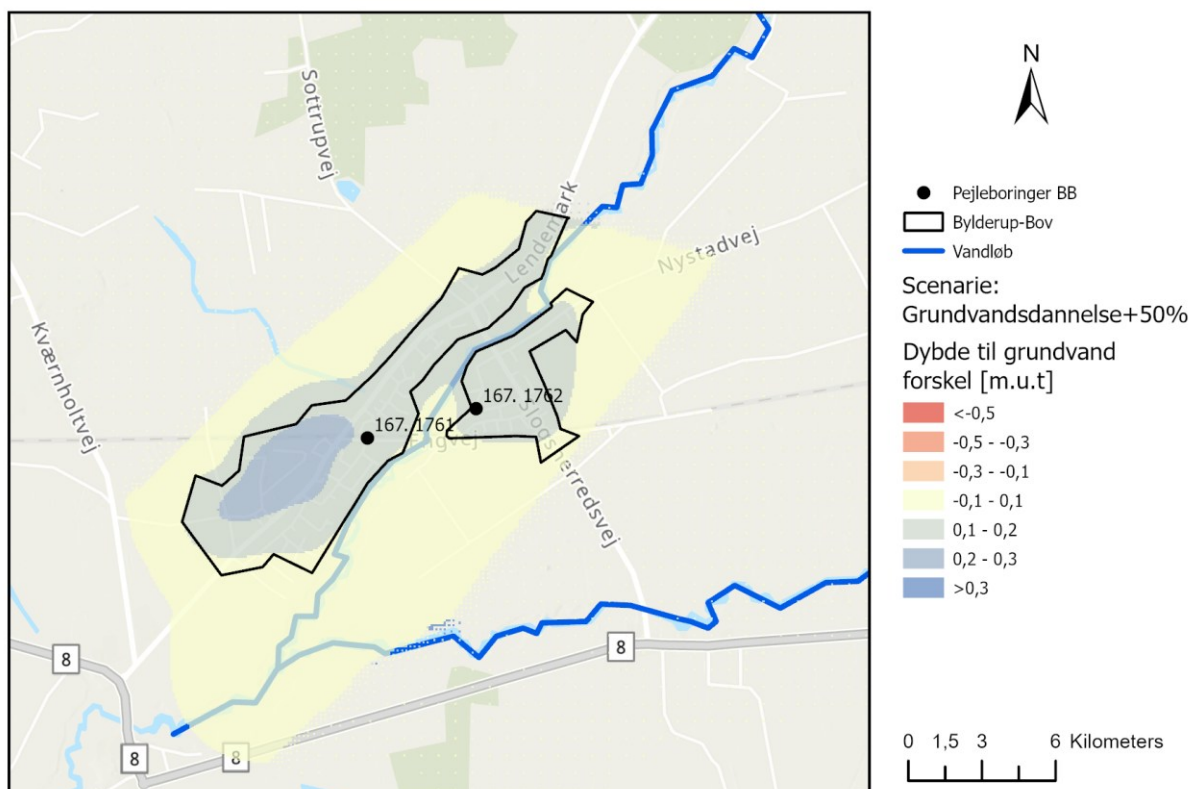
Forøget nedsvivning kan i de kritiske vinterperioder med højtstående grundvand forøge grundvandsstanden betydeligt, hvilket dog kræver en betragtelig lokal forøget nedsvivning af grundvand eller en reduktion af befæstede overflader (hvor afstrømning til regnvandssystem eller kloak fjerner vand fra nedsvivning).



Figur 24: Simuleret grundvandsspejl (trykkniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 9, grundvandsdannelse +50%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 25: Simuleret grundvandsspejl (trykkniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 9, grundvandsdannelse +50%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 26: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 9, grundvandsdannelse +50%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

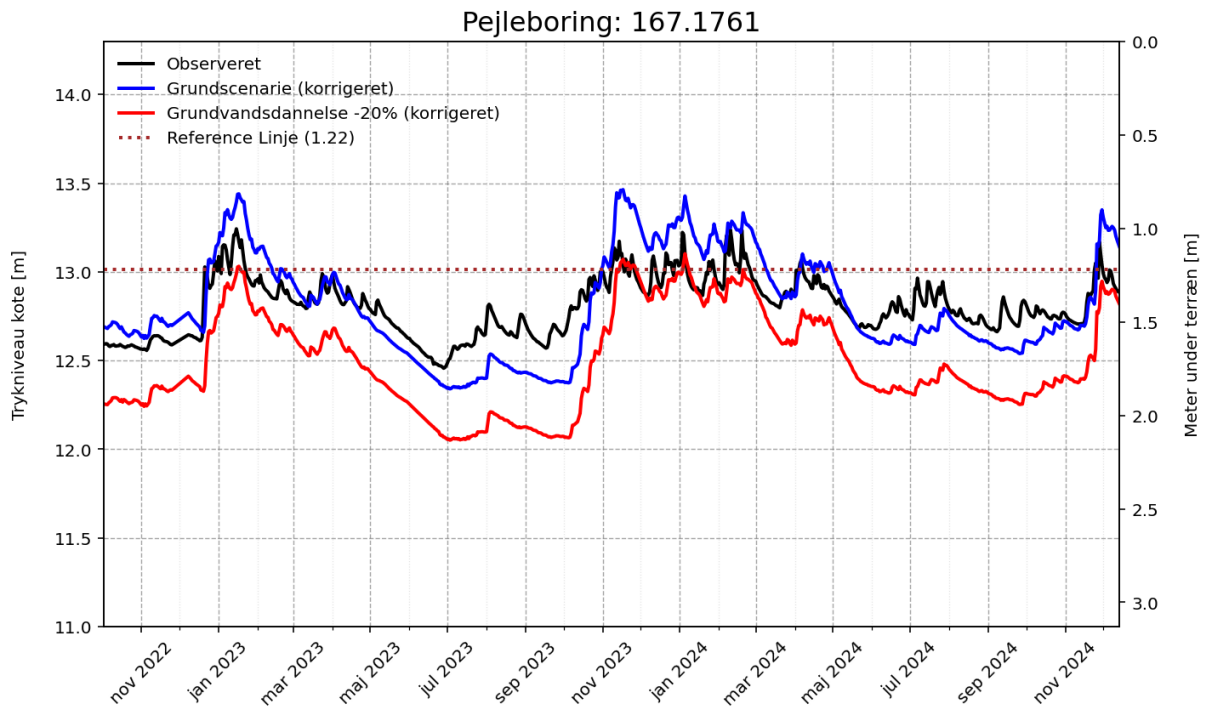
#### 4.2.10 Grundvandsdannelse –15%

En reduktion i grundvandsdannelsen i modelområdet udenfor byen har en mindre påvirkning af det terrænnære grundvand i byen. Her falder grundvandsstanden med under 10 cm for borerne DGU nr. 167.1761 og 1762 (Bilag 1, Figur 64 og Figur 65). I vinterperioderne ses en mindre effekt lige uden for byområdet på over 10 cm, mens ændringen i grundvandsstanden i byen er under 10 cm (Bilag 1, Figur 66)

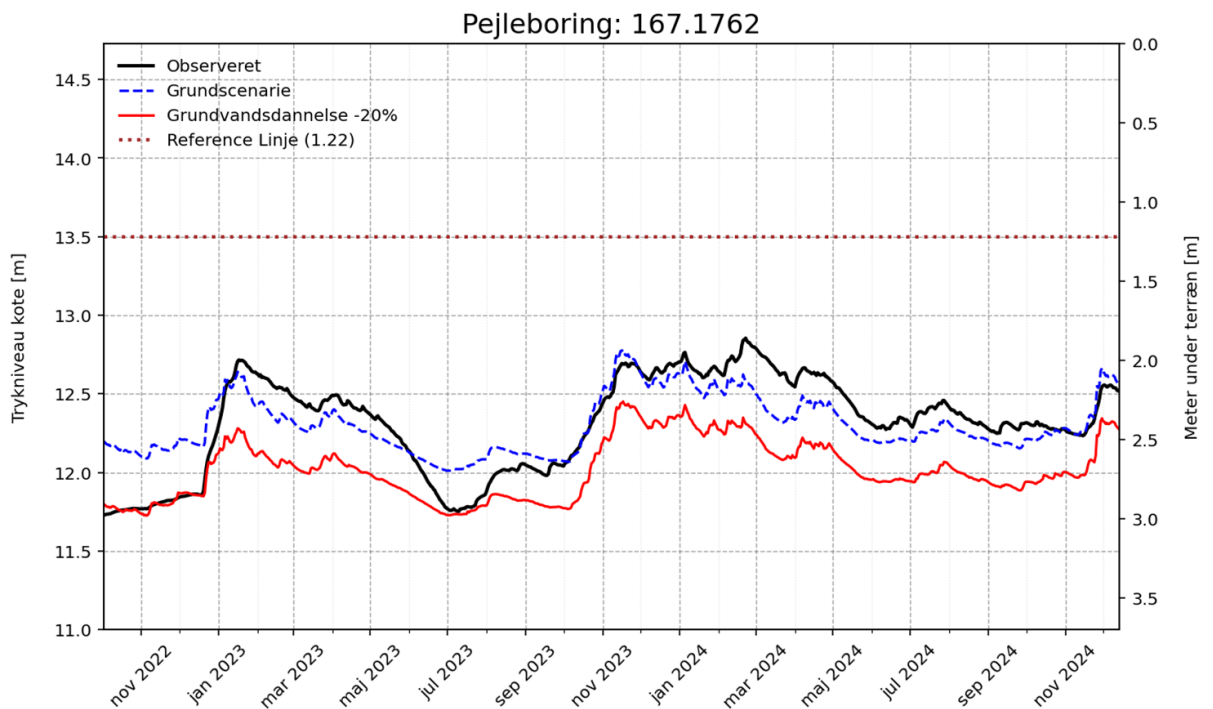
#### 4.2.11 Grundvandsdannelse –20%

Som ved forøgelse af grundvandsdannelse i byen, ses det også at en reduktion af grundvandsdannelse i byen, har en betydelig påvirkning af den terrænnære grundvandsstand. Her falder grundvandsstanden betydeligt over hele året og dermed også i de kritiske vinterperioder.

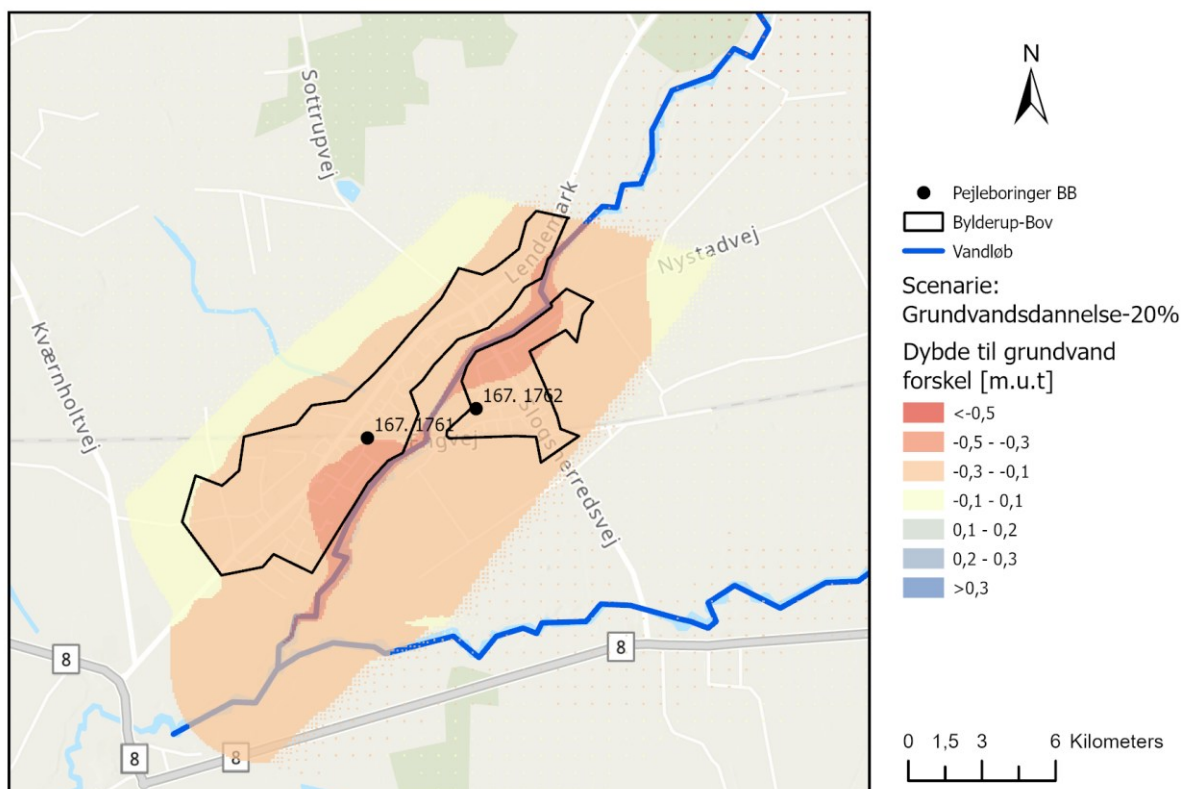
En reduceret grundvandsdannelse kan typisk foregå ved forøget fordampning (evapotranspiration), som dog er mindre effektivt i vintermånederne, eller ved at vand fra tage og befæstede områder ikke nedsives, men bortledes fra kritiske områder i fælles netværk som separate regnvandssystemer.



Figur 27: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 11, grundvandsdannelse -20%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 28: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 11, grundvandsdannelse -20%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 29: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 11, grundvandsdannelse -20%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

#### 4.2.12 Indvindingsboring 1

Placeringen af to indvindingsboringer med konstant pumpning har ingen effekt på det simulerede trykniveau ved boringerne DGU nr. 167.1761 og 1762 gennem den simulerede periode (Bilag 1, Figur 70 og Figur 71). En mindre sænkning ses lige ved selve pumpeboringerne, men grundet den høje ledningsevne i sandlaget, hvori boringerne er filtersat, forplanter sænkningen sig ikke særlig langt. Dette ses også på Figur 72 i Bilag 1, hvor ændringen i grundvandsstanden ikke er større end 10 cm i Bylderup-Bov for vintermånederne.

#### 4.2.13 Indvindingsboring 2

En øget pumperate om vinteren på 400% i forhold til forrige scenarie forårsager ikke en markant ændring i grundvandsstanden i Bylderup-Bov. Som forrige scenarie er ændringen mindre end 10 cm ved de to pejleboringer, og ligeså for Bylderup-Bov i vintermånederne (Bilag 1, Figur 73, Figur 74, Figur 75)

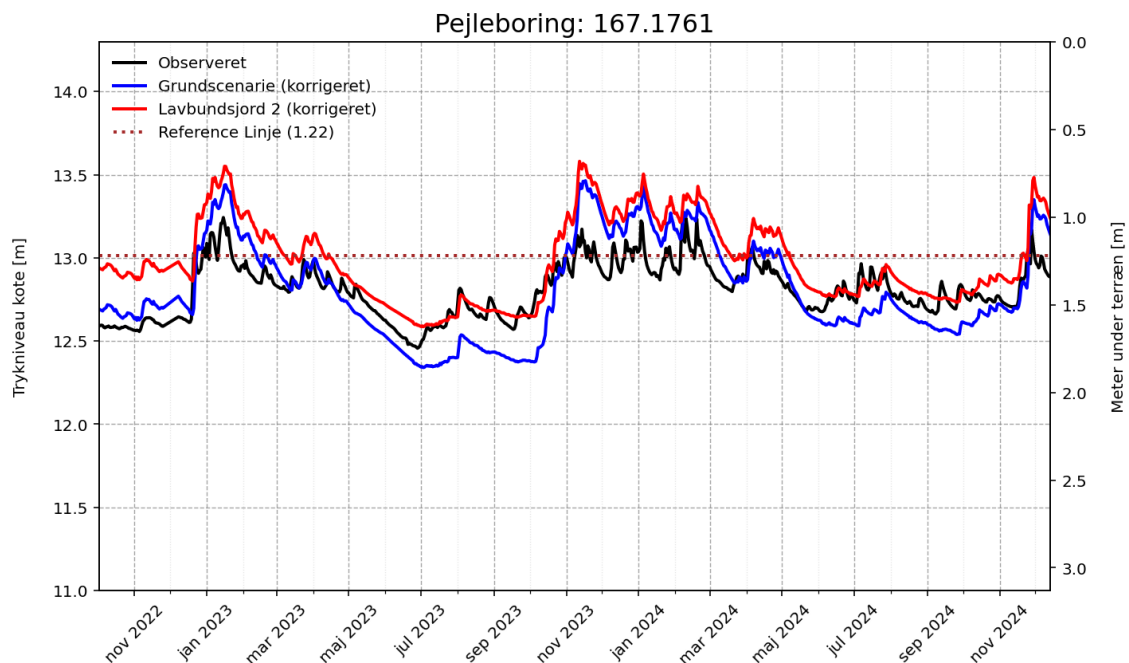
Dette scenarie simulerer lavbundslande i oplandet ved at fjerne den tidligere indsatte dræning i områder ud fra lavbundslandskortet Kulstof 2022 hentet fra Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø (Møller et al. 2024). Her er områder med lavbundsland på under 5000 m<sup>2</sup> fjernet for bedre at repræsentere modellens celler.

#### 4.2.14 Lavbundsjord 1

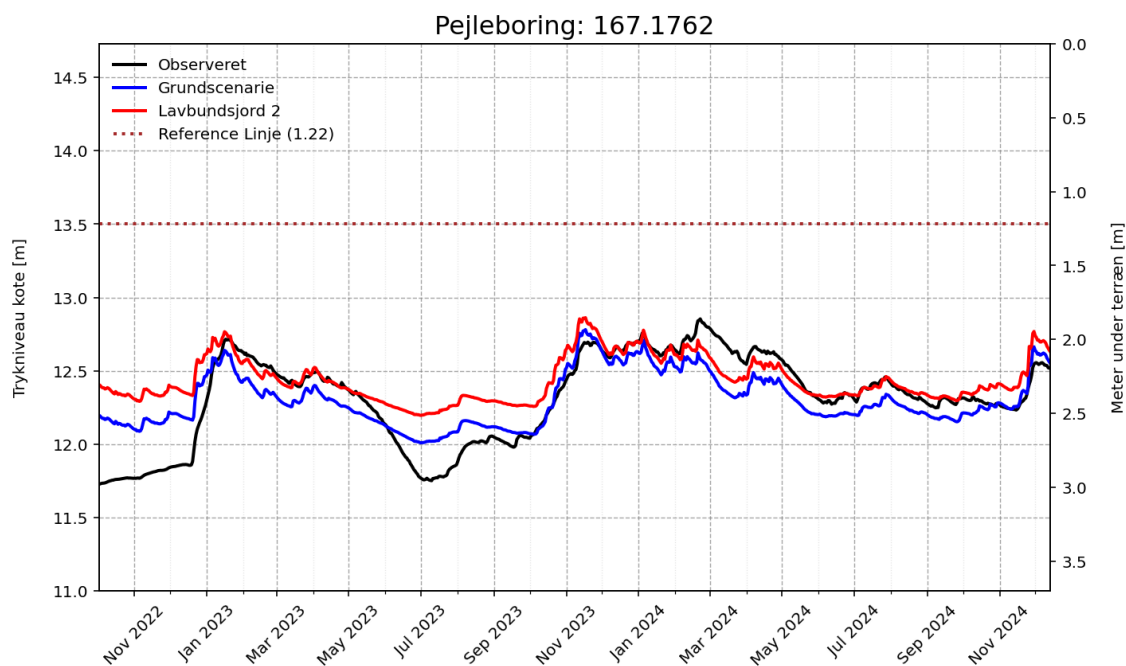
Fjernelsen af dræning i områder betegnet som lavbundsJORDE har en minimal effekt på modellens grundvandsstand i Bylderup-Bov, hvor modellen simulerer ændringen i grundvandsstanden til at variere mellem -0,1 og 0,1 m i både sommer- og vinterperioderne (Bilag 1, Figur. 75, 76 & 77).

#### 4.2.15 Lavbundsjord 2

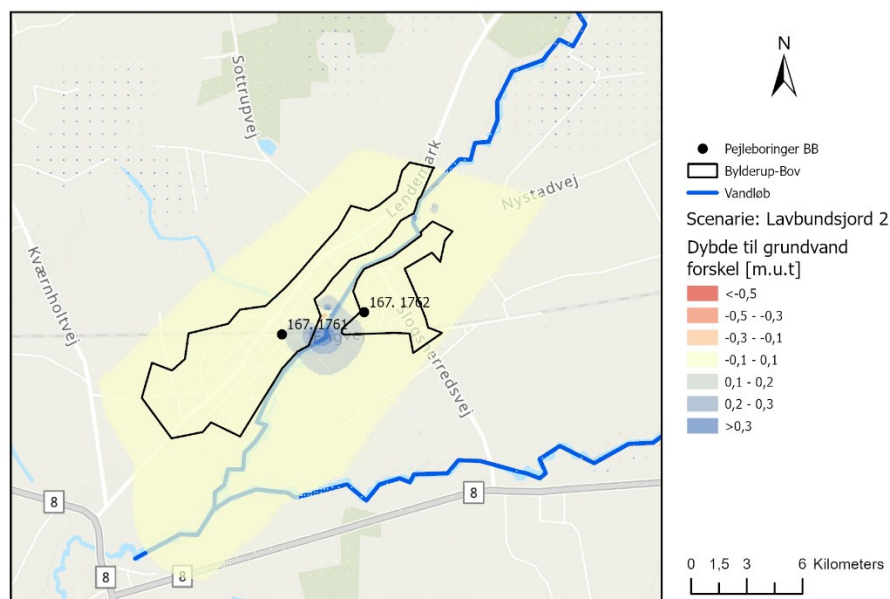
Ved at benytte et fastholdt trykniveau på 0,1 m under terræn i områder med lavbundsJORDE udover fjernelsen af drænet, simuleres grundvandsstanden til at stige med op til 0,25 m i sommerperioden ved pejleboring DGU nr. 167.1761 og 1762 (Figur 30 & 31). Ændring i vinterperioden er derimod markant mindre, hvor grundvandsstanden kun stiger med lidt over 0,1 m, bortset fra et specifikt område nær vandløbet gennem Bylderup-Bov defineret som lavbund (Figur 32).



Figur 30: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 15, lavbundsJord 2, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



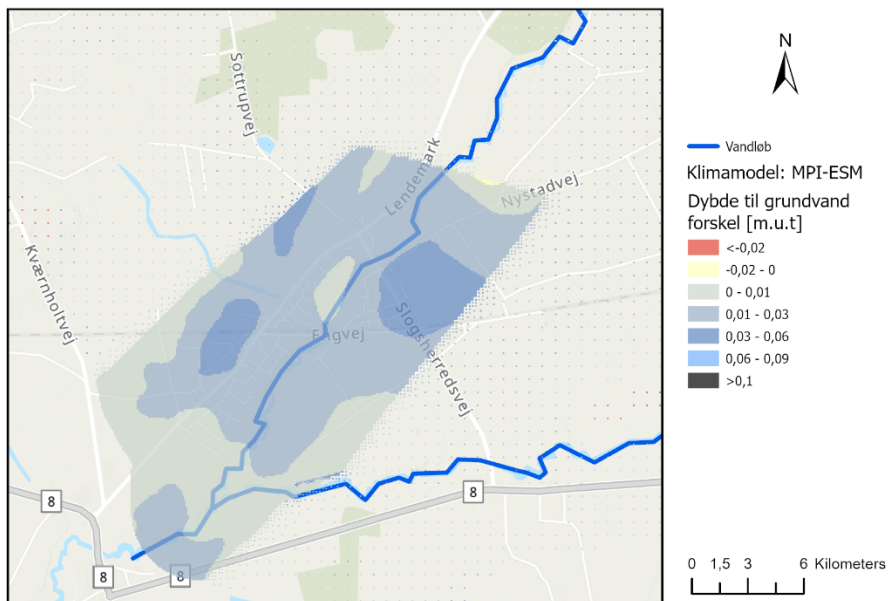
Figur 31: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for korrigeret grundscenarie og scenarie 15, lavbundsjord 2, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



Figur 32: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 15, lavbundsjord 2. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

#### 4.2.16 MPI-ESM-LR\_REMO2009

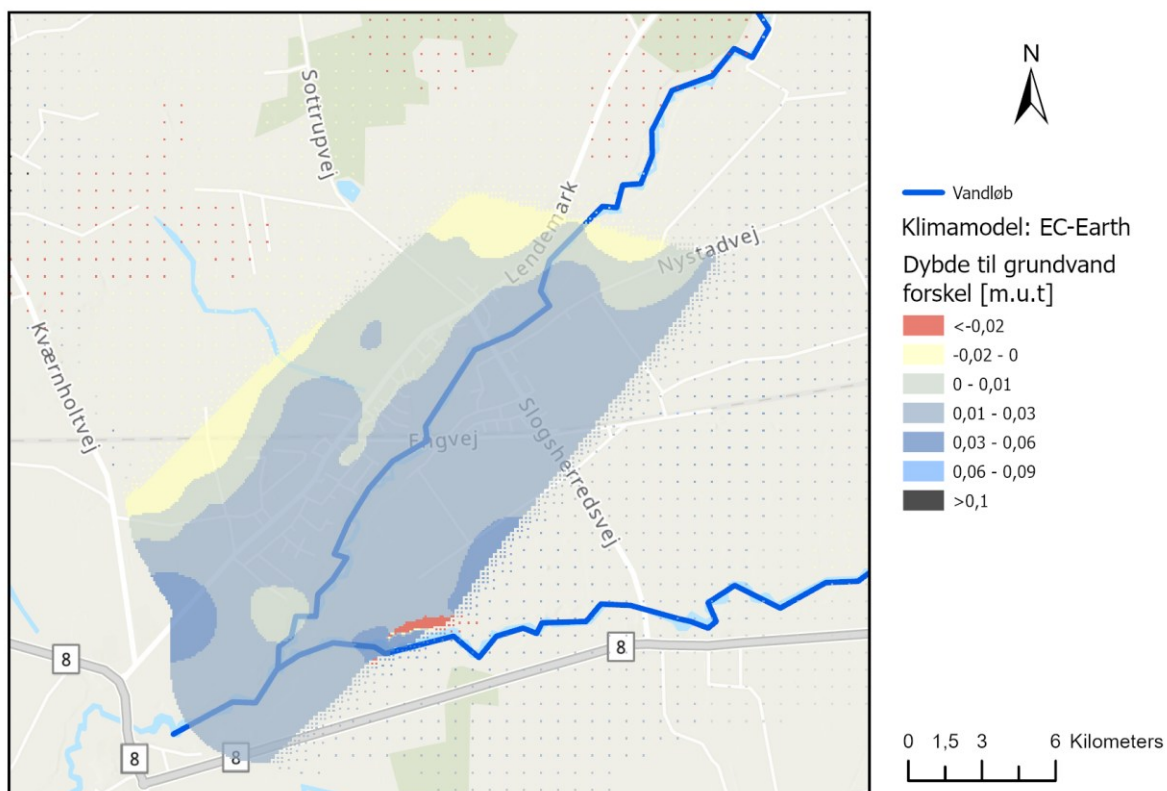
Ved at bruge MPI-ESM klimamodellens nedbørsfremskrivning for 2070-2100 som modelinput, ses ingen større effekt på grundvandsstanden i Bylderup-Bov sammenlignet med klimanormalen. Ændringen i grundvandsstanden ligger på mellem -0,1 og 0,1 m.



Figur 33: Forskel i gennemsnitlig dybde til grundvand for perioden 1991-2020 (klimanormalen) og 2070-2100, med klimamodellen MPI-ESM, RCP8.5.

#### 4.2.17 EC-EARTH-RACMOE22E

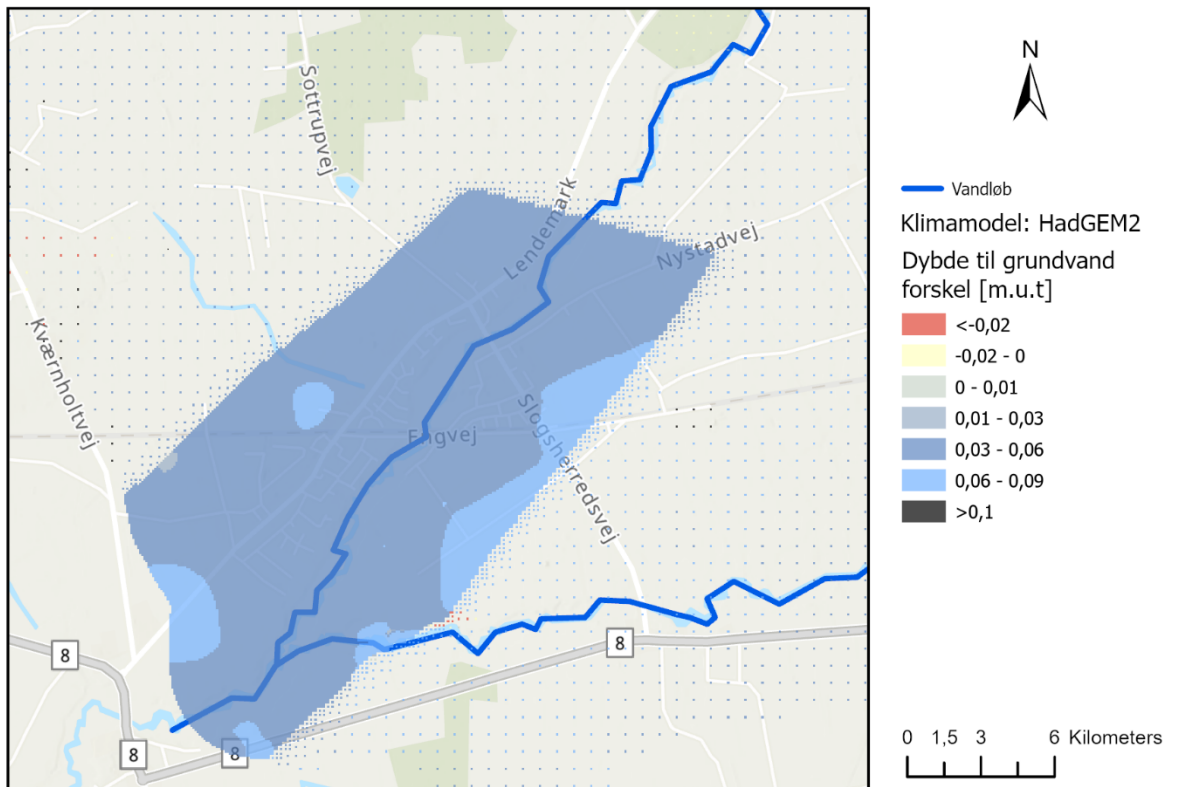
Der ses ingen markant forskel i den gennemsnitlige dybde til grundvandet i Bylderup-Bov mellem klimanormalen og klimafremskrivning for 2070-2100, ved brug af klimamodellen MPI-ESM. Grundvandsstanden er øget en smule sammenlignet med klimamodellen MPI-ESM, men forskellen i den gennemsnitlige dybde til grundvandet for perioden 2070-2100 sammenlignet med klimanormalen ligger, ligesom for MPI-ESM, på mellem -0,1 og 0,1 m.



Figur 34: Forskel i gennemsnitlig dybde til grundvand for perioden 1991-2020 (klimanormalen) og 2070-2100 med klimamodellen EC-EARTH, RCP8.5.

#### 4.2.18 HadGEM2-ES\_RC4A

HadGEM2 klimamodellens nedbørsinput resulterede i en gennemsnitlig sænkning af grundvandsstanden på mellem -0,1 og 0,1 m for perioden 2070-2100 sammenlignet med klimanormalen (Figur 35). På trods af den højere nedbørsfremskrivning af klimamodellen, så modellen en relativ høj ændring i den gennemsnitlige årlige potentielle evapotranspiration på 145 mm (Seidenfaden et al., 2022).



Figur 35: Forskel i gennemsnitlig dybde til grundvand for perioden 1991-2020 (klimanormalen) og 2070-2100 med klimamodellen HadGEM2, RCP8.5.

## 5. Opsummering

I det følgende opsummeres resultaterne for scenarierne med de største effekter på den terrænnære grundvandsstand ved Bylderup-Bov. Desuden gives en vurdering af, hvordan den opnåede viden kan bidrage til forståelse af årsager til det højtstående grundvand, og give viden til en mulig håndtering.

**Øget vandløbsdybde i Slogså og Grønå.** Ved at lave signifikante ændringer af vandløbsdybden med 1 m for hele Slogså og Grønå grundvandsstanden mellem 0,15 – 0,25 m i vintermånederne ved pejleboring DGU nr. 167.1761 (Figur 15) og generelt 10-30 cm for store dele af Bylderup-Bov (Figur 17). Det er således muligt med meget store ændringer af hele å-systemerne i og udenfor Bylderup-Bov, at påvirke grundvandsstanden i nogen grad. Det er dog mindre sandsynligt at en sådan påvirkning er opstået som en pludselig hændelse på trods af flere projekter som eventuelt har øget vandløbsdybden. Scenariet viser også, at en påvirkning af vandstanden i Slogså, som løber igennem Bylderup-Bov, har potentiale til at sprede sig i grundvandszonen horisontalt under hele Bylderup-Bov.

**Effektivitet af drænsystem/spildevandssystemets afledning af grundvand.** I Scenarie 7 øges drænenes effektivitet med 30 % i Bylderup-Bov. Den øgede afledningshastighed medfører et markant fald i grundvandsstanden ved pejleboring DGU nr. 167.1671 — op til 0,75 m om vinteren og omkring 0,5 m om sommeren — sammenlignet med referencemodellen, der er kalibreret mod målinger efter tætning af spildevandssystem i Bylderup-Bov. I byens yderområder simuleres i vintermånederne et mindre fald på 0,3–0,5 m, og et fald på 0,1 – 0,3 m uden for byen, hvilket indikerer, at scenariet har en markant lokal effekt, men også at det påvirker nærtliggende områder uden for bygrænsen. Det er ikke muligt at vurdere, om ændringen af modellens dræn-effektivitet med 30 % præcist repræsenterer forskellen i lækage før og efter spildevandsnetværket blev strømpeforet i Bylderup-Bov. Det er dog tydeligt, at denne parameter er meget kontrollerende for grundvandsstanden indenfor byzonen, når kun en 30 % ændringen kan medføre så udbredte påvirkninger indenfor byområdet. Det vurderes dermed sandsynligt, at tætningen af spildevandsnetværket har medført betydelige stigninger af den terrænnære grundvandsstand. Der findes desværre ikke præcise data af grundvandsstanden fra før strømpeføringen så en given ændring er ukendt. Det skal dog bemærkes, at modellen har drænrør (utætte spildevandsrør) i hele byområdet, hvilket ikke præcist afspejler den virkelige situation, hvor rørenes kontakt til grundvandet og deres utilsigtede evne til at dræne grundvand, vil variere.

**Øget drændybde til 2 m under terræn i Bylderup-Bov.** I dette scenarie ses en markant ændring ved pejleboring DGU nr. 167.1671, hvor grundvandsstanden falder med mere end 50 cm om vinteren i nogle dele af byen. Samme fald ses også i bydelen vest for Slogså i vintermånederne, hvor grundvandsstanden falder med mere end 50 cm, mens sænkningen er lavere i bydelen øst for Slogså. Scenariet med drændybde på 1,22 m viser en mindre effekt, under 10 cm, hvilket skyldes den marginale ændring af drændybden. Ved boring DGU nr. 167.1761 (Figur 49) ses det, at specielt ved de høje hændelser virker drænet sænkende på den terrænnære grundvandsstand. Denne tilpasningsstrategi er således mest effektiv under de kritiske perioder med høj vandstand. Implementering af den 3. drænstræng - et

decideret grundvandsdræn i specifikke områder af byen - vil således aflede den mindste drænmængde for at holde det terrænnære grundvandsspejl i et acceptabelt niveau.

**Reduktion eller forøgelse af grundvandsdannelse i Bylderup-Bov.** Scenarierne simulerer en øget befæstelsesgrad eller øget fordampning når grundvandsdannelsen reduceres, mens scenarier med en forøgelse af grundvandsdannelsen sigter mod at efterligne lokal afledning af regnvand ved direkte nedsivning via regnbede, faskiner eller lignende anlæg. Ved reduktion af grundvandsdannelsen i Bylderup Bov med 20% falder grundvandsstanden over hele året og dermed også i de kritiske vinterperioder. Største fald ses dog om sommeren i de ikke-kritiske perioder. Scenariet simulerer et fald i grundvandsstanden i vinterperioderne i byen med op til 50 cm i specifikke områder, mens den generelt falder med 10 – 30 cm i de fleste områder af byen. Hverken en meget større befæstelsesgrad, eller begrønning resulterende i 20 % mindre grundvandsdannelse er realistisk og desuden er effekten størst i sommerhalvåret, hvor de kritiske perioder ikke ses. Scenariet med forøgelse af grundvandsdannelse ved nedsivning viser en specifik negativ effekt i de kritiske perioder med i forvejen høj vandstand (se eksempelvis Figur 24 og Figur 25). Det er dog bemærkelsesværdigt, hvor relativ lille effekten er ved en ekstrem forøgelse af grundvandsdannelsen på 50%. Ud fra scenarierne om forøgelse eller reduktion af grundvandsdannelsen kan det sammenfattende konkluderes, at der ved fremtidig byudvikling og planlægning bør vælges løsninger, som ikke forøger grundvandsdannelsen, men sigter mod at aflede regnvand til anden recipient end grundvandet.

#### **Klimaeffekter på det terrænnære grundvand i Bylderup-Bov**

Klimaforandringer henover de næste 75 år blev simuleret med 3 klimamodeller af et ensemble på 21, hvor de valgte, MPI-ESM, EC-EARTH og HadGEM2, har en ændring i den gennemsnitlige årlige nedbør på henholdsvis 149 mm, 71 mm og 219 mm. De 3 modeller blev valgt for at repræsentere en nedre, et øvre og et gennemsnit af nedbørsfremskrivninger for perioden 2071-2100 set i forhold til seneste klimanormalperiode 1991-2020.

De 3 klimafremskrivninger viser kun begrænsede ændringer i den gennemsnitlige grundvandsstand i Bylderup-Bov. Ændringen i grundvandsstanden blev simuleret til at være mellem -10 og 10 cm (Figur 33, Figur 34, Figur 35). Alle klimamodeller viser forøget grundvandsstand, men med varierende grad op til 10 cm. Nedbørsændringen er i samme størrelsesorden som den observerede ændring de sidste 150 år. Ud fra en nedbørsbetragtning kan det derfor forventes, at den historiske udvikling af grundvandsstanden er på samme niveau som den fremtidige, dvs. henimod 10 cm stigning. Ud fra modellerede stigninger af grundvandsstand ved Bylderup-Bov er det derfor ikke sandsynligt, at den klimatiske ændring frem mod nutiden (2025), er primær ansvarlig for stigningen af det terrænnære grundvand ved Bylderup-Bov.

#### **Vandstandsændringer ved udlæggelse af lavbundsjord**

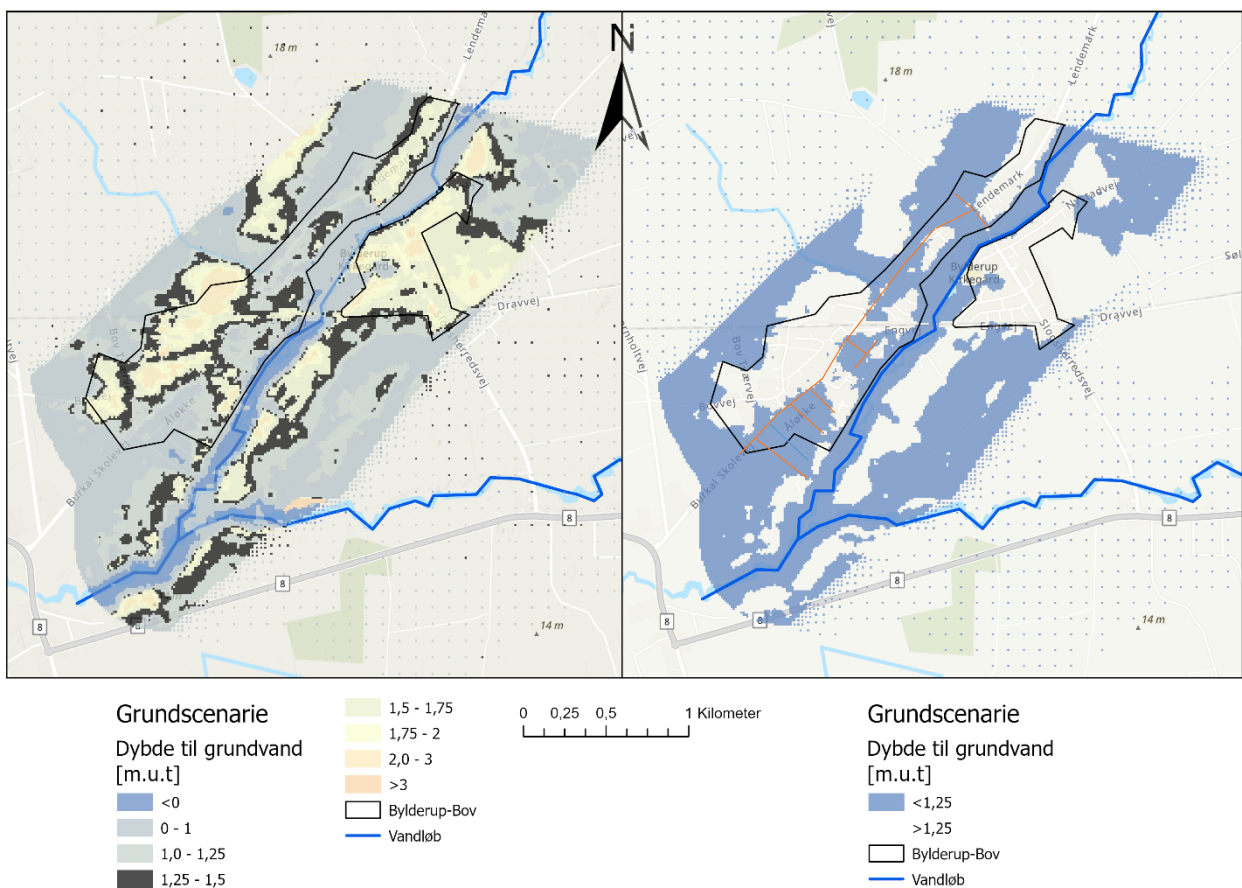
Simuleringerne af vandstandsændringer ved lavbundsjord viser en mulig forøgelse på omkring 10 cm under vintersituationen, men størst mulig stigning i sommerperioden. Det er uklart, hvordan de praktiske forhold omkring udlæggelserne vil foregå og derfor er der gennemført to scenarier med forskellige modelmæssige randbetingelser, som giver varierende resultat. Påvirkningen fra ændringerne i oplandet ser dog ud til at have nogen effekt som bør detailmodelleres og vurderes ved aktuelle projekter. Det er sandsynligt, at resultaterne ved

Bylderup-Bov er præget af det relativt nærtliggende store område lige øst for byen og at udlægning længere væk i oplandet har mindre og måske ingen effekt.

### Løsningsforslag

Ud fra de 18 scenarier analyseret for påvirkning af det terrænnære grundvand ved Bylderup-Bov, er dybdeniveauet af drænrør samt disses effektivitet, de mest afgørende parametre for at sænke den terrænnære grundvandsstand. Benyttelse af enkelte borer til at holde vandstanden nede viser et ringe eller intet potentiale som løsning. Hvis installation af borer skal være en reel mulighed for at reducere den terrænnære grundvandsstand, skal disse installeres med stor tæthed, fx med 10-30 meters mellemrum (som sugeceller ved infrastrukturprojekter), og reelt fungere som et linjedræn i udsatte områder. Det indebærer også mange pumpestationer.

Figur 36 viser den simulerede grundvandsstand ved Bylderup-Bov. I figuren til højre er defineret et afskæringskriterie på 1,25 m under terræn. Det kunne også være 1 m, 1,5 m, 2 m eller andet, som anses for det niveau, hvorover grundvandet er problematisk højt. De blå områder på illustrationen til højre kunne således være områder hvor grundvandet bør sænkes indenfor byområdet, der omtrentligt er markeret med polygonen af byområdet for Bylderup-Bov.



Figur 36: Simuleret terrænnær grundvandsstand ved Bylderup-Bov. Til venstre med angivelse af forskellige simulerede dybder til grundvandspejl. Til højre vises områder, hvor den terrænnære grundvandsstand er hhv. over og under 1,25 m under terræn (med blåt ses områder, hvor grundvandsstanden er tættere på

*terræn end 1,25 m). Orange linjer i illustration til højre viser et eksempel på rørføring hvis 1,25 vælges som "kritisk" kote.*

Med udgangspunkt i scenarieresultaterne kunne deciderede grundvandsdræn indlægges i de blå områder i fx 1,5-3,0 meters dybde. Jo dybere drænrørene lægges, jo mindre vil tætheden af drænledningerne behøve at være. Modsat vil dybere dræn aflede ekstra vand til recipient.

I den højre illustration er indlagt et eksempel (orange linjer) på hvor grundvandsdræn kunne ligge, primært under veje med god tilgang, i de områder, hvor eksemplet med en kritisk kote på 1,25 m under terræn definerer området for indsatsen.

Figur 36 viser som nævnt den modellerede grundvandsstand og udpeger områder af Bylderup-Bov, hvor grundvandsstanden ligger over en kritisk kote. Fordi modellen indeholder fejl, se fx fejlen ved de to observationsboringer (afsnit 4.1), skal en endelig udpeging af kritiske områder også inddrage lokal viden. Det kunne være i form af borgerinddragelse, indberetning af hændelser, og/eller installation af piezometre i tvivlsområder. Modellen kan benyttes til estimer af samlet recipienttilstrømning og test af denne i forhold til forskellige dybder og tæthed af drænledningerne i de kritiske områder, men udpeging af kritiske områder bør som nævnt opdateres med lokal viden.

## 6. Referencer

Anderson, M., Woessner, W. W., & Hunt R. J. (2015). *Applied Groundwater Modeling, Second Edition: Simulation of Flow and Advective Transport*. Academic Press, 564 p.

Arcement, G. J., Jr., & Schneider, V. R. (1989). *Guide for selecting Manning's roughness coefficients for natural channels and flood plains* (U.S. Geological Survey Water-Supply Paper 2339). U.S. Geological Survey. <https://doi.org/10.3133/wsp2339>

Doherty, J., 2015. *Calibration and Uncertainty Analysis for complex Environmental Models*. Brisbane, Australia: Watermark Numerical Computing.

Freeze, R. A., & Cherry, J. A. (1979). *Groundwater*. Prentice Hall, Englewood Cliffs, Nj, 604 p.

Harbaugh, A.W., Banta, E. R., Hill, M. C., & McDonald, M. G., 2000. MODFLOW-2000, the U.S. Geological Survey modular ground-water model – User guide to modularization concepts and the Ground-Water Flow Process. U.S. Geological Survey Open-File Report 00-92, 121 p.

Henriksen H.J., Troldborg L., Sonnenborg T.O., Højberg, A.L., Stisen S., Kidmose J.B., Refsgaard, J.C., 2017. "God praksis i hydrologisk modellering. Geovejledning 2017/1". Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse, København. <https://www.geovejledning.dk/gv7/>

Langevin, C. D., Hughes, J. D., Provost, A. M., Russcher, M. J., Niswonger, R. G., Panday, S., Merrick, D., Morway, E.D., Reno M. J., Bonelli, W. P., Boyce, S.E., & Banta, E.R. (2024). MODFLOW 6 Modular Hydrological Model version 6.4.4: U.S. geological Survey Software Release, 7 February 2024. <https://doi.org/10.5066/P9FL1JCC>

Miljøstyrelsen, 2020. Samling af geologiske modeller i Jylland. FOHM - fælles offentlig hydrologisk model. Rapport.

Møller AB, Greve MH, Beucher AM. 2024. Opdateret jordbundstypekort. Rådgivningsnotat fra DCA – Nationalt Center for Fødevarer og Jordbrug, Aarhus Universitet, 41 sider. Leveret: 19.03.2024

Panday, S., Langevin, C. D., Niswonger, R. G., Ibaraki, M., & Hughes, J. D. (2017). MODFLOW-USG version 1.4.00: An unstructured grid version of MODFLOW for simulating groundwater flow and tightly coupled processes using a control volume finite-difference formulation: U.S. Geological Survey Software Release, 27 October 2017. <https://dx.doi.org/10.5066/F7R20ZFJ>

Prudic, D. E., 1989. Documentation of a computer program to simulate stream-aquifer relations using a modular, finite-difference, ground-water flow model. U.S. Geological Survey Open File Report 88-729, p. 120. [pubs.usgs.gov/of/1988/0729/report.pdf](https://pubs.usgs.gov/of/1988/0729/report.pdf)

RCH Package. In *xmswiki*, [https://www.xmswiki.com/wiki/GMS:RCH\\_Package](https://www.xmswiki.com/wiki/GMS:RCH_Package). Accessed on September 20. 2025.

Sandersen, P. B. E., Brandes, C., Pedersen, J., Polom, U., Andersen, L. T., Kirsch, R., Almpanis, A., Bentzen, A. T., 2026. Blue Transition Pilot DK-1: 3D geological model of the Bylderup-Bov area. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse, Rapport '2026/4.

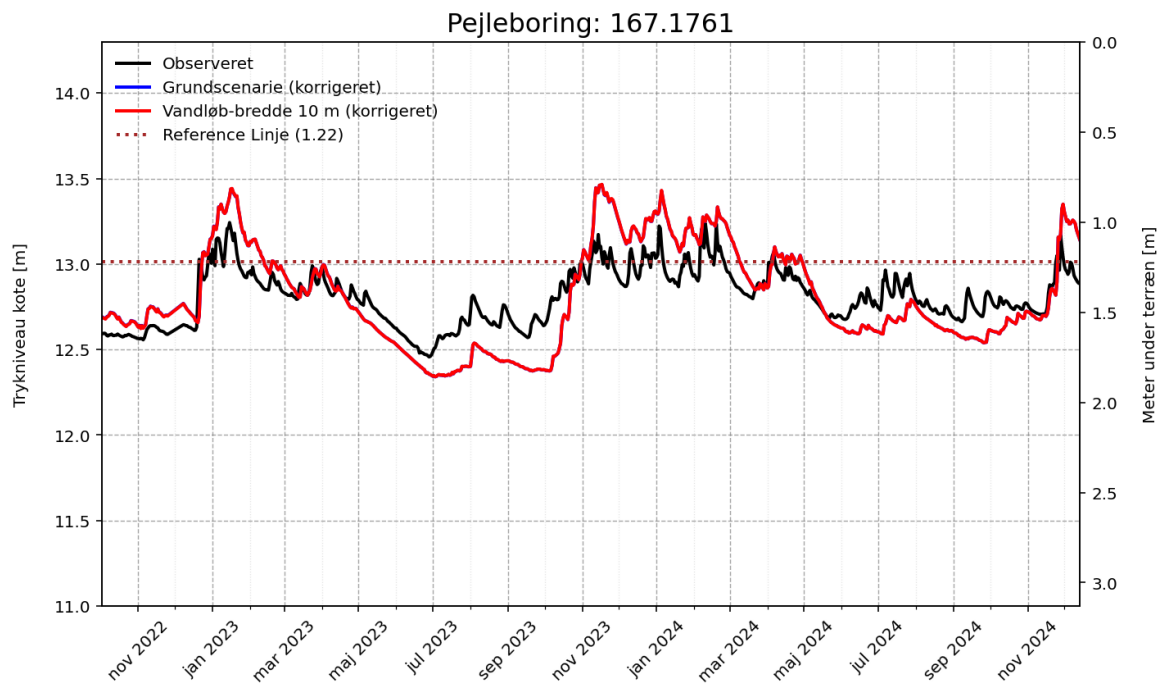
Seidenfaden, I. K., Sonnenborg, T. O., Stisen, S., & Kidmose, J., 2022. Quantification of climate change sensitivity of shallow and deep groundwater in Denmark. *Journal of Hydrology: Regional Studies*, 41, Artikel 101100. <https://doi.org/10.1016/j.ejrh.2022.101100>

Sonnenborg, T. O., & Henriksen, H. J. (Eds.), 2005. Håndbog i grundvandsmodellering. GEUS. Danmark og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport Vol. 2005 No. 80 <https://doi.org/10.22008/gpub/26024>

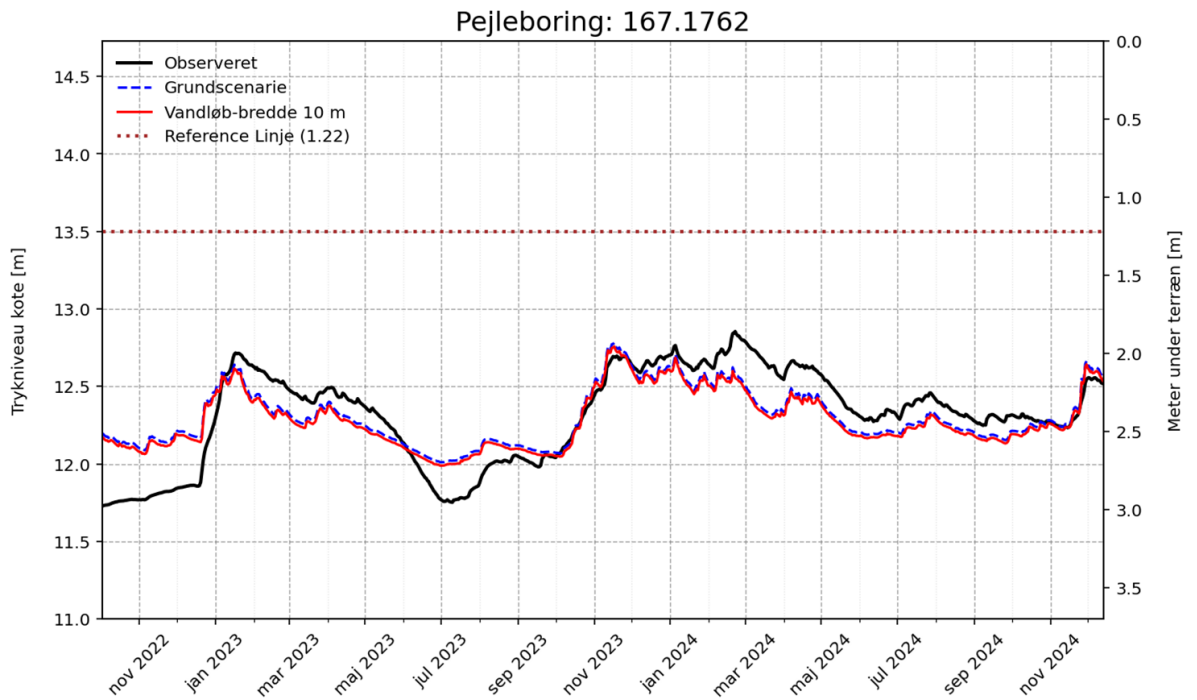
Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R. J. M., & Til, M. J. V. (2020). *National Vandressource Model. Modelopstilling og kalibrering af DK-model 2019*. GEUS. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport Bind 2019 Nr. 31 <https://doi.org/10.22008/gpub/32631>

## 7. Bilag

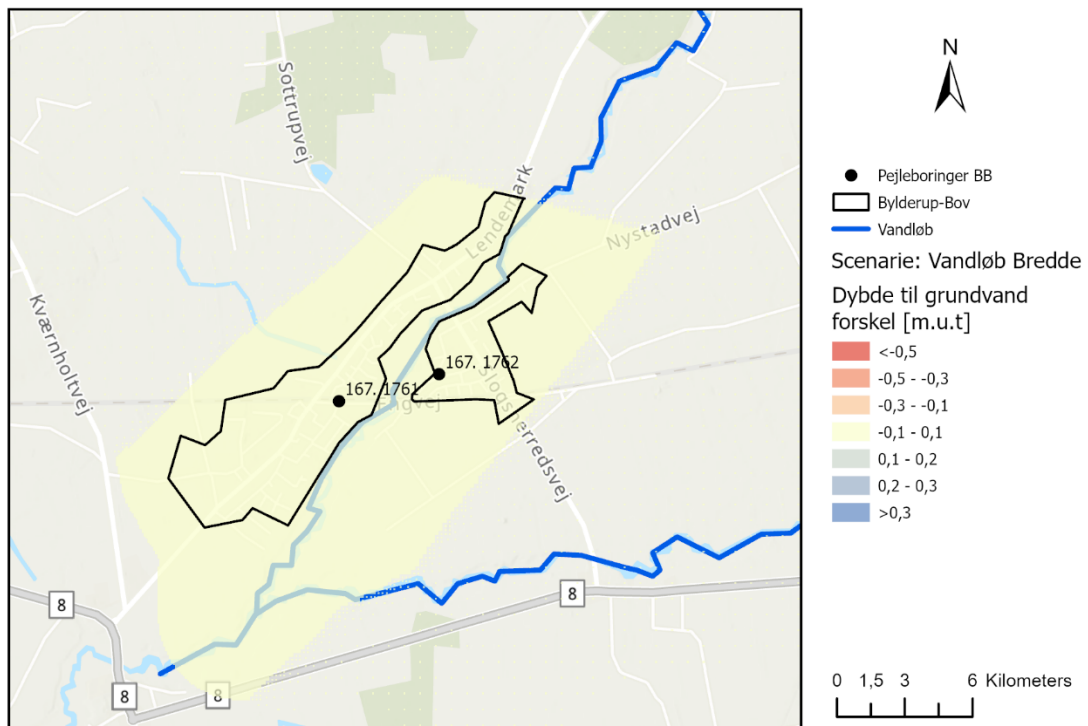
### 7.1 Scenarie 1



Figur 37: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 1, vandløbsbredde, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

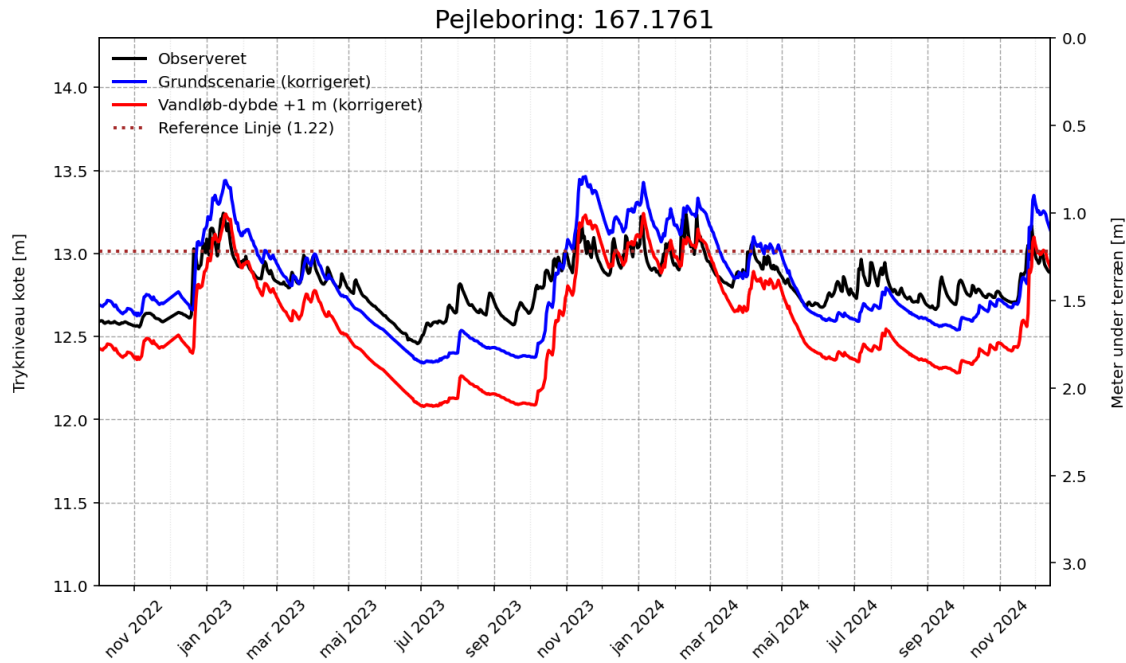


Figur 38: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 1, vandløbsbredde, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

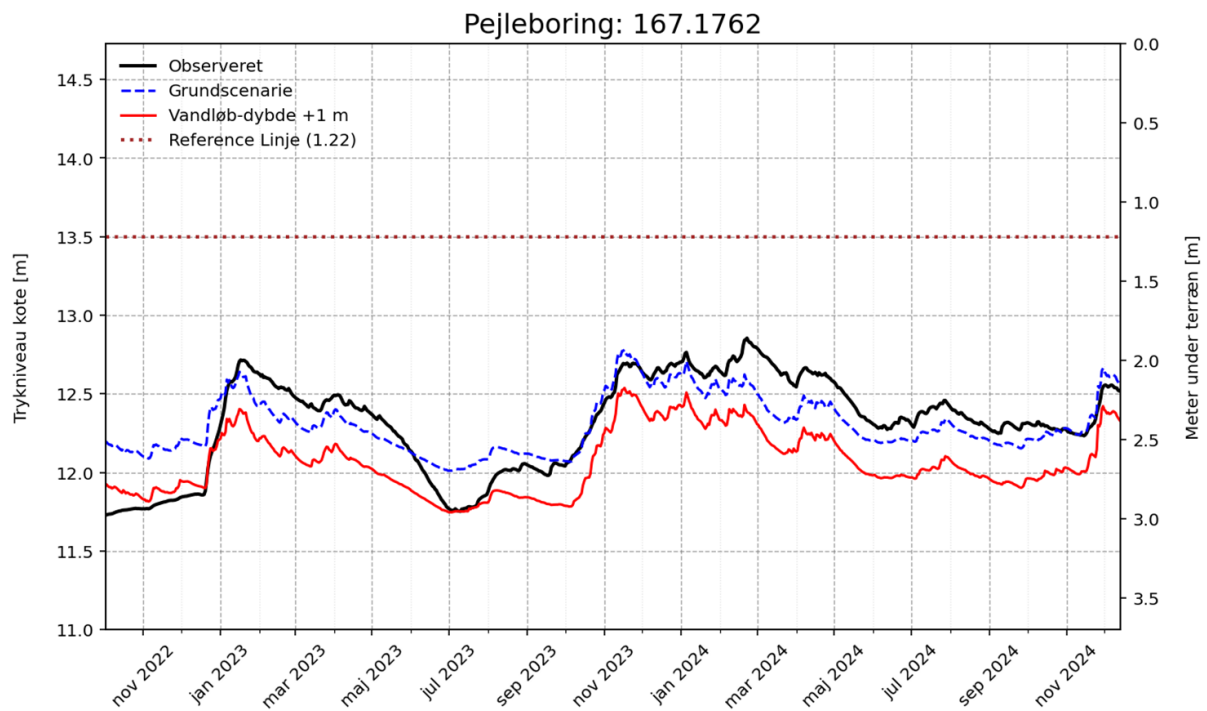


Figur 39: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 1, vandløbsbredde. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

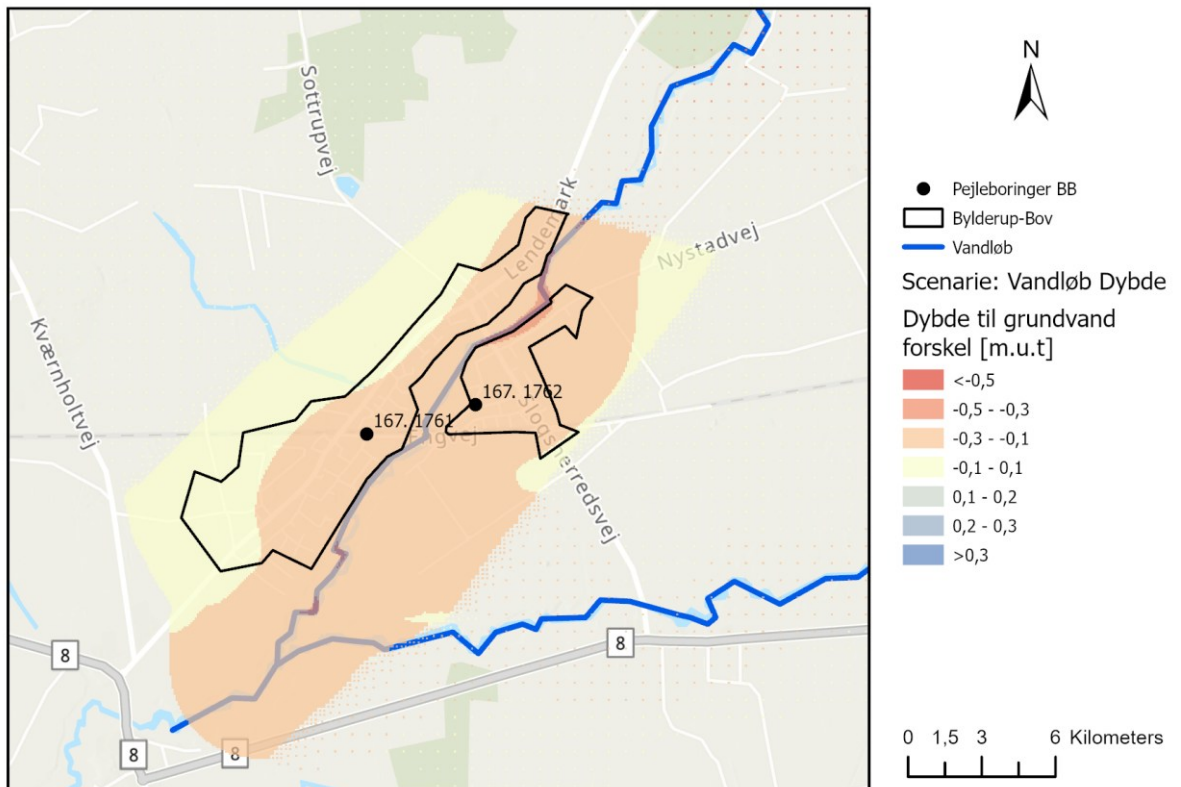
## 7.2 Scenarie 2



Figur 40: Simuleret grundvandsspejl (tryk-niveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 2, vandløbsdybde, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

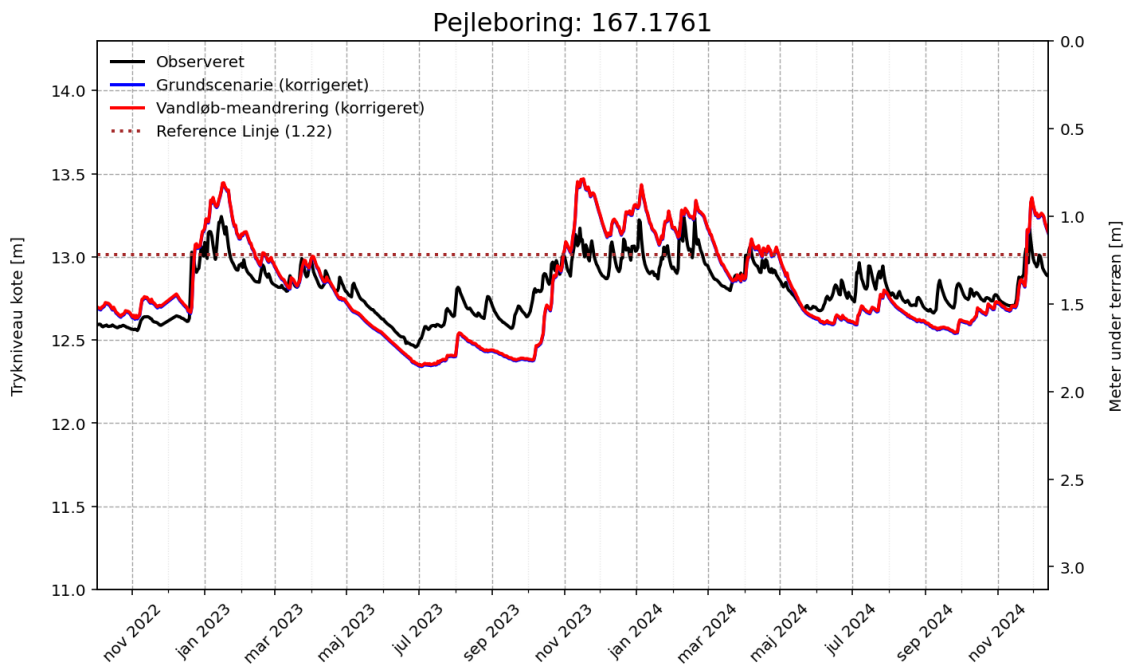


Figur 41: Simuleret grundvandsspejl (tryk-niveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 2, vandløbsdybde, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

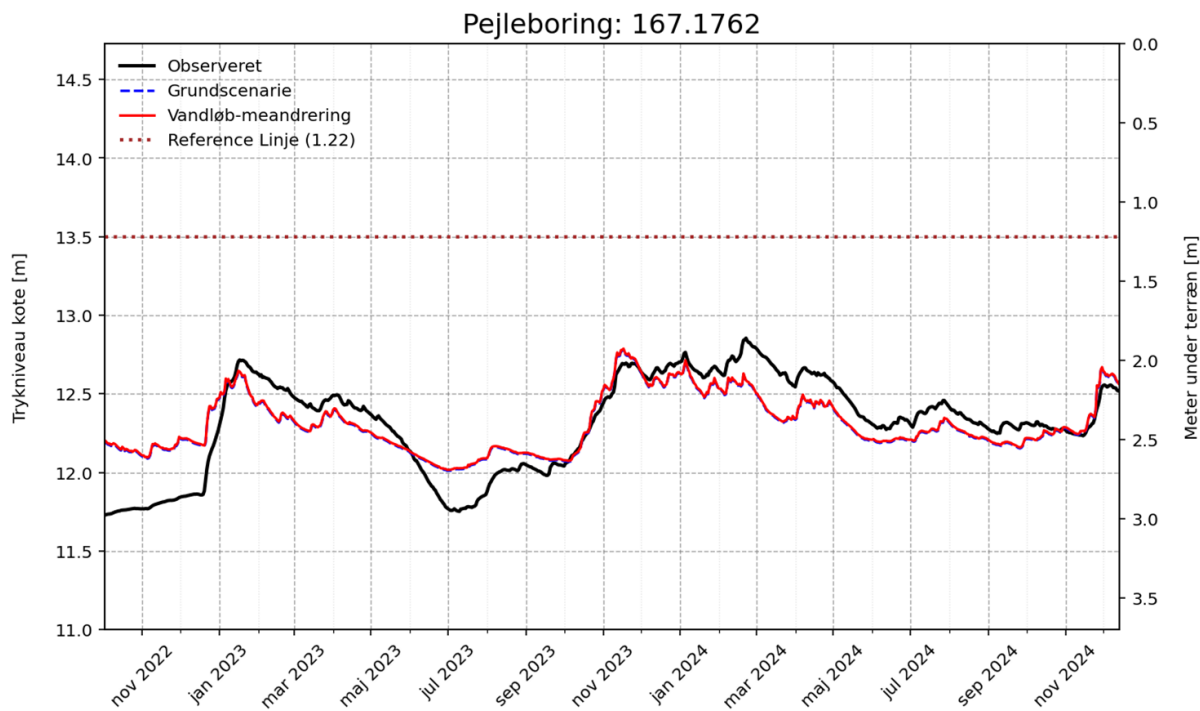


Figur 42: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 2, vandløbsdybde. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

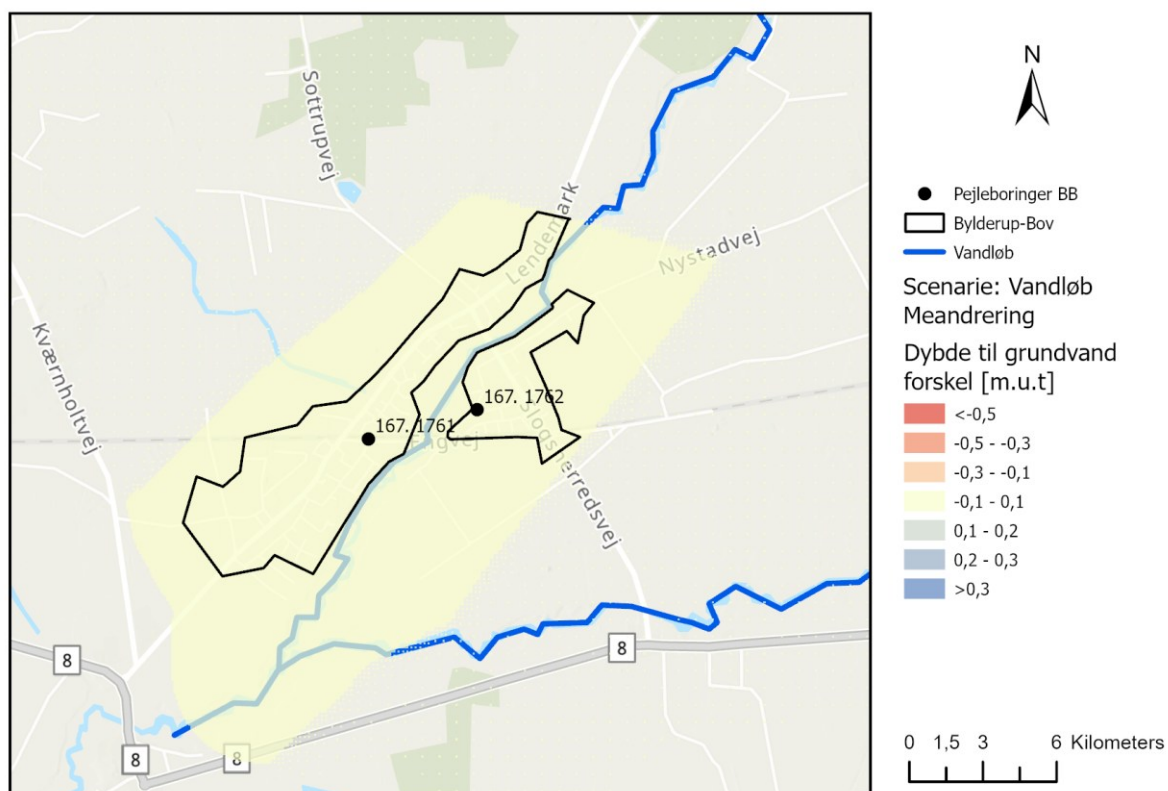
### 7.3 Scenarie 3



Figur 43: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 3, vandløbs meandering, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

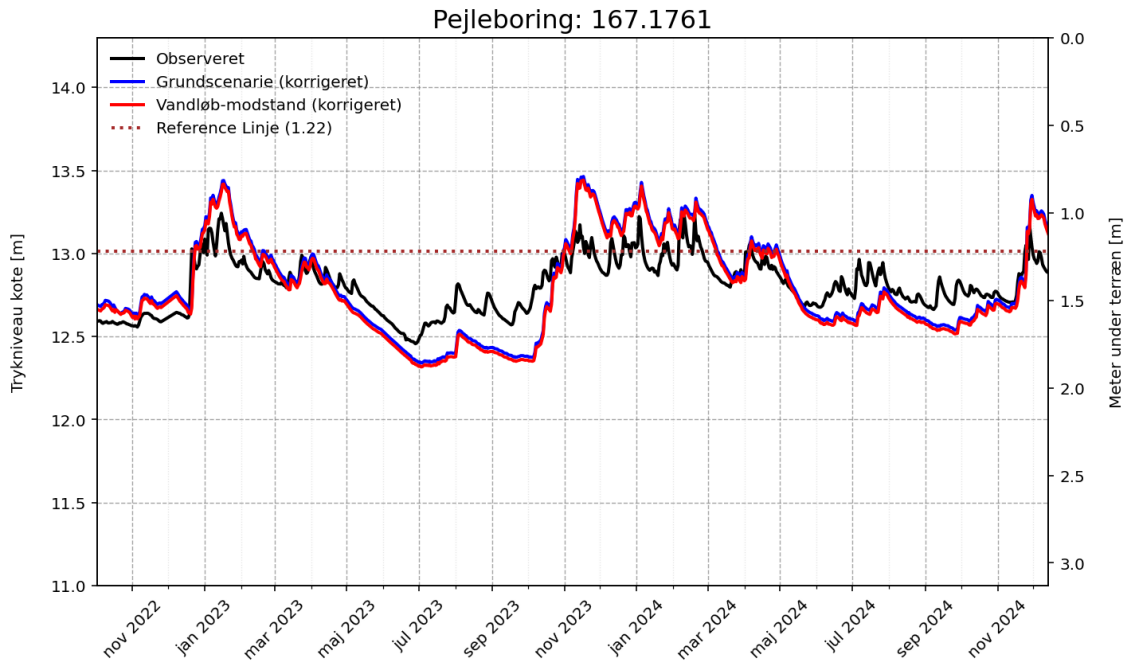


Figur 44: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 3, vandløbsmeandering, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

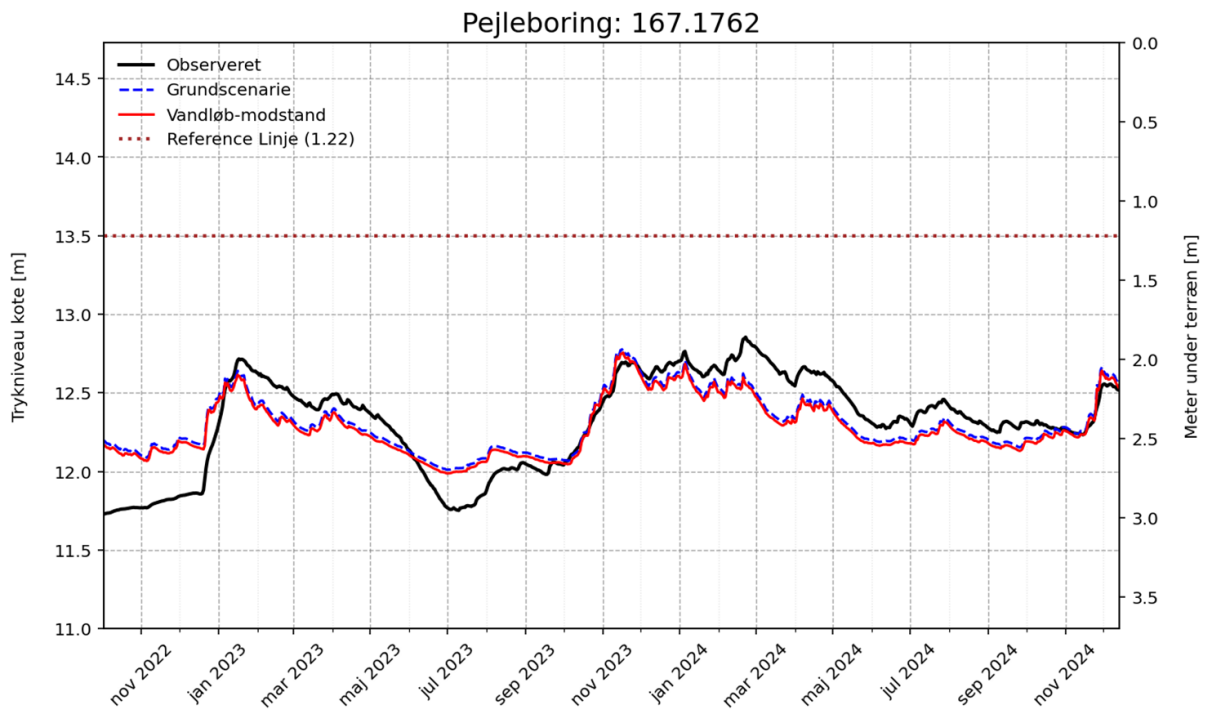


Figur 45: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 3, vandløbsmeandering. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

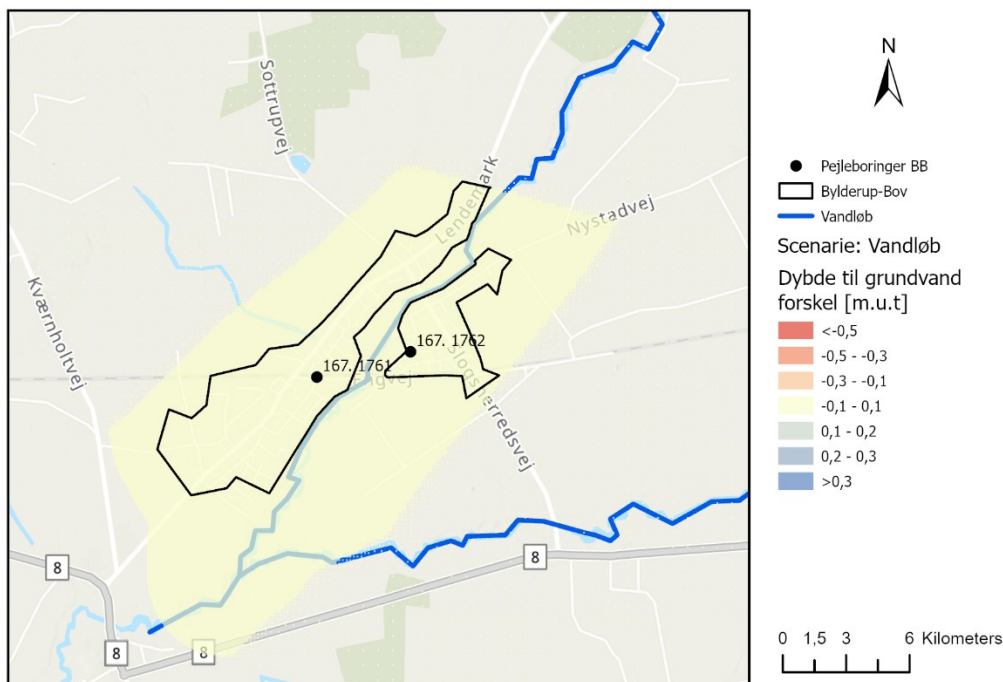
## 7.4 Scenarie 4



Figur 46: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 4, vandløbsmodstand, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

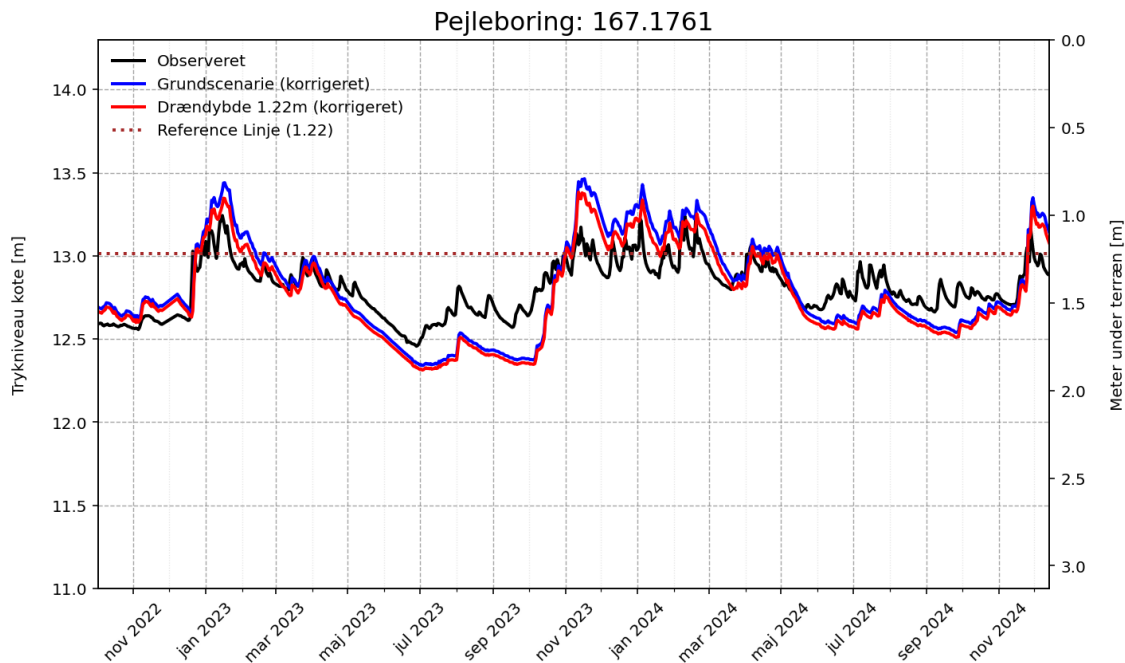


Figur 47: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 4, vandløbsmodstand, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

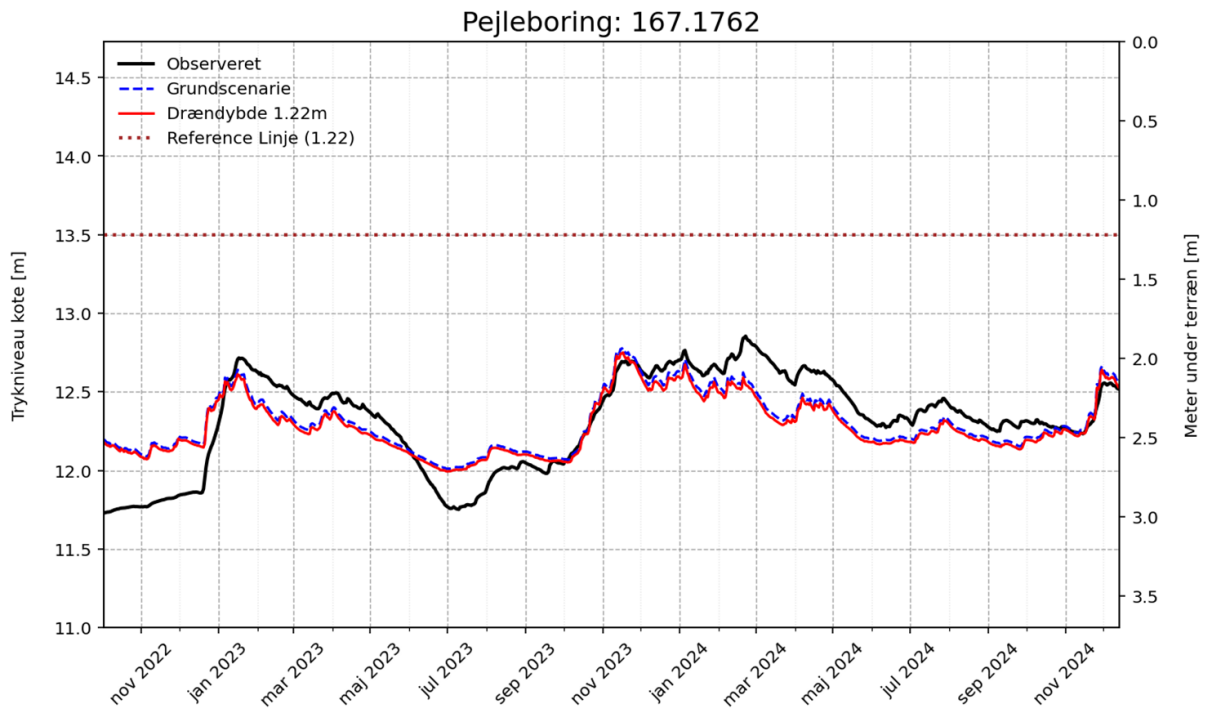


Figur 48: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 4, vandløbsmodstand. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

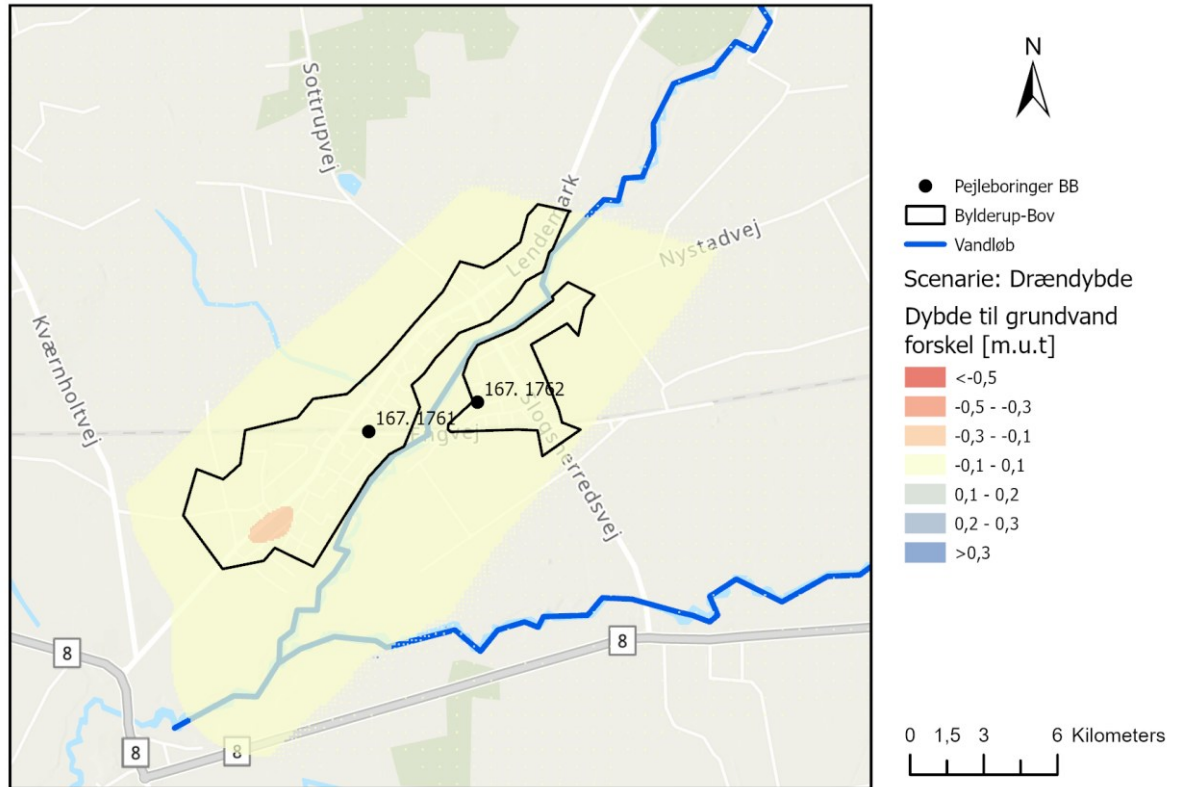
## 7.5 Scenarie 5



Figur 49: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 5, drændybde 1.22 meter, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

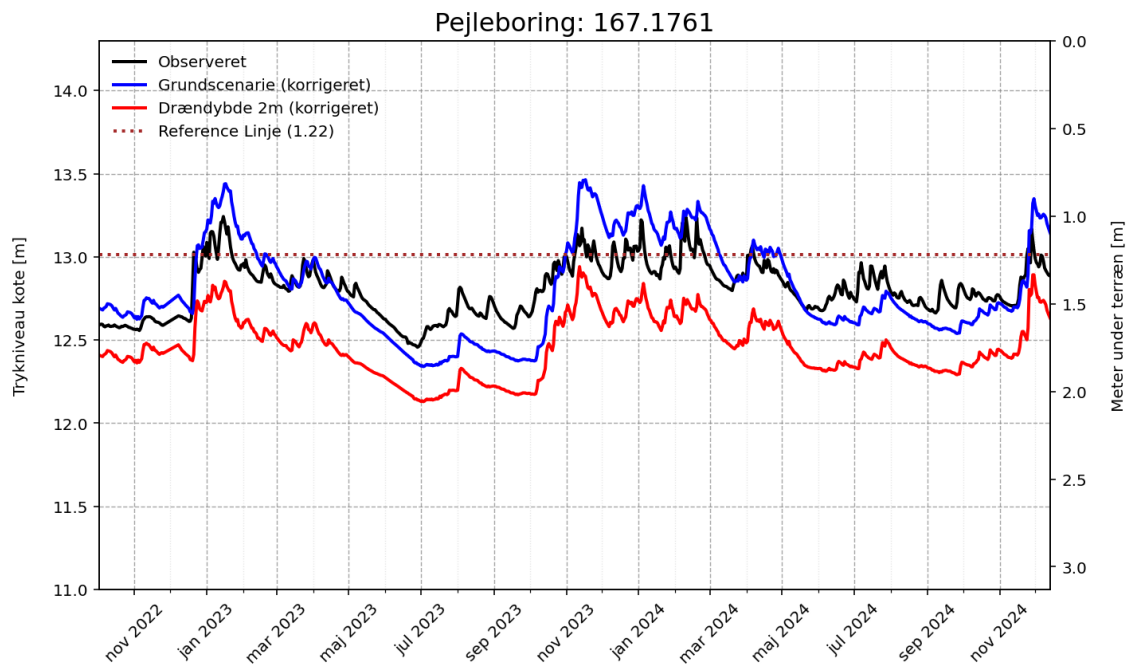


Figur 50: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 5, drændybde 1.22 meter, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

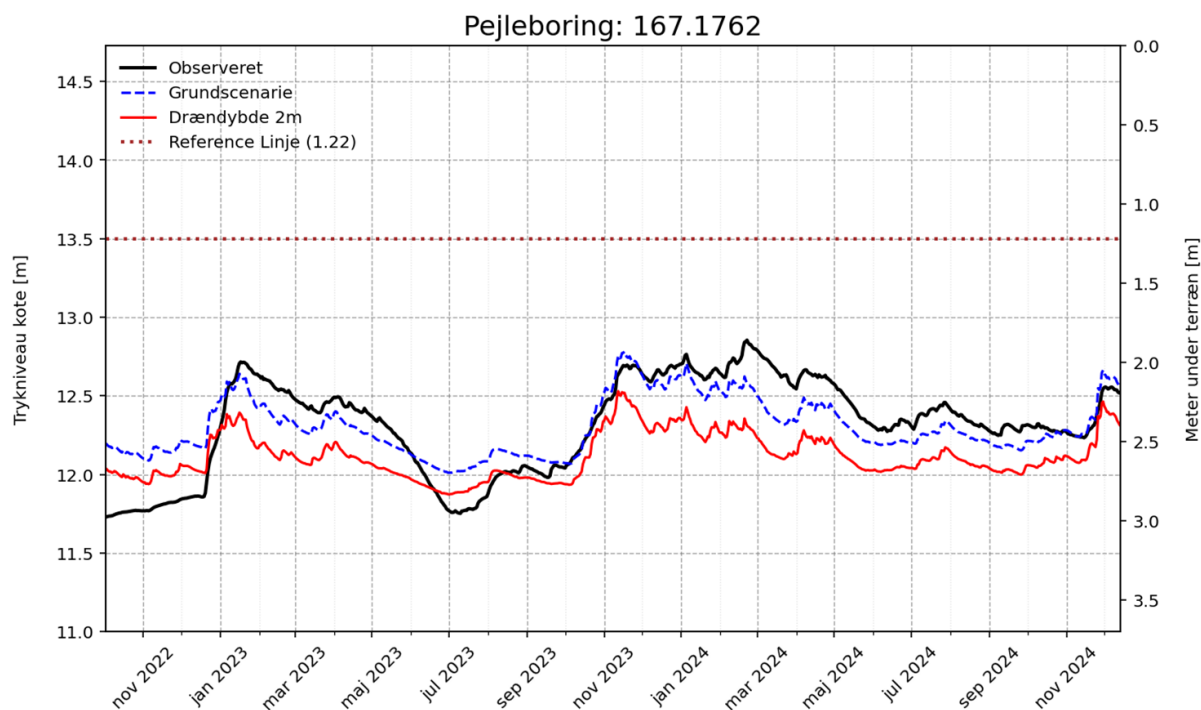


Figur 51: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 5, drændybde 1.22 meter. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

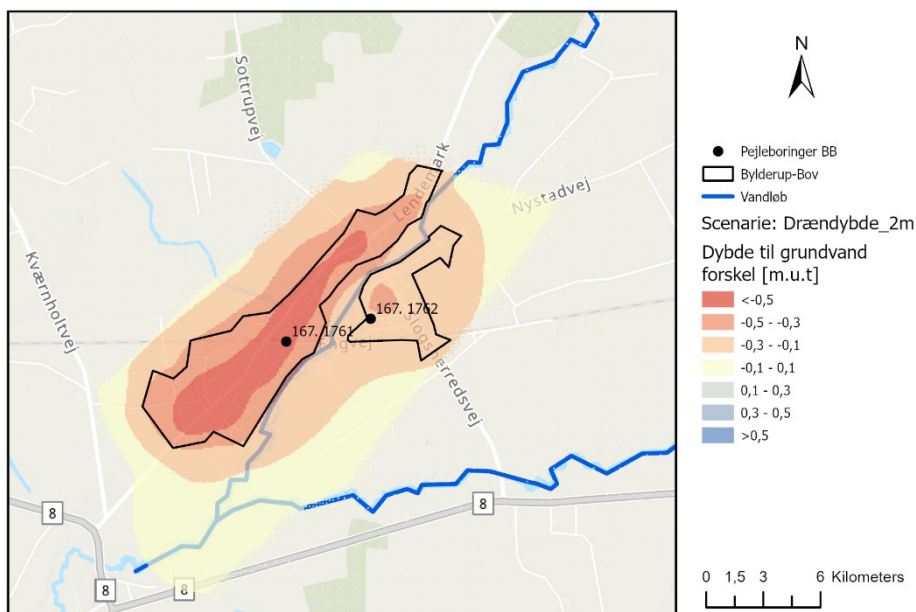
## 7.6 Scenarie 6



Figur 52: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 6, drændybde 2 meter, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

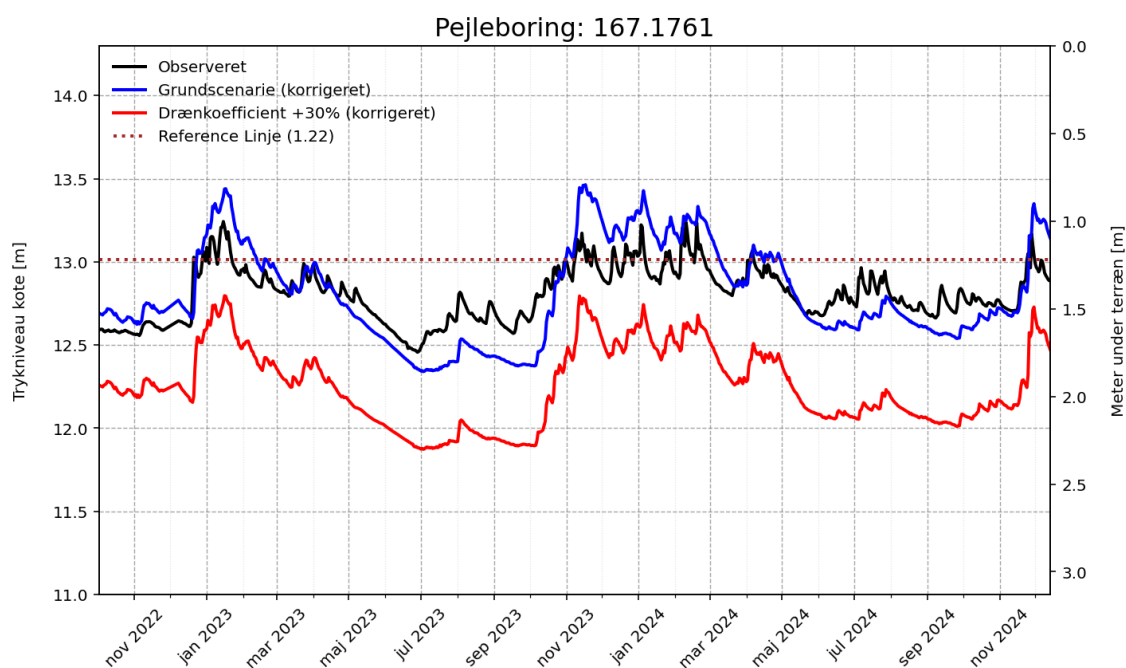


Figur 53: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 6, drændybde 2 meter, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

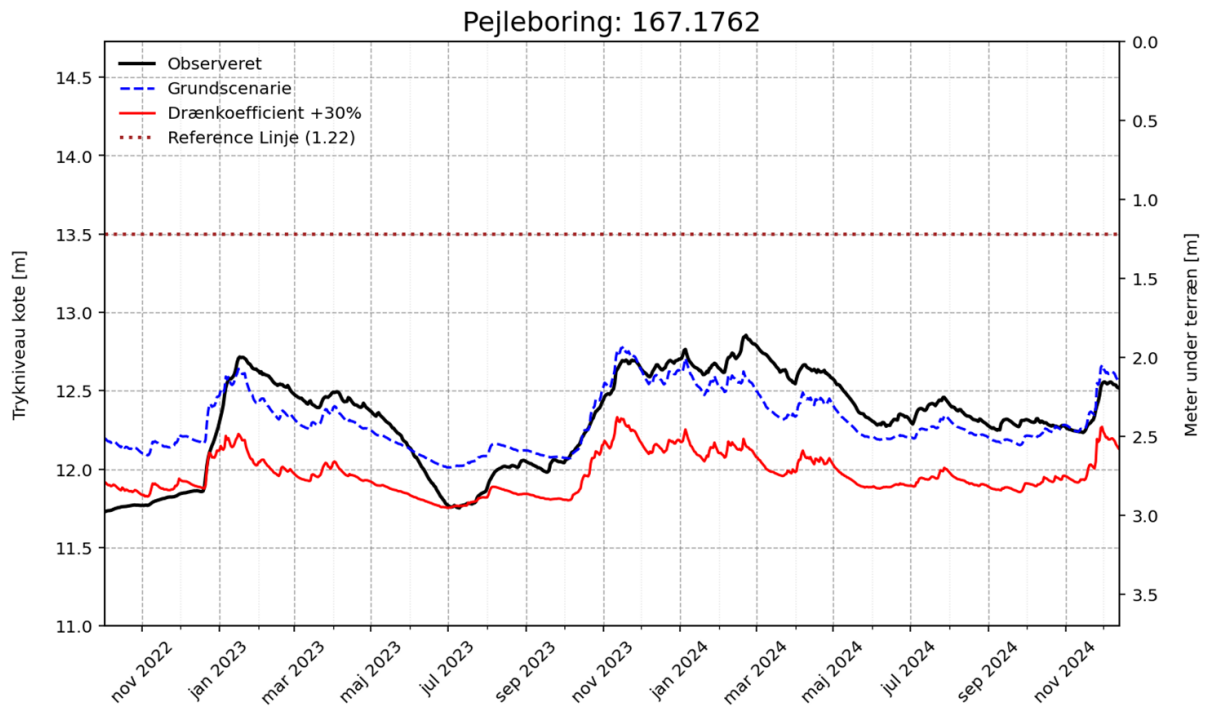


Figur 54: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 6, drændybde 2 meter. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

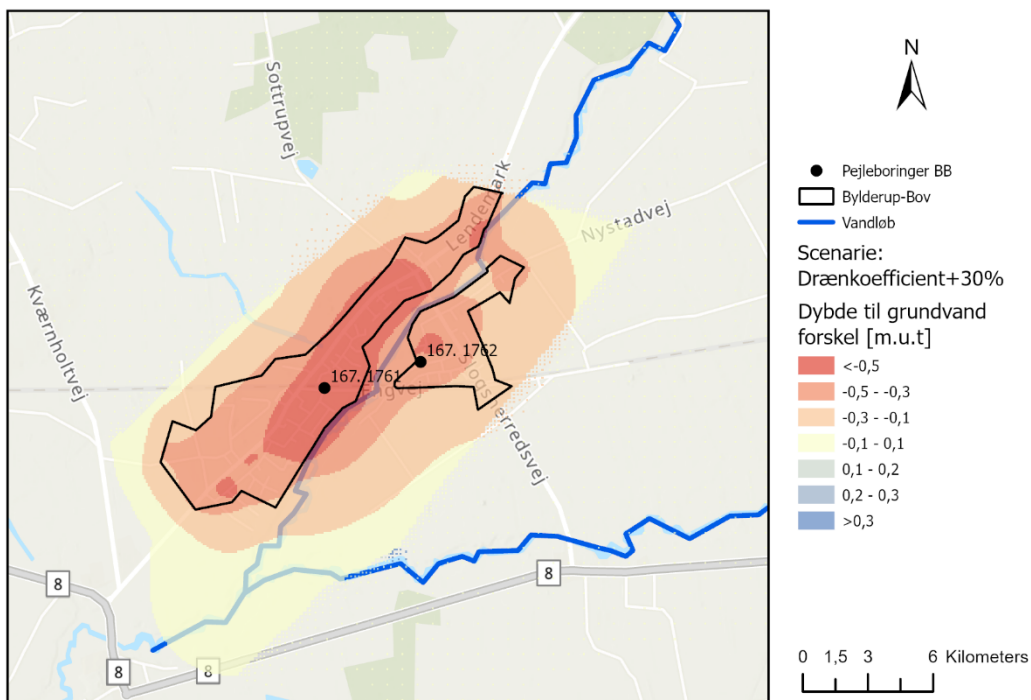
## 7.7 Scenarie 7



Figur 55: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 7, drænkoefficient, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

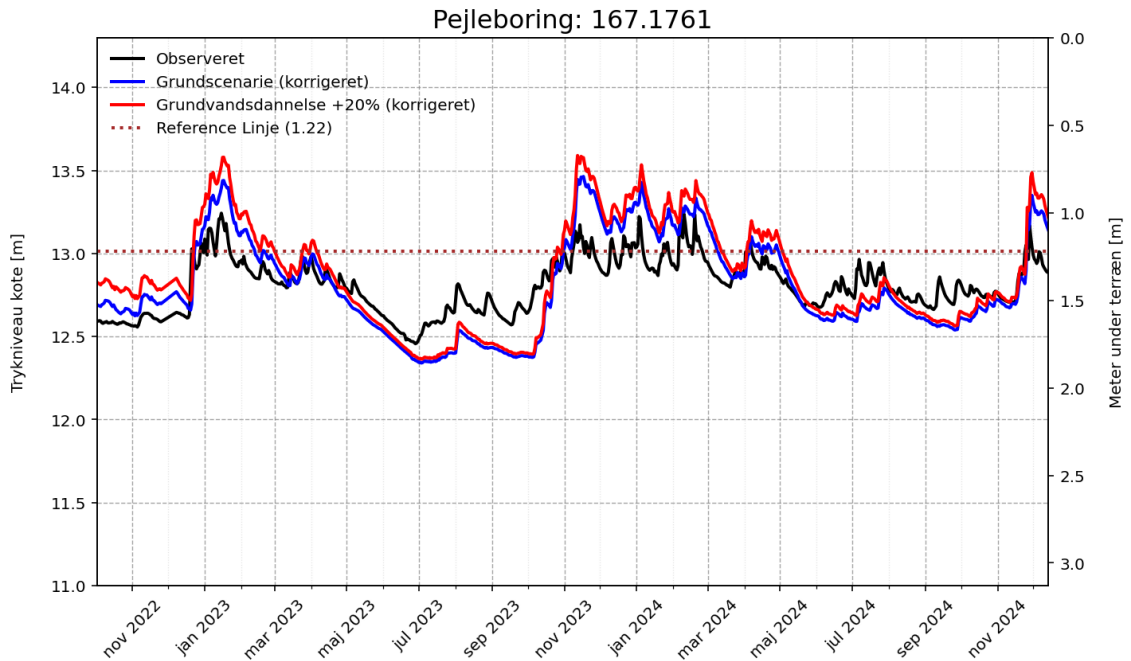


Figur 56: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 7, drænkoefficient +30%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

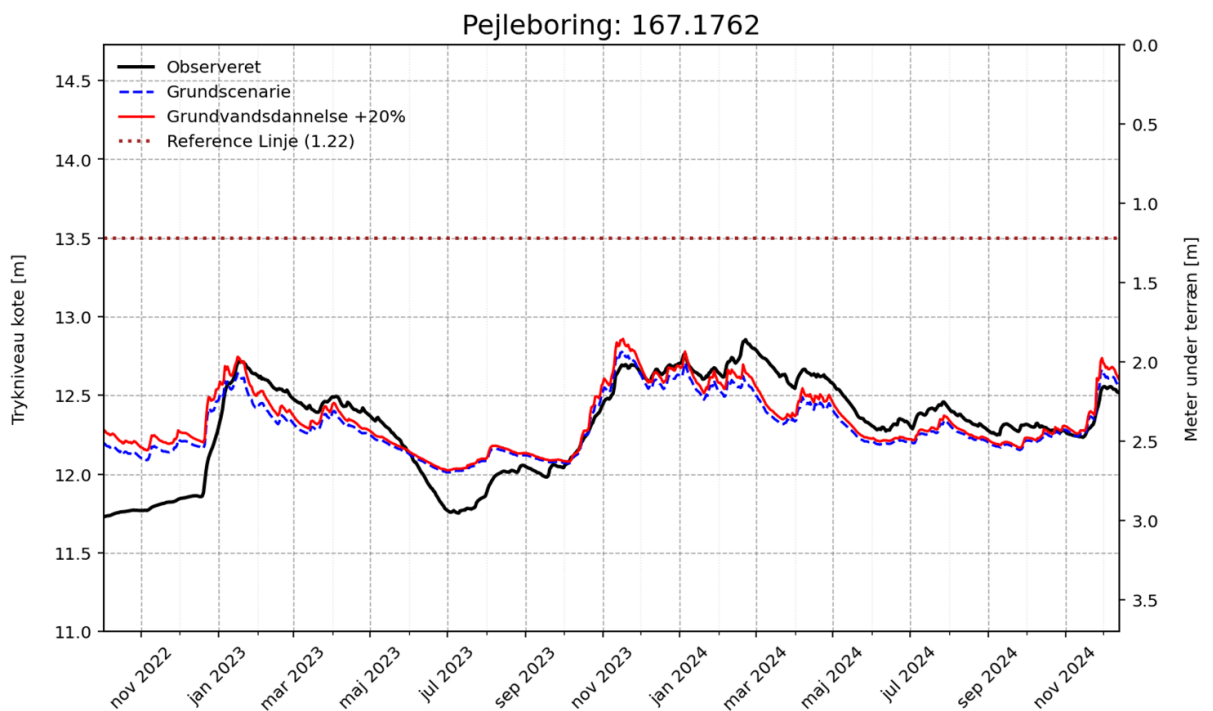


Figur 57: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 7, dræn koefficient +30%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

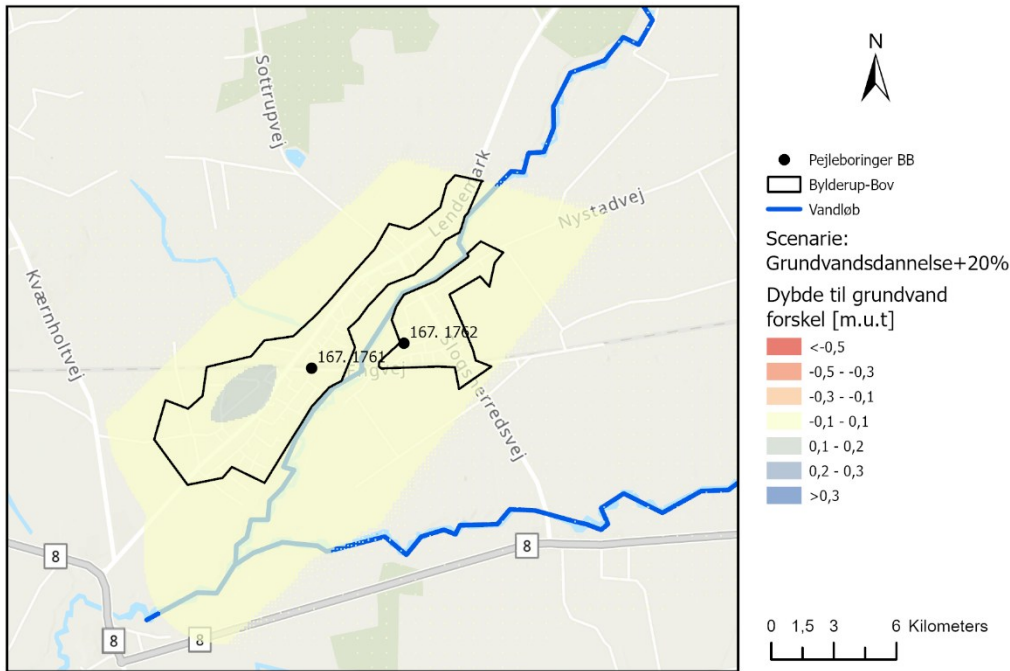
## 7.8 Scenarie 8



Figur 58: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 8, grundvandsdannelse +20%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

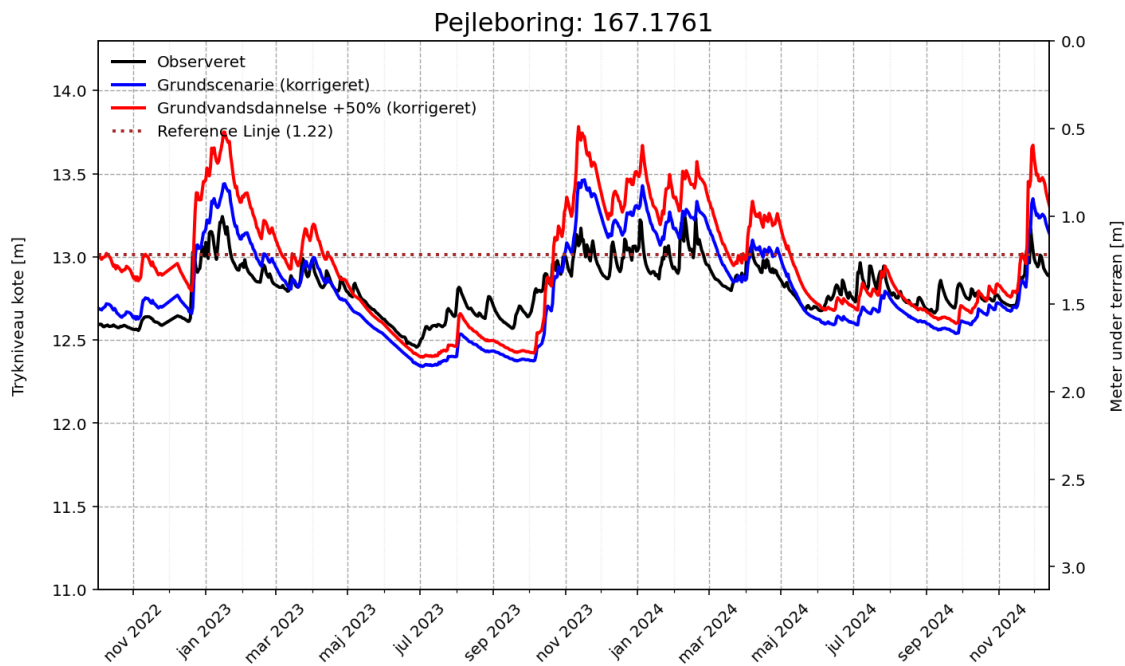


Figur 59: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 8, grundvandsdannelse +20%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

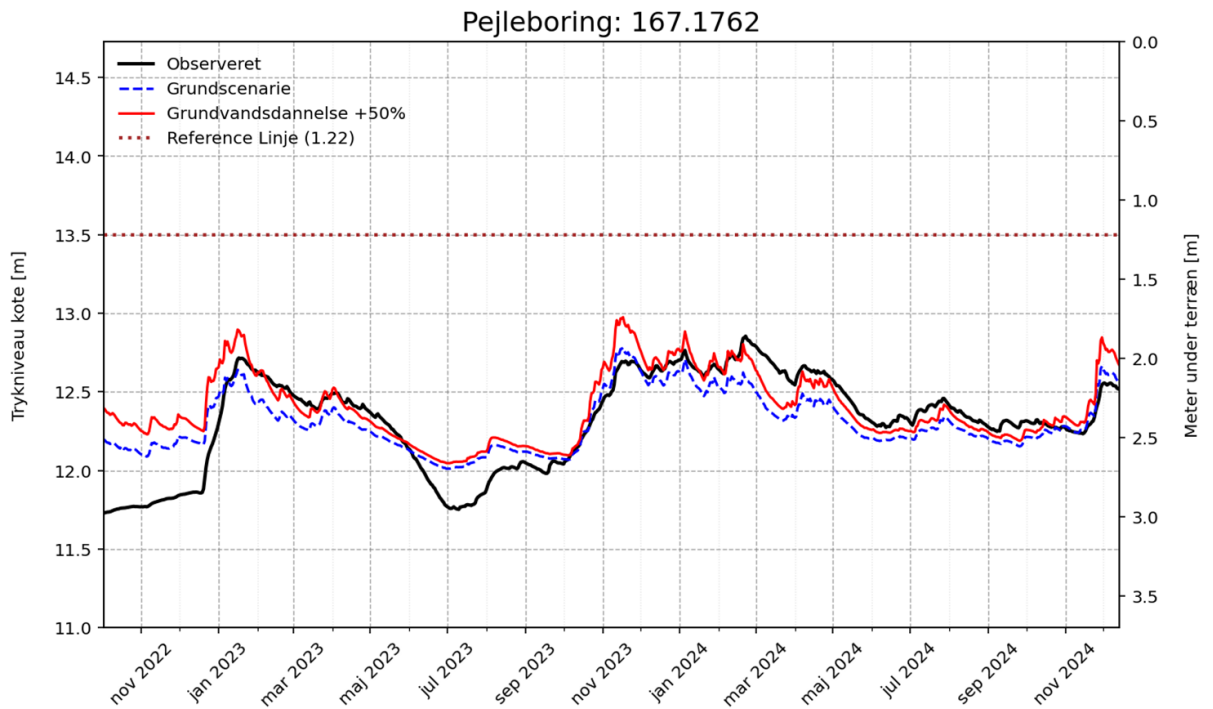


Figur 60: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 8, grundvandsdannelse +20%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

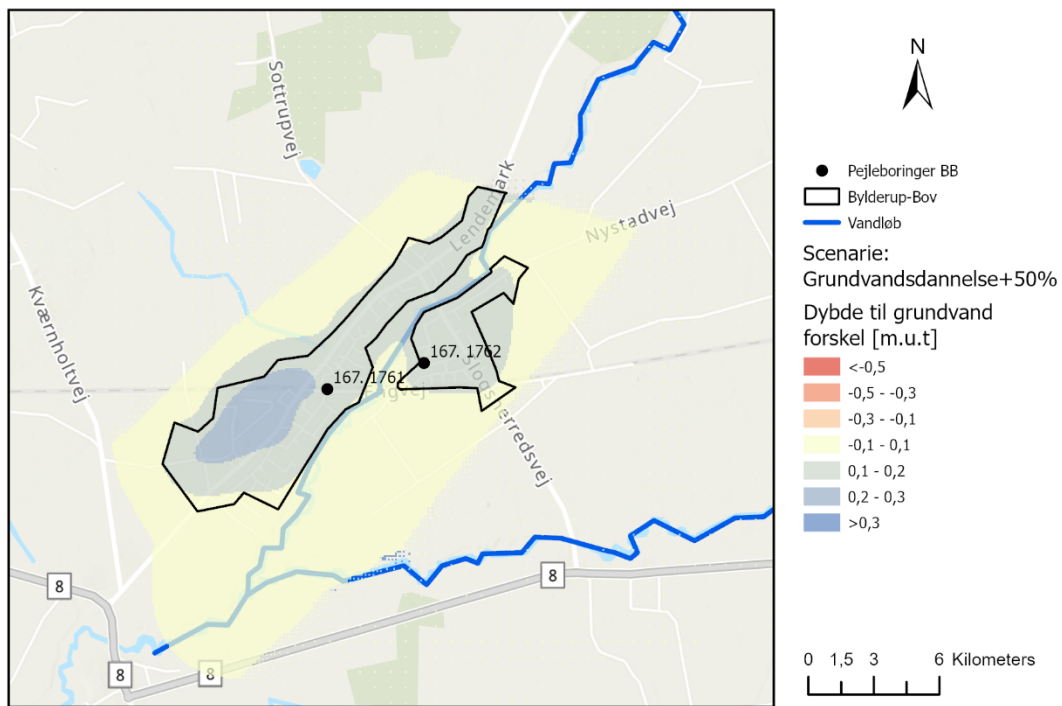
## 7.9 Scenarie 9



Figur 61: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 9, grundvandsdannelse +50%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

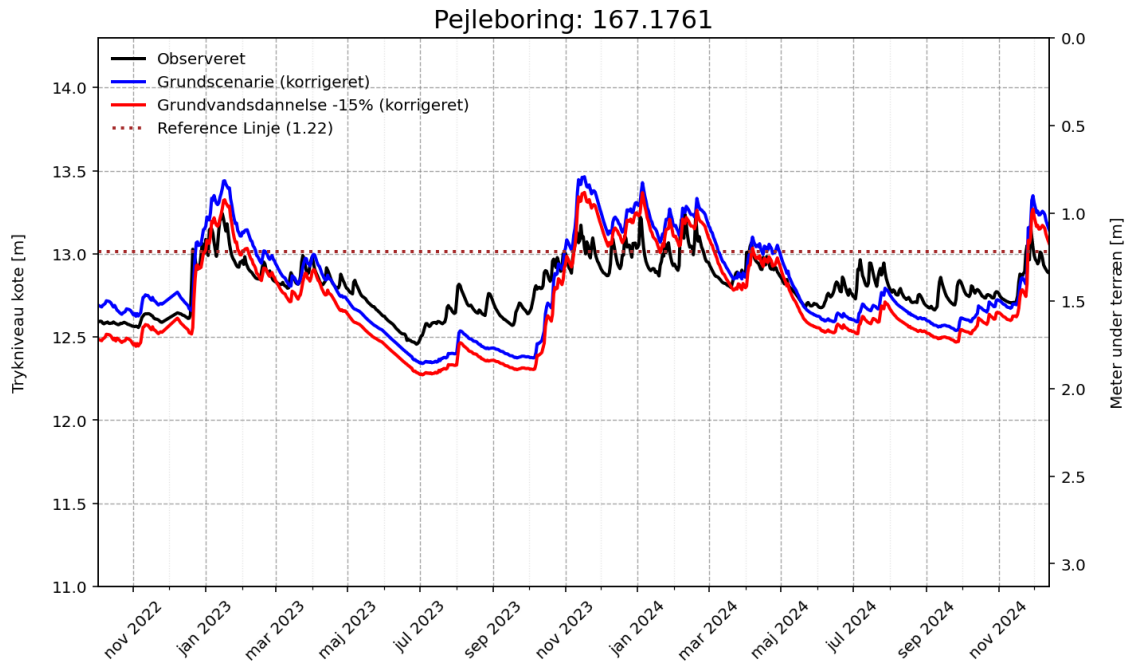


Figur 62: Simuleret grundvandsspejl (tryk-niveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 9, grundvandsdannelse +50%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

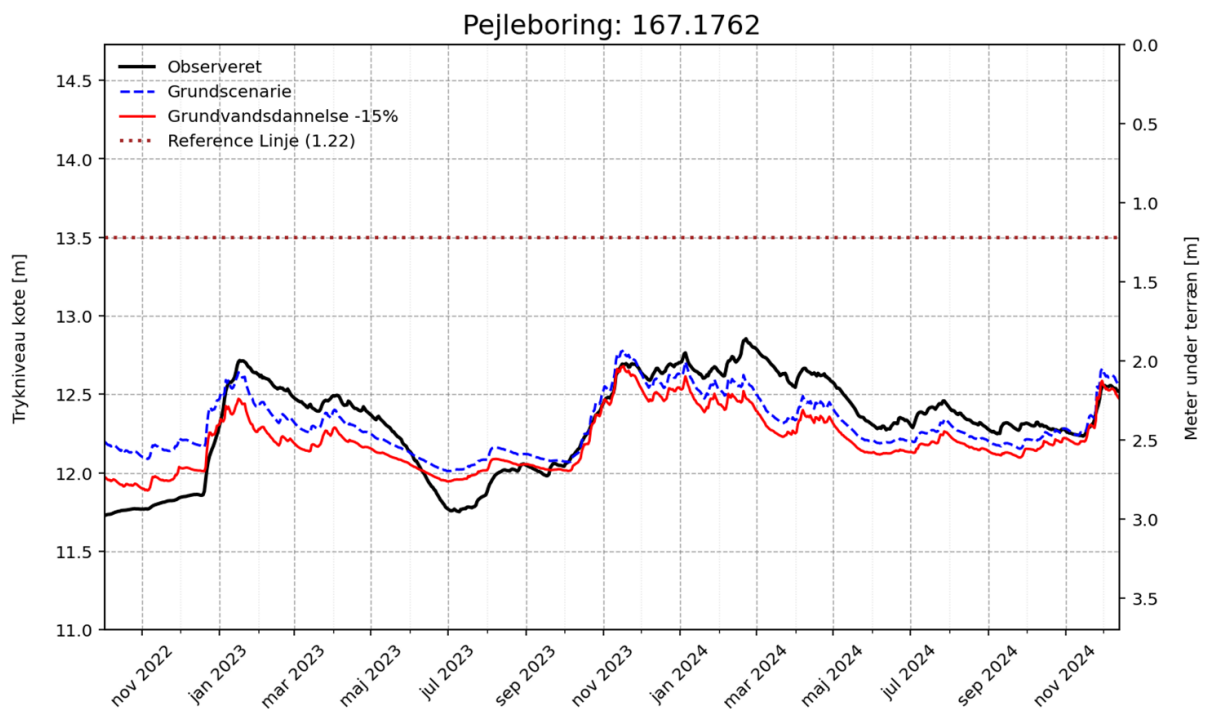


Figur 63: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 9, grundvandsdannelse +50%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

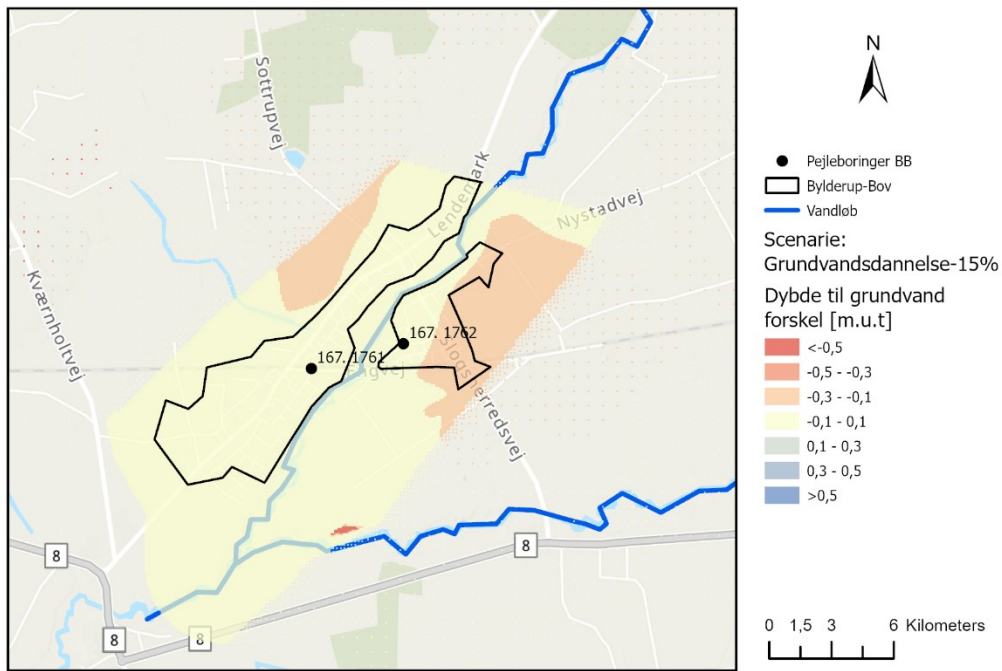
## 7.10 Scenarie 10



Figur 64: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 10, grundvandsdannelse -15%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

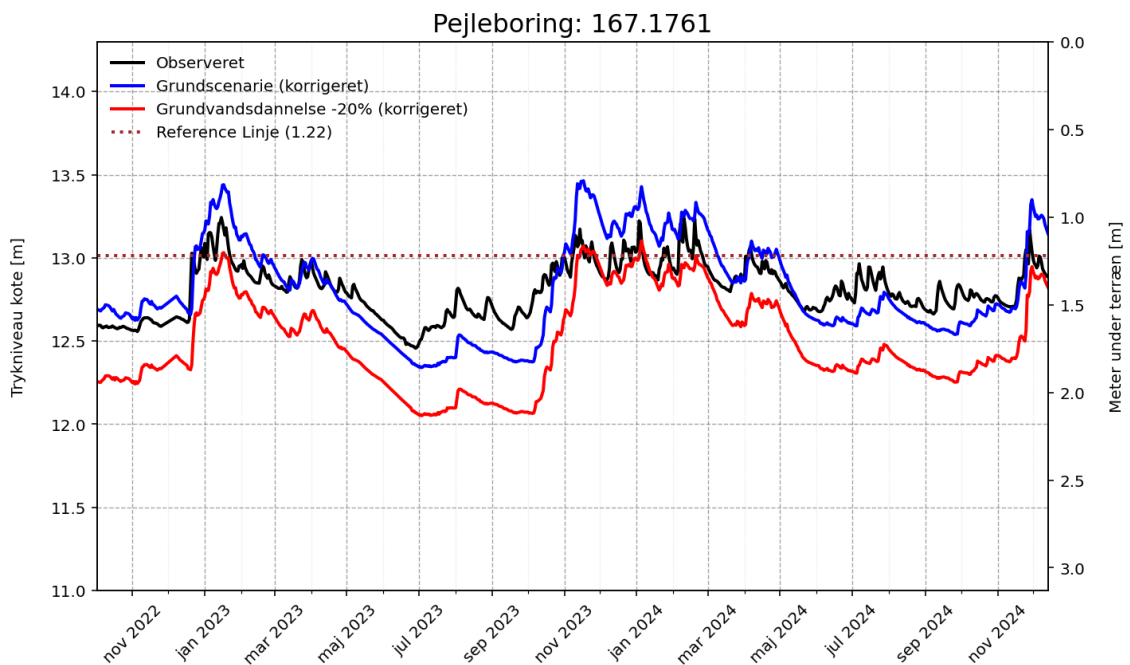


Figur 65: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 10, grundvandsdannelse -15%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

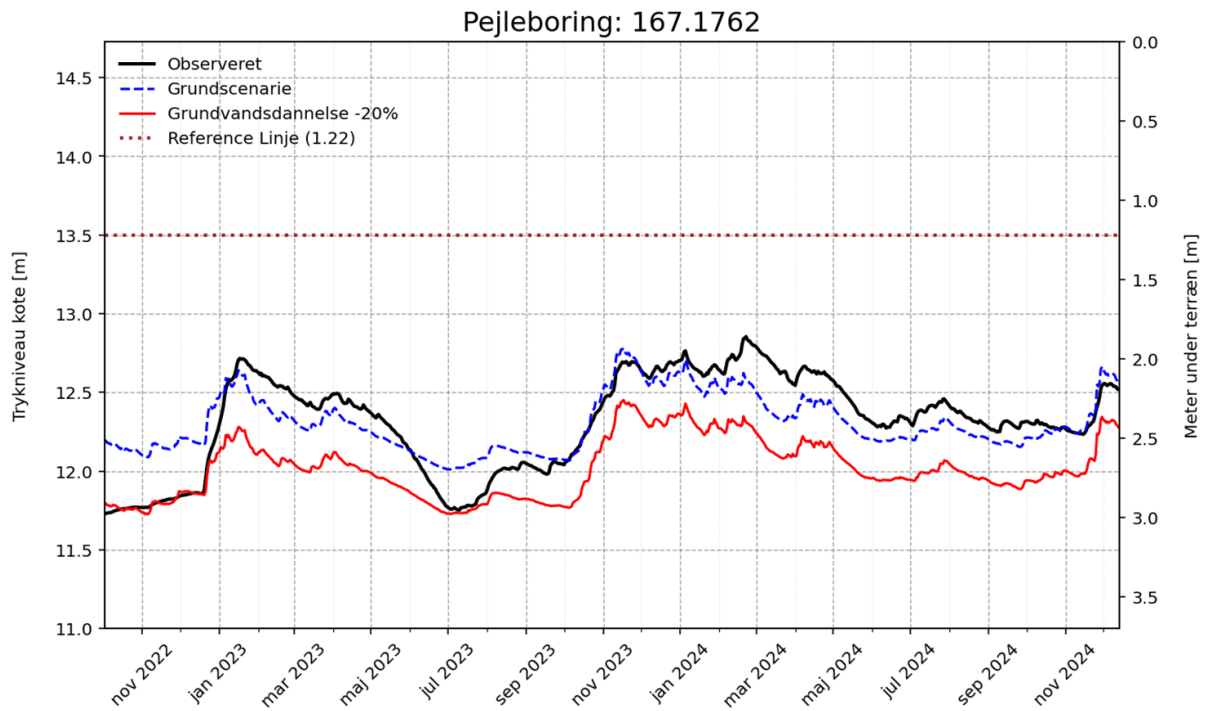


Figur 66: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 10, grundvandsdannelse -15%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

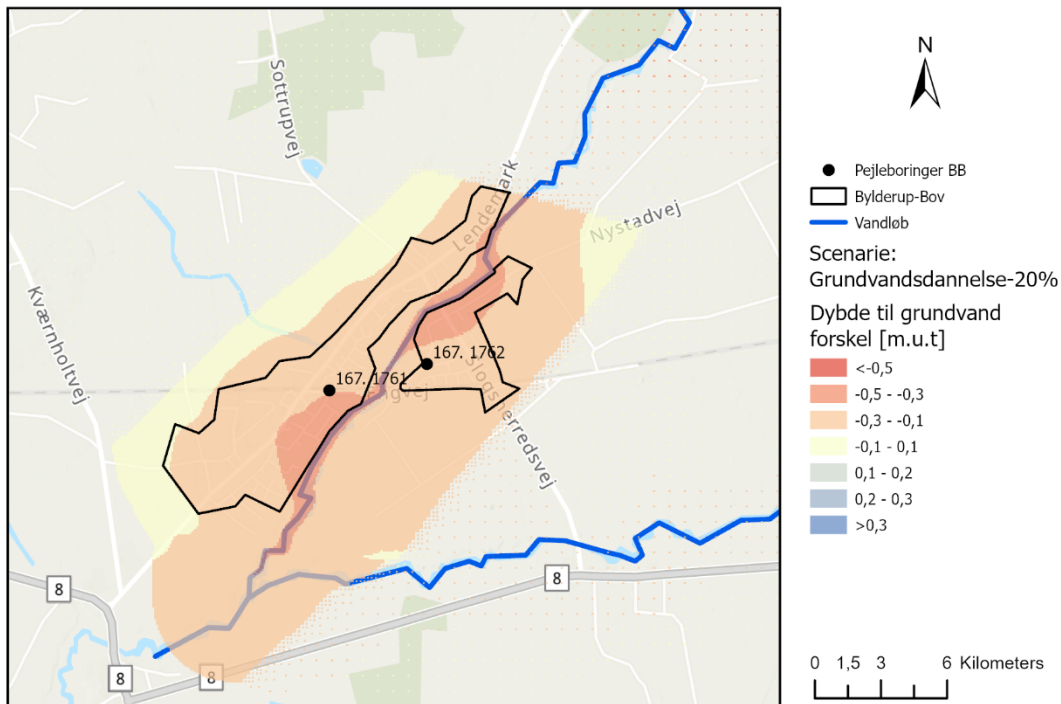
## 7.11 Scenarie 11



Figur 67: Simuleret grundvandsspejl (tryk niveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 11, grundvandsdannelse -20%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

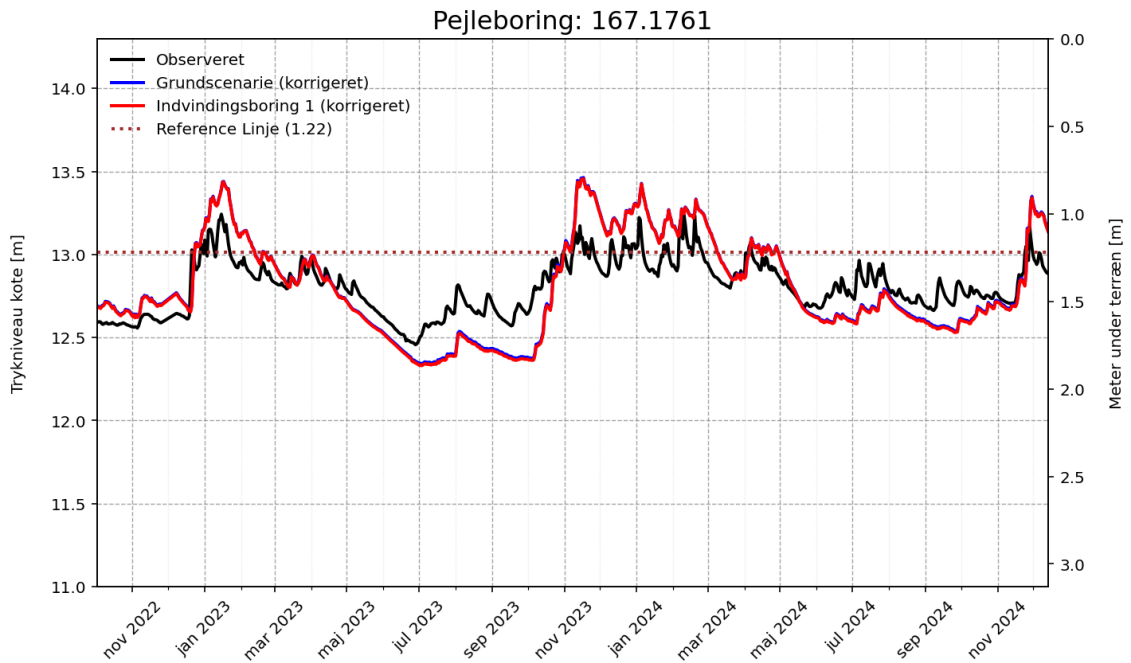


Figur 68: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 11, grundvandsdannelse -20%, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

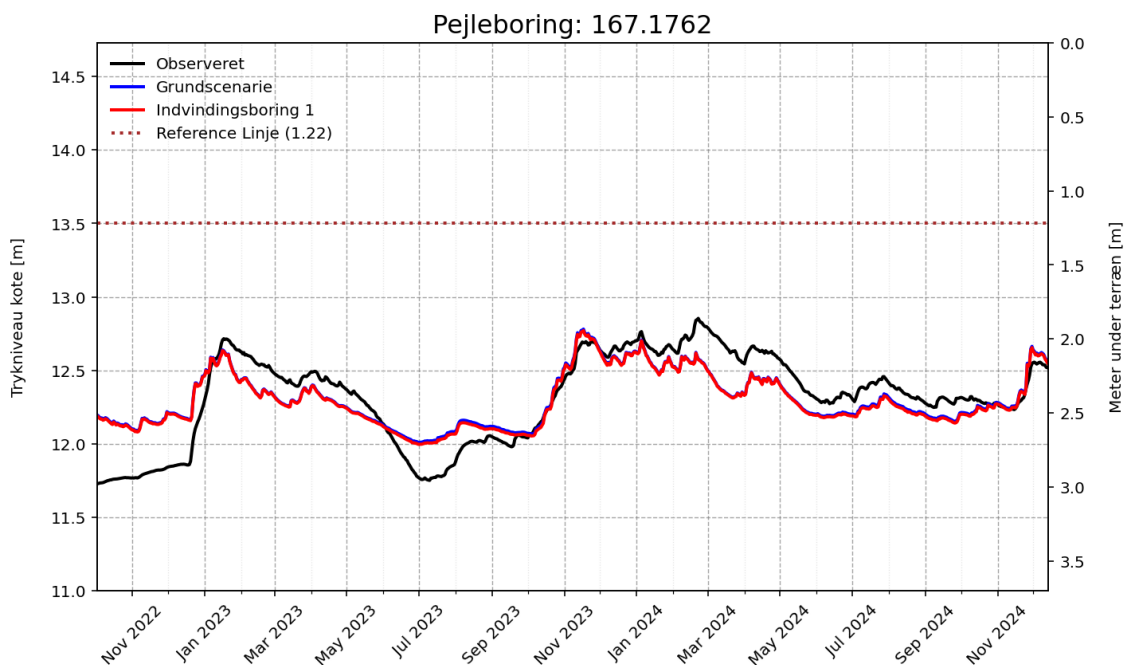


Figur 69: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 11, grundvandsdannelse -20%. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

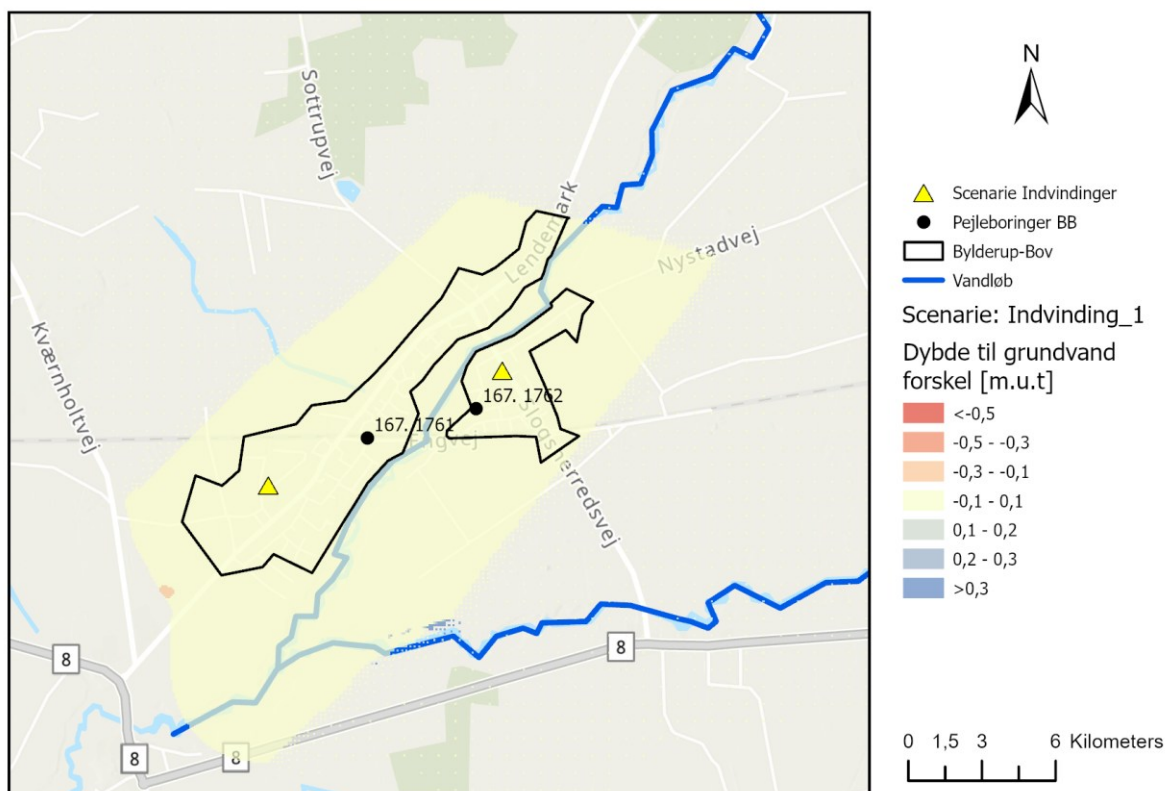
## 7.12 Scenarie 12



Figur 70: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 12, Indvindingsboring 1, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

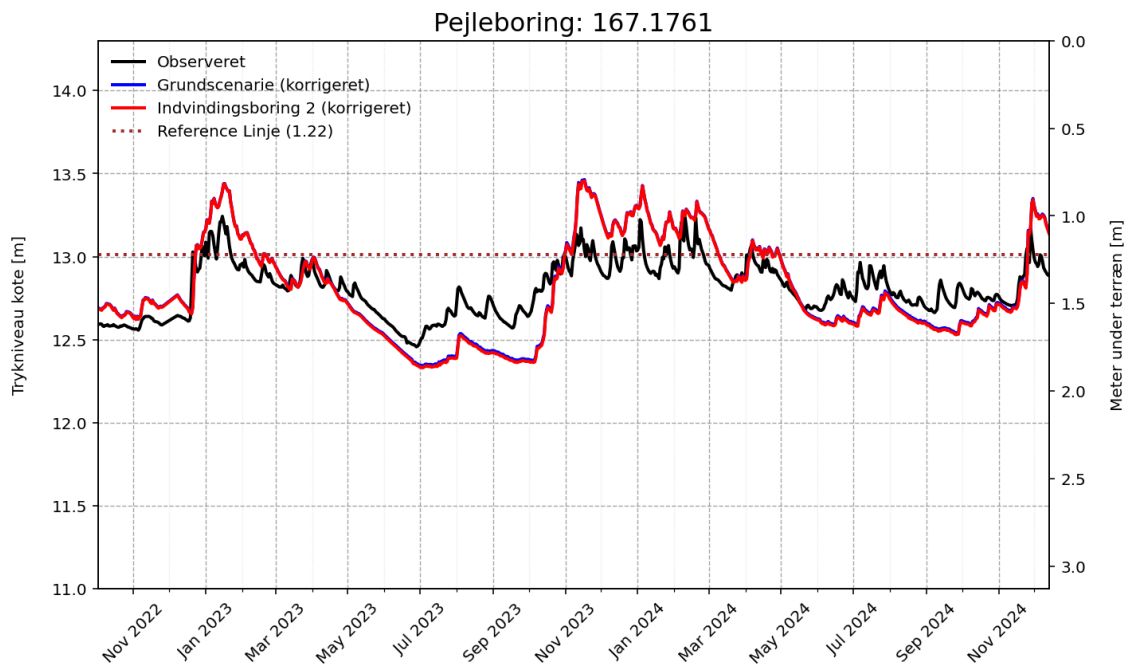


Figur 71: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 12, indvindingsboring 1, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

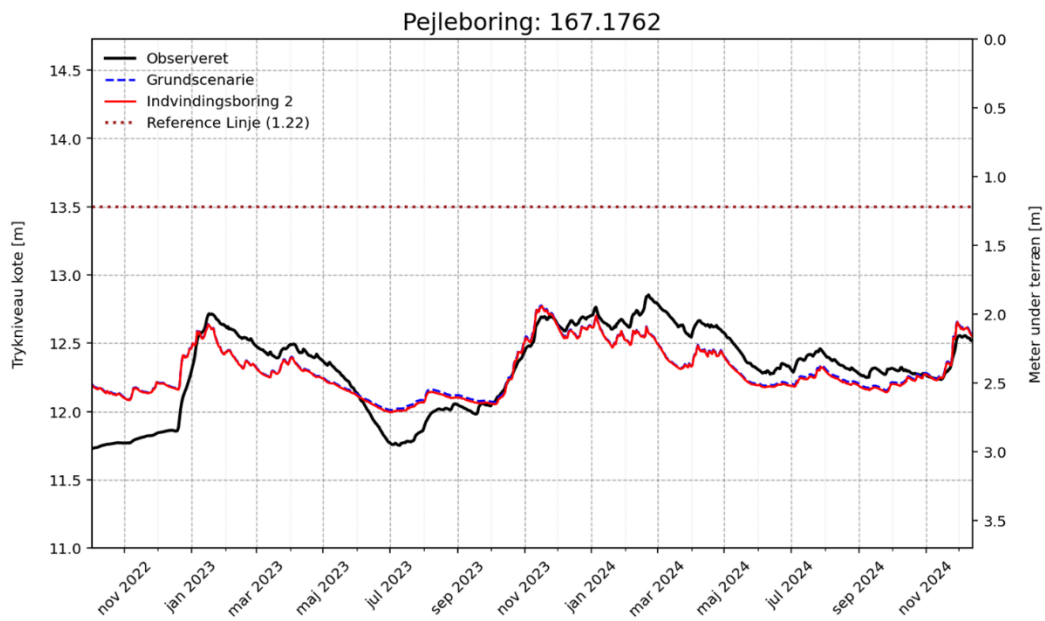


Figur 72: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 12, indivinding 1. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

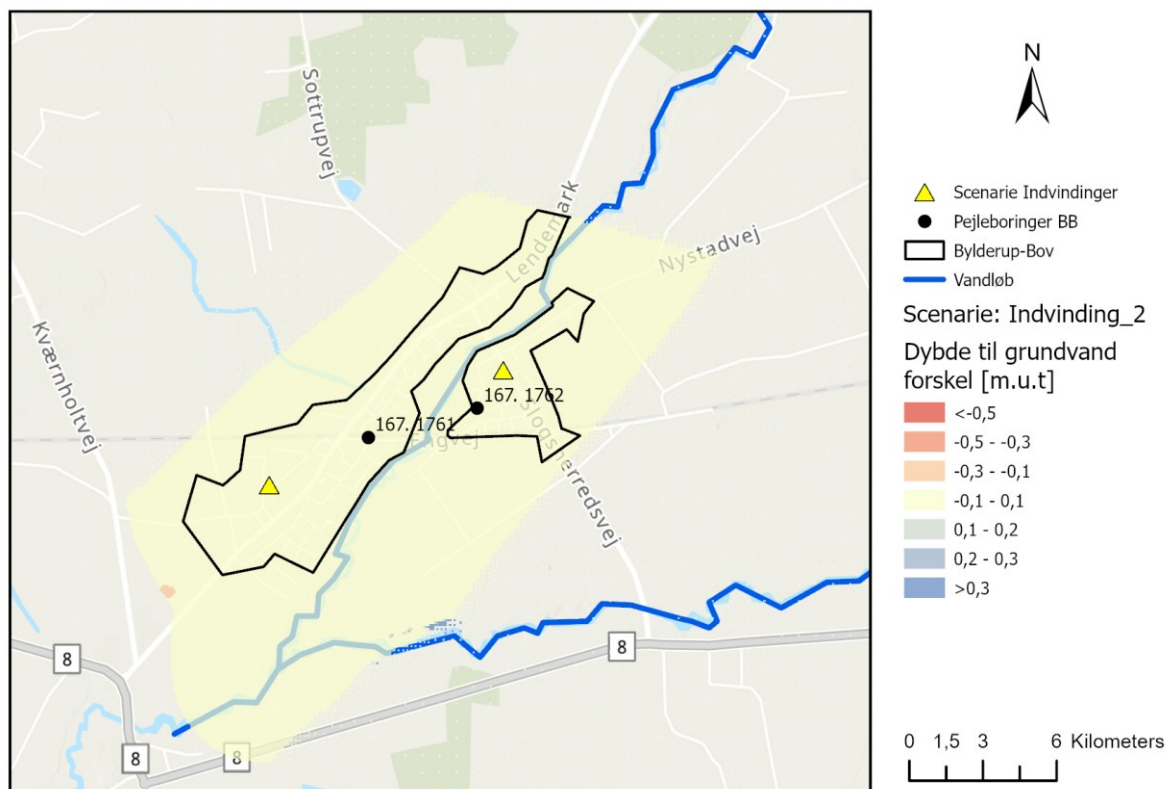
## 7.13 Scenarie 13



Figur 73: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 13, Indvindingsboring 2, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

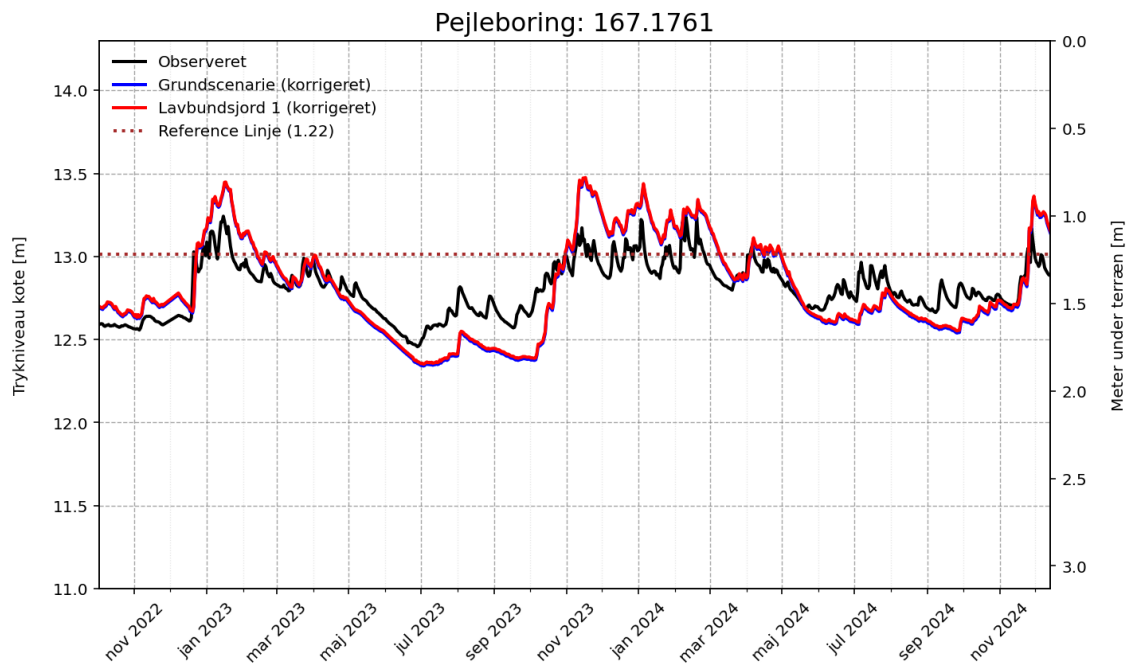


Figur 74: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 13, indvindingsboring 2, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

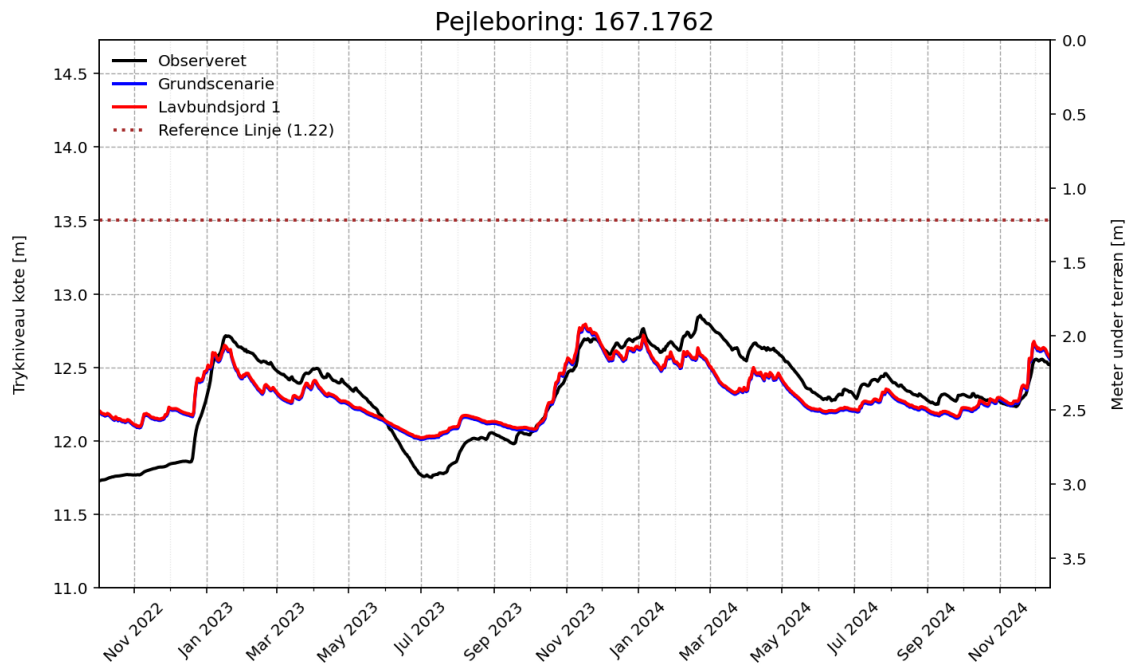


Figur 75: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 13, indvindingsboring 2. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

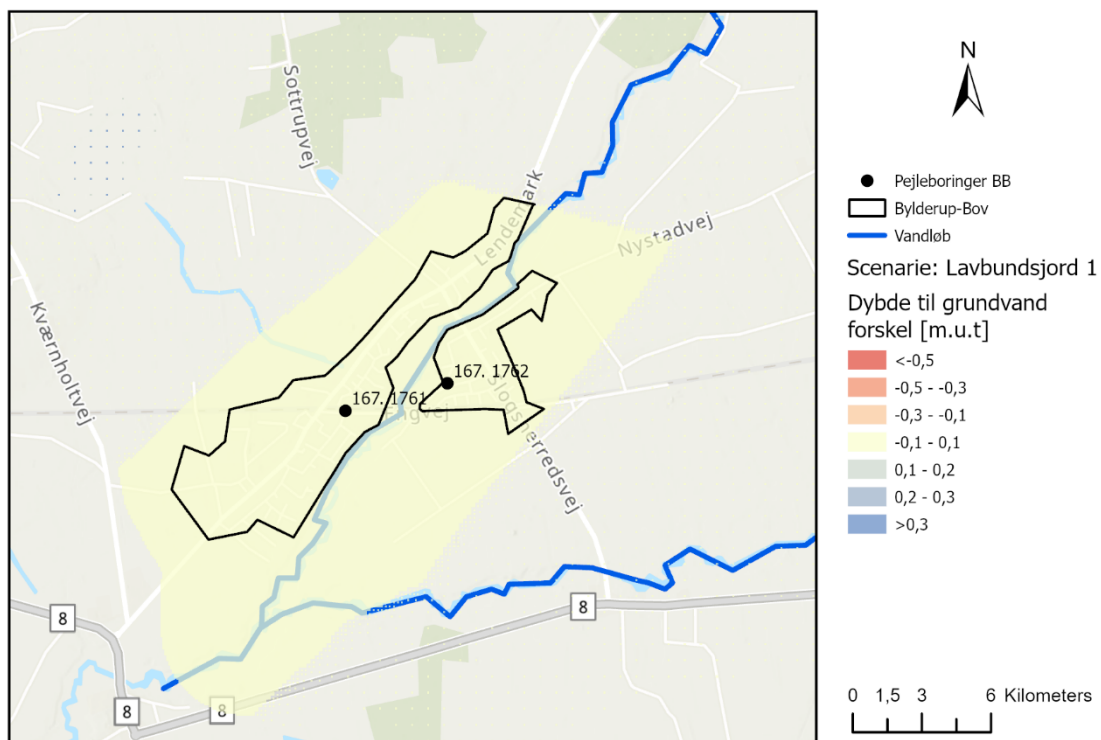
## 7.14 Scenarie 14



Figur 76: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 14, lavbundsjord 1, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

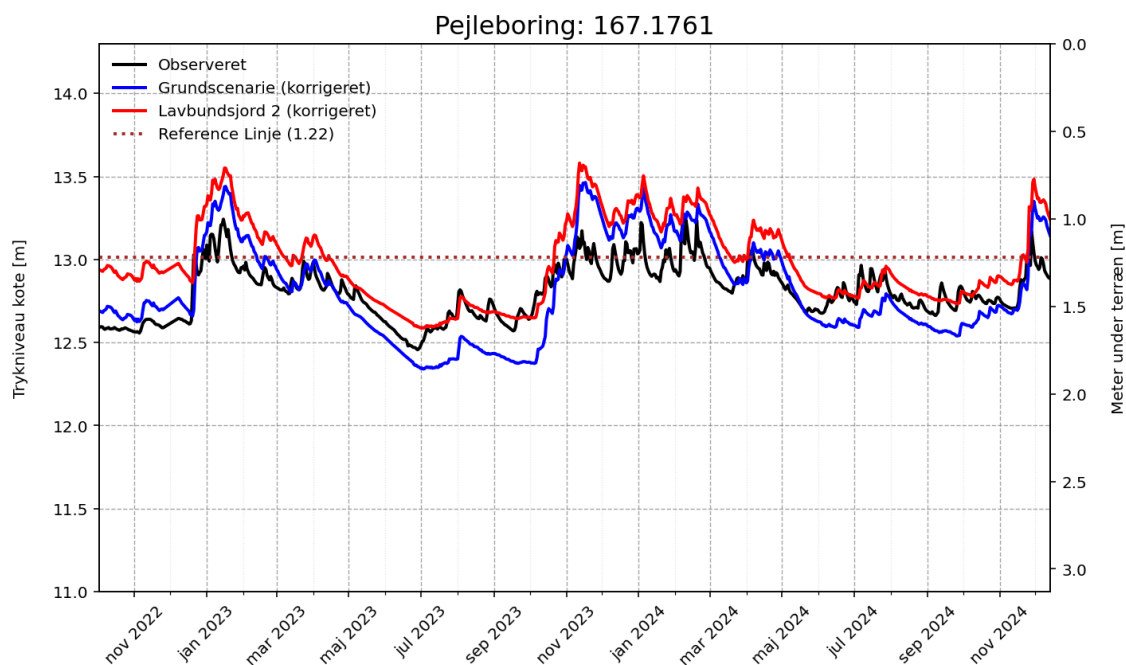


Figur 77: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 14, lavbundsjord 1, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.

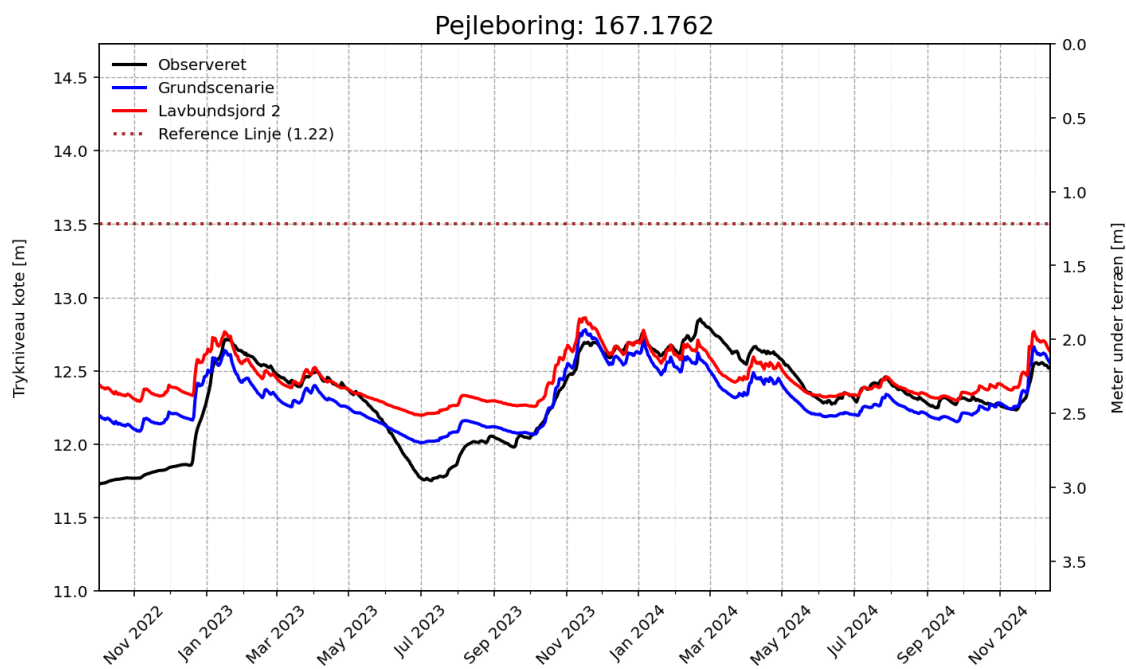


Figur 78: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 14, lavbundsjord 1. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

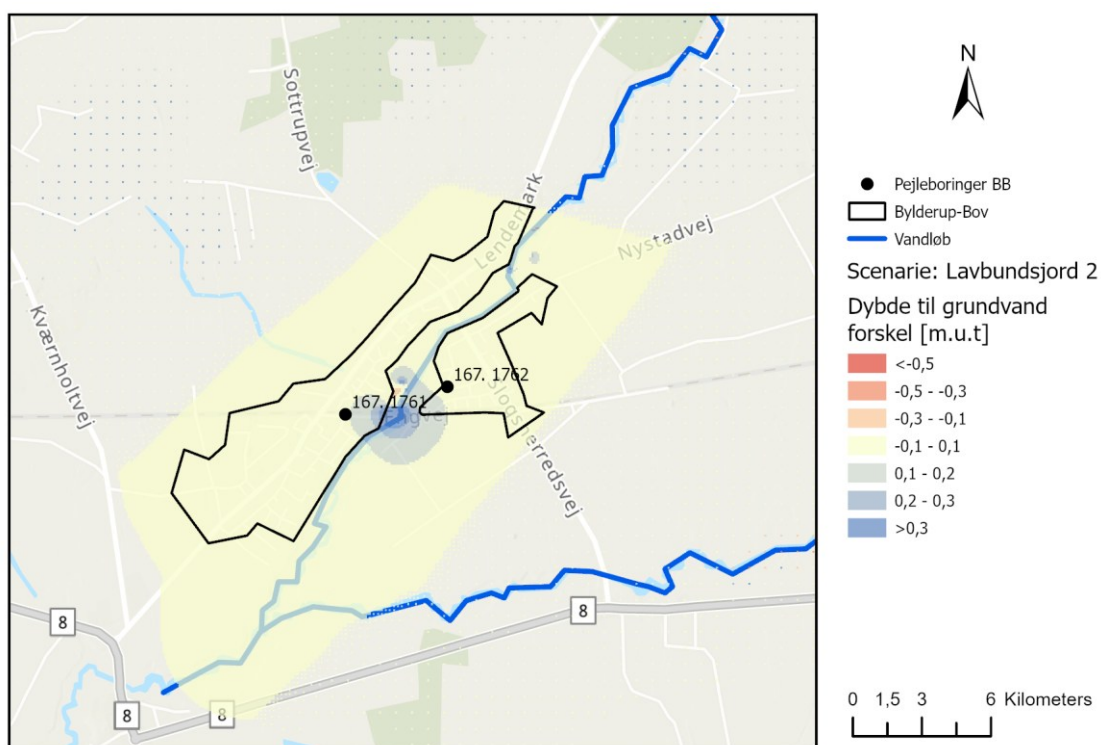
## 7.15 Scenarie 15



Figur 79: Simuleret grundvandsspejl (trykniveau) ved boring DGU nr. 167.1761 for korrigeret grundscenarie og scenarie 15, lavbundsjord 2, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024

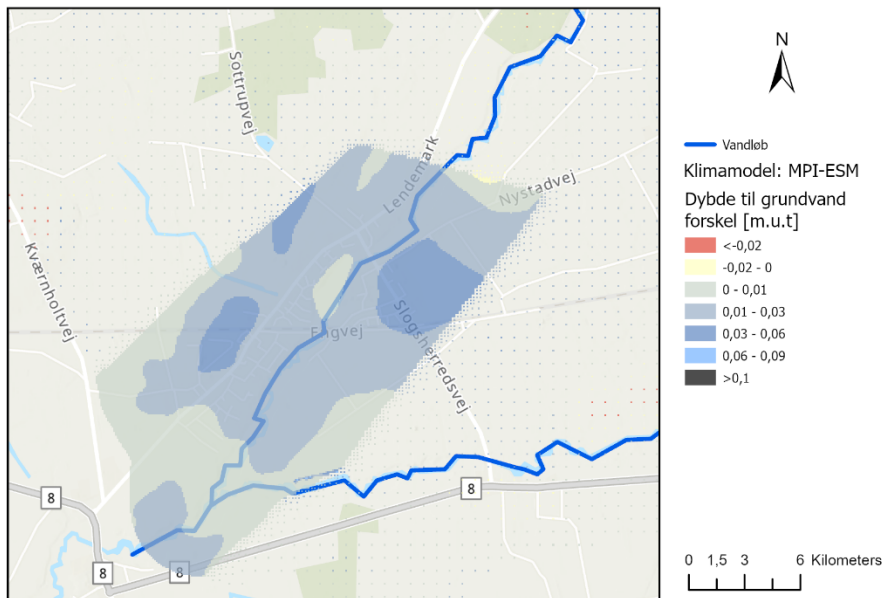


Figur 80: Simuleret grundvandsspejl (trykkniveau) ved boring DGU nr. 167.1762 for grundscenarie og scenarie 15, lavbundsjord 2, samt observeret grundvandsstand fra oktober 2022 til december 2024.



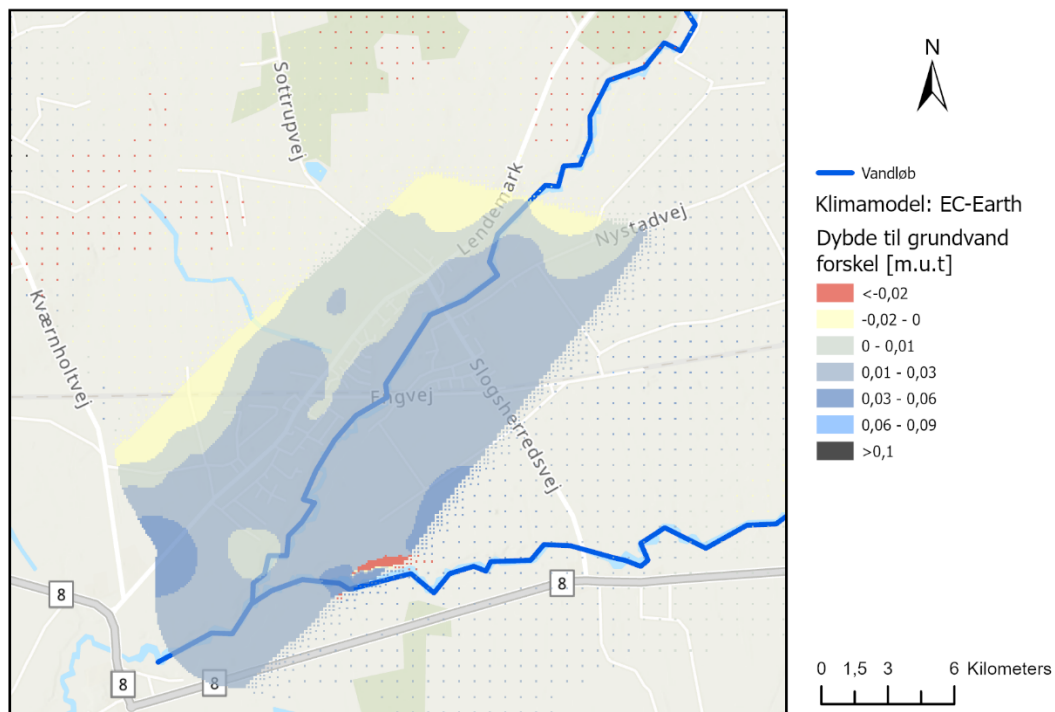
Figur 81: Forskel i dybde til grundvand mellem referencemodel og scenarie 15, lavbundsjord 2. Beregnet gennemsnit for perioden december 2022 til marts 2023.

## 7.16 Klimascenarie 1



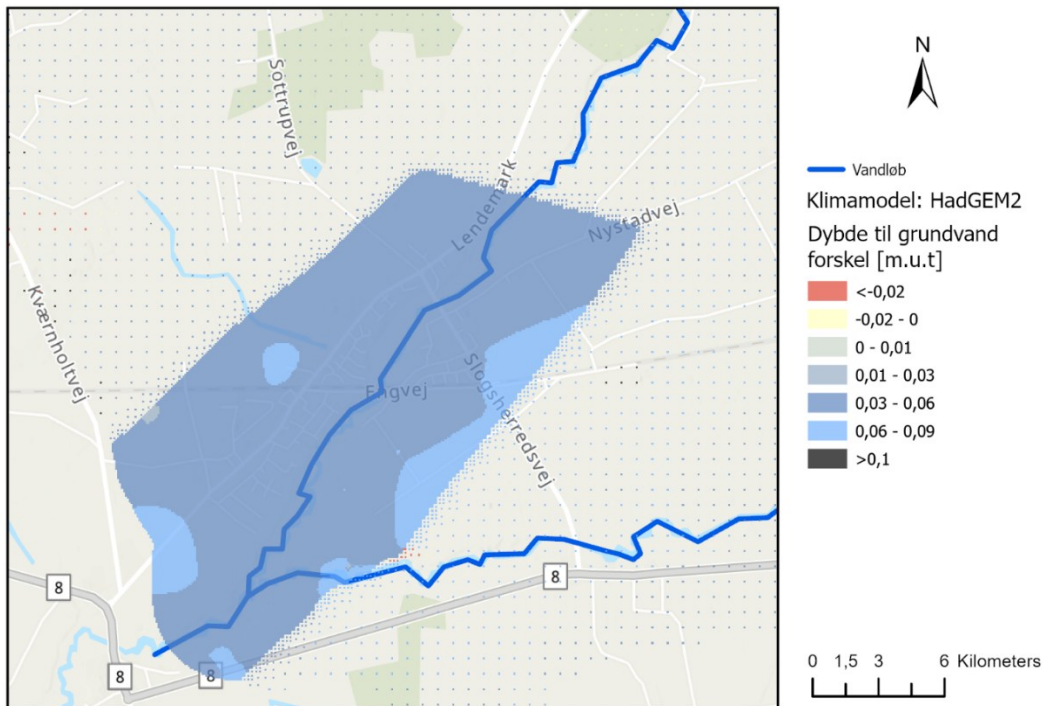
Figur 82: Forskel i gennemsnitlig dybde til grundvand for perioden 1991-2020 (klimanormalen) og 2070-2100 med klimamodellen MPI-ESM, RCP8.5.

## 7.17 Klimascenarie 2



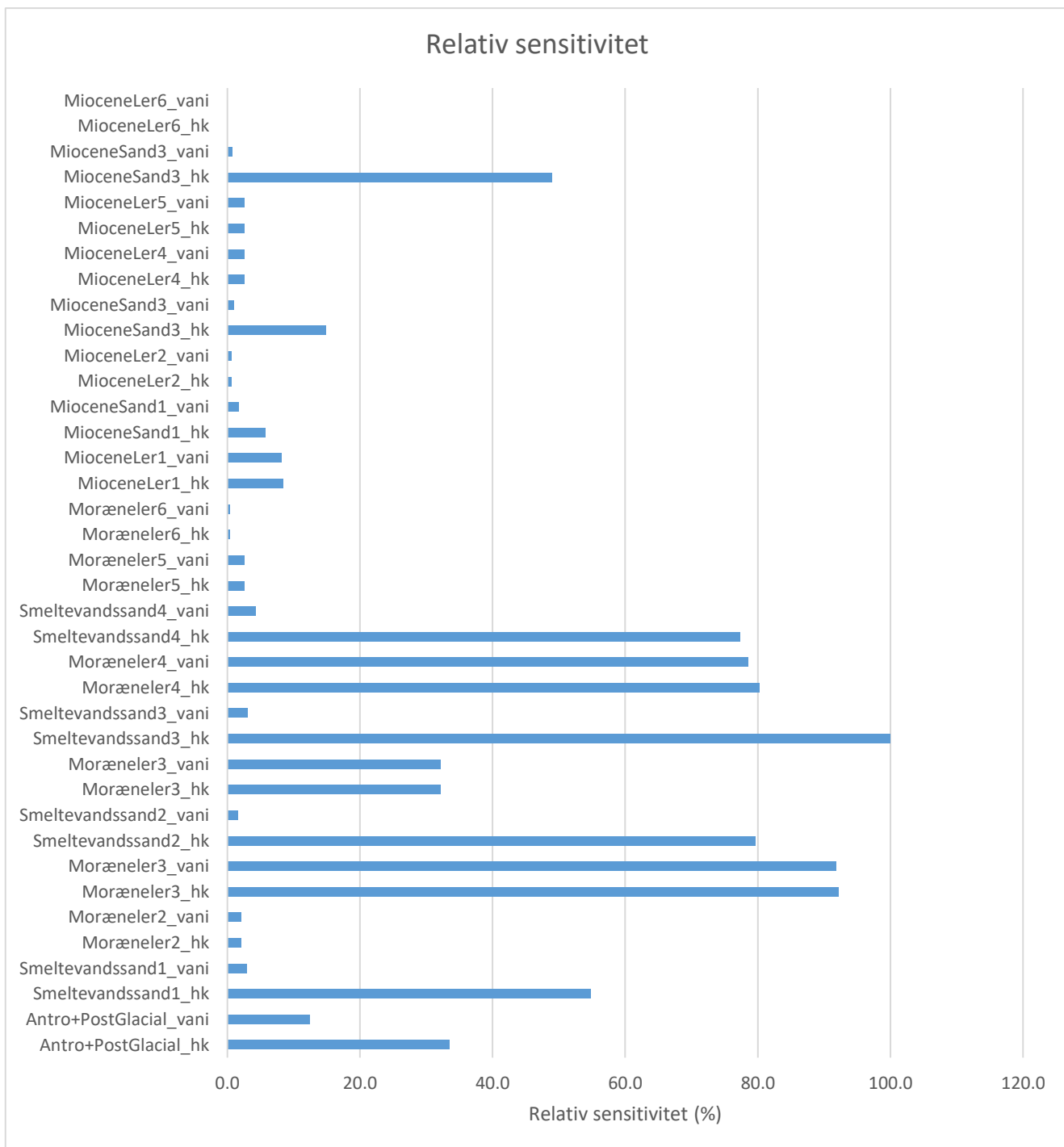
Figur 83: Forskel i gennemsnitlig dybde til grundvand for perioden 1991-2020 (klimanormalen) og 2070-2100 med klimamodellen EC-EARTH, RCP8.5.

## 7.18 Klimascenarie 3



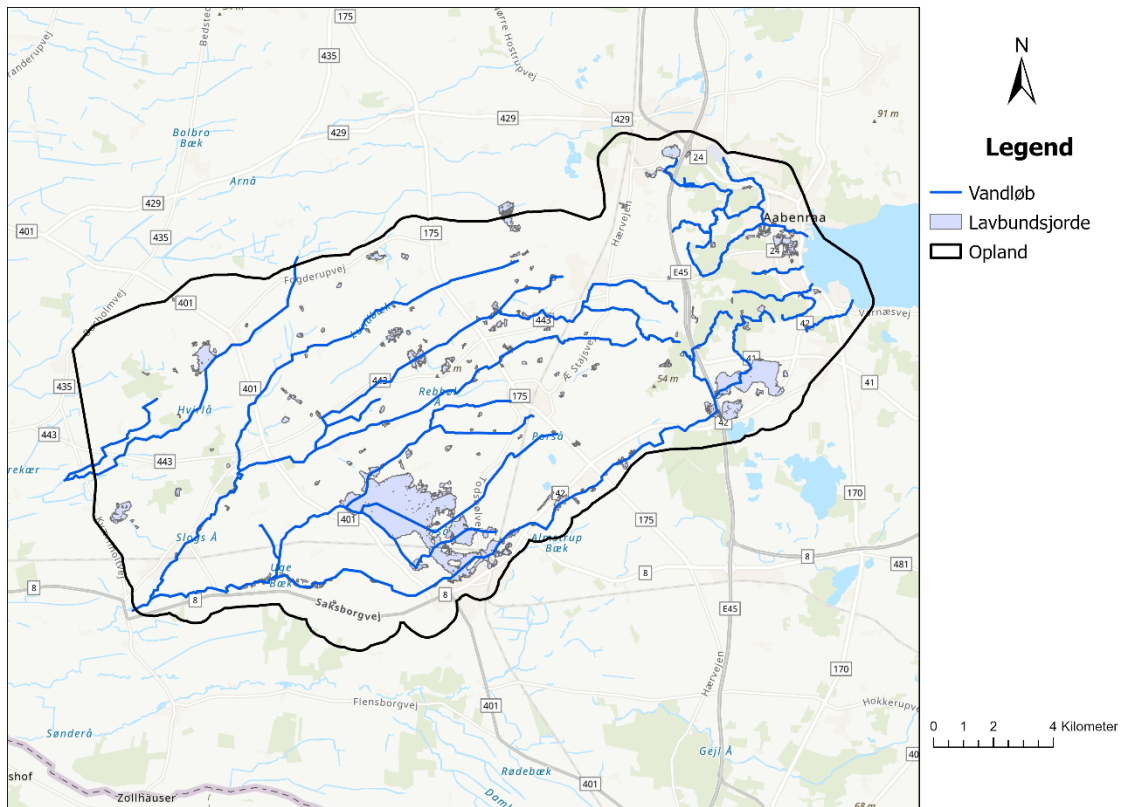
Figur 84: Forskel i gennemsnitlig dybde til grundvand for perioden 1991-2020 (klimanormalen) og 2070-2100 med klimamodellen HadGEM2, RCP8.5.

## 7.19 Sensitivitet



Figur 85: Sensitivitet af hver parameter, relativt til den mest sensitive parameter. VANI står for den vertikale anisotropi for det gældende lag, og HK står for den horisontale konduktivitet (ledningsevne).

## 7.20 Lavbundsjordkort



Figur 86: Kort over lavbundsjarde defineret ud fra Kulstof2022 kort (Møller et al. 2024), med lavbundsjord områder på under 5000 m<sup>2</sup> fjernet