

Sofie Stene Krokstad

# Evaluering av et pumpe og rensetiltak for PFOS-forurenset grunnvann ved brannøvingsfeltet på Oslo Lufthavn, Gardermoen

Masteroppgave i Geologi

Veileder: Bjørn Frengstad, Kevin John Tuttle

August 2020



# Sammendrag

Ved brannøvingsfeltet (BØF) på Oslo Lufthavn som er lokalisert på Norges største iskontakt-delta og akvifer, ble det i 2015 starte opp et pumpe- og renseanlegg for perfluoroktylsulfonat (PFOS) - forurenset grunnvann. Dette ble gjort etter krav fra Miljødirektoratet om å hindre spredning av miljøgiften som i perioden 1990-2001 ble tilsatt brannslukningsskum benyttet til slokningsøvelser på området. Basert på simuleringer i en hydrogeologisk numerisk modell, kom Norconsult fram til en utforming av anlegget. Målet i denne masteroppgaven er å vurdere hvorvidt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene i anlegget lykkes i å hindre PFOS-spredning. Dette innebærer å vurdere pumpe- og infiltrasjonsbrønnene, PFOS-spredningen i området og påliteligheten til modellen.

Nyere data for grunnvannstandsmålinger og pumperater, samt antatte infiltrasjonsrater, ble lastet opp i den numeriske modellen. Det ble laget et lokalt horisontalt forfinet rutenett i BØF-området. Gradientene rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene, samt simulerte strømningsveier til advektivt transporterte vannpartikler, ble undersøkt i begge modellene. I den regionale modellen ble det utført en simulering av reaktiv PFOS-transport. Grunnvannstandsmålinger i infiltrasjonsbrønnene og pumpebrønnene med tilhørende pumperater ble analysert. PFOS-konsentrasjonene ble undersøkt i pumpebrønnene, samt brukt til å lage konturkart og til å utføre korrelasjonsanalyser mellom PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand i observasjonsbrønner.

Rundt pumpebrønnene i det forfinede subgitteret og i den regionale modellen var den største simulerte senkningen henholdsvis 75 og 35 cm. Ut ifra vannpartikkelspøringen strømmet enkelte av partiklene forbi pumpebrønnene nedstrøms BØF i den regionale modellen, mens ingen strømmet forbi i subgitteret. Ut ifra massetransportsimuleringen ble PFOS-konsentrasjonene forbi pumpebrønnene aldri høyere enn den stedsspesifikke akseptgrensen på 300 ng/. Det ble simulert en rensetid på 25 år før det er oppnådd lavere PFOS-konsentrasjonene enn akseptgrensen. Ut ifra de statistiske analysene ble det funnet varierende korrelasjonskoeffisienter mellom PFOS-konsentrasjoner og grunnvannstands nivåer fra -0.65 til 0.34.

Størrelsen på den simulerte senkningen og oppstuvningen rundt de aktive brønnene viste seg å ha stor betydning for hvorvidt vannpartiklene strømmer mot framfor forbi pumpebrønnene. Brønnene antas å være mer effektive til å hindre PFOS-spredning enn det som ble simulert på grunn av en enda større observert senkning i felt. Den simulerte grunnvannsstanden antas å være representativ for forholdene i felt på grunn av en vellykket kalibrering med grunnvannstandsmålinger i observasjonsbrønner. Det samme gjelder ikke for rensediden grunnet en stor usikkerhet rundt den effektive porøsiteten og fordelingskoeffisienten til PFOS, som ikke lot seg kalibrere med de tilgjengelige feltdataene. Mediandypene viste seg å være i kontakt med filteret i samtlige av de aktive pumpebrønnene. De brønnene som ble vurdert som dårlige eller middels gode viste seg å pumpe opp de høyeste PFOS-konsentrasjonene. Dette kan skyldes at grunnvannsspeilet i store deler av tiden er i kontakt med filteret og at PFOS er et overflateaktivt stoff som akkumuleres i luft-vann grensesjiktet. I tillegg kan PFOS adsorberes i de oppumpede luftboblene som dannes når pumpen delvis eksponeres for luft. Det ble ikke funnet noen entydige statistiske sammenhenger eller trender for PFOS-konsentrasjonene i observasjonsbrønnene, eller mellom brønnene på BØF og området lenger nedstrøms. De varierende konsentrasjonene antas å skyldes kompleks infiltrasjon gjennom PFOS-forurenset jord, fluktuerende grunnvannsspeil, kapillær stigning og uttykning.





# Abstract

At the firefighting training facility (FTF) at Oslo Airport, which is located at Norway's largest ice-contact delta and aquifer, a pump and treat remediation plant for perfluorooctyl sulfonate (PFOS) - contaminated groundwater started operating in 2015. This was a measure to meet the demands from the Norwegian Government to prevent spreading of the pollutant that in the period 1990-2001 was added in the firefighting foam used at the FTF. Norconsult developed a design of the plant based on simulations in a hydrogeological numerical model. The aim of this master's thesis is to assess the pumping- and infiltration wells success in preventing PFOS spreading in the environment. This involves investigating the pumping and infiltration wells, the distribution of PFOS in the area and the reliability of the model.

Recent data for groundwater levels, pumping rates and estimated infiltration rates, were uploaded in the numerical model. A locally horizontally refined grid was created for the FTF area. The gradients around the pump and infiltration wells, as well as simulated flow paths to advectively transported water particles, were investigated in both models. In the regional model, a simulation of reactive PFOS transport was performed. Data for groundwater levels in the infiltration wells and pumping wells with associated pumping rates were analyzed. The PFOS concentrations were investigated in the pumping wells and in observation wells to perform correlation analyzes between PFOS concentrations and groundwater levels.

The largest depression at the pump well in the refined subgrid and the regional model was simulated to be 75 cm and 35 cm, respectively. Based on the water particle tracking, some of the particles propagated past the pumping wells downstream of FTF in the regional models, while none of the particles bypassed the pumping wells in the refined subgrid. Based on the mass transport simulation, the PFOS concentrations downstream the pumping wells never exceeded the site-specific acceptance limit of 300 ng/. A treatment duration of 25 years was simulated before the PFOS concentration was below the acceptance limit. Based on the statistical analyzes, correlation coefficients were found between PFOS concentrations and groundwater levels varying from -0.65 to 0.34.

The magnitude of the simulated depression and impression around the active wells showed to be important for determining if water particles flow towards rather than past the wells. The wells are assessed to be even more effective in preventing PFOS spread than was simulated due to an even larger observed depression in the field. The simulated groundwater level is assumed to be representative of the conditions in the field due to a successful calibration with measured levels in observation wells. The same does not apply to the treatment duration due to large uncertainty in the effective porosity and the distribution coefficient of PFOS, which could not be calibrated with the available field data. The median value-depths were found to be in contact with the filter in all the active pumping wells. The wells that were considered poor or moderately good were found to produce water with the highest PFOS concentrations. This is due to the groundwater table at most times being in contact with the filter and PFOS being a surfactant that accumulates in the air-water boundary layer. In addition, PFOS can be adsorbed in the inflated air bubbles that are formed when the pump is partially exposed to air. No unambiguous statistical relationships or trends were found for the PFOS concentrations in the observation wells, or between the wells at FTF and the area further downstream. The varying concentrations are assumed to be due to complex infiltration through PFOS-contaminated soil, fluctuating groundwater levels, capillary rise and dilution.



# Forord

Denne masteroppgaven hadde aldri blitt til uten mye inspirasjon, hjelp og støtte fra en rekke mennesker jeg har vært heldig å ha rundt meg.

Tusen takk til Avinor for at jeg fikk muligheten til å skrive masteroppgave i samarbeid med dere, og for formuleringen av en veldig spennende problemstilling. Takk for alle oversendelser av rapporter og de store mengdene av miljødata. Jeg er takknemlig for at jeg gjennom sommerjobb og masterskriving har fått et innsyn i alt det nyskapende som foregår på miljøfronten hos dere.

Jeg vil rette en stor takk til min hovedveileder ved NTNU, Bjørn Frengstad. All veiledningen og hjelpen jeg har fått, både av faglig og litt mer personlig karakter, har vært uvurderlig. Takk for at du helt oppriktig mener at det ikke finnes noen dumme spørsmål og at den virtuelle kontordøren din alltid har stått åpen under disse koronatider.

Tusen takk til min biveileder Kevin John Tuttle fra Norconsult for god hjelp til modellering og tolkninger av resultater. Ditt engasjement rundt modellering har vært til stor inspirasjon.

Takk til NIRAS for alle oversendelser av data fra pumpe- og renseanlegget og svar på en rekke driftstekniske spørsmål.

Takk til Lars Aaberg Stenvik for hjelp til forståelse av strømning rundt pumpebrønner og gode forslag til måter å undersøke brønnene i studieområdet på.

Tusen takk til Norsk Vannforening for økonomisk støtte til masteroppgaven.

Takk til min storesøster og feltpartner Julie for masse hjelp og støtte. Jeg er heldig å ha en så inspirerende søster på så mange plan. Takk for fine dager i felt, det var overraskende gøy å leke skattejakt etter nedgravde og bortgjemte gamle brønner med deg. Takk til faren min Jørgen for alle faglige skrivetips og mye redigeringshjelp mot slutten.

Tusen takk til mine studiekamerater Berit, Kristine, Vanja, Siri, Kristian og alle de andre i klassen for to år med gode minner og vennskap. Dåkker e gulle go'!

Til slutt vil jeg takke alle øvrige venner og familie for hyggelige avbrekk fra masterskrivinga, samt mye støtte og omsorg mot slutten.

Sofie S. Krokstad

Trondheim, august 2020.



# Innhold

Figurer .....	xii
Tabeller .....	xiv
Forkortelser .....	xiv
1 Innledning .....	16
2 Teori .....	17
2.1 Hydrogeologi .....	17
2.1.1 Grunnvannsstrømning i løsmasser .....	17
2.1.2 Brønner .....	19
2.1.3 Magasinkoeffisienten .....	19
2.1.4 Brønnhydraulikk .....	19
2.1.5 Brønninterferens .....	21
2.1.6 Senkning ved bakgrunnsgradient .....	22
2.1.7 Tilleggssenkning .....	23
2.1.8 Utfellingsproblematikk .....	24
2.2 Masetransport .....	27
2.2.1 Tredimensjonal masetransport .....	27
2.2.2 Sorpsjon .....	28
2.2.3 Fordelingskoeffisienten .....	29
2.2.4 Retardasjonsfaktoren .....	29
2.3 Perfluoroktylsufonat .....	29
2.4 Geologisk setting .....	33
2.4.1 Geografi og historisk bakgrunn .....	33
2.4.2 Regional kvartærgeologi .....	34
I. Sandur .....	37
II. Skrålag .....	38
III. Bunnlag .....	39
2.5 Hydrogeologisk setting .....	39
2.5.1 Nordre Romerike akviferen .....	39
2.5.2 Nedbør og infiltrasjon .....	40
2.6 Forurensnings situasjon og tiltak på brannøvingsfeltet .....	43
2.6.1 Områdebeskrivelse og historisk aktivitet .....	43
2.6.2 Plattformer og infrastruktur .....	44
2.6.3 Oljeforurensning og jern .....	44
2.6.4 Grunnvannsstrømning og infiltrasjon .....	45

2.6.5	Stedsspesifikke grenseverdier for PFOS.....	46
2.6.6	PFOS-fordeling i jord .....	47
2.6.7	PFOS i grunnvann .....	48
2.6.8	Spredning av PFOS til miljøet .....	49
2.6.9	Pumpe- og renseanlegg for grunnvann .....	50
2.6.10	Pumpe- og infiltrasjonstester på BØF.....	52
2.7	Grunnvannsmodellering .....	54
2.7.1	Konseptuell modell .....	54
2.7.2	Matematisk modell .....	54
2.7.3	Numerisk modellering .....	54
2.7.4	Grensebetingelser .....	55
2.7.5	Gitter.....	56
2.7.6	Prosedyre for numerisk modellering.....	57
2.7.7	Kalibrering og verifisering .....	58
2.7.8	Sensitivitetsanalyse.....	58
3	Tidligere arbeid.....	60
3.1	Numerisk hydrogeologisk modell for BØF.....	60
3.1.1	Konseptuell modell .....	60
3.1.2	Grensebetingelser .....	62
3.1.3	Gitter.....	63
3.1.4	Egenskapszoner .....	64
3.1.5	Kalibrering .....	69
3.1.6	Resultater for numerisk modellering av grunnvannsstrømning .....	70
3.1.7	Pumpe- og renseanlegg for grunnvann .....	71
4	Datagrunnlag og metode .....	74
4.1	Kart og brønnmålinger .....	74
4.1.1	Isopach-kart.....	74
4.1.2	Grunnvannsstandmålinger.....	74
4.1.3	Pumpe- og infiltrasjonsbrønner .....	74
4.1.4	Brønnposisjoner .....	78
4.1.5	Grunnvannskotekart .....	78
4.2	Numerisk grunnvannsmodellering.....	78
4.2.1	Visual MODFLOW .....	78
4.2.2	Visual MODFLOW Flex 5.0 .....	79
4.2.3	MODFLOW-2005 .....	79
4.2.4	MODFLOW WEL.....	79
4.2.5	MT3DMS .....	80

4.2.6	Importerering av brønner.....	80
4.2.7	Observerte grunnvannsstand.....	81
4.2.8	Kalibrering .....	81
4.2.9	Subgitter med høyere horisontal oppløsning rundt BØF .....	81
4.2.10	Simulert senkning og oppstuvning.....	82
4.2.11	Vannpartikkelsporing med MODPATH .....	82
4.2.12	Simulering av reaktiv PFOS-transport .....	84
4.3	Vurderinger av pumpe- og infiltrasjonsbrønner .....	87
4.3.1	Grunnvannsstand i pumpebrønner og filterdyp.....	87
4.3.2	Pumpe- og infiltrasjonskapasitet .....	87
4.3.3	Analytisk beregnet senkning .....	87
4.3.4	Observerte senkning i pumpebrønnene.....	88
4.4	PFOS-trender og analyser.....	89
4.4.1	Konturkart over PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet på BØF.....	89
4.4.2	PFOS og grunnvannsstand.....	89
4.4.3	PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønner .....	89
5	Resultater .....	90
5.1	Kart og brønnmålinger .....	90
5.1.1	Isopach-kart.....	90
5.1.2	Grunnvannskotekart.....	90
5.2	Numerisk grunnvannsmodellering.....	90
5.2.1	Kalibrert verdi for infiltrert nedbør.....	90
5.2.2	Regional modell - vannpartikkelsporing og senkning/oppstuvning.....	90
5.2.3	Subgitter.....	93
5.2.4	Simulering av PFOS-transport.....	100
5.3	Vurderinger av pumpe- og infiltrasjonsbrønnene .....	104
5.3.1	Filterplasseringer og mediandyp i pumpebrønner .....	104
5.3.2	Pumpe- og infiltrasjonskapasitet .....	105
5.3.3	Analytisk beregnet senkning .....	109
5.3.4	Observerte senkning i pumpebrønner .....	109
5.4	PFOS- trender og analyser.....	110
5.4.1	Konturkart for PFOS .....	110
5.4.2	PFOS og grunnvannsstand.....	112
5.4.3	PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønner .....	115
6	Diskusjon.....	116
6.1	Numerisk modellering .....	116
6.1.1	Grensebetingelser .....	116

6.1.2	Sammenlikning av simulerte og interpolerte ekvipotensiallinjer.....	118
6.1.3	Sammenlikning av regional modell og subgitter .....	118
6.1.4	Kalibrering .....	119
6.1.5	Verifisering.....	123
6.1.6	Oppsumert vurdering av begge modellene .....	125
6.1.7	Simulering av reaktiv PFOS-transport .....	125
6.2	Pumpe- og infiltrasjonskapasitet .....	127
6.2.1	Pumpebrønner .....	127
6.2.2	Infiltrasjonsbrønner .....	129
6.2.3	Observert og kalkulert senkning.....	130
6.3	PFOS-konsentrasjoner .....	131
6.3.1	Sammenheng mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner .....	131
6.3.2	PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønner .....	133
6.4	Revurdering av pumpe- og infiltrasjonsrater .....	133
7	Konklusjon .....	137
7.1	Forslag til videre arbeid.....	139
	Referanser.....	140
	Vedlegg.....	145
	<i>Vedlegg A: Grunnvannsstand fra sep. - okt. 2012 .....</i>	<i>145</i>
	<i>Vedlegg B: Grunnvannsstand i pumpe-, infiltrasjons- og observasjonsbrønner.....</i>	<i>146</i>
	<i>Vedlegg C: Data for pumpe- og infiltrasjonsbrønnene importert i Visual MODFLOW ..</i>	<i>148</i>
	<i>Vedlegg D: Benyttede innstillinger for transportmodulen MT3DMS. ....</i>	<i>149</i>
	<i>Vedlegg E: Grafer over grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater for pumpebrønnene. ....</i>	<i>150</i>
	<i>Vedlegg F: Graf over grunnvannsstandsvariasjoner i infiltrasjonsbrønn IN3. ....</i>	<i>154</i>
	<i>Vedlegg G: PFOS-konsentrasjoner i brønner på BØF og området rundt. ....</i>	<i>155</i>
	<i>Vedlegg H: Grafer over grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner i ulike observasjonsbrønner. ....</i>	<i>157</i>
	<i>Vedlegg x: Oversikt over excel-ark .....</i>	<i>160</i>



# Figurer

Figur 2.1: Darcys strømningsforsøk gjennom et sandfylt rør .....	18
Figur 2.2 Strømning mot en brønn i en åpen akvifer. ....	20
Figur 2.3: Brønninterferens mellom en pumpebrønn og infiltrasjonsbrønn.....	21
Figur 2.4: Senketrakt i en akvifer med en bakgrunnsgradient .....	22
Figur 2.5: Effekten av et delvis penetrerende filter .....	24
Figur 2.6: Eh – pH diagram for jern (Fe). ....	26
Figur 2.7: PFOS-molekylet.....	30
Figur 2.8: Konseptuell figur av PFOS som et overflateaktivt stoff. ....	31
Figur 2.9: Ortofoto av OSL.....	33
Figur 2.10: Kvartærgeologisk og hydrogeologisk kart av Gardermoen .....	35
Figur 2.11: Gardermoendeltaet med hovedbreporter.....	36
Figur 2.12: Tverrsnitt av Trandumdeltaet .....	37
Figur 2.13: Inndelingen av hydrostratigrafiske enheter .....	40
Figur 2.14: Målinger av grunnvannsstand og årlig nedbør. ....	41
Figur 2.15: Ortofoto av BØF.....	43
Figur 2.16: Terrengkart med oversikt over ravedalene og elva Sogna .....	44
Figur 2.17: Jernkonsentrasjoner i grunnvannet på BØF og området rundt. ....	45
Figur 2.18: Dybden til grunnvannsspeilet fra bakkenivå.....	45
Figur 2.19: Peiledata i brønn BV-5, BV-8 og BV-1 fra BØF .....	46
Figur 2.20: Et estimat over PFOS-forurensningen i jorda på BØF .....	48
Figur 2.21: Oversikt over brønn BV-2 og BV-8 .....	48
Figur 2.22: Oversikt over plasseringen til pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. ....	51
Figur 2.23: PFOS-konsentrasjoner i brønnene BV-14 og BV-16.....	52
Figur 2.24: Blokk-sentrert endelig differensialgitter med i rader og j kolonner. ....	56
Figur 2.25: Prosedyre for numerisk modellering av grunnvannsstrømning. ....	57
Figur 3.1: 3D-figur som viser grenseflatene .....	61
Figur 3.2: Inndeling av mettet og mettet sone i tre lag.. ....	62
Figur 3.3: Omriss av modelleringsområdet markert i hvitt. ....	63
Figur 3.4: Grunnvannskotekart for OSL basert på målinger juni/juli 2012. ....	64
Figur 3.5: Oversikt over dreneringsgrensene markert i grått på et terrengkart. ....	65
Figur 3.6: Modelleringsområdet markert i hvitt på et ortofoto av OSL.....	66
Figur 3.7: Rutenett med varierende oppløsning over modelleringsområdet. ....	66
Figur 3.8: Rutenettet med laginndelingen i tverrsnitt .....	67
Figur 3.9: Hydrauliske konduktivitetssoner i lag 1 .....	68
Figur 3.10: Hydrauliske konduktivitetssoner i lag 3.....	68
Figur 3.11: Hydrauliske konduktivitetssoner i lag 2.....	68
Figur 3.12: Konduktivitetssonene i profil med en vertikal overdrivelse.....	69
Figur 3.13: Graf med kalkulerte og observerte verdier for grunnvannsstand .....	69
Figur 3.14: Simulert grunnvannsspeil før pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble etablert .	70
Figur 3.15: Hydrauliske trykkehøyder ved stasjonær simulering i lag 1. ....	71
Figur 3.16: Ekvipotensiallinjer i profil ved stasjonær simulering. ....	70
Figur 3.17: Simulerte endringen i trykkehøyder . ....	71
Figur 3.18: Vannpartikler markert som hvite punkter som skal spores med MODPATH ..	72
Figur 3.19: Simulerte strømningsveier til advektivt transporterte vannpartikler .....	73
Figur 4.1: Oversikt over peilede brønner i modelleringsområdet nordvest for OSL.....	74
Figur 4.2: Oversikt over peilede brønner på BØF og området rundt. ....	76
Figur 4.3: Peiling av brønn ved vestre rullebane .....	77

<i>Figur 4.4: Subgitter hentet ut av den regionale modellen. ....</i>	<i>82</i>
<i>Figur 4.5: Framover- og bakover-partikler .....</i>	<i>84</i>
<i>Figur 4.6: PFOS-soner i grunnvannet på BØF .....</i>	<i>86</i>
<i>Figur 5.1: Isopach-kart basert på simulert grunnvannsstand i VMOD Flex. ....</i>	<i>91</i>
<i>Figur 5.2: Grunnvannskotekart for modelleringsområdet laget med peiledata .....</i>	<i>92</i>
<i>Figur 5.3: Grunnvannsstrømningen på BØF og nærliggende områder. ....</i>	<i>93</i>
<i>Figur 5.4: Simulerte strømningsveier i den regionale modellen .....</i>	<i>94</i>
<i>Figur 5.5: Senkning og oppstuvning i den regionale modellen .....</i>	<i>95</i>
<i>Figur 5.6: Simulerte ekvipotensiallinjer i lag 1 i subgitteret. ....</i>	<i>96</i>
<i>Figur 5.7: Simulerte ekvipotensiallinjer i et profilutsnitt av subgitteret. ....</i>	<i>96</i>
<i>Figur 5.8: Simulerte strømningsveier av fremover-partikler i subgitteret .....</i>	<i>97</i>
<i>Figur 5.9: Simulerte strømningsveier til vannpartikler rundt brønner nedstrøms BØF ....</i>	<i>98</i>
<i>Figur 5.10: Simulert senkning og oppstuvning rundt pumpe og infiltrasjonsbrønnene. ....</i>	<i>99</i>
<i>Figur 5.11: Simulering av reaktiv PFOS-transport ved MT3DMS. Den øverste figuren viser 1 års simuleringstid og den nederste figuren 4 års simuleringstid. ....</i>	<i>99</i>
<i>Figur 5.12: Simulering av reaktiv PFOS-transport ved MT3DMS. Den øverste figuren viser 8 års simuleringstid og den nederste figuren 12 års simuleringstid. ....</i>	<i>102</i>
<i>Figur 5.13 Simulering av reaktiv PFOS-transport ved MT3DMS. Den øverste figuren viser 20 års simuleringstid og den nederste figuren 25 års simuleringstid. ....</i>	<i>103</i>
<i>Figur 5.14: Oversikt over plasseringen og lengden til filtrene .....</i>	<i>104</i>
<i>Figur 5.15: Grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater .....</i>	<i>106</i>
<i>Figur 5.16: Grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater i PFOS_JERN3 .....</i>	<i>106</i>
<i>Figur 5.17: Spesifikk senkning i pumpebrønn PFOS_JERN2 (a) og PFOS_JERN3 (b). ...</i>	<i>107</i>
<i>Figur 5.18: Grunnvannsstandsvariasjoner i infiltrasjonsbrønn IN4. ....</i>	<i>108</i>
<i>Figur 5.19: Grunnvannsstandsvariasjoner i infiltrasjonsbrønn IN5. ....</i>	<i>108</i>
<i>Figur 5.20: PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet på BØR og området rundt. ....</i>	<i>110</i>
<i>Figur 5.21: PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet basert på 20 målinger .....</i>	<i>111</i>
<i>Figur 5.22: BV-2 plassert i den sentrale delen av BØF ved plattform 4. ....</i>	<i>113</i>
<i>Figur 5.23: BV-5 plassert i den vestlige enden av BØF. ....</i>	<i>113</i>
<i>Figur 5.24: BV-8 plassert i den nordlige enden av BØF. ....</i>	<i>114</i>
<i>Figur 5.25: BV-10 med en positiv korrelasjonskoeffisient på 0.34. ....</i>	<i>114</i>
<i>Figur 5.26: Oversikt over målte PFOS-konsentrasjoner i de ulike pumpebrønnene .....</i>	<i>115</i>
<i>Figur 6.1 Kalibreringsgraf for observerte og kalkulerte verdier for grunnvannsstand i den regionale modellen. ....</i>	<i>121</i>
<i>Figur 6.2: Kalibreringsgraf for observerte og kalkulerte verdier for grunnvannsstand i det forfinede subgitteret. ....</i>	<i>122</i>
<i>Figur 6.3: Sporing av fremover-partikler i subgitteret. ....</i>	<i>137</i>

# Tabeller

Tabell 2.1: Oversikt over sammenheng mellom PFOS-konsentrasjoner i jord.....	47
Tabell 2.2: Maksimal senkning ved pumperate på 0.43 l/s og en pumpetid på 1 time. ...	53
Tabell 2.3: Oppstuvning ved infiltrasjonsrater på 0.46 l/s og 1.25 l/s .....	53
Tabell 3.1: Oversikt over cellestørrelser i ulike områder i modellen. ....	64
Tabell 3.2: Oversikt over konduktivitetssonene etter kalibrering oppgitt i m/s. ....	67
Tabell 3.3: Oversikt over anbefalte pumperater. ....	71
Tabell 4.1: Oversikt over infiltrasjonsbrønnene.....	77
Tabell 4.2: Tilgjengelige koder i VMOD Flex 5.0 .....	79
Tabell 4.3: Oversikt over pumpe- og infiltrasjonsratene oppgitt i modellen. ....	81
Tabell 4.4: Oversikt over ulike input-verdier brukt i den numeriske modellen. ....	85
Tabell 4.5: Oversikt over input-verdier. Pumperaten (Q) og grunnvannsstanden ( $h_2$ ) i observasjonsbrønn BV-10 ble hentet fra 25. november 2019 .....	88
Tabell 4.6: Oversikt over input-verdier. Verdier for Q og K ble hentet fra en pumpetest	88
Tabell 5.1: Simulert senkning og oppstuvning rundt pumpebrønnene .....	100
Tabell 5.2: Oversikt over mediandypet til grunnvannsspeilet og differansen mellom høyeste og laveste målte verdi i de ulike pumpebrønnene. ....	105
Tabell 5.3: Kalkulert og observert senkning mellom pumpebrønn og observasjonsbrønn .....	109
Tabell 5.4: Målinger av dybden til grunnvannsspeilet i 6 av pumpebrønnene. ....	109
Tabell 5.5: Oversikt over korrelasjonskoeffisienter for grunnvannsstand.....	112
Tabell 6.1: Oversikt over kalibrerte verdier i originalt gitter og i et forfinet subgitter ...	123
Tabell 6.2: Differansen mellom kalkulert og observert grunnvannsstand.....	124
Tabell 6.3: Oversikt over observert og modellert senkning .....	125
Tabell 6.4: Oversikt over K-verdier for BØF funnet ved sikteanalyser .....	125
Tabell 6.5: Vurdering av pumpebrønnene basert på observert senkning .....	130
Tabell 6.6: Beregnet og observert senkning i PFOS_JERN 3 og PFOS_JERN5 .....	131
Tabell 6.7: Revurderte pumpe- og infiltrasjonsrater. ....	136

## Forkortelser

AA-EQS	EUs årlige gjennomsnitt miljøkvalitetsstandard (Annual Average - Environmental Quality Standards)
AFFF	Vannholdige hinnedannende skumkonsentrater (Aqueous Film-Forming Foam Concentrates)
BØF	Brannøvingsfeltet
MT3DMS	Mass-Transport 3D Multi-Species
mub.	meter under bakken
NGI	Norges Geotekniske Institutt
OSL	Oslo Lufthavn
PFC	Per- og polyfluorerte forbindelser (Per- and polyfluorinated compounds)
PFOS	Perfluoroktylsulfonat
RMS	Kvadratisk gjennomsnittsverdi (Root Mean Square)
RMSE	Kvadratisk gjennomsnittsfel (Root Mean Square Error)
UNEP	United Nations Environment Programme
VMOD	Visual MODFLOW
WHS	Waterloo Hydrogeologic Solver



# 1 Innledning

Utbyggingen og driften av Oslo Lufthavn (OSL) oppå de store verneverdige grunnvannsressursene rundt Gardermoen, medfører en betydelig risiko for utslipp av diffuse eller akutte forurensninger til grunnen. Til tross for strenge krav fra myndighetene om å ikke forringe kvaliteten på grunnvannet, ble det fra 1990 til 2001 benyttet brannslukningskum på flyplassens brannøvingsfelt (BØF) som inneholdt miljøgiften perfluoroktylsulfonat (PFOS) (Norconsult, 2013). Slukningskummet ble tatt ut av bruk da PFOS ble påvist å være bioakkumulerende, svært resistent mot nedbrytning og toksisk i lave konsentrasjoner (Liu et al., 2019). I desember 2011 ble Oslo Lufthavn pålagt av Klima- og forurensningsdirektoratet (nå Miljødirektoratet) å foreta en kartlegging og risikovurdering av PFOS-forurensningene rundt BØF (Miljødirektoratet, 2013). Dette skulle brukes som utgangspunkt til å utarbeide opprydningstiltak for å hindre spredning av PFOS-forurenset grunnvann fra området.

Som en del av tiltaket, ble det i høsten 2012 utarbeidet en numerisk modell for grunnvannsstrømningen på BØF (Norconsult, 2012a). Formålet med modellen var å vurdere hvordan tiltaket best bør utformes for å imøtekomme kravene til Miljødirektoratet. Ved hjelp av simuleringer i modellen, ble det utformet et pumpe- og renseanlegg for det PFOS- forurensete grunnvannet på området. Anlegget ble startet opp i oktober 2015 og består i dag av 9 pumpebrønner, 15 infiltrasjonsbrønner og et aktivt kull renseanlegg. Som det første pumpe- og renseanlegget for PFOS-forurenset grunnvann i Norge, har anlegget vært gjenstand for en del oppmerksomhet. Stadig flere av Norges flyplasser pålegges krav om PFOS-opprydning, og vender derfor blikket mot OSL for å søke erfaringer og kompetanse (Miljødirektoratet, 2020). Siden flere ulike aktører har vært involvert i tiltakene på BØF, har en sentral del av denne masteroppgaven vært å sammenstille relevant informasjon om grunnvannsreanseanlegget. Denne sammenstillingen kan være et viktig bidrag som kompetanseoverføring til andre lokaliteter med liknende forurensningsproblematikk.

Målet med denne masteroppgaven er å vurdere om pumpe- og infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF lykkes i å hindre spredning av PFOS-forurenset grunnvann. Med utgangspunkt i den numeriske grunnvannsmodellen til Norconsult, skal det vurderes om modellen klarer å gjenskape dagens feltsituasjon med nyere grunnvannsstandmålinger og dagens pumperater. Ved simuleringer av advektiv grunnvannstrømning og reaktiv PFOS-transport, skal det vurderes om brønnene nedstrøms lykkes i å hindre spredningen. Brønncapasiteten til pumpe- og infiltrasjonsbrønnene skal også analyseres ved grunnvannstandsmålinger-, samt registrerte pumperater i pumpebrønnene. I tillegg skal PFOS-konsentrasjonene i pumpe- og observasjonsbrønner analyseres for eventuelle trender eller statistiske sammenhenger mellom PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand.

## 2 Teori

Dette kapitlet tar for seg det teoretiske grunnlaget for oppgaven. Kapitlet starter med en innføring i grunnleggende hydrogeologisk teori, noe som er utgangspunktet for å forstå prinsippene bak hydrogeologisk modellering og strømming rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønner. Videre blir de kjemiske egenskapene til PFOS gjennomgått, hvilket er en forutsetning for å forstå hvordan miljøgiften oppfører seg i samspill med miljøet. Deretter blir de geologiske og hydrogeologiske forholdene i området beskrevet. Kartleggingen av PFOS-forurensningene på området rundt BØF og utformingen av pumpe- og renseanlegget blir også gjennomgått. Kapitlet avsluttes med en innføring i hydrogeologisk grunnvannsmodellering ved hjelp av numeriske metoder.

### 2.1 Hydrogeologi

#### 2.1.1 Grunnvannsstrømning i løsmasser

Grunnvann strømmer fra områder med høy energi til lav energi, der energitilstanden er et produkt av mekaniske, termiske og kjemiske former for energi. Ifølge Brattli (2009) er gravitasjonsenergi og trykkenergien de viktigste komponentene for grunnvannstrømning. Summen av disse utgjør det hydrauliske potensialet ( $h$ ) uttrykt ved (Brattli, 2009)

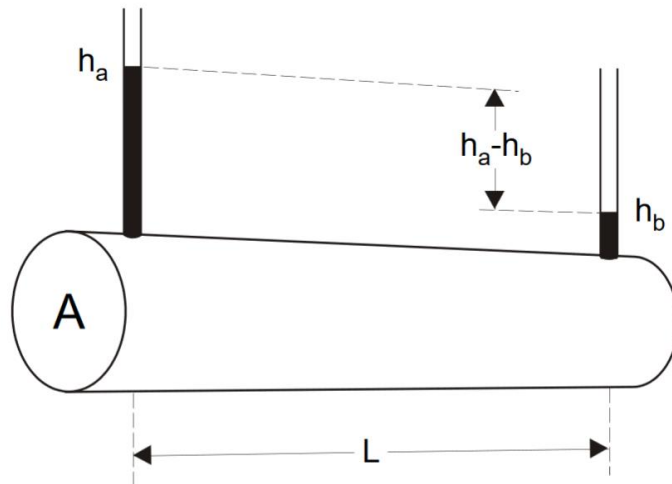
$$h = z + h_p \quad (2.1)$$

der  $z$  er høyden over et gitt referansepunkt (gravitasjonsenergi) og  $h_p$  er trykkhøyden (trykkenergi).

I 1857 formulerte Darcy loven for endimensjonal strømning gjennom porøse medium (Todd og Mays, 2005). Ved infiltrasjonsforsøk gjennom sandfylte søyler, fant Darcy ut at strømningsraten ( $Q$ ) er proporsjonal med arealet ( $A$ ) til strømningstverrsnittet og endringen til hydrauliske potensialet ( $h$ ), samt omvendt proporsjonal med lengden ( $l$ ) vannet strømmer, uttrykt ved (Todd og Mays, 2005)

$$Q = -KA \frac{dh}{dl} \quad (2.2)$$

der den hydrauliske konduktiviteten ( $K$ ) er en konstant som angir væskens og jordartens strømningsegenskaper. Endringen i potensial per lengdeenhet ( $\frac{dh}{dl}$ ) blir også kalt den hydrauliske gradienten. Siden grunnvannet strømmer fra høyt til lavt hydraulisk potensial, får likningen negativt fortegn (figur 2.1) (Brattli, 2009).



Figur 2.1: Darcys strømningsforsøk gjennom et sandfylt rør (modifisert etter Brattli, 2009)

Darcys lov (2.3) gjelder for laminær strømming gjennom et porøst, homogent og isotropt medium som er fullstendig mettet med vann.

Darcyhastigheten ( $v$ ) angir den rettlinjede strømningshastigheten mellom to punkt uttrykt ved (Todd og Mays, 2005)

$$v = \frac{Q}{A} = -K * \frac{dh}{dl} \quad (2.3)$$

Strømningen gjennom et porøst medium er sjeldent rettlinjert. Hastigheten må derfor justeres for den andelen av arealet bestående av porerom som er tilgjengelig for strømming, også kalt den effektive porøsiteten ( $n_{eff}$ ), slik at den gjennomsnittlige hastigheten ( $v_a$ ) kan defineres ved (Todd og Mays, 2005)

$$v_a = \frac{Q}{n_{eff}A} \quad (2.4)$$

Utrykket for tredimensjonal strømming i en lukket akvifer kan utledes med utgangspunkt i kontinuitetslikningen for bevaring av masse og Darcyhastigheten ( $v$ ) i  $x$ ,  $y$  og  $z$  retning uttrykt ved (Brattli, 2009)

$$\frac{\partial}{\partial x} \left( K_x \frac{\partial h}{\partial x} \right) + \frac{\partial}{\partial y} \left( K_y \frac{\partial h}{\partial y} \right) + \frac{\partial}{\partial z} \left( K_z \frac{\partial h}{\partial z} \right) = S_s \frac{\partial h}{\partial t} \quad (2.5)$$

der  $S_s$  angir den spesifikke magasinkoeffisienten (se delkapittel 2.1.3). Likningen gjelder for transiente strømming, som vil si at det hydrauliske potensialet endrer seg over tid (Brattli, 2009).

Likningen (2.5) kan forenkles ved følgende antagelser;

1. Akviferen er homogen, hvilket betyr at  $K$  er konstant i  $x, y$  og  $z$  retning
2. Akviferen er isotrop slik at  $K_x = K_y = K_z$
3. Strømningen er stasjonær slik at  $\frac{\partial h}{\partial t} = 0$

Ved disse forenklingene kan Laplaces likning uttrykkes ved (Todd og Mays, 2005)

$$\frac{\partial^2 h}{\partial x^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial y^2} + \frac{\partial^2 h}{\partial z^2} = 0 \quad (2.6)$$

Løsningen forutsetter at grensebetingelsen til akviferen er definert ved et kjent hydraulisk potensial ( $h$ ) eller strømningsrate ( $\frac{\partial h}{\partial x}$  eller  $\frac{\partial h}{\partial y}$ ) som ikke endrer seg over tid (Fetter, 2001).

### 2.1.2 Brønner

Det finnes flere ulike typer grunnvannsbrønner til ulike formål. I forbindelse med opprydningstiltak på BØF, benyttes det både pumpebrønner, infiltrasjonsbrønner og observasjonsbrønner. Pumpebrønnene henter ut forurenset vann -, mens infiltrasjonsbrønner sender tilbake rensert vann i formasjonen. Vannet strømmer mellom akviferen og brønnene gjennom et filter som i de fleste tilfeller er plassert i nedre del av brønneren. I hver pumpebrønn er det plassert en pumpe, enten like over- eller inni filteret. Infiltrasjonsbrønnene på BØF deler en pumpe plassert i renseanlegget, som fordeler vannet mellom de ulike brønnene. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er plassert i nedgravde kummer med kumløkket i bakkenivå. Observasjonsbrønnene er nøytrale brønner som brukes til det formålet å måle grunnvannsstanden eller hente ut vannprøver. Disse har som regel et kort filter (Rueslåtten og Veslegard, 1991).

### 2.1.3 Magasinkoeffisienten

Ved pumping i en brønn vil mekanismene som frigjør vann være forskjellig mellom en åpen og lukket akvifer. Magasinkoeffisienten ( $S$ ) defineres som den vannmengden som tas ut eller lagres per enhetsareal av akviferen når trykkehøyden endres med en enhetshøyde (Brattli, 2009).

For en lukket akvifer brukes den spesifikke magasinkoeffisienten ( $S_s$ ), som er det vannvolumet som blir avgitt per volum akvifermateriale når trykkehøyden senkes med én enhetshøyde. Vannet frigjøres som følge av volumendringer i vann og kornskjellett. Ved å senke trykkehøyden komprimeres akviferen som følge av økte effektivspenninger. Når kornene komprimeres øker porevolumet slik at vanntrykket avtar (Brattli, 2009). Størrelsen til  $S_s$  er som regel relativt liten og varierer mellom  $5 \times 10^{-5}$  og  $3 \times 10^{-3} \text{ m}^{-1}$  (Todd og Mays, 2005). Siden vannet frigjøres fra hele akviferen, må  $S_s$  multipliseres med akviferens mektighet for å bestemme  $S$ .

For en åpen akvifer brukes vannavgivningstallet ( $S_y$ ) som er forholdet mellom det vannvolumet som avgis på grunn av gravitasjon (drenering av porer) og det volumet av det totale akvifermateriale når trykkehøyden senkes med én enhetshøyde. En liten andel av vannet vil avgis på grunn av akviferens elastisitet ( $S_s$ ), men blir som regel neglisjert da størrelsen til  $S_y$  ofte er mye høyere.  $S_y$  er som regel i størrelsesorden 0.01 til 0.30. Siden  $S_y$  henger sammen med det drenerbare porevolumet, settes den ofte lik  $n_{\text{eff}}$  (Brattli, 2009).

### 2.1.4 Brønnhydraulikk

Ved pumping av en akvifer, vil potensialflaten senke seg rundt pumpebrønneren i en traktform. Utstrekningen og senkningen til trakten avhenger av egenskapene til strømningsmediet ( $K$ ) og pumperaten ( $Q$ ). Området som ligger innenfor senketraktens ytre grense defineres som influensområdet. Senketrakten utvikler seg fra pumpestart til



det er oppnådd en likevekt mellom vannet som pumpes ut og vannet som strømmer innover i senketrakten. Utviklingen går fra transiente- til stasjonære betingelser.

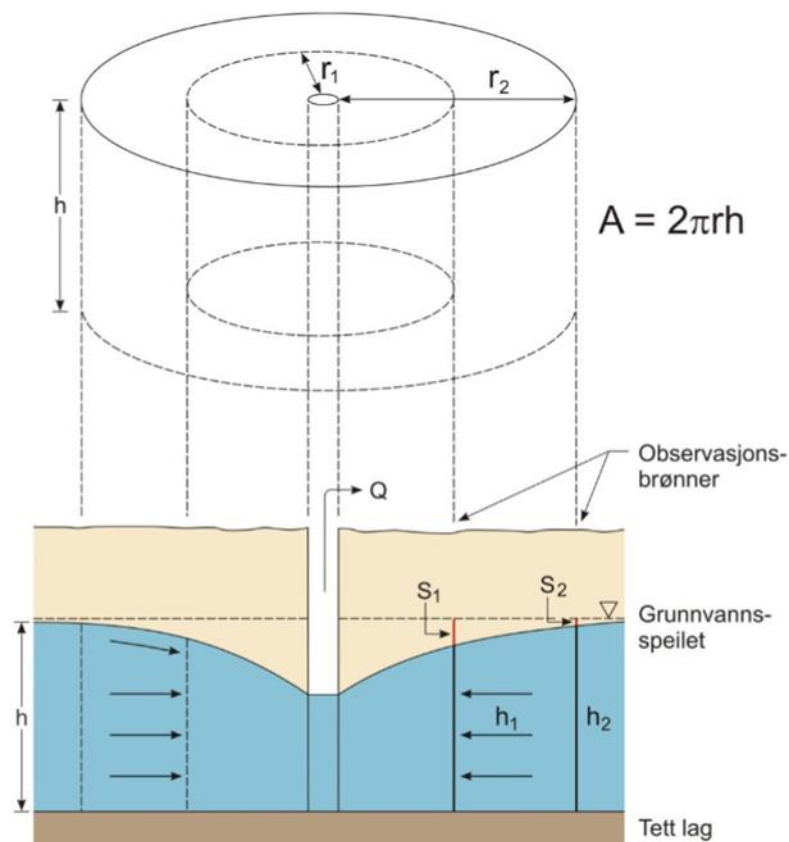
Med utgangspunkt i Darcys likning, formulerte Thiem likningen for radiell strømning rundt en pumpebrønn (figur 2.2). For en åpen akvifer kan Thiems likning uttrykkes ved (Brattli, 2009)

$$Q = (2\pi r h) * K \left( \frac{dh}{dr} \right) \quad (2.7)$$

der  $r$  er radiell avstand fra brønnen,  $h$  tykkelsen på mettet sone og  $\left( \frac{dh}{dr} \right)$  den hydrauliske gradienten. Både tykkelsen på mettet sone og den hydrauliske gradienten varierer med avstanden fra pumpebrønnen. Om pumperaten holdes konstant, vil en brønn som er plassert i løsmasser med lav hydraulisk konduktivitet måtte kompensere med en brattere senketrakt  $\left( \frac{dh}{dr} \right)$ .

Ved hjelp av to observasjonsbrønner som er plassert innenfor pumpebrønnens influensområde, kan likning 2.7 benyttes til å beregne den hydrauliske konduktiviteten. Dette gjøres ved å integrere likning 2.7 med tryknivåene i observasjonsbrønn,  $h_1$  og  $h_2$  samt avstanden  $r_1$  og  $r_2$  fra pumpebrønnen oppgitt som grensebetingelser, hvilket gir løsningen (Brattli, 2009)

$$K = \frac{Q}{\pi(h_2^2 - h_1^2)} \ln \left( \frac{r_2}{r_1} \right) \quad (2.8)$$



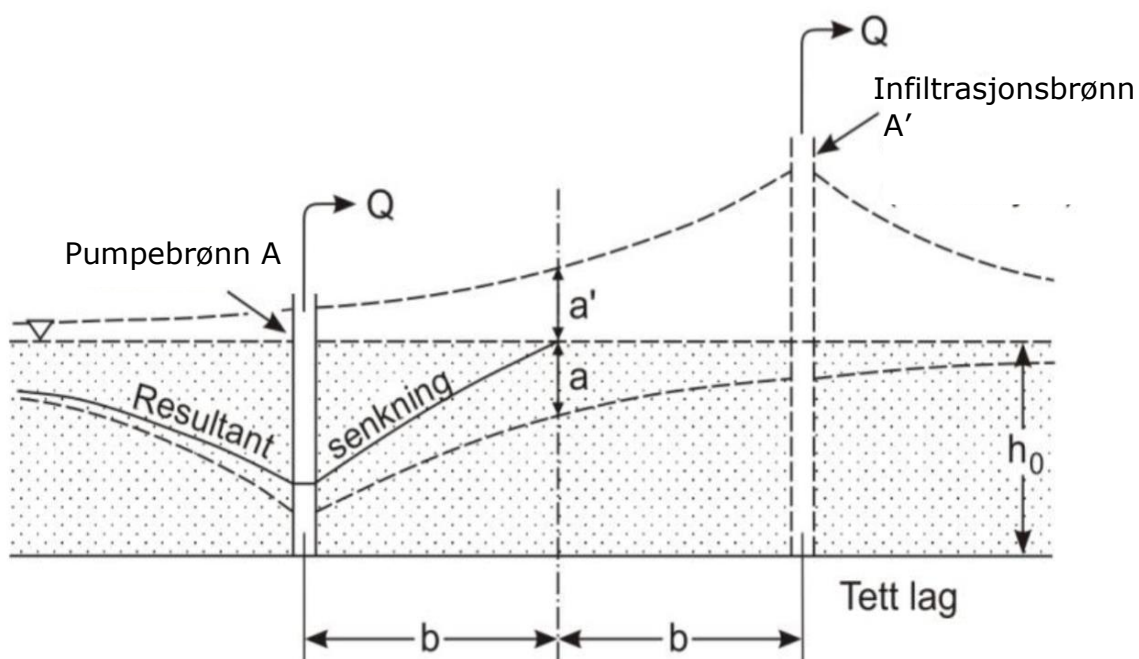
Figur 2.2 Strømning mot en brønn i en åpen akvifer. Strømningstverrsnittet endrer seg med distansen fra brønnen (Brattli, 2009)

Thiems likning gjelder under følgende betingelser (Houben, 2015):

1. Radiell og laminær strømning.
2. Konstant pumperate og stasjonære betingelser.
3. Uendelig liten brønnradius slik at brønnen ikke lagrer noe vann.
4. Homogen og isotrop akvifer med uendelig utstrekning.
5. Konstant tykkelse på akviferen.
6. Ingen naturlig helning på grunnvannsspeilet.
7. Fullstendig penetrasjon av brønnfilteret i både pumpe- og observasjonsbrønner.

### 2.1.5 Brønninterferens

Brønninterferens oppstår når senketrakten eller oppstuvningen til en brønn krysser senketrakten eller oppstuvningen til en annen brønn (figur 2.3). Siden Laplaces ligning (2.6) for grunnvannsstrømning er lineær, kan den totale senkningen eller oppstuvningen rundt en brønn bestemmes ved å summering, også kalt superposisjonsprinsippet. Grunnvannsstanden på et gitt område er derfor summen av den individuelle senkningen eller oppstuvningen rundt hver av brønnene (Todd og Mays, 2005). Superposisjonsprinsippet forutsetter at akviferen er lukket slik at mektigheten til strømningsområdet rundt brønnen ikke endres ved senkning eller oppstuvning. Om prinsippet skal brukes i en åpen akvifer, må endringen i grunnvannsspeilet være ubetydelig i forhold til akviferens totale mektighet (Todd og Mays, 2005).

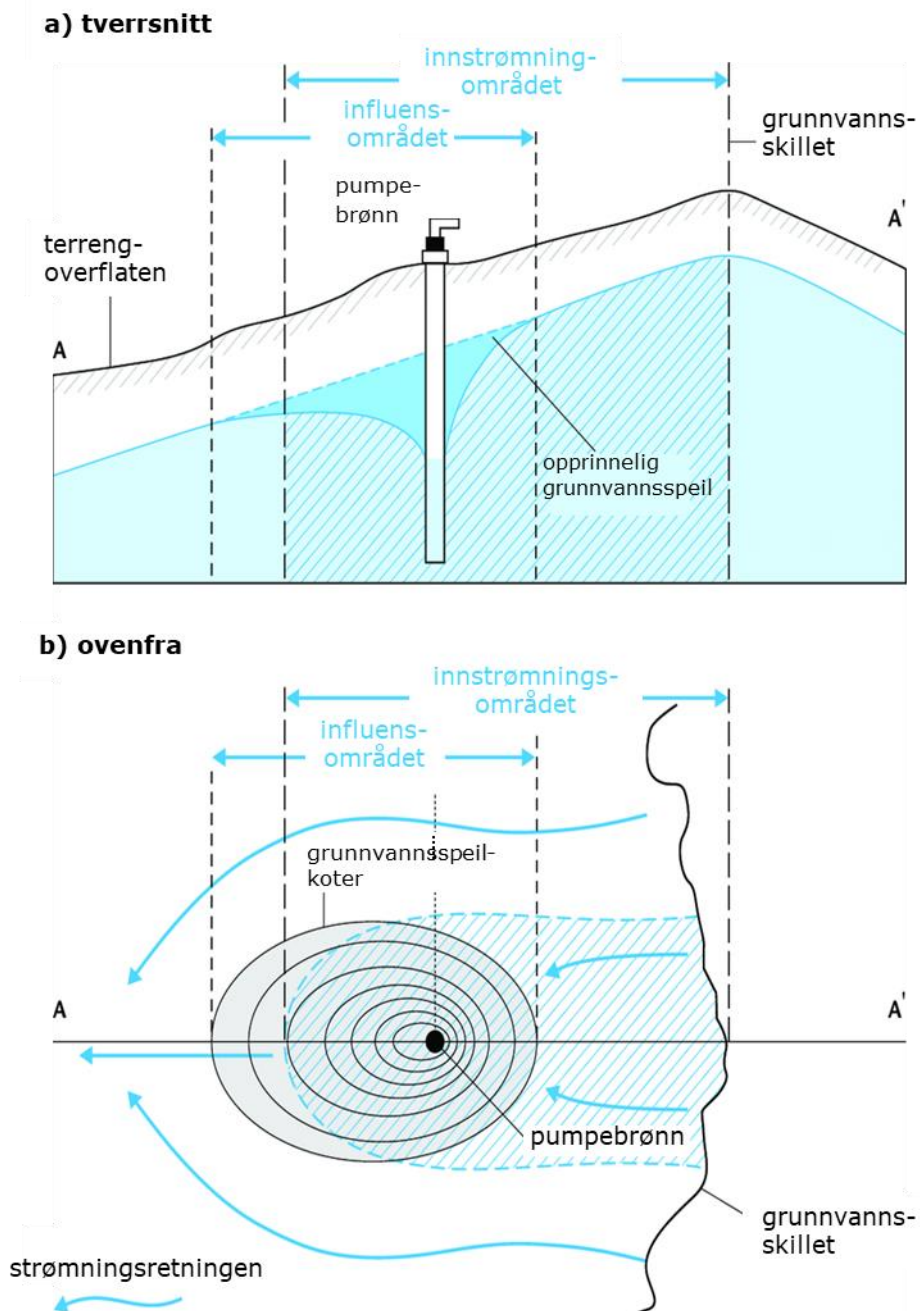


Figur 2.3: Brønninterferens mellom en pumpebrønn og infiltrasjonsbrønn, der  $a$  representerer den individuelle senkningen rundt pumpebrønn A, og  $a'$  representerer den individuelle oppstuvningen rundt infiltrasjonsbrønn A'. Grunnvannsstanden i avstand  $b$  fra brønnene er summen av  $a$  og  $a'$  (modifisert etter Brattli, 2009)

### 2.1.6 Senkning ved bakgrunnsgradient

De fleste akviferer har en viss helning på grunnvannsspeilet, noe som vil påvirke geometrien og utstrekningen til senketrakten rundt en pumpebrønn. Som det fremkommer i figur 2.4, vil senkningen oppstrøms brønnen ha mindre utstrekning og brattere gradient enn senkningen nedstrøms brønnen. I tillegg vil innstrømningsområdet til brønnen være større oppstrøms enn nedstrøms. Influensområdet og innstrømningsområdet er derfor ikke overlappende, sånn som det er i tilfeller der grunnvannsspeilet har ingen helning.

Asymmetrien kan skyldes at grunnvannsgradienten oppstrøms heller naturlig ned mot brønnfilteret og derfor ikke trenger ytterligere senkning for vanntilførsel. Nedstrøms brønnen må den naturlige strømningsretningen snus  $180^\circ$  for å mate brønnen, noe som



krever mye senkning. Gradienten på det ytre området av senketrakten nedstrøms brønnen er ikke stor nok til å overkomme den naturlige gradienten, og vil derfor ikke bidra med noe vann til brønnen. Disse mekanismene antas å bli forsterket med økende naturlige strømningshastigheter, hvilket vil si at senketrakten blir lengre og smalere ved økende bakgrunnsgradient.

### 2.1.7 Tilleggssenkning

Flere faktorer kan forårsake ytterligere trykkfall rundt en pumpebrønn. Med avtagende strømningsareal ( $2\pi rh$ ) inn mot brønnen, øker strømningshastigheten (likning 2.7). Dersom hastigheten blir for høy kan det forekomme turbulent strømming, hvilket medfører friksjonstap både i brønnfilteret og i formasjonen rundt (Houben, 2015). Ifølge Houben (2015), vil det som regel alltid forekomme turbulent strømming i nærheten av en pumpebrønn. Andelen turbulent strømming i forhold til laminær strømming antas å øke med økende strømningshastigheter.

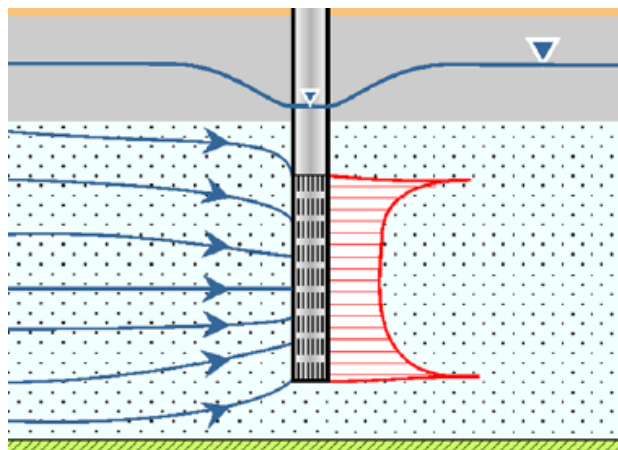
Den totale senkningen rundt en pumpebrønn er summen av trykktapet i akviferen og trykktapet i brønnområdet, formulert ved (Jacob, 1947)

$$s = BQ + CQ^2 \quad (2.9)$$

der  $Q$  er pumperaten,  $B$  er koeffisienten for trykktap i akviferen og  $C$  koeffisienten for trykktap i brønnen, samt i formasjonen rundt. Leddet  $BQ$  representerer den laminære strømmingen i akviferen, og viser en lineær sammenheng mellom trykktapet og pumperaten. Leddet  $CQ^2$  representerer den turbulente strømmingen i brønnområdet og viser at trykktapet er proporsjonalt med andrepotensen til pumperaten. Energitalpet ved laminær og turbulent strømming skyldes henholdsvis vannets viskositet og sentrifugalkrefter (Houben, 2015). Ved å dividere senkningen ( $s$ ) på pumperaten ( $Q$ ), får man den spesifikke senkningen rundt brønnen. Om dette plottes som tidsserier, kan man se på endringer i brønncapasiteten over tid.

Dersom brønnfilteret kun delvis penetrerer akviferen vil det forekomme vertikal strømming inn mot filteret (figur 2.5). Vann med en vertikal strømningskomponent har lengre strømningsbaner enn vann som strømmer horisontalt, hvilket ved økende strømningshastigheter medfører trykktap (Houben, 2015). De fleste akviferer er i tillegg anisotrope med en lavere hydraulisk konduktivitet i vertikal retning sammenlignet med horisontal retning, noe som bidrar til mer senkning ved vertikal strømming (Houben, 2015).

Brønnboring medfører en sone av forstyrrede løsmasser rundt brønnen kalt skin (Chen og Chang, 2006). Inntrengning av finstoff eller boreslam i formasjonen rundt medfører lavere hydraulisk konduktivitet. Siden dette medfører økt trykktap inn mot brønnen, blir sonen i dette tilfellet kalt positivt skin. Ved filtertil trekking kan det lages et formasjonsfilter med høyere hydraulisk konduktivitet rundt brønnen, hvilket medfører lavere trykkfall inn mot brønnen. I dette tilfellet kalles sonen negativ skin (Chen og Chang, 2006).



Figur 2.5: Effekten av et delvis penetrerende brønnfilter med strømningslinjer markert i blått og innstrømningsraten til filteret markert i rødt (Houben, 2015)

### 2.1.8 Utfellingsproblematikk

Pumping eller infiltrering i en brønn vil som regel forstyrre de naturlige forholdene i akviferen. Nye strømningsregimer, oksygenforhold, vanntemperaturer og pH-nivåer kan gi utfellinger med mekanisk, kjemisk eller biologisk opprinnelse. Dette kan medføre avtagende hydraulisk konduktivitet i løsmassene rundt brønnen eller mindre innstrømningsareal i filteret, noe som øker den turbulente strømningskomponenten.

#### I. Mekaniske utfellinger

Mekaniske utfellinger skyldes sedimenter som eroderes ved økende strømningsregimer fra formasjonen rundt brønnen. De suspenderte partiklene kan enten avsettes i slissene på filteret, inni brønnen eller i øvrige områder i vannanlegget (Brattli, 2009).

#### II. Kjemiske utfellinger

De vanligste kjemiske utfellingene i løsmassebrønner er jern- og manganhydroksider, samt ulike karbonatmineraler. I Øvre-Romerike akviferen skyldes løst jern og mangan hovedsakelig oksidering av kismineraler (Jørgensen et al., 1991). Ifølge analyser fra Jørgensen et al. (1991), inneholder uforvitrede sedimentprøver 0.4-0.7 wt% pyritt ( $\text{FeS}_2$ ), noe som vil produsere løst jern(II) og sulfat ( $\text{SO}_4^{2-}$ ) ved oksidering. Karbonationene ( $\text{CO}_3^{2-}$ ) antas å skyldes oppløst kalsitt- ( $\text{CaCO}_3$ ) og atmosfærisk karbondioksidgass ( $\text{CO}_2$ ) (Jørgensen et al., 1991).

Følgende avsnitt vil gi en kort, forenklet beskrivelse av mekanismene som ligger bak de kjemiske utfellingene. På grunn av de relativt høye jernkonsentrasjoner i Øvre-Romerike akviferen og en rask utfellingskinetikk, som ofte hovedgrunnen til gjentetting av brønner, vil fokuset være på jern.

Kjemiske utfellinger skjer som regel når forbindelsen endrer seg fra å være stabil i vannfase til å være stabil i fast fase. Enkelte mineraler og ioner er kun stabile under gitte pH- og redoksforhold. pH-nivået bestemmes ut ifra aktiviteten av  $\text{H}^+$ , mens redokspotensialet bestemmes ut ifra aktiviteten til frie elektroner og angis i Eh (Benjamin, 2015). En høy Eh tilsvarer oksiderende forhold der elektronaktivitet er lav. De naturlige Eh- og pH-forholdene varierer med dypet nedover i jordprofilen. Figur 2.6 viser en oversikt over hvilke jern-spesieringer som er stabile under gitte Eh-pH- forhold i en

løsnings som inneholder karbonat og sulfat. På grunn av en høy alkalitet og at oksygen forbrukes til forvitring/nedbrytning, er grunnvann i naturlig tilstand ofte noe basisk og redusert. Under disse forholdene er jern stabilt i løst form ( $Fe^{2+}$ ) (figur 2.6). Som det fremkommer i diagrammet, avtar løseligheten til jern med økende Eh- og pH nivåer (Garrels og Christ, 1965).

Stabiliteten til de fleste kjemiske komponenter blir i tillegg påvirket av temperatur- og trykkforhold. Løseligheten til gasser øker med avtagende temperaturer og økende trykk, mens konsentrasjoner av ioner som kan være i løsning før vannet blir overmettet, øker som regel med økende temperaturer (Benjamin, 2015).

Når det pumpes eller infiltreres vann, er det flere ulike prosesser som kan forstyrre den naturlige kjemiske sammensetningen til grunnvannet. Filteret i en pumpebrønn kan for eksempel penetrere forskjellige lag med ulik vannkemi som blandes ved pumping. Senketrakten kan synke ned mot filteret slik at oksygen introduseres i vannet, eller det kan infiltreres vann med ulik vannkemi fra vannet i akviferen det infiltreres i. Det er ofte mer problemer med utfellinger i infiltrasjonsbrønner sammenlignet med pumpebrønner. Dette skyldes at vannet i en returbrønn ofte har lavere trykk enn i pumpebrønnen, noe som reduserer løseligheten av  $CO_2$ -gass. Avgassing av  $CO_2$  medfører minkende karbonsyre konsentrasjoner, noe som kan medføre utfellinger grunnet økt pH (se Eh-pH diagrammet, figur 2.6).

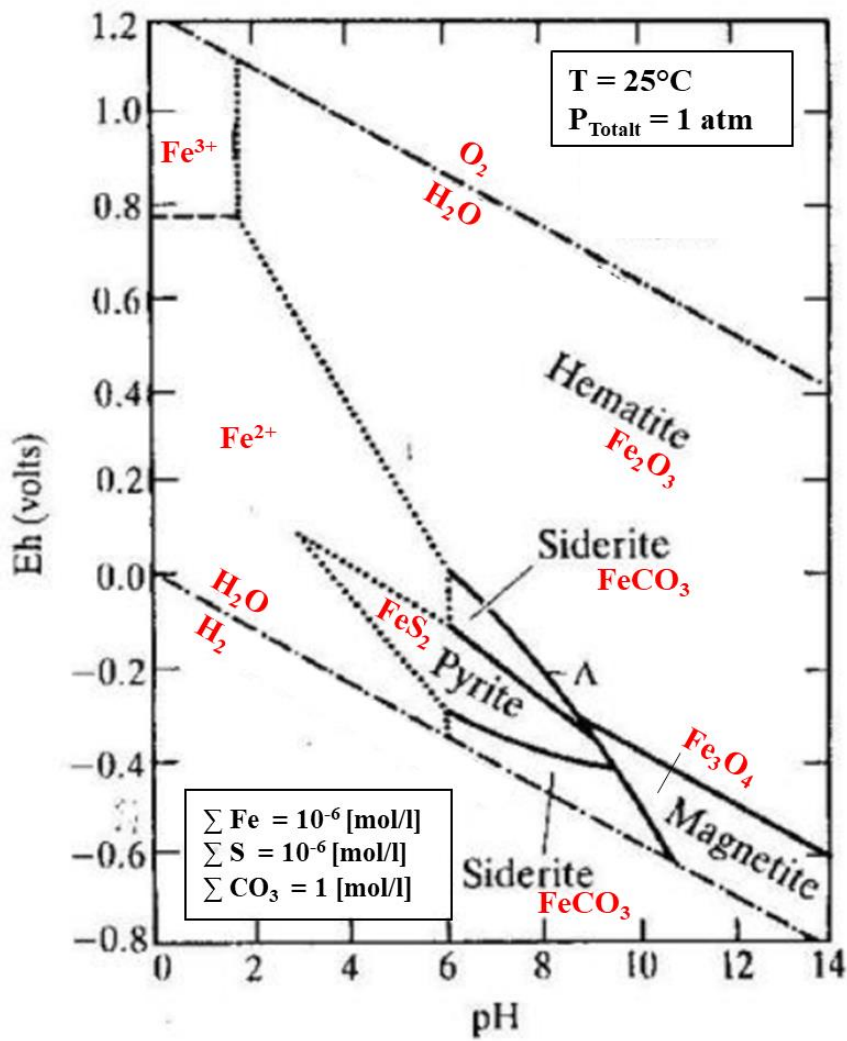
Reaksjonskinetikken til jern(II) beskriver den tiden det tar før metallionet oksiderer. Stumm og Lee (1961) fant ut at oksidasjonskinetikken til jern(II) avhenger av pH, samt aktiviteten til jern(II) og oksygen. Denne sammenhengen kan uttrykkes ved (Stumm og Lee, 1961)

$$-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt} = k[Fe^{2+}]P_{O_2}[OH^-]^2 \quad (2.10)$$

der leddet  $-\frac{d[Fe^{2+}]}{dt}$  angir hvor mye konsentrasjonene av jern(II) avtar per minutt,  $P_{O_2}$  er partialtrykket til oksygen og  $k$  er en konstant som er  $1.5 (\pm 0.5) \times 10^{13}$  liter<sup>2</sup> mol<sup>-2</sup> atm<sup>-1</sup> min<sup>-1</sup> ved 20.5°C. Reaksjonskinetikken er temperaturavhengig. Ved en gitt pH vil en temperaturøkning på 15°C tidobles reaksjonshastigheten (Stumm og Lee, 1961). Om oksidasjonskinetikken er rask kan det forventes utfellinger i filteret eller i formasjonen rundt filteret. Ved langsom oksidasjonskinetikk kan det forventes utfellinger ellers i vannanlegget eller ingen utfellinger i det hele tatt.

### III. Biokjemiske utfellinger

Jern- og mangan oksiderende bakterier kan katalysere utfellinger, hvilket medfører en raskere oksidasjonskinetikk. Bakteriene tilegner seg energi ved å oksidere de løste metallene.



Figur 2.6: Eh - pH diagram for jern (Fe) ved 25°C og 1 atmosfæretrykk. Totalinnholdet av svovel (S)- og jernspesieringene i løsningen er  $10^{-6}$  mol/l, mens karbonat ( $CO_3$ )-spesieringene er 1 mol/l. Modifisert etter Garrels og Christ (1965)

## 2.2 Massetransport

I porøse medier er det flere ulike mekanismer som sørger for transport av løste forbindelser eller vannmolekyler. Disse mekanismene transporterer masse parallelt eller på tvers av strømningsretningen til grunnvannet ved ulike prosesser kalt adveksjon, diffusjon og dispersjon. Følgende avsnitt vil gi en kort innføring i disse transportmekanismene.

- Adveksjon transporterer det løste stoffet parallelt med grunnvannsstrømningen. Denne mekanismen forutsetter kun forflytning i transportretning og antar ingen fortykning (Brattli, 2009). Ifølge Brattli (2009) er størrelsen på massefluksen avhengig av konsentrasjonen til det løste stoffet og den lineære, gjennomsnittlige strømningshastigheten (likning 2.4).

Spredningen av kjemikaler følger i stor grad grunnvannsstrømningen, men vil også påvirkes av fortykningsprosesser kalt dispersjon og diffusjon. Som regel forekommer det mest fortykning med strømningsretningen.

- Dispersjon er spredning som skjer på grunn av hindringer i strømningsbanen. Siden partikler strømmer ulike veier gjennom et porøst medium, oppstår det ulike partikkelhastigheter. På makronivå skyldes de spredte strømningsveiene inhomogeniteter og ulike geometrier på løsmassene. Dette kan være linser av finere materiale eller skrålag som forbindelsene må strømme rundt eller gjennom. På mikronivå kan dispersjon oppstå på grunn av ulik størrelse og form på kornene vannet eller partiklene strømmer rundt. Som regel tar partiklene ulike baner med varierende banelengder rundt kornene. Dispersjonen er også avhengig av porestørrelsene. I midten av de største porene er det minst friksjon, her vil også hastigheten være høyest (Brattli, 2009).

Størrelsen på dispersjonskoeffisienten varierer med spredningsretningen i forhold til strømningsretningen til grunnvannet. Ifølge (Lovanh et al., 2000) antas det mest dispersjon parallelt med grunnvannsstrømningen. I tillegg antas størrelsen på denne langsgående dispersjonskoeffisienten å øke med strømningslengden til grunnvannet, samt med økende grad av inhomogene løsmasser (Schulze-Makuch, 2005). Lovanh et al., formulerte en grov tommelfingerregel for spredning på tvers av grunnvannsstrømningen. Den horisontale dispersjonskoeffisienten kan angis som 30% av den langsgående dispersjonskoeffisienten, mens den vertikale koeffisienten kan angis som 5% av den langsgående dispersjonskoeffisienten. Som regel er usikkerheten rundt dispersjonskoeffisientene stor da verdiene må estimeres ut ifra sporforsøk.

- Diffusjon er spredning som følge av konsentrasjonsgradienter. Denne mekanismen sørger for kontinuerlig spredning til hele systemet er i likevekt. Mekanismen er størst i stillestående vann eller i strømningsmedier med lav hydraulisk konduktivitet, som for eksempel i leire (Brattli, 2009).

### 2.2.1 Tredimensjonal massetransport

I et tredimensjonalt og transient grunnvannssystem kan skjebnen og transporten til kjemikalie ( $k$ ) uttrykkes ved (Zheng og Wang, 1999)



$$\frac{\partial(\theta C^k)}{\partial t} = \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} \left( \theta D_{ij} \frac{\partial C^k}{\partial x_j} \right)}_{\text{Dispersjon}} - \underbrace{\frac{\partial}{\partial x_i} (\theta v_i C^k)}_{\text{Adveksjon}} + \underbrace{q_s C_s^k}_{\text{Kilde/avløp}} + \underbrace{\sum R_n}_{\text{Kjemiske reaksjoner}} \quad (2.11)$$

Der

- $\theta$  = Porøsitet
- $C^k$  = Konsentrasjon til kjemikalet  $k$
- $t$  = Tid
- $x_{ij}$  = Avstand langs respektive kartesiske koordinat-akser
- $D_{ij}$  = Hydrodynamisk dispersjonskoeffisient
- $v_i$  = Lineær strømningshastighet (relatert til Darcy hastigheten)
- $q_s$  = Volumetrisk strømningsrate per enhetsvolum i akviferen. Negative verdier representerer kilder og positive verdier avløp
- $C_s^k$  = Konsentrasjon av kjemikalet  $k$  i vann som strømmer fra kilden eller til avløpet
- $\sum R_n$  = Kjemisk reaksjonsuttrykk

Det fire ulike leddene i rekkefølge fra venstre til høyre representerer dispersjon, adveksjon, kilde eller avløp og kjemiske reaksjoner (som for eksempel nedbrytning).

### 2.2.2 Sorpsjon

Sorpsjon defineres som prosessen der en substans løst i gass eller væske (sorbat) blir tatt opp eller bundet av et fast stoff eller væske (sorbent). Begrepet er en fellesbetegnelse for adsorpsjon, absorpsjon og ionebytte som kan defineres ved (Fetter, 2001);

- Adsorpsjon er prosessen der en løst forbindelse fester seg på overflaten av et fast stoff eller en væske (Artioli, 2008).
- Absorpsjon er prosessen der en løst forbindelse diffunderer inni et fast stoff og fester seg på det indre porerommet. Den reverserte prosessen der et molekyl/ion løsner fra et fast flate kalles desorpsjon (Fetter, 2001).
- Ionebytte er prosessen der adsorberte ioner blir erstattet av ioner i løsning. De adsorberte ionene sørger hele tiden for en nøytral overflateladning på mineralet/jordkolloidet. Hvilke ioner som adsorberes avhenger av pH, redoksforhold, ionekonsentrasjonen samt ladning og radius på ionet (Brattli, 2009).

Forbindelser med ladning og høyt spesifikt overflateareal er særlig gode sorbenter. Eksempler på slike forbindelser er hydroksider, oksider, organisk materiale og leirmineraler (Brattli, 2009).

Det er mest sorpsjon i det øvre jordprofil. Her er det på grunn av god tilgang til oksygen ofte utfellinger av jern- og mangan hydroksider/oksid. I tillegg er det på grunn av forvitningsprosesser i øvre jordprofil, mer finstoff og derav mer spesifikt overflateareal. Det øvre humuslaget har som regel et høyt innhold av organisk materiale

som anses som gode sorbenter. Sedimentkornene i umettet sone er ofte tett omsluttet av adhesivt og kapillært bundet vann som fører de løste forbindelsene nærmere kornoverflatene slik at sorpsjonsprosesser lettere oppstår (Brattli, 2009).

De fleste mineralkorn har en negativ overflateladning slik at kationer ofte er foretrukne sorbater. I tillegg har kationer mindre ioneradius på grunn av overvekt av protoner i ionestrukturen, noe som gjør at dipolbindinger lettere oppstår. Leirmineraler har i enkelte områder positiv overflateladning der anioner kan adsorberes. Denne effekten er ofte liten på grunn av større ioneradius på anioner sammenlignet med kationer (Brattli, 2009).

### 2.2.3 Fordelingskoeffisienten

For å kunne si noe om transporten av et kjemikal i grunnen, kreves det kjennskap til hvordan kjemikalet fordeler seg mellom de ulike fasene i systemet.

Fordelingskoeffisienten ( $K_d$ ) [l/kg] angir forholdet mellom konsentrasjonen til et kjemikal i vannfase og et kjemikal sorbert til et sediment når systemet er i likevekt, definert ved (Johnson et al., 2007)

$$K_d = \frac{C_s}{C_w} \quad (2.12)$$

Der  $C_s$  er konsentrasjonen i fast fase [ $\mu\text{g}/\text{kg}$ ] og  $C_w$  konsentrasjonen i vannfase [ $\mu\text{g}/\text{l}$ ].  $K_d$  avtar lineært med økende likevektskonsentrasjoner etter hvert som sedimentene blir mettet med sorbenter (Johnson et al., 2007).

Koeffisienten antas å øke med minkende kornstørrelser på grunn av økt spesifikt overflateareal. I tillegg antas det at  $K_d$ -verdiene avtar med vannmetningsgraden da en tynnere vannfilm rundt sedimentkornene bringer kjemikalet nærmere kornoverflaten slik at sorpsjonsreaksjoner lettere oppstår.

### 2.2.4 Retardasjonsfaktoren

Sorpsjon sørger for at transporten av løste forbindelser er saktere enn transporten av vannmolekyler. Retardasjonsfaktoren ( $R$ ) angir hvor mye hastigheten på kjemikalet forsinkes i forhold til hastigheten på grunnvannsstrømningen. Faktoren beregnes empirisk og brukes hovedsakelig i strømningsmodelleringer. I vannmettede porøse medier kan faktoren uttrykkes ved (Appelo og Postma, 2005)

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{n_{eff}} K_d \quad (2.13)$$

der  $\rho_b$  er tettheten til jordprøven,  $n_{eff}$  er den effektive porøsiteten og  $K_d$  er fordelingskoeffisienten.

For å estimere en  $R$ -verdi i et strømningsmedium som ikke er vannmettet, kan  $n_e$  i uttrykk 2.2 erstattes med det volumetriske vanninnholdet ( $\theta$ ) (Krupka et al., 1999). Retardasjonen vil i dette tilfellet øke med avtagende vanninnhold.

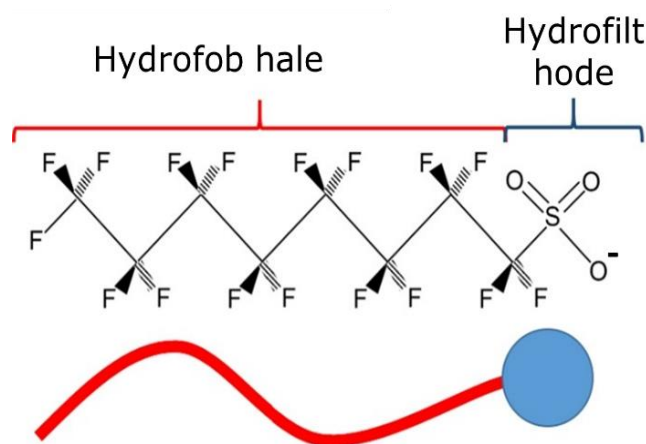
## 2.3 Perfluoroktylsulfonat

Perfluoroktylsulfonat (PFOS) er en organisk miljøgift som ble produsert fra 1949 til 2002. Forbindelsen ble tilsatt produkter for å gi en overflate olje- og vannavstøtende egenskaper, eller for å senke overflatespenningen. PFOS kan kun fremstilles syntetisk og ble hovedsakelig tilsatt i brannslukningsskum og impregneringsmiddel fram til de miljøskadelige effektene ble kjent i 2002. Forbindelsen har blitt påvist i jord, biota, grunnvann og overflatevann over hele verden, der det antas at mesteparten av

forurensningene skyldes brannslukningsskum (Ahrens et al., 2015). På grunn av forbindelsens svært persistente, bioakkumulerende og biomagnifiserende egenskaper, ble PFOS lagt til i Stockholm-konvensjonen over persistente organiske forbindelser i 2009 (United Nations Environment Programme [UNEP], 2009).

Flere studier har undersøkt mulige økologiske og fysiologiske skadevirkninger fra per- og polyfluorerte forbindelser (PFC). Forbindelsene har vist seg å være svært bioakkumulerende og biomagnifiserende (Martin et al., 2004), der oppkonsentreringen er knyttet til proteininnhold og ikke til lipidinnhold som ved andre miljøgifter (Wen et al., 2016). På grunn av overflateaktive egenskaper, antas det at forbindelsen har affinitet til cellemembraner. I en type alger er det påvist at PFOS har økt permeabiliteten til membranene som videre har begrenset algeveksten (Liu et al., 2008). Hos pattedyr har PFC vist seg å påvirke immunforsvaret (DeWitt et al., 2008), hormonnivåene (Martin et al., 2004), forsinket fosterutviklingen (Wolf et al., 2007), samt å være giftig og kreftfremkallende for leveren (Seacat et al., 2002).

PFOS består av en perfluorert alkylkjede bundet til en hydrofil sulfonatgruppe (figur 2.7). Den perfluorerte kjeden omfattes av åtte karbonatomer (C) mettet med fluor (F). Kjeden er lite løselig i vann og fett da gruppen både er hydrofob og lipofob (Nakata et al., 2006). Likevel er PFOS en svært løselig, noe som skyldes det hydrofile sulfonatgruppen ( $\text{SO}_3^-$ ). Sulfonat er den konjugerte basen til den sterke syren sulfosyre. Siden syren dissosierer fullstendig i vannfase, er anionet den mest stabile spesieringen ved de fleste pH-nivåer. Den høye løseligheten medfører at PFOS har et lavt damptrykk og er lite flyktig (Benskin et al., 2010).

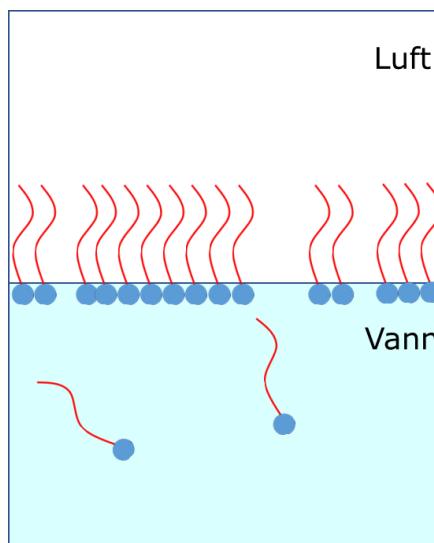


Figur 2.7: PFOS-molekylet med en perfluorert karbonkjede til venstre og en sulfonatgruppe til høyre. Modifisert etter Rodriguez-Freire et al. (2015)

PFOS er svært stabilt, noe som skyldes de sterke C-F bindingene i den perfluorerte karbonkjeden. Fluor er det elementet i periodesystemet med høyest elektronegativitet, kalkulert til 4 på Paulings skala (Liu et al., 2019). Dette medfører en høy bindingsenergi på 105.4 kcal/mol-1 per C-F binding (Liu et al., 2019). De sterke bindingene gjør PFOS resistent mot både termisk og kjemisk nedbrytning. Det antas at ingen naturlige prosesser er i stand til å bryte ned forbindelsen (Benskin et al., 2010).

Siden PFOS både har en hydrofil og hydrofob del, er kjemikalet et tensid. Når PFOS tilsettes i vann, vil ionene diffundere og adsorberes i grenseflatene mellom ulike faser (figur 2.8). Den hydrofile karbonkjeden vil orientere seg vekk fra vannet, mens sulfonatgruppen er løst i vannfase. Ved høye nok konsentrasjoner danner PFOS en hinne ved faseovergangene. Siden ionene ikke fordeler seg i noen av fasene, kan hinnen anses som en tredje fase. Ulike grenseflater PFOS kan adsorberes på kan være mellom;

- gass og fast stoff
- vann og sediment
- vann og suspendert fast stoff
- suspendert fast stoff og sediment
- gass og vann



Figur 2.8: Konseptuell figur av PFOS som et overflateaktivt stoff. Her i grensesjiktet mellom luft og vann

Vann i kontakt med luft har normalt en høy overflatespenning. Ved å tilføre et tensid som penetrerer overflaten, vil overflatespenningen svekkes da de intermolekulære kreftene mellom tensidet og vannmolekylene er mindre enn mellom vannmolekylene (Kosswig, 2000).

I umettet sone er en stor andel av porerommet delvis fylt av vann og luft. Sedimentkornene ofte er tett omsluttet av adhesivt og kapillært bundet vann, noe som gir et stort areal av luft-vann grensesjikt. Costanza et al. (2019) beregnet at opp til 78% av PFOS kan adsorberes i luft-vann grensesjiktet i umettede, finkornede medier, hvorav resten er løst i vannet eller adsorbent på mineralkornene. Modelleringer utført av Brusseau (2018), påviste at 50% av forbindelsen i adsorberes i luft-vann grensesjiktet i umettet sand. Ved et sandboksforøk fra Nygård et al. (2017), ble det påvist at PFOS tenderer å bli trukket opp i den kapillære sonen.

På grunn av at PFOS er overflateaktivt, lipofob og resistent mot høye temperaturer, er forbindelsen egnet til å slukke fettbranner. PFOS ble derfor tilsatt brannslukningsskum av typen vannholdige hinnedannende skum konsentrater (Aqueous Film-Forming Foam Concentrates, AFFF). AFFF danner en kvelende og avkjølede hinne over det brennende drivstoffet. Dette skjer ved at tensidene i skummet svekker overflatespenningen til brennstoffet slik at skummet fordeler seg raskt utover overflaten. Her dannes det en vannhinne under AFFF som effektivt kjøler ned drivstoffet (Schaefer et al., 2008).

Andelen perfluorinerte forbindelser i AFFF utgjorde som regel mellom 1-5% (Yeung et al., 2013). PFOS i AFFF ble erstattet av andre PFC-er da de miljøskadelige effektene av forbindelsen ble kjent i 2002. For øvrig ble det senere påvist at enkelte av disse kan bli brutt ned til PFOS (Dimitrov et al., 2004).

Sammenlignet med andre persistente miljøgifter, er fordelingskoeffisienten ( $K_d$ ) for PFOS lav, noe som trolig skyldes at forbindelsen er svært løselig. Koeffisienten antas å være sterkt avhengig av vannmetningsgrad og kornstørrelser. I den mettede sone antas størrelsen på koeffisienten å være avhengig av strømningshastighetene (Guelfo, 2013a). Johnson et al. (2007) fant  $K_d$  verdier fra 2.81 l/kg for sand til 18.3 l/kg for leire ved varierende pH-forhold. Ved kolonneforsøk i vannmettet sand fant Guelfo (2013a, s.80-81)  $K_d$ -verdier mellom 0.22 og 4.4 l/kg.

Retardasjonskoeffisienten til PFOS er blitt undersøkt ved laboratorium-forsøk. Nygård et al. (2017) en retardasjonskoeffisient på mellom 1.6 og 1.8 ved kolonneforsøk med vannmettet sand. Dette er i overenstemmelse med Brusseau et al. (2019), som målte en retardasjonskoeffisient på 1.8 i vannmettet sand.

PFOS kan ligge lenge lagret i umettet sone hvor forbindelsen kan mobiliseres ved kraftig infiltrasjon. Dette kan skje ved intense nedbørsperioder, under brannslukningsøvelser der det benyttes store mengder vann som slukningsmiddel, eller ved den store snøsmeltinga i april og mai. Vannet perkolerer som regel gjennom umettet sone via foretrukne strømningsveier. Disse kan endre plassering og i enkelte tilfeller krysse en lomme med AFFF-rester slik at PFOS lekkes ut. Utlekkingen av PFOS kan også påvirkes av andre overflateaktive stoffer eller emulgatorer i skummet. Én type sorbat kan for eksempel utkonkurreres av en annen (Guelfo, 2013b).

PFOS i umettet sone kan mobiliseres mekanisk, noe som er typisk ved menneskelig aktivitet som graving, pæling, boring av brønner, mm. Siden PFOS antas å være bundet i faseoverganger, er forbindelsen følsom for mekanisk forstyrrelse av grenseflater. Når AFFF-holdig jord vibrerer, brytes overflatespenningene mellom PFOS molekylene i skummet (Norges Geotekniske Institutt [NGI], 2015b). I tillegg vil vannet som omslutter jordpartiklene oppslemmes, noe som endrer strukturen til jordpartiklene. Dette medfører at PFOS oppfører seg som en løst forbindelse under vibrering, noe som muliggjør transport fra umettet til mettet sone. Ved hjelp av ristetester, fant NGI (2015b) en gjennomsnittlig utlekkingsandel på 116 % av det totale PFOS-innholdet i jordprøver hentet fra BØF. Den høye prosentandelen skyldes at metoden som ble brukt til å måle totalinnholdet ikke klarte å ekstrahere ut alt PFOS fra jordprøven.

## 2.4 Geologisk setting

### 2.4.1 Geografi og historisk bakgrunn

OSL er lokalisert på Gardermoen på grensen mellom Nannestad og Ullensaker kommune omtrent 50 km nord for Oslo. Flyplassen er Oslos hovedflyplass og har to rullebaner, en østre og vestre som er henholdsvis 3600 og 2950 meter lang. Totalt dekker flyplassen et område på omtrent 12 km<sup>2</sup> (se kart, figur 2.9).

Regjeringen vedtok å etablere flyplassen på Gardermoen i oktober 1992. OSL ble åpnet seks år senere i oktober 1998. Området ble i utgangspunktet brukt til militær virksomhet, noe som kan spores tilbake til 1740. I 1912 ble det etablert en militær flyplass på lokaliteten, som i 1996 ble erstattet av en militær flystasjon i forbindelse med utbyggingen av OSL (Kristiansen, et. al, 2019).

Brannøvingsfeltet (BØF) ligger i det nordvestre hjørnet på flyplassen og dekker et areal på omtrent 32 000 m<sup>2</sup> (se kart, figur 2.9). Området har blitt brukt til brannslukningsøvelser fra og med 1989/1990, først av luftforsvaret og senere av OSL etter åpningen av flyplassen (NGI,2018). Se delkapittel 2.6.1 for nærmere beskrivelser av øvingsfeltet.



Figur 2.9: Ortofoto av OSL med BØF markert med en rød firkant (Kartverket, 2019a)

## 2.4.2 Regional kvartærgeologi

Gardermoen er Norges største glasifluviale delta og utgjør en stor andel av Norges største grunnvannsmagasin, Nordre Romerike Akviferen. På grunn av sin størrelse, har Gardermoendeltaet vært gjenstand for en rekke undersøkelser de siste 90 årene, med økt intensitet på 90 tallet i forbindelse med etableringen av OSL nord på deltaflaten. Deltaet ble dannet under avsmeltingen etter Weichsel for omtrent 10 000 år siden. Ifølge Sørensen (1983) var Romerike på den tiden en grunn og vid fjord som strakk seg 50 km i nord-sørgående retning fra Oslo. På grunn av fem hovedopphold i isens tilbaketrekning, ble det avsatt respektive israndavsetninger i fjorden med oppbygging til havnivå. Gardermoendeltaet var det tredje og største av dem.

Nedsmeltingen av fjorden skjedde i løpet av en periode på 400 år mellom 9800 til 9400 BP. Dette er basert på C14-dateringer av skjellfragmenter funnet i israndavsetningene, hvorav Gardermoendeltaets alder er bestemt til å være 9500 år (Sørensen, 1983). Den raske nedsmeltingen antas å skyldes overgangen fra et kaldere og våtere klima i Yngre Dryas til et tørrere og varmere klima i Preboreal tid (Dansgaard et al., 1989). Det hevdes at klimaet i Preboreal var varmere og tørrere enn dagens klima. Ifølge Tuttle (1997), ble avsmeltingen av det skandinaviske isdekket etterfulgt av en regional landheving som i midtre preboreal tid var på ca. 10m/100 år. I løpet av avsmeltingen av Romerikefjorden falt havnivået med ca. 56 meter.

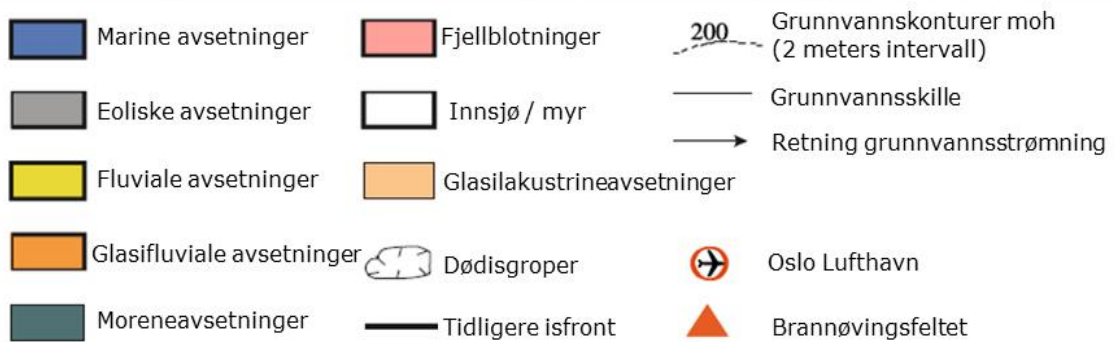
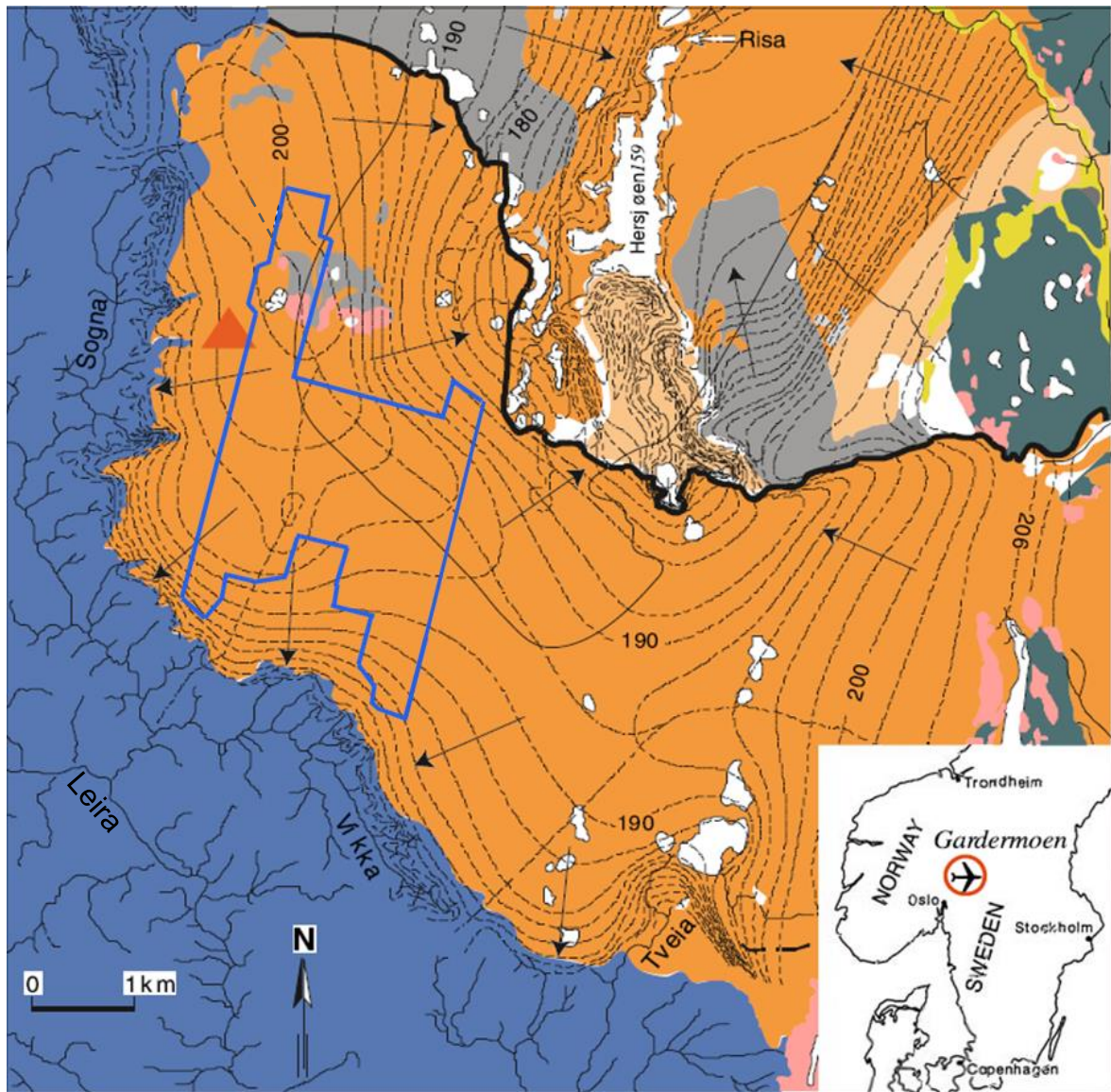
Gardermoendeltaet bygde seg ut fra 4 til 6 km i vanddyp på mellom 60 og 150 meter (Tuttle et al., 1997). Avsetningen er beregnet til å romme et volum på 4.4km<sup>3</sup>. Tuttle et al. (1997) estimerte at Gardermoendeltaet ble avsatt i løpet av en periode på 70 år, noe som tilsvarer en ekstremt høy gjennomsnittlig sedimentasjonsrate på ca. 6×10<sup>7</sup> m<sup>3</sup>/år. Deltaflaten er senket fra sør mot nord, noe som skyldes tilbaketrekningen av brefronten samtidig med havnivåsenkningen under oppbyggingen. Avsetning ble dannet ved et relativt havnivå på 203-205 moh. (Tuttle et al., 1997).

Deltaet ble dannet ved fullskala ablasjon med både subglasial, englasial og supraglasial tilførsel av vann og sedimenter til brefronten (Tuttle et al., 1997). Avsetningen utviklet seg fra en undersjøisk iskontaktvifte til et iskontaktdelta, noe som skyldtes økt intensitet på nedsmeltingen samt heving av fjordbunnen grunnet regionalt oppløft (Sørensen, 1983).

Gardermoendeltaet utgjør et kompleks av to sammenvokste subdeltaer kalt Trandum og Li (Østmo, 1977). Subdeltaene ble tilført smeltevann og sedimenter med utstrømning fra hver sine hovedbreporter ved Trandum- og Helgebostad (figur 2.11). Disse er identifisert ut ifra subglasiale eskere. Deltakomplekset totale areal er ca. 79km<sup>2</sup>, hvorav Li utgjør omtrent 58km<sup>2</sup> (Østmo, 1977).

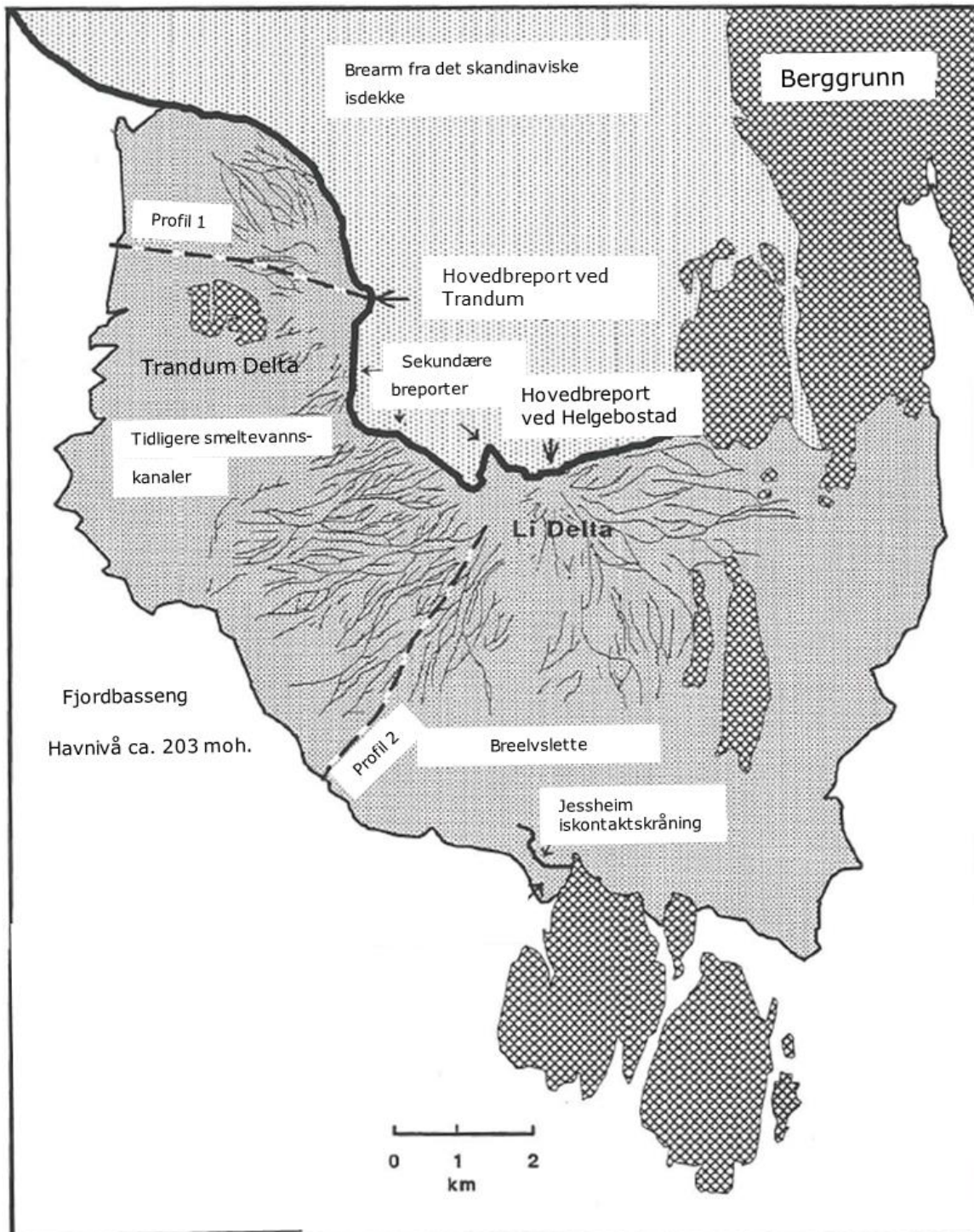
Mot siste fase i deltaoppbyggingen økte intensiteten på nedsmeltingen slik at hele brefronten ble kilde til smeltevann og sedimenter. Dette er avledet fra undersøkelser av de forgrenede elvene på sanduren fra siste del av avsetningsperioden (Tuttle et al., 1997). Kollaps av tilførselskanalene nært breportene medførte avsetninger av dødis som i dag utgjør grytehullsjøene nært Trandum (se kart, figur 2.10) (Dagestad, 1998).





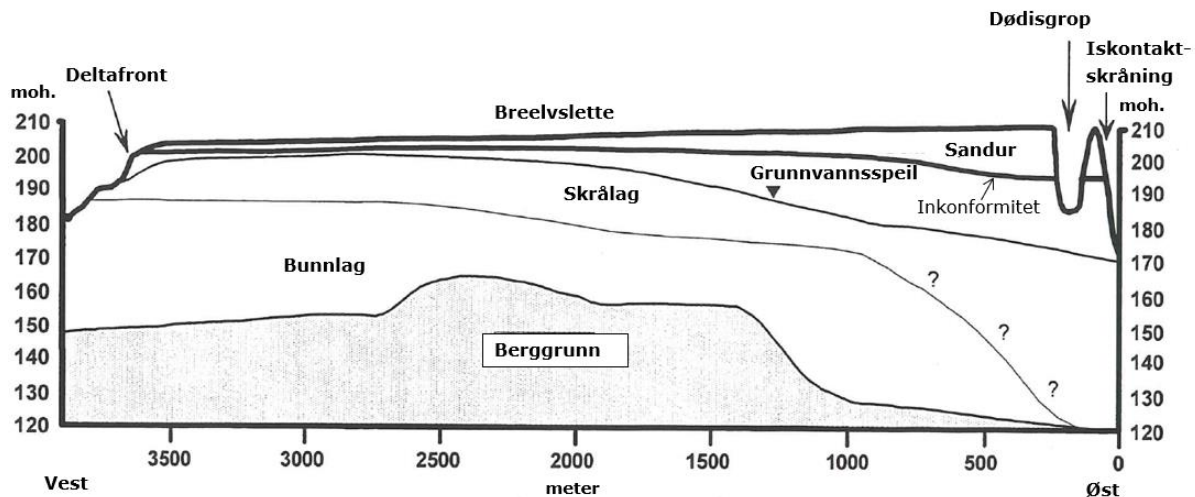
Figur 2.10: Kvartærgeologisk og hydrogeologisk kart av Gardermoen og området rundt. Omrisset av OSL er markert med blått. Grunnvannskotene er basert på målinger fra 1965 til 1974 (Østmo, 1976) (modifisert etter Tuttle 1997; Dagestad 1998; Klonowski et al. 2005)





Figur 2.11: Gardermoendeltaet med plasseringen av hovedbreportene ved Trandum og Helgebostad. Profil 1 (figur 2.12 og figur 2.13) er markert med en stiptet linje ved Trandumdeltaet (modifisert etter Tuttle, 1997)

Den glasifluviale avsetningen kan deles inn i tre stratigrafiske enheter; et skrålag og et bunnlag som utgjør bestanddelene i et klassisk, prograderende delta, samt en overliggende sandurflate (figur 2.12). Løsmassene består hovedsakelig av sand og grus med kornstørrelser som avtar med avstanden fra iskontakten og med dybden nedover i lagene (Dagestad, 1998).



Figur 2.12: Tverrsnitt av Trandumdeltaet langs profil 1 som viser inndelingen av stratigrafiske enheter og grunnvannsspeilets beliggenhet. Profilet er blant annet basert på georadar og sedimentologisk data. Se plasseringen til profilet i figur 2.11. (modifisert etter Tuttle, 1997)

## I. Sandur

Sandurflaten ble dannet ved varierende og tidvis svært høy vannføring ved breportene som avtok radielt utover mot deltafronten (Tuttle et al., 1997). Enheten bygde seg opp til 20 meter over havnivå nært utstrømningspunktene, hvor den utviklet seg til en 270 graders breelvvifte. Smeltevann og sedimenter fra breportene kunne også tidvis strømme parallelt med brefronten, hvorpå vannet drenerte i distal retning da det møtte på et lavere relieff (Tuttle et al., 1997).

Ut ifra geologiske undersøkelser og observasjoner, kan de generelle trekkene til enheten beskrives (Dagestad,1998; Tuttle, 1997). Sanduren domineres av grov grus i sandmatriks, med gradvis avtagende kornstørrelser fra breporten mot deltafronten (Dagestad, 1998). Mektigheten til sandurenheten avhenger av distansen til breportene. Ved breportene er enheten omtrent 20 meter mektig, hvorpå den avtar til 2-3 meter mot de sentrale delene av deltaet og videre til rundt 1 meter ved deltafronten (figur 2.12) (Dagestad, 1998). I dag ligger sanduren mellom 200 og 223 moh. (Tuttle et al., 1997).

Som en typisk sandur, består enheten stort sett av horisontale lag dannet ved fluviale prosesser. Lagene og laginndelingen blir tynnere og tydeligere distalt mot deltafronten (Dagestad, 1998). Dreneringsløpene blir færre og større proksimalt. Tuttle et al. (1997) estimerte at elvekanalene utgjør omtrent 25% av det totale overflatearealet. Ut ifra dybden og bredden av disse, sammen med kornstørrelser og karakteristikken på elveryggene, kan strømningsregimene som deltaet og sandurflaten ble dannet ved estimeres. I midten av smeltesesongen om sommeren ble det beregnet en gjennomsnittlig vannføring på  $5.5 \times 10^3$  (m<sup>3</sup>/s) (Tuttle et al., 1997).

Variierende vannføring og stadig fluktuerende og forgrenede elver, medførte inhomogene avsetninger. Under de mest intense smelteperiodene ble det avsatt blokker opptil 1 meter i diameter ved Helgebostad og 0.5 meter ved Trandum (Tuttle et al., 1997). I dette området er avsetningene dominert av blokkholdig grov grus. Her er det også funnet kryssjikt som tyder på migrering av dyner i et høyere strømningsregime. De sentrale delene av sanduren er dominert av en kryssjiktet facies bestående av blokkholdig grov sand (Tuttle et al., 1997).

Det er funnet spor etter nedskjæringer på inntil 6-8 meter som tyder på plutselige kollaps av bredemte innsjøer (Tuttle et al., 1997). Nedskjæringene ble senere fylt igjen av sand transportert i det øvre strømningsregimet. Den kraftige dreneringen eroderte en inkonformitet mellom sanduren og skrålaget som ligger dypest nært breportene, hvor den blir gradvis grunnere mot deltafronten (figur 2.12). Selv om nedskjæringen tilskrives episodiske oversvømmelser, antas det at den høye sedimentasjonsraten hovedsakelig skyldes ablasjon (Tuttle et al., 1997).

Dagestad (1998) og Tuttle (1997) hevder det ble avsatt eoliske sanddyner i etterkant av deltaoppbyggingen. I senere tid har Hansen et al. (2020) funnet at flere av avsetningene i sørøst Norge som tidligere har blitt tolket som eoliske, trolig ble avsatt ved drenering av bredemte sjøer. Den mest kjente hendelsen er dreneringen av Nedre Glåmsjø, ca. 9200 år BP under siste del av avsmeltingen av Romerike, som skjedde under et relativt havnivå på mellom 160 og 170 moh (Hansen et al., 2020). De episodiske oversvømmelse antas å ha drevet med seg isberg nedover fjorden som eroderte nedskjæringer i bunnen (Longva og Thoresen, 1991).

## II. Skrålag

Skrålaget ble avsatt da de glasifluviale elvene munnet ut i fjorden. På den tiden var Romerike området en relativ stillestående fjord med en grunn bølgebasis på noen få meter. Ifølge Tuttle (1997) er det ingen synlige tegn på at avsetningene i skrålaget og bunnlaget har blitt bearbeidet av bølger

Skrålaget består av 5 til 30 cm tykke grusholdige sandlag med 0-20% innhold av grus (Dagestad, 1998). Mektigheten til enheten er omtrent 75 meter proksimalt ved Trandum, og avtar gradvis til en 15-20 meter mektighet ved deltafronten (figur 2.12). Lagene heller fra 10 til 28 grader mot sør-sørvest i utbyggelsesretningen med opptil 45 grader avvik på grunn av fluktuerende elver og varierende vannføringer. Fallet er størst nært iskontakten ( $\sim 28^\circ$ ) og avtar gradvis mot brefronten ( $10-20^\circ$ ) (Dagestad, 1998).

Skiftende vannføringer og avstander fra elvemunningene har medført stor lateral variasjon i kornstørrelsene innad i hvert skrålag (Dagestad, 1998). Ved munningen til de forgrenede elvene, ble det avsatt små deltalober av grusholdig sand. Innimellom disse ble det avsatt finere materiale av silt og sand (Tuttle, 1997). De store mengdene av ferskvann som strømmet ut ifra elvemunningene, hadde lavere tetthet enn det salte havvannet. Disse hyperpycnales strømmingene transporterte store mengder suspendert leire og silt videre ut fjorden, derav lite finstoff i skrålaget og i de øvre delene av bunnlaget (Tuttle, 1997).

Store sedimentasjonsrater medførte bratte og ustabile deltaskråninger. Utglidninger av disse ga opphav til turbidittstrømmer og erosjonsskråninger. Ustabile minidelta-lober antas i like stor grad å ha bidratt til turbidittstrømmene. Disse strømmene transporterte grovere masser videre ut til bunnlaget (Tuttle, 1997).

### III. Bunnlag

Beskrivelsene av bunnlaget er begrenset av noen få geotekniske boringer og borekjerner fra enkelte brønner (Tuttle, 1997). Enheten kjennetegnes av horisontale lag med kornstørrelser fra leir til sand. De 7 nederst meterne over berggrunnen består av siltig leir. De neste 38 overliggende meterne består av tynne lag som veksler mellom silt og fin- til veldig fin sand. Innimellom er det avsatt opp til 1 meter mektige, homogene lag av velsortert, fin sand, som trolig er turbiditter. Disse inneholder mindre enn 6 vol. % silt og 1 vol. % leire (Tuttle, 1997).

Overgangen fra skrålåg til bunnlag er gradvis og diffus. Siden turbidittene i bunnlaget består av materiale fra skrålåget, er det helningen på lagene og ikke bestanddelene som utgjør overgangen mellom disse to enhetene (Dagestad, 1998).

I motsetning til det to overliggende enhetene, øker mektigheten på bunnlaget med avstanden fra brefronten. Mot deltafronten utgjør enheten over halvparten av deltaets mektighet (figur 2.12) (Tuttle, 1997). Den tykke mektigheten på de finere massene ved deltafronten, tyder på at breelvene fraktet med seg store mengder finere masser videre ut i fjorden. Tuttle (1997) foreslo at volumet suspendert materiale tilsvarer det totale volumet på deltaet ( $4.4 \text{ km}^3$ ). Senere har trolig en del av disse pelagiske sedimentene gitt opphav til ravinlandskapet lenger nordvest-vest for deltafronten.

Ifølge Tuttle (1997) er de distinkte, horisontale laginndelingene tilsynelatende uforstyrret av bioturbasjon. Dette kan skyldes at en høy sedimentasjonsrate, sammen med lavere saltkonsentrasjoner grunnet den store smeltevannstilførselen, medførte ugunstige forhold for bentiske organismer (Tuttle, 1997).

## 2.5 Hydrogeologisk setting

### 2.5.1 Nordre Romerike akviferen

Nordre Romerike akviferen dekker et område på  $105 \text{ km}^2$ , hvorav Gardermoendeltaet utgjør de 79 sørligste  $\text{km}^2$  (Tuttle, 1997). Det resterende arealet består av løsmasser med en bred sammensetning av glasilakustrin-, littoral, fluvial og eolisk opprinnelse (figur 2.10). Mesteparten av volumet løsmasser består av glasifluviale og glasilakustrine avsetninger, samt de underliggende, siltige glasimarine sedimentene (Jørgensen og Østmo, 1990).

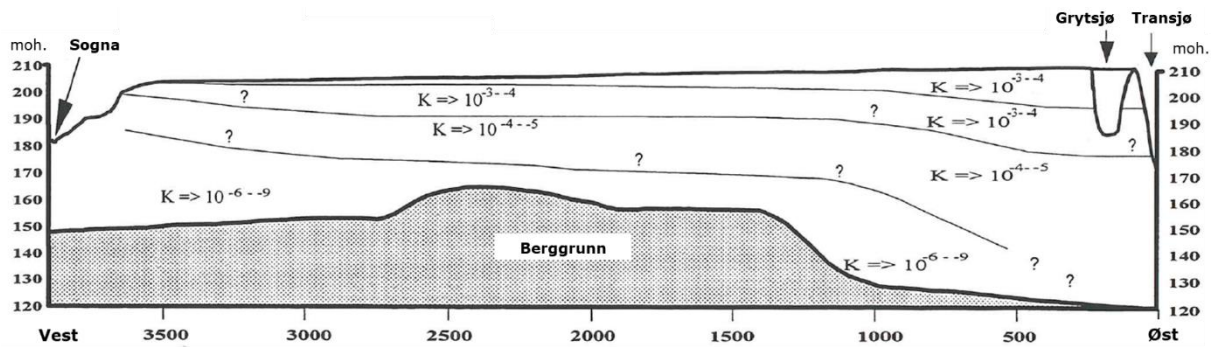
På tvers over Trandumdeltaet og hovedflyplassen går det et grunnvannsskille som deler grunnvannsstrømningen i to retninger (figur 2.10);

- 1) I østlig retning hvor vannet drenerer til Hersjøen og videre til elva Risa
- 2) I sørvestlig retning hvor vannet drenerer til ravineområdet og elva Leira via Sogna og Vikka.

I Trandum-subdeltaet varierer grunnvannsspeilets beliggenhet fra 0 til 30 meters dyp, men ligger som regel i de øvre delene av skrålåget. Beliggenheten er dypest mot utstrømningsområdene i det sørvestlige ravineområdet, og i de grovkornede massene avsatt nært isk kontakten (figur 2.12) (Tuttle, 1997). Helningen på grunnvannsspeilet er relativt lav med en hydraulisk gradient som stort sett ligger mellom 0.1 og 0.007 (Jørgensen og Østmo, 1990).

Tuttle (1997) utarbeidet en todimensjonal hydrostratigrafisk modell for Trandumdeltaet (figur 2.13). Modellen baserer seg på den litostratigrafiske modellen, samt

kornfordelingsanalyser av sedimentprøver hentet fra grunnbøringer. Analysene ble brukt til å beregne den hydrauliske konduktiviteten (K) nedover i profilet. Videre ble avsetningen delt inn i fire hydrostratigrafiske enheter med hver sine respektive K-verdier. De hydrostratigrafiske grensene ligger forskjellig fra de litostratigrafiske, men geometrien følger hverandre til en viss grad. Skrålaget ble delt inn i en øvre mer permeabel sandig enhet, og en nedre, mindre permeabel siltig enhet som fortsetter nedover i bunnlaget. Som det fremkommer fra figuren, synker K-verdien med dyppet nedover i profilet. Dette fra  $10^{-3}$  til  $10^{-4}$  (m/s) i den øverste enheten til  $10^{-6}$  til  $10^{-9}$  (m/s) i den nederste enheten.



Figur 2.13: Inndelingen av hydrostratigrafiske enheter i tverrsnittet langs profil 1 (se plasseringen av profilet i figur 2.11). Verdier for hydraulisk konduktivitet (K) er oppgitt i m/s (modifisert etter Tuttle, 1997).

Grunnvannets strømningshastighet varierer med dyppet nedover i jordprofilen. Med en hydraulisk gradient på 0.01, beregnet Jørgensen og Østmo (1990) en hastighet i den øvre mer porøse sanden på 52 m/år, mens hastigheten for det underliggende, siltige laget ble beregnet til 0.5 m/år. Siden vannet renner mellom 50 og 100 ganger raskere i den øvre, sandige enheten, antas det at mesteparten av strømmingen forekommer her. I denne sonen er den gjennomsnittlige oppholdstiden beregnet til å være 30 år, hvilket er tiden fra et vannmolekyl har infiltrert til mettet sone til det har strømmet ut til en av resipientene. I de underliggende delene av akviferen antas det at oppholdstiden er betydelig lengre (Jørgensen og Østmo, 1990).

## 2.5.2 Nedbør og infiltrasjon

I forbindelse med det «internasjonale hydrologiske tiår» som pågikk fra 1965 til 1974, ble Nordre Romerike akviferen gjenstand for omfattende hydrologiske undersøkelser (Nace, 1964). I denne perioden ble det gjort målinger for bl.a. grunnvannsstand, nedbør og vannføring til resipientene. Ut ifra disse dataene ble det gjort beregninger på vannbalansen, som Jørgensen og Østmo (1990) brukte for å utvikle en hydrogeologisk modell for området.

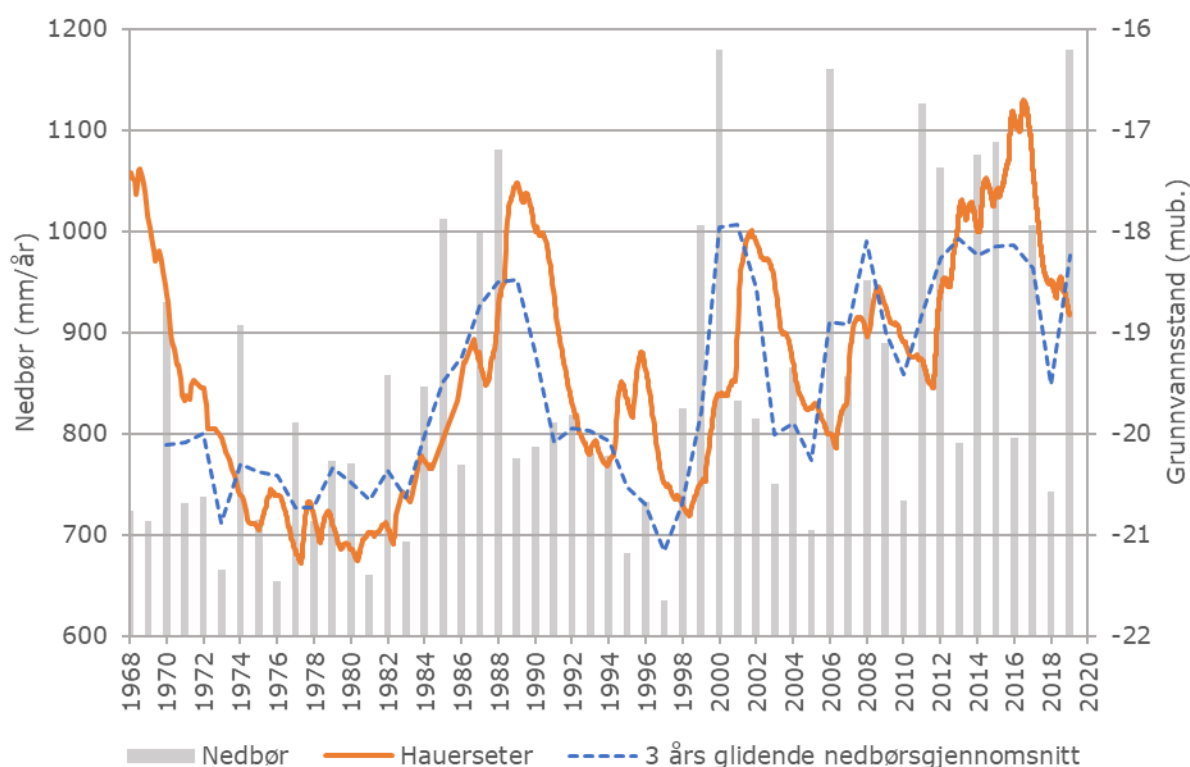
Akviferen er åpen, selvmatende og ligger i et relativt flatt område. Nedbøren som mater akviferen faller jevnt fordelt på overflaten. Den sandige overflaten har en høy infiltrasjonskapasitet. Selv under de mest intense periodene med snøsmelting og frossen jord, er det minimalt med overflateavrenning (Jørgensen og Østmo, 1990).

Jørgensen og Østmo (1990) fant en gjennomsnittlig årsnedbør 794 mm. De beregnet at omtrent halvparten av nedbøren (~400 mm) forsvinner til evapotranspirasjon. Dette skjer hovedsakelig i fra mai til august, hvor det i mai og juni er mer evapotranspirasjon enn nedbør.



Den gjennomsnittlige snømengden utgjør 284 mm av den totale årlige nedbøren, hvorav ca. 34 mm består av en blanding av snø og vann (Jørgensen og Østmo, 1990). Mesteparten av snøen smelter under den store snøsmeltingen i midten av april, noe som pågår over 3 til 5 uker. Dette, sammen med lite evapotranspirasjon (<30 mm i april), medfører at 60% av den årlige nydanningen av grunnvann skjer i denne perioden (Jørgensen og Østmo, 1990).

Siden akviferen er såpass stor og selvmatende, er grunnvannstanden mer følsom for variasjoner i vær og klima. Infiltrasjonen varierer med årstidene, som medfører relativt store årlige flukturasjoner i grunnvannsnivået på rundt 2 meter. I tillegg vil klimavariasjoner sørge for at grunnvannstanden varierer fra år til år. Som det fremkommer fra figur 2.14, sank grunnvannstanden i Hauer seter fra 1968 til 1977 med nesten 4 meter. Grafen viser også en ca. 4.5 meter mektig flukturasjonszone på området, med et grunnvannsnivå som varierer mellom ca. 21 og 17 meter under bakken.



Figur 2.14: Målinger av grunnvannsstand og årlig nedbør fra 1968 til 2019 på henholdsvis Hauer seter (Gardermoen, Romerike) og 8.2 km vestover ved Ukkestad (Nannestad, Romerike). Den stiplede, blå linjen viser tre års glidende nedbørgjennomsnitt. Den oransje grafen viser grunnvannstanden på Hauer seter basert på én måling i timen. Måledataene er hentet fra NVE og meteorologisk institutt (vedlegg x1 og x2)

Det kan være rimelig å anta at den hydrogeologiske modellen til Jørgensen og Østmo (1990) ikke er like representativ for dagens forhold. Fra 1968 til 1974, i siste halvdel av perioden den hydrologiske modellen ble laget (1965-1974), er grunnvannstanden lavere og nedbørmengden mindre enn etter år 2000 (figur 2.14).

Jørgensen og Østmo (1990) undersøkte infiltrasjonshastigheter gjennom umettet sone. De estimerte en lineær infiltrasjonshastighet i umettet sone på mellom 17 og 20 cm/dag. Under den store snøsmeltinga fant de en hastighet på 20 cm/dag, mens hastigheten om sommeren ble estimert til 10 cm/dag. Infiltrasjonstiden medfører en forsinket endring i

grunnvannsnivået etter vannpåføring i form av nedbør eller smeltet snø (figur 2.14). Denne faseforskyvningen blir større med økt tykkelse på umettet sone. Hastigheten som vannet perkolerer gjennom umettet sone avhenger av flere faktorer som for eksempel ulike typer inhomogene masser med ulik vannmetning, vannlagringsevne, geometri, impermeable lag, mm. Vannet vil som regel perkolere via foretrukne strømningsveier og hastigheten blir derfor ikke uniform. Dette blir beskrevet nærmere av Kitterød (2001).

I forbindelse med utbyggingen av flyplassen er det etablert tette flater og infiltrasjonsbasseng for å håndtere overflateavrenning, noe som har endret grunnvannskotene innad i flyplassområdet. Utenfor flyplassområdet har OSL fått pålegg fra NVE om å ikke endre grunnvannsbalansen for området. For øvrig har det blitt gitt en tillatelse til å senke grunnvannsstanden like utenfor den nordvestre enden av OSL i forbindelse med etableringen av jernbanelinjen (Avinor, 2014).

## 2.6 Forurensnings situasjon og tiltak på brannøvingsfeltet

Omfattende kartlegging av forurensninger og grunnforhold på BØF har vært nødvendig for å vurdere risikoen for PFOS-spredning til miljøet. Dette har vært utgangspunkt for å vurdere egnede tiltak for opprydning eller hindre videre spredning, hvilket beskrives nærmere i dette delkapittelet.

### 2.6.1 Områdebeskrivelse og historisk aktivitet

Brannøvingsfeltet (BØF) ligger i det nordvestre hjørnet på flyplassen og dekker et areal på omtrent 32 000 m<sup>2</sup>. Fra og med 1989/1990 har området blitt brukt til brannslukningsøvelser, først av luftforsvaret og senere av OSL etter åpningen av flyplassen (NGI, 2018). Det ble etablert seks plattformer som skulle benyttes til øvelsene (figur 2.15). Disse dekker et område på ca. 8 500 m<sup>2</sup> og utgjør omtrent 25 % av arealet (NGI, 2018).

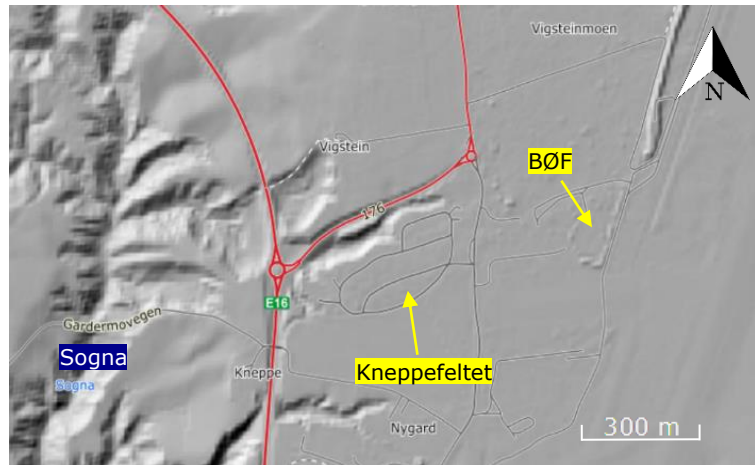


Figur 2.15: Ortofotogram av BØF som viser plasseringen til øvingsplattformene nummerert fra 1 til 6 (Kartverket, 2019b)

BØF ligger distalt på Gardermoendeltaet på løsmasser bestående av hovedsakelig silt og sand (NGI, 2018). I dette området er sandurflaten tynn i tillegg til at skrålagene i de underliggende delta-avsetningene har et slakere fall på mellom 10-20° (Tuttle, 1997). Like vest for BØF ligger boligområdet Kneppfeltet. Området enda lenger vest består av raviner og vassdrag som utgjør Romerikes landskapsvernområde (se ravinene i en terrengmodell, figur 2.16). Selve BØF er omsluttet av et lite område vegetert av busker og trær. Rundt plattformene er det etablert sandvoller for å begrense spredningen av brannslukningsskum.



Fra og med 1990 til 2001 ble det benyttet PFOS-holdig brannsluknings-skum. Fra 2001 til 2011 ble det brukt skum med andre PFC-forbindelser, men ble faset ut i 2011 på grunn av miljøhensyn (Norconsult, 2014c). PFOS-holdig skum ble hovedsakelig brukt til å slukke brennende jetfuel og fyringsparafin ved flyslokkeøvelser. Disse øvelsene ble først og fremst holdt på plattform 1, 3 og 4 (NGI, 2018). Det kan forventes mest forurensning på disse plattformene, men ifølge Norconsult (2012c) ble det også benyttet skum på de andre plattformene. På grunn av kraftige skumkanoner, vind og upresis påføring, antas det både diffus og direkte spredning av brannsluknings-skum utenfor plattformene (Norconsult, 2012c).



Figur 2.16: Terrengkart med oversikt over ravedalene og elva Sogna (Kartverket, 2020)

### 2.6.2 Plattformen og infrastruktur

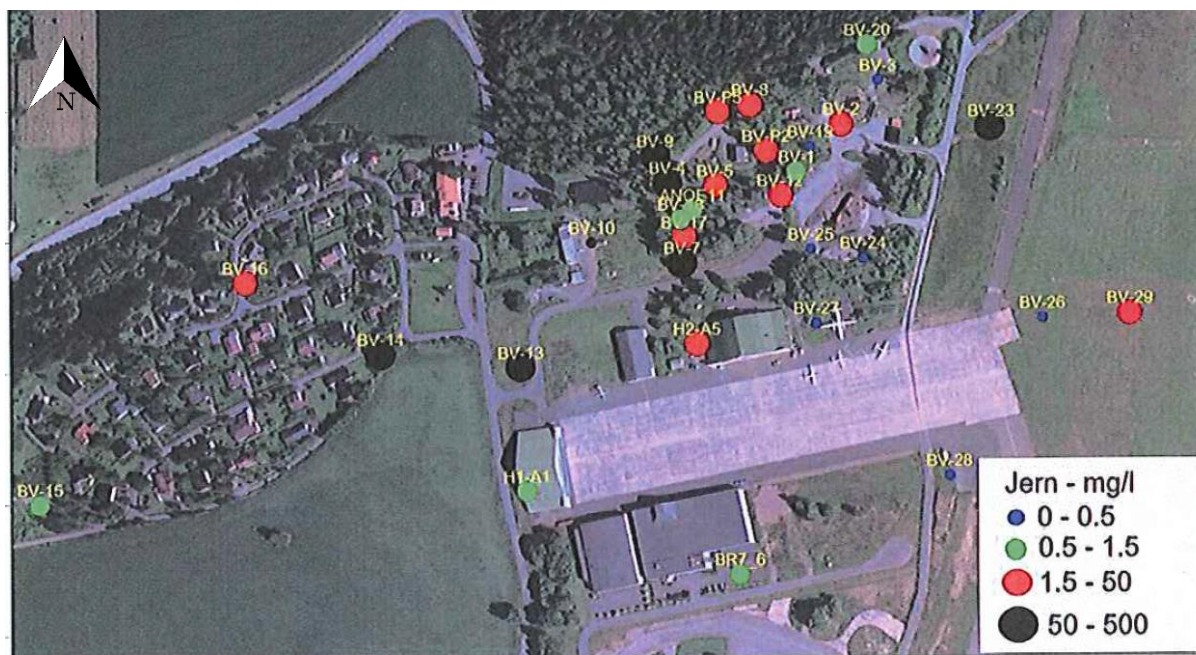
Ifølge NGI (2018), består toppmassene på øvingsplattformen av grus og fresebetong, med unntak av plattform 1 som har tett betongdekke. Tidligere hadde også øvingsplattform 2 og 4 tett betongdekke, men dette ble fjernet i forbindelse med opprydningstiltak i 2017 (NGI, 2018).

Plattformene er bygget med sikringsmembran og oppsamlings-system som leder avløpsvannet til to ulike oljeutskillere (Norconsult, 2012c). Avløpsvannet består hovedsakelig av brennstoff, brannsluknings-skum og vann fra nedbør eller slukkeøvelser. Opprinnelig ble avløpet fra den vestre oljeutskilleren infiltrert ned i grunnen, men utskilleren ble fra 1998 koblet til det kommunale avløpsnett. Den østre oljeutskilleren har hele tiden vært tilkoblet kommunalt avløp, men det ble oppdaget lekkasje i den i 2010 (Norconsult, 2012c). I senere tid er det påvist relativt store PFOS-konsentrasjoner i avløpsvannet, noe som tyder på at det ligger PFOS-forurensninger mellom toppdekket og membranen under plattformene. En eventuell skade på sikringsmembranene kan medføre PFOS-utlekking til grunn og grunnvann. PFOS-forurensningen under plattformene er ikke fullstendig kartlagt grunnet risikoen for å skade membranene ved prøvetaking (Norconsult, 2012c).

### 2.6.3 Oljeforurensning og jern

Det er påvist nyere og eldre oljeforurensninger på BØF som antas å skyldes lekkasjer, eller direkte infiltrasjon fra oljeutskillerne. Ved prøvetakinger av Norconsult (2013b), ble det påvist et totalt hydrokarboninnhold på over 100 µg/l i en av brønnene på BØF. Biologisk nedbrytning av oljeforbindelsene eller brannsluknings-skum kan medføre økte konsentrasjoner av løst jern(II) i grunnvannet ved at jern(III)hydroksid benyttes som elektronakseptorer. Ifølge Norconsult (2013b) er det påvist jernkonsentrasjoner over 50 mg/l i flere av brønnene på BØF, noe som anses som svært høye konsentrasjoner og tyder på reduserende forhold. Til sammenlikning er medianverdien for den naturlige jernkonsentrasjonen i grunnvannet på OSL 0.031 mg/l (Avinor, 2014). De høyeste

jernkonsentrasjonene på BØF ble påvist i prøver hentet fra den vestre enden av området (figur 2.17).

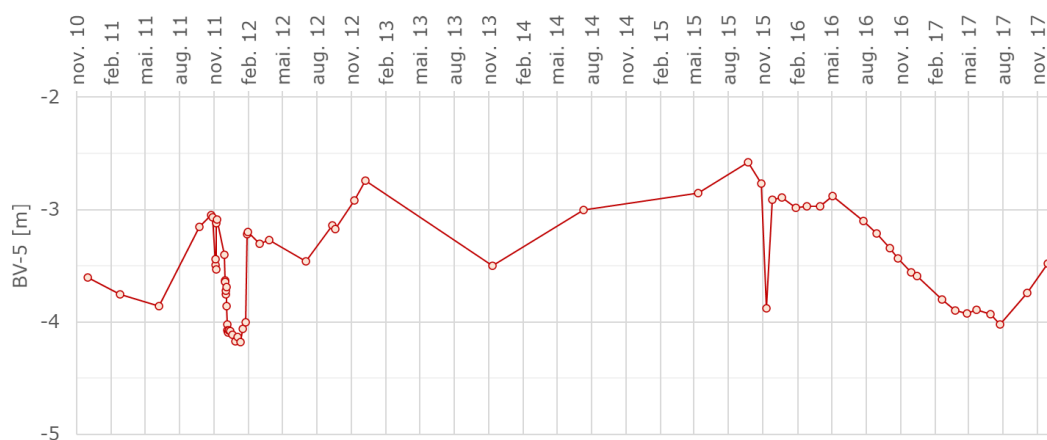


Figur 2.17: Jernkonsentrasjoner i grunnvannet på BØF og området rundt. Prøvene er tatt juli 2013 (Norconsult, 2013b).

#### 2.6.4 Grunnvannsstrømning og infiltrasjon

Grunnvannet strømmer i sørvestlig retning fra grunnvannsskillet som strekker seg parallelt med rullebanen ca. 580 meter øst for BØF. Herfra renner vannet gjennom BØF og videre ut mot Kneppfeltet, før det til slutt renner ut i ravineområdet med Sogna som nærmeste resipient. Sogna munner ut i elva Leira lenger sør i samløp med elva Vikka (se kart, figur 2.10). Ut ifra sporforsøk, er grunnvannshastigheten for BØF estimert å være ca. 100-150 m/år (Kłonowski et al., 2005).

Grunnvannsspeilet på BØF ligger rundt 200 moh., med en slak hydraulisk gradient på rundt 0.01 (Norconsult, 2013b). Denne er trolig noe endret etter at det ble etablert pumpe- og infiltrasjonsbrønner på området. Mektigheten på umettet sone varierer



Figur 2.18: Dybden til grunnvannsspeilet fra bakkenivå i brønn BV-5 fra november 2011 til desember 2017. Et plutselig fall i grunnvannsspeilet rundt desember kan skyldes lite infiltrasjon ved frossen bakke, samt islinsdannelse (data er vedlagt i vedlegg x3).

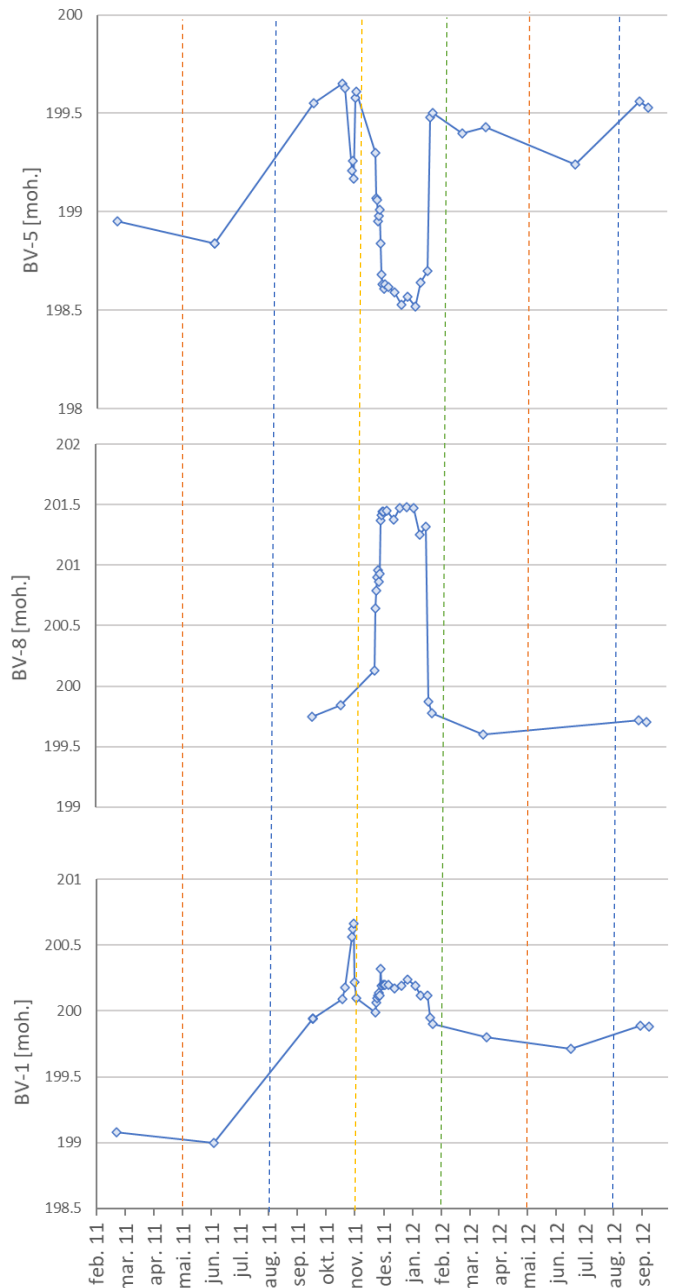
mellom 2 og 4 meter (figur 2.18). Ifølge Norconsult (2013b), øker dybden og gradienten til grunnvannsspeilet mot ravinene.

Det observeres årlige fluktasjoner i grunnvannsstanden på rundt 1 til 2 meter. Peiledata fra 2011-2012 viser høyest grunnvannstand rundt november/desember i tre ulike observasjonsbrønner på BØF (se grafer, figur 2.19).

Overvåkningsdata fra Norconsult (2013b), tyder på at infiltrasjonsraten er høyest i mai og lavest om vinteren. Dette er basert på målinger av nedbør og grunnvannstemperatur, der lave temperaturer og mye nedbør representerer mye infiltrasjon. Disse antagelsene er i overensstemmelse med Jørgensen og Østmo (1990), som har beregnet at 60% av den årlige nydanningen av grunnvann skjer ved snøsmeltinga i april og mai. I denne perioden er det ifølge Jørgensen og Østmo, 20% vannmetning i umettet sone, hvilket gir en infiltrasjonshastighet på 0.20 m/dag i masser bestående av glasifluvial sand og grus. På BØF tilsvarer dette en infiltrasjonstid på 15 dager dersom det antas tre meter mektig umettet sone. Det kan være rimelig å anta at infiltrasjonshastighet på BØF er saktere da figur 2.18 og figur 2.19 viser at grunnvannstanden i 2011 var høyest rundt syv måneder etter den store snøsmeltinga. Siden akviferen er såpass stor og selvmatende, antas det at grunnvannsstanden påvirkes av årlige klimavariasjoner (figur 2.18).

### 2.6.5 Stedsspesifikke grenseverdier for PFOS

Ifølge brev fra Miljødirektoratet datert 4. juli 2014, ble det bestemt en stedsspesifikk grenseverdi for PFOS i grunnvann på BØF til 300 ng/l (Miljødirektoratet, 2014). Denne verdien ble satt for å hindre spredning av PFOS til miljø og biota nedstrøms BØF, og ble redusert fra 500 ng/l som var den opprinnelige verdien satt i 2012 (Miljødirektoratet, 2012). Til sammenligning er denne grenseverdien mye høyere enn EUs årlige gjennomsnitt miljøkvalitetsstandard (AA-EQS) på 0.65 ng/l PFOS i ferskvann (Miljødirektoratet, 2016).



Figur 2.19: Peiledata i brønn BV-5, BV-8 og BV-1 fra BØF i perioden feb. 2011 til sep.2012. De stiplede, vertikale linjene representerer omtrentlige årtidsoverganger. Grunnvannstanden er tilsynelatende høyest rundt november-desember. Forskyvningene i toppene kan skyldes ulik mektighet på umettet sone (data er vedlagt i vedlegg x3).

I 2012 ble det satt en steds spesifikk grenseverdi for PFOS i jorda på BØF på 0.6 mg/kg (Miljødirektoratet, 2012). Denne ble fjernet på grunn av stor usikkerhet rundt sammenhengen mellom konsentrasjoner i jord og grunnvann. Ifølge en spredningsmodell utarbeidet av NGI (2018), vil PFOS-konsentrasjoner i jord på 0.6 mg/kg gi porevann med PFOS-konsentrasjoner på 60 000 ng/l. Når porevannet infiltreres, vil grunnvannet få PFOS-konsentrasjoner på 15 000 ng/l dersom det antas en vertikal blandingsdybde på 4 meter og en fordelingskoeffisient ( $K_d$ ) på 10 l/kg som NGI har funnet ved tidligere undersøkelser på BØF. Om grunnvannet skal ha lavere PFOS-konsentrasjoner enn 300 ng/l, kreves det ifølge NGI, jord med maksimum 0.01 mg/kg PFOS. Den gjennomsnittlige PFOS-konsentrasjonen i jorda på BØF (1 mg/kg), ble beregnet til å gi grunnvann med PFOS-konsentrasjoner på 25 000 ng/l (NGI, 2018). Det er for øvrig stor usikkerhet knyttet til fordelingskoeffisienten til PFOS, og det er rimelig å anta at disse beregningene er noe usikre. Se oversikt over beregningene i (tabell 2.1).

*Tabell 2.1: Oversikt over sammenheng mellom PFOS-konsentrasjoner i jord (umettet sone) og grunnvann på BØF. Verdiene er beregnet ut ifra en spredningsmodell fra NGI (2018) der det antas en  $K_d$ -verdi på 10 l/kg i umettet sone, og en vertikal blandingsdybde på 4 meter.*

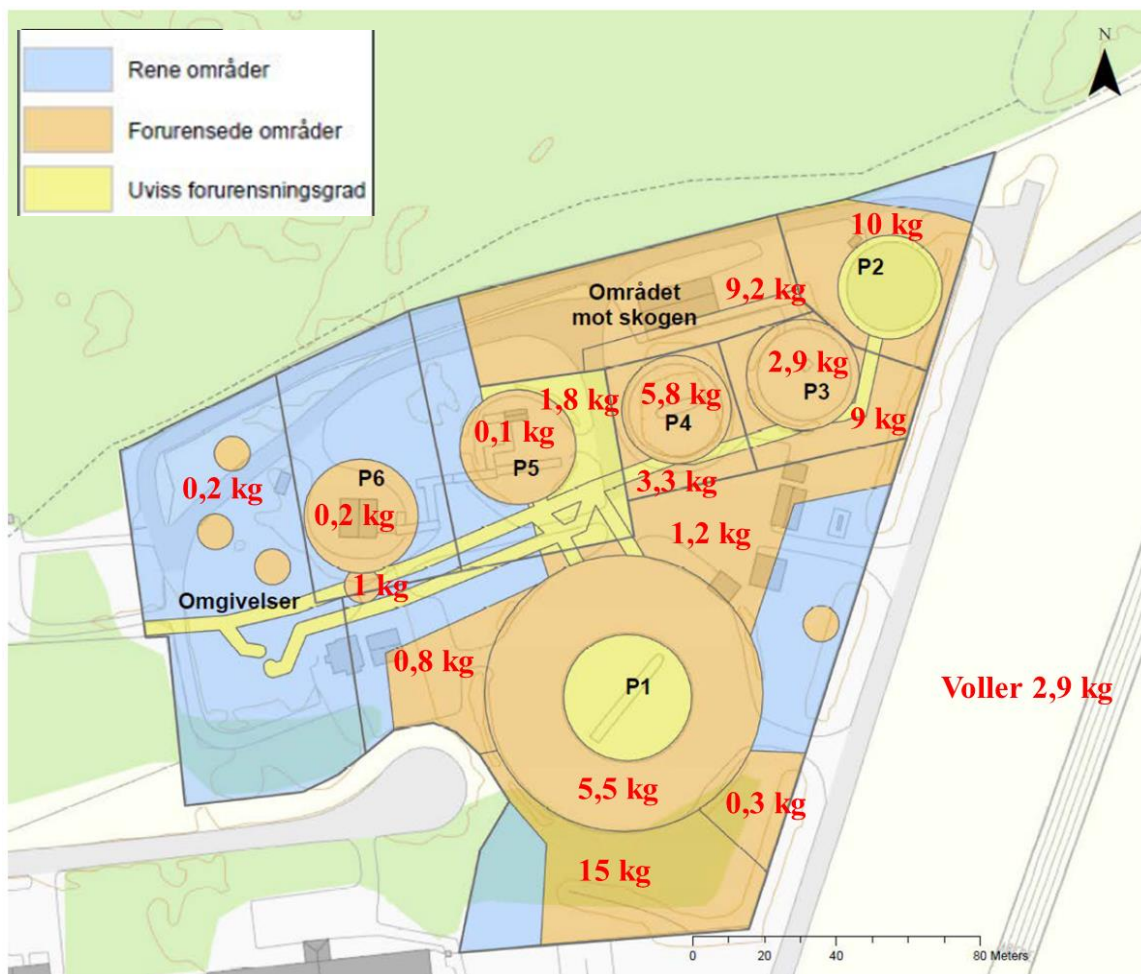
PFOS jord [mg/kg]	Merknad	PFOS grunnvann [ng/l]
0.6	Tidligere grenseverdi jord	15 000
0.01	Grenseverdi grunnvann 300 ng/l	300
1	Gjennomsnittskonsentrasjon jord på BØF	25 000

### 2.6.6 PFOS-fordeling i jord

Sommeren 2016 ble det gjort omfattende miljøundersøkelser på BØF. Over hundre jordprøver ble hentet og analysert med hensyn til PFOS-innhold i toppjord (0-1 m) og mer dyptliggende jord (1-3 m) (NGI, 2015a). Disse undersøkelsene ble brukt til å estimere PFOS-mengdene per delområde av BØF (figur 2.20).

Ifølge estimatet ligger det totalt 52 kg PFOS i umettet sone på BØF, i tillegg til 20 kg PFOS fordelt på øvingsplattformer og voller. Den gjennomsnittlige PFOS-konsentrasjonen i jorda ble estimert til å være ca. 1mg/kg. De gule områdene av oversikten var ikke tilgjengelige for prøvetaking (figur 2.20). Etter prøvetakingen i 2016 har det trolig vært PFOS-utvasking fra umettet til mettet sone. Det er rimelig å anta at oversikten ikke gjengir dagens forhold, men at den kan brukes som en pekepinn på hvor de mest forurensede massene befinner seg, som tilsynelatende er i det nordvestlige hjørnet på BØF, nord for plattform 2, 3 og 4 (figur 2.20). Dette antas å skyldes upresis påføring av brannslukningsskum, noe som har medført spredning utenfor øvingsplattformene (NGI, 2018). Det er også betydelig forurensning sør for plattform 1, noe som antas å skyldes at det ble påført mye skum i dette området før plattformen ble etablert (NGI, 2018).





Figur 2.20: Et estimat over PFOS-innholdet i jorda på BØF (NGI)

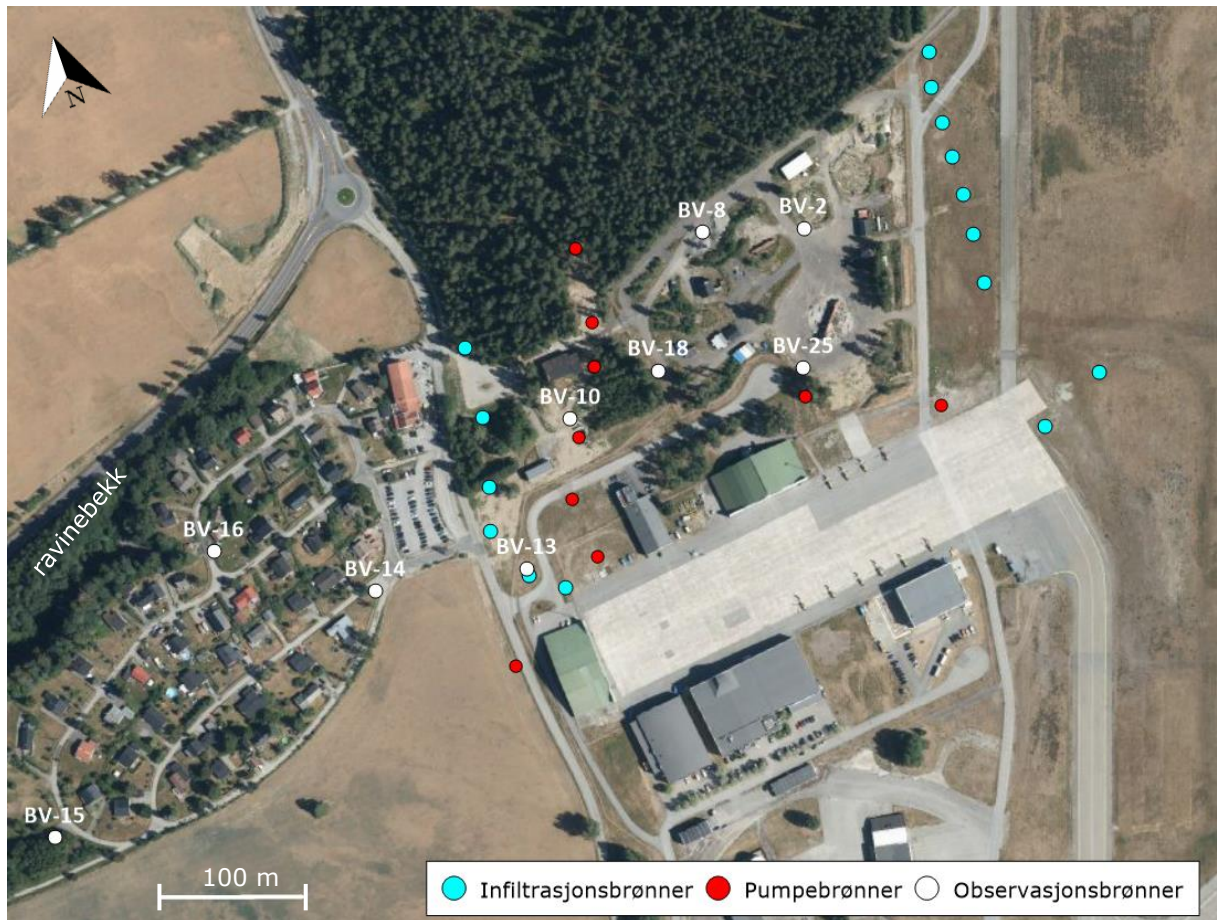
### 2.6.7 PFOS i grunnvann

PFOS-konsentrasjonene i de fleste brønnene på BØF varierer mye innad i området og fra en prøvetakningsrunde til en annen. Som regel blir de høyeste PFOS-konsentrasjonene målt i brønner som ligger nedstrøms områder med høye konsentrasjoner i jord, eksempelvis brønn BV-2 og BV-8 (figur 2.21). Den høyeste målte PFOS-konsentrasjonen på BØF er 188 000 ng/l, målt i januar 2012 i overvåkningsbrønn BV-2.

To brønner med dyptliggende filter ble etablert i 2012 for å se om det er PFOS i dypere sone på BØF. Disse brønnene, BV-18 og BV-25, har en filtertopp på henholdsvis 10 og 12 meter under terreng (figur 2.21) (Norconsult, 2012b). Det er ikke påvist noe PFOS i disse brønnene. Ifølge Norconsult (2014a), antas det at mesteparten av PFOS-forurensningen ligger i de øverste 1-2 meterne av grunnvannet.

Ifølge NGI (2018), kan det observeres en sammenheng mellom tilførsel av vann gjennom umettet sone og forhøyede PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet. Vanntilførselen kan komme fra nedbør, snøsmelting eller brannslukningsøvelser. Det antas at mengden PFOS som vaskes ut, øker med vannmetningsgraden i den umettede sonen. De forhøyede konsentrasjonene observeres med en forsinkelse fra vannpåføring, noe som skyldes infiltrasjonstiden og en høyere PFOS-retardasjon i umettet sone (NGI, 2018).

NGI (2018) estimerte at det ligger 1 kg PFOS løst i grunnvannet på BØF, og mellom 7 og 34 kg PFOS sorbert til massene i grunnvannet.



Figur 2.21: Oversikt over et utvalg observasjonsbrønner på BØF og området rundt. Maksimale påviste PFOS-konsentrasjoner i BV-2 og BV-8 er henholdsvis 188 000 (januar, 2012) og 110 000 ng/l (april, 2017). I de dype brønnene (BV-18 og BV-25) er det ikke målt PFOS. Det er målt PFOS nedstrøms BØF i brønnene BV-10, BV-13, BV-14 og BV-16, samt i ravinebekken som munn ut i Sogna.

### 2.6.8 Spredning av PFOS til miljøet

Det er påvist PFOS i brønner nedstrøms BØF der det ikke er påvist PFOS i jord, noe som tyder på at det har vært spredning med grunnvannet. På Knepperfeltet nedstrøms BØF, er det observert PFOS-konsentrasjoner på inntil 10 000 ng/l i BV-14 og 15 000 ng/l i BV-16. I observasjonsbrønn BV-15, som ligger lengst fra BØF, er det kun funnet svært små PFOS-konsentrasjoner på inntil 25 ng/l (september 2012) (se kart, figur 2.21).

Det er målt PFOS i nærliggende resipienter. Dette gjelder ravinebekken, som er den nærmeste resipienten til BØF, og i Sogna som bekken renner ut i. Bekken renner i sørvestgående retning like nord for Knepperfeltet (figur 2.21). Her er det påvist PFOS-konsentrasjoner på over 700 ng/l (Norconsult, 2013b). Ved utløpet fra bekken til Sogna er det påvist PFOS-konsentrasjoner på 388 ng/l. Konsentrasjonene i Sogna avtar like nedstrøms utløpet, noe som tyder på rask uttynning (Norconsult, 2013b).

Det er også påvist PFC i elva Leira, som regnes som en av hovedresipientene til OSL, både oppstrøms og nedstrøms punktet der Sogna møter Leira. Dette tyder på at det er andre kilder enn BØF som bidrar til PFAS-forurensningen i området (NGI, 2018).

Det er funnet PFOS i fisk, noe som tyder på at det har vært spredning til biota. I elva Sogna nærmest BØF, ble det funnet ørret med gjennomsnittlige PFOS-konsentrasjoner på 130 µg/kg i muskel (Norconsult, 2013). Til sammenligning ligger grenseverdien for PFOS i fisk på 9,1 µg/kg i EUs EQS (Miljødirektoratet, 2016). Fisken har tilsynelatende ingen fysiologiske skader som følge av PFOS, og det antas en liten sannsynlighet for at fisken i området benyttes som matfisk for mennesker (Norconsult, 2013).

### 2.6.9 Pumpe- og renseanlegg for grunnvann

Pumpe- og renseanlegget for grunnvannet på BØF ble etablert for å hindre spredning av PFOS til miljøet. Anlegget ble startet opp i oktober 2015 og består av 9 pumpebrønner, 15 infiltrasjonsbrønner og et aktivt kull renseanlegg (se oversikt over brønnene i figur 2.22). Brønnplasseringen og pumperatene ble bestemt ved hjelp av numerisk modellering (se kapittel 3.1). Infiltrasjonsbrønnene er oppstilt som en rekke nedstrøms BØF og en rekke oppstrøms BØF. Brønnene i infiltrasjonsrekka ligger med avstander fra 25 til 50 meter mellom hverandre. Seks av pumpebrønnene (JERN1-JERN5, og BV-C5) er også oppstilt som en rekke nedstrøms BØF med avstander på mellom 30 og 50 meter mellom hver brønn. Pumpebrønnene er navngitt etter grunnvannskjemien i området brønnen er plassert i. Pumpebrønner som inneholder «PFOS» i navnet er plassert i områder med høye PFOS-konsentrasjoner, mens brønner med «JERN» i navnet plassert i områder med høye jernkonsentrasjoner (figur 2.22). To av pumpebrønnene, BV-C5 og BV-C6, ble etablert senere i høsten 2017 (NGI, 2018). PFOS2 var tidligere plassert 37 meter mot sørøst før den ble tatt ut av drift i april 2017. Fra og med 1. juni 2017, ble brønnen erstattet av en ny pumpebrønn med samme navn (figur 2.22). For å skille mellom disse brønnene, blir de videre kalt PFOS2(1) og PFOS2(2)

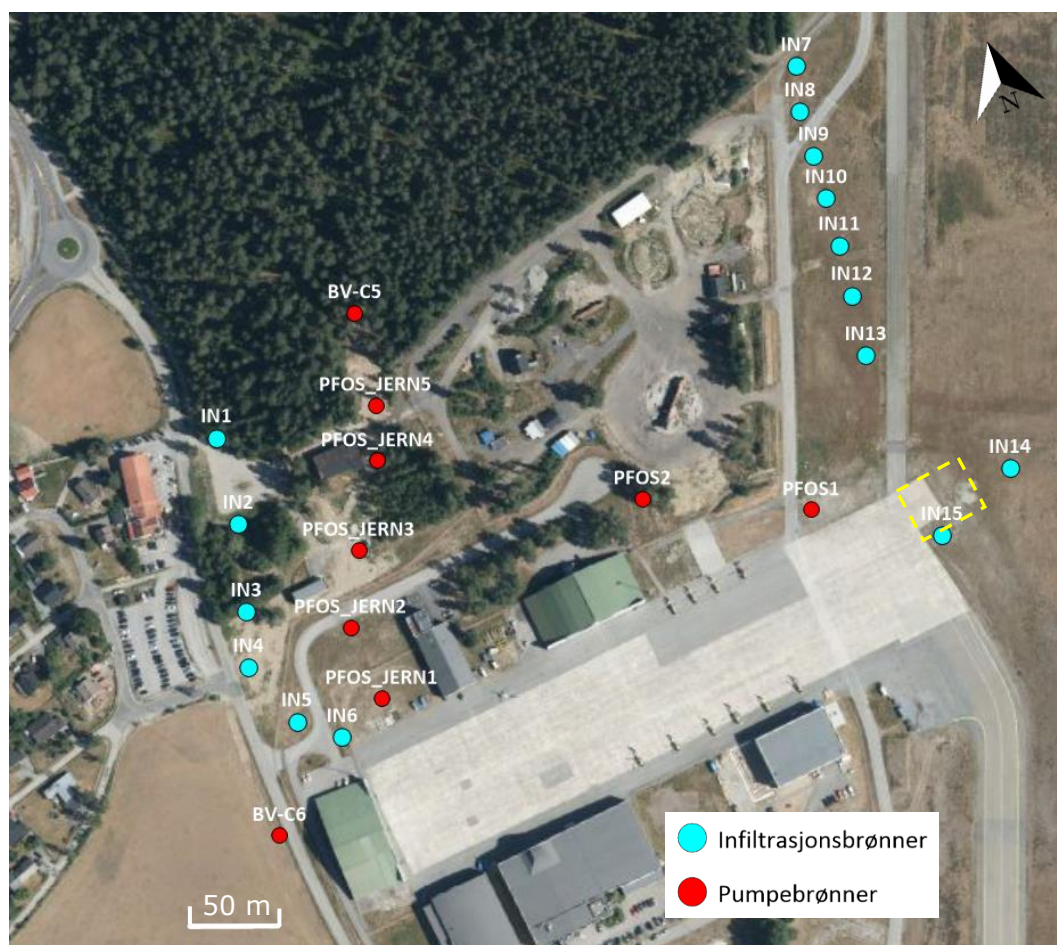
Filtrene til pumpebrønnene er plassert mellom 2.5 til 9 meter under bakken, med varierende filterlengder fra 3 til 6 meter. Filtrene til infiltrasjonsbrønnene er plassert mellom 3.5 og 11.5 meter under bakken med varierende filterlengder fra 5 til 6 meter. De fleste infiltrasjonsbrønnene har filterlengder på 5 meter plassert mellom 5.5 og 10.5 meter under bakken (Norconsult, 2014a).

I renseanlegget filtreres vannet først gjennom et sandfilter for å felle ut jern, og videre gjennom aktive kullfiltre der PFOS adsorberes til kullet. Når kullet er mettet sendes det til termisk destruksjon (NGI, 2018).

Foreløpige vurderinger av renseanlegget konkluderer med at driften av anlegget er vellykket (NGI, 2018). Den samlede pumperaten varierer mellom 5-7 l/s. Blandprøver fra pumpebrønnene viser gjennomsnittlige PFOS-konsentrasjoner på 20 000 ng/l. Ut ifra dette er det beregnet at 3-4 kg PFOS fjernes fra grunnvannet hvert år. Renseeffekten har blitt vurdert som god da vannet som infiltreres stort sett har lavere PFOS-konsentrasjoner enn deteksjonsgrensen på 5 ng/l (NGI, 2018).



Det er ikke oppdaget synlige jern-utfellinger i sandfilteret, noe som tyder på lave jernkonsentrasjoner i vannet som pumpes opp (kontaktperson fra Avinor, seksjon vann og grunn, personlig kommunikasjon, august 2019).



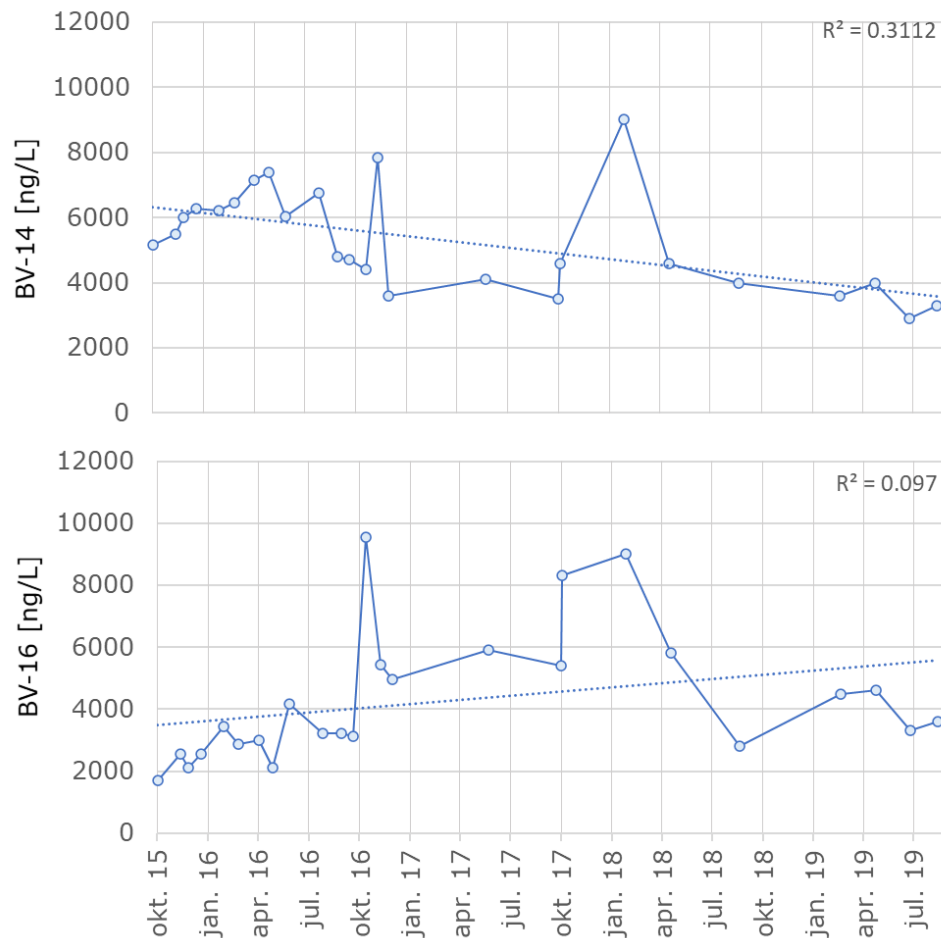
Figur 2.22: Oversikt over plasseringen til pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Den gule, stiplede firkanten viser antatt plassering av et historisk øvingsfelt fra 1960-tallet

Dersom det antas ingen PFOS-spredning forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene, kan det foretas opprydningstiltak uten risiko for ytterligere PFOS spredning. Dette kan være å vaske ut PFOS fra umettet sone ned til grunnvannet eller grave bort forurensede masser som kan mobilisere PFOS mekanisk. Det forventes at konsentrasjonene nedstrøms BØF vil avta med tiden. Dette kan ta lang tid grunnet langsomme strømningshastigheter, samt mer finkornede masser mot ravinene slik at det forekommer mer sorpsjon. For observasjonsbrønn BV-14, kan det observeres en svakt nedadgående trend etter oppstarten av renseanlegget (figur 2.23). Det samme kan ikke sies for BV-16, der det ikke kan observeres noen tydelig trend (se brønnplasseringene i figur 2.21).

Det er målt PFOS i to observasjonsbrønner som er lokalisert like ved siden av en pumpe- eller infiltrasjonsbrønn etter oppstarten av renseanlegget. Eksempelvis i brønn BV-10, like nedstrøms pumpebrønn JERN3, ble det målt PFOS-konsentrasjoner på inntil 17 000 ng/l i juni 2017 (figur 2.21). I BV-13, like ved infiltrasjonsbrønn IN5, ble det målt konsentrasjoner på inntil 40 000 ng/l i januar 2018. Dette kan være en indikasjon på at forurenset vann strømmer forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene.



Det ble foreslått noen endringer i pumperegimet etter oppstarten av pumpe- og renseanlegget. Blant annet ble det anbefalt å justere pumperatene etter størrelsen på PFOS-konsentrasjonene målt i de ulike pumpebrønnene. Pumpebrønnene med de høyeste påviste PFOS-konsentrasjonene, er ifølge NGI (2015c), PFOS1, PFOS2(1) og PFOS\_JERN1. To av infiltrasjonsbrønnene oppstrøms BØF (IN14 og IN15) ligger i nærheten av en PFOS-hotspot (NGI, 2015c). Forurensningen antas å skyldes et gammelt brannøvingfelt fra 1960 tallet ved den tidligere militære flyplassen (se den antatte plasseringen til øvingsfeltet i figur 2.22). For å unngå PFOS-spredning i uønsket retning, ble det anbefalt å ikke infiltrere i disse to brønnene. Dette området er for øvrig utenfor BØF, og ikke en del av tiltaksområdet (NGI, 2015c).



Figur 2.23: PFOS-konsentrasjoner i brønnene BV-14 og BV-16 nedstrøms BØF etter oppstart av pumpe- og renseanlegget. BV-14 viser en svakt nedadgående trend, mens BV-16 viser ingen tydelig trend (se figur 2.21 for brønnplasseringene og måledata vedlagt i vedlegg x3)

### 2.6.10 Pumpe- og infiltrasjonstester på BØF

I forbindelse med etableringen av tiltaksbrønnene, ble det i mai 2014 foretatt pumpetester i tre pumpebrønner og infiltrasjonstester i to infiltrasjonsbrønner. Målet var å estimere den hydrauliske konduktiviteten for området, samt undersøke pumpe- og infiltrasjonskapasiteten til de ulike brønnene (Norconsult, 2014b).

Konklusjonen fra testene var ifølge Norconsult (2014b) at formasjonen har god evne til å ta ut og motta vann. Etter én time med pumping og en pumperate på 0.43 l/s, ble det målt en maksimal senkning på mellom 33 og 55 cm (tabell 2.2).

Infiltrasjonsbrønnene ble testet med to ulike infiltrasjonsrater på 0.46 og 1.25 l/s (Norconsult, 2014b). Ved den lavere raten «stabiliserte» oppstuvningen seg på rundt 30 cm (tabell 2.3). For øvrig ble oppstuvningen mye dårligere stabilisert enn senkningen rundt pumpebrønnene. Det er ifølge Norconsult rimelig å anta at det ikke ble oppnådd stasjonære forhold i infiltrasjonstestene.

Tabell 2.2: Maksimal senkning ved pumperate på 0.43 l/s og en pumpetid på 1 time. Se brønnplasseringene i figur 2.22. (Norconsult, 2014b)

Pumpebrønn	Senkning [cm]
PFOS2(1)	33
PFOS_JERN2	55
PFOS_JERN5	37

Tabell 2.3: Oppstuvning ved infiltrasjonsrater på 0.46 og 1.25 l/s etter henholdsvis ca. 15 og 45 minutter infiltrering. Se brønnplasseringene i figur 2.22 (Norconsult, 2014b)

Infiltrasjonsbrønn	Oppstuvning [cm]	
	Q = 0.46 [l/s]	Q = 1.25 [l/s]
IN4	32	100
IN13*	8	25

\*Målingene er peilet manuelt da vannivåloggeren ble senket i løpet av testen

## 2.7 Grunnvannsmodellering

Når grunnvann skal forvaltes, reguleres eller brukes som en vannressurs, er det viktig å forstå hvordan det hydrogeologiske systemet fungerer. En grunnvannsmodell gir en forenklet beskrivelse av systemet og kan brukes til å (Baalousha, 2011):

- forutse naturlige eller antropogene forandringer i systemet, som for eksempel responser fra planlagte aktiviteter
- beskrive systemet for å kunne analysere ulike antagelser
- studere prinsipper ved grunnvannsstrømning ved å konstruere ulike problemstillinger i et hypotetisk system

Et grunnvannssystem er vanskelig å gjenskape i en modell da systemet som regel er anisotropt, heterogent og ligger utilgjengelig for observasjon. En grunnvannsmodell er alltid basert på forenklinger og antagelser, og er i beste fall en tilnærmende representasjon av virkeligheten (Baalousha, 2011).

### 2.7.1 Konseptuell modell

En konseptuell modell brukes ofte som utgangspunkt for videre modellering (Baalousha, 2011). Den konseptuelle modellen dannes ut ifra data og tolkninger av geologien og hydrologien for området. Denne informasjon brukes til å danne et tenkt system som kun inkluderer de prosessene som er viktige for formålet med modelleringen. Modellen bør forenkles så mye som mulig, men være kompleks nok til å kunne gjengi oppførselen til systemet (Baalousha, 2011).

### 2.7.2 Matematisk modell

Matematiske modeller representerer et grunnvannssystem gjennom et sett av ligninger som baserer seg på grensebetingelser, initialbetingelser og de fysiske egenskapene til akviferen. Ligningene kan løses analytisk om modellen er enkel, eller numerisk om modellen er mer kompleks (Baalousha, 2011).

Analytiske modeller består av én ligning som representerer hele systemet. Denne likningen sørger for kontinuerlige løsninger over hele modelleringsområdet. Et eksempel på dette er Theis likning som angir senkningen ( $s$ ) i avstanden ( $r$ ) fra en pumpebrønn ved transiente tilstander. Siden denne likningen kun gjelder ved homogene og isotrope forhold, vil man ved mer komplekse tilfeller bruke numeriske løsninger (Baalousha, 2011).

### 2.7.3 Numerisk modellering

En numerisk modell representerer systemet gjennom et sett med diskrete punkter kalt noder (Anderson et al., 2015). Hver node tilegnes verdier som for eksempel hydraulisk konduktivitet ( $K_{x,y,z}$ ), magasincoeffisienten ( $S$ ) eller effektiv porøsitet. Verdiene brukes til å beregne grunnvannsstrømning ( $Q$ ) eller hydrauliske trykkehøyder ( $h$ ) ved hjelp av et sett med partielle differensiallikninger som løses som funksjon av posisjon og tid. Dersom  $Q$  skal beregnes for en node, holdes  $h$  konstant, og motsatt dersom  $h$  skal beregnes (Anderson et al., 2015).

Massetransport kan også simuleres ved hjelp av numerisk modellering. Dette forutsetter at grunnvannsstrømningen allerede er modellert, i tillegg til at et nytt sett av inputverdier må oppgis, som for eksempel bulk tetthet, spredningsparametere og fordelingskoeffisienten for kjemikalet.

Siden beregningene er såpass komplekse, må modelleringen som regel gjøres i en programvare som for eksempel Visual MODFLOW eller SUTRA. En numerisk grunnvannsmodell er som regel satt sammen av følgende komponenter (Baalousha, 2011):

- Konseptuell modell
- Geometrien, som definerer størrelsen og formen på modellen ved hjelp av et gitter
- En eller flere matematiske koder
- Grensebetingelser
- Belastninger (f.eks. pumping)
- Initialbetingelser (f.eks. opprinnelige grunnvannsnivåer som er spesielt viktig ved transiente problemstillinger)
- Egenskaper til strømningsmediet eller kjemikalet (f.eks.  $K$ , bulketthet,  $n_{\text{eff}}$  eller  $K_d$ )

Riktig bruk av modellen forutsetter kunnskap om begrensningene til modellen. Dette gjelder både begrensningene til de matematiske likningene samt tolkningen av resultatene. I tillegg bør det være en forståelse for hvordan de ulike komponentene i systemet interagerer med hverandre.

Det realistiske målet med modellering er ikke å lage en sann modell, men en akseptabel modell. Modellen er akseptabel dersom den kan bevise at det riktige svaret ligger innenfor rimelighetens usikkerhetsgrenser. Det bør derfor være en bevissthet om usikkerhetene i den ferdige modellen. Dette kan være «ukjent ukjente» som er et begrep som brukes om usikkerheter som ikke er identifisert. Eksempler på dette er heterogeniteter eller uforutsette fremtidige belastninger som for eksempel flomepisoder (Anderson et al., 2015).

#### 2.7.4 Grensebetingelser

Siden numerisk modellering er basert på partielle differensialligninger, må grensebetingelsene defineres. Matematisk sett er grensen definert som det området der løsningen på den partielle differensialligningen er kjent og ikke endrer seg over tid. Overført til et grunnvannssystem, er grensebetingelse kilder og avløp i systemet, samt områder der vannet ikke krysser eller strømmer ut. Det kan skilles mellom fysiske og hydrauliske grenser (Anderson et al., 2015).

Fysiske grenser kan være forkastninger, overflatevann, eller tette geologiske enheter som leire eller berg. Disse er som regel lett å indentifisere og holder seg konstante over tid. De er derfor foretrukket ved grunnvannsmodellering (Anderson et al., 2015).

Hydrauliske grenser er ifølge Anderson et al. (2015) områder med kjent grunnvannsnivå eller strømningsrater. Disse kan bestemmes ved henholdsvis grunnvannskoter og strømningslinjer fra et grunnvannskotekart. Strømningsratene på tvers av en ekvipotensiallinjene kan beregnes ut ifra kotekartet (Anderson et al., 2015). Eksempler på grenser med en bestemt fluks er infiltrasjon, pumping, evapotranspirasjon og vannføring i en elv som er tilknyttet akviferen. En strømningslinje eller et grunnvannsskille kan brukes som en «no-flow» grense der det antas at strømningsraten på tvers over grensen er null (Anderson et al., 2015).

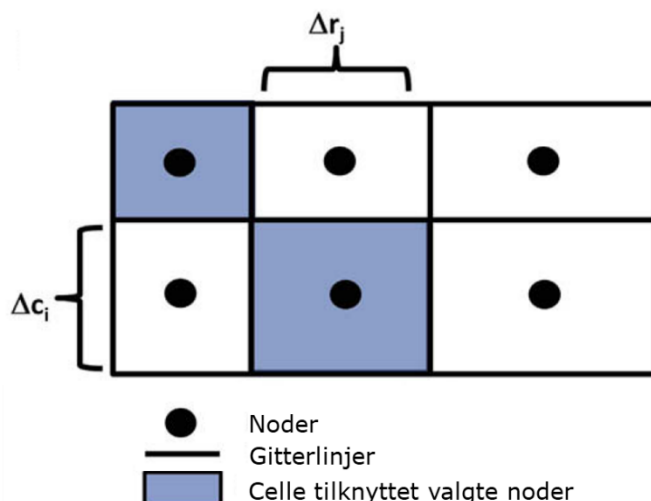
I realiteten kan en hydraulisk grense forflytte seg eller endre seg over tid om grunnvannssystemet belastes (Anderson et al., 2015). Høye pumperater kan for eksempel endre beliggenheten på grunnvannsskillet. Hydrauliske grenser bør derfor brukes med varsomhet og aller helst ved stasjonære betingelser. Som regel vil en konstant strømningsrate-grense være mer egnet enn en konstant grunnvannshøyde-grense. Dette skyldes at en konstant grunnvannshøyde kan fungere som en uendelig kilde eller avløp til vann (Anderson et al., 2015).

Når massetransport modelleres, kan konstante konsentrasjoner brukes som grensebetingelser. Dette kan for eksempel være punktforurensninger der det antas at utlekkingsraten er konstant og at forurensningskilden aldri går tom.

### 2.7.5 Gitter

Nodene som representerer en numerisk modell er organisert i et gitter. Det finnes flere ulike typer gitter. I denne masterbesvarelsen er det brukt et blokk-sentrert endelig differensialgitter, hvilket er et strukturert gitter med en jevn fordeling av noder plassert i midten av hver celle (figur 2.24). I tre dimensjoner består gitteret av tre sett med parallelle linjer orientert vinkelrett på hverandre, også kalt celler. Posisjonen til en gitt node oppgis med verdier for henholdsvis raden, kolonnen og laget den tilhører. Ved anisotrope forhold kan koordinataksene roteres parallelt med hovedaksene for hydraulisk konduktivitet ( $K_{x,y,z}$ ) (Anderson et al., 2015).

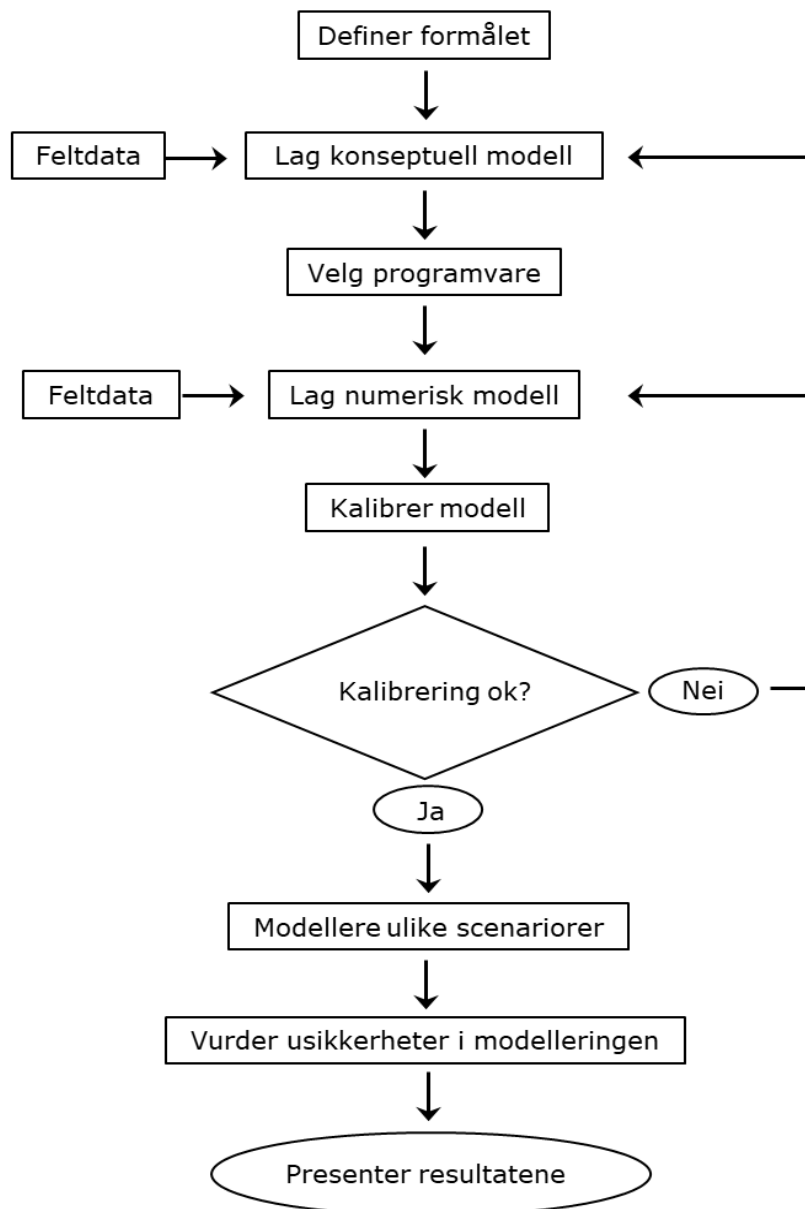
Størrelsen på cellene bestemmes som regel ut ifra hvor mye egenskapene til akviferen varierer (Baalousha, 2011). Dette kan være variasjon i ulike parametere som  $K$ ,  $S$ ,  $Q$ , grunnvannsspeilets beliggenhet og vertikal forandring i hydraulisk potensial. Små celler gir en mer detaljert modell, men gjør også modellen mer komplisert slik at den vanskeligere konvergerer til en løsning. Størrelsene kan tilpasses slik at enkelte områder av modellen får høyere oppløsning. Dette kan være ønskelig i områder av spesiell interesse eller der det er ekstra mye feltdata. Siden den hydrauliske gradienten er representert som trappetrinn, bør områder med brattere gradient tildeles mindre celler (Baalousha, 2011).



Figur 2.24: Blokk-sentrert endelig differensialgitter med  $i$  rader og  $j$  kolonner. Avstanden mellom kolonner =  $\Delta r_j$  og avstanden mellom rader =  $\Delta c_i$  (modifisert etter Anderson et al. (2015))

### 2.7.6 Prosedyre for numerisk modellering

Modelleringsprosessen består av flere og repeterende steg som til slutt ender i en ferdig modell. Figur 2.25 viser en skjematisk framstilling av den typiske arbeidsprosessen som ligger bak. Ifølge Andersen et al. (2015), er det første steget alltid å definere formålet med modellen, noe som innebærer å formulere ett eller flere spørsmål man ønsker å finne svar på. Modellen blir videre designet for å kunne svare på disse spørsmålene. Dette gjøres ved å bestemme forenklinger og antagelser ut ifra formålet, som for eksempel ved valg av matematiske koder (Anderson et al., 2015).



Figur 2.25: Prosedyre for numerisk modellering av grunnvannsstrømning. I dette tilfellet med formålet å modellere ulike scenariorer (forecasting) (modifisert etter Anderson og Woessner (1992))

### 2.7.7 Kalibrering og verifisering

For at modellen skal samsvare med målinger og observasjoner i felt, må modellen kalibreres. Kalibrering er ansett som det viktigste steget i modelleringsprosessen da den beviser at modellen klarer å gjenskape forholdene i felt. Prosedyren går ut på å endre på inputparameterne helt til feltdataene og de modellerte verdiene er i overenstemmelse med hverandre. Dette gjøres ved å endre på de mest usikre parameterne innenfor sannsynlige størrelser (Baalousha, 2011). Kalibreringen løser på den måten det inverse problem. I grunnvannssimuleringen er ofte infiltrasjon og  $K_d$  de vanligste kalibreringsparameterne, mens ved transportsimulering er det vanlig å kalibrere dispersjonsparametere og  $K_d$  (Baalousha, 2011). Kalibreringen kan gjøres manuelt eller automatisk ved hjelp av ulike tilleggsverktøy som for eksempel PEST (se delkapittel 2.7.8).

For å beregne korrelasjonen mellom de observerte og simulerte verdiene, kan den kvadratiske gjennomsnittsfeilen (Root Mean Square Error, RMSE) beregnes ved (Baalousha, 2011)

$$RMSE = \sqrt{\frac{1}{n} \sum_{i=1}^n (h_{ob} - h_{kalk})^2} \quad (2.14)$$

Der  $h_{ob}$  representerer observert grunnvannstand i punktet  $i$ , og  $h_{kalk}$  representerer den kalkuleerte verdien i punktet  $i$ , og  $n$  representerer antallet målinger. Målet med kalibreringen er å minimere RMSE-verdien.

Flere kombinasjoner av inputparametere kan gjenskape de samme feltobservasjonene. En god kalibrering trenger derfor ikke å være en god representasjon av de faktiske forhold (Baalousha, 2011).

For å begrense antallet kalibreringer, kan alle nodene i ett lag tildeles de samme verdiene i en prosess kalt sonering. Dette gjøres for å forenkle modellen ved å dele den inn i soner med homogene antagelser (Anderson et al., 2015).

Verifisering gjøres ved å sammenligne den kalibrerte modellen med et sett av feltdata som ikke ble brukt i kalibreringen. Om modellen og de uavhengige dataene samsvarer, er den kalibrerte modellen verifisert (Baalousha, 2011). For øvrig er det ønskelig å bruke all tilgjengelig data i kalibreringen (Anderson et al., 2015). Data egnet til verifisering kan være feltdata som er vanskeligere å kalibrere med. Eksempler på dette er strømningshastigheter funnet fra sporforsøk, eller tidsbestemt senkning funnet fra en pumpetest (ved transient simulering).

### 2.7.8 Sensitivitetsanalyse

En grunnvannsmodell består av en stor mengde usikre parametere. For å spare tid i kalibreringen er det ønskelig å finne de parametere som har størst innvirkning på resultatet. De sensitive parametere bør være hovedfokuset i kalibreringen (Baalousha, 2011).

En sensitivitetsanalyse utføres ved å endre på input parameterne i flere steg over et spekter av fornuftige verdier. For hvert steg kan sensitivitetskoeffisienten beregnes ved (Anderson et al., 2015)

$$\text{sensitivitetskoeffisient}_{ij} = \frac{\Delta \text{observasjon}_i}{\Delta \text{parameter}_j} \quad (2.15)$$

der  $\Delta \text{observasjon}_i$  er forandringen i den i-ende simulerte verdien for en avhengig variabel (for eksempel grunnvannsnivå, fluks, konsentrasjoner), og  $\Delta \text{parameter}_j$  er forandringen i den j-ende verdien for en inputparameter (for eksempel K, S,  $n_{\text{eff}}$ , infiltrasjon). Disse analysene kan utføres med en parameter-estimeringskode (PEST) (Anderson et al., 2015). I grunnvannsstrømningsmodellering er de mest sensitive parameterne som regel hydraulisk konduktivitet og infiltrasjon (Baalousha, 2011).



## 3 Tidligere arbeid

### 3.1 Numerisk hydrogeologisk modell for BØF

I forbindelse med opprydningstiltak, ble det i høsten 2012 utarbeidet en tredimensjonal numerisk modell for grunnvannsstrømningen på BØF. Modellen ble laget av Norconsult AS (Norconsult, 2012a). Formålet med modellen var å vurdere hvordan PFOS transporteres med grunnvannsstrømningen og vurdere hvordan tiltakene bør utformes for å optimalisere PFOS-rensingen. Dette delkapitlet tar for seg det tidligere arbeidet med modellen før den ble videreutviklet i denne masteravhandlingen. Beskrivelsene av modellen er basert på observasjoner av oversendt numerisk modell fra Norconsult, samt rapporten «Hydrogeologisk modell: PFOS-forurensning ved brannøvingsfeltet ved Gardermoen lufthavn» av Norconsult (2012a).

Modellen ble utviklet i programvaren Visual MODFLOW classic, versjon 2011.1 (Norconsult, 2012a). Modellen ble laget for mettet sone og med betingelsen at akviferen er åpen. For å forenkle modellen, ble grunnvannsstrømningen laget og kalibrert i en stasjonær simuleringen over en periode på 30 år.

Følgende programmoduler eller systemverktøy ble benyttet for å modellere grunnvannsstrømningen (Norconsult, 2012a):

- MODFLOW 2000 med kodeløser WHS (Waterloo Hydrogeologic Solver)
- MODPATH (for å kalkulere strømningsveiene til advektivt transporterte vannmolekyler eller oppløste forbindelser)

#### 3.1.1 Konseptuell modell

En konseptuell modell blir lagd med utgangspunkt i det som er kjent for geologien og hydrogeologien til området. Modellen baserer seg på observasjoner og undersøkelser i felt, samt eksisterende litteratur for området. Jorden deles inn i lag og strukturer ut ifra egenskapene til løsmassene og akviferen. Grensebetingelsene må også defineres. Modellen blir som regel satt sammen av ulike typer data som terrenkart, brønner og geometrier utenfor et rutenett, hvilket gir en fleksibilitet til å justere tolkningene av modellen før den konverteres til en numerisk modell. Konverteringen gjøres ved å tildele den konseptuelle modellen et rutenett med et gitt antall celler, før noden i hver celle får oppgitt input-parametere for ulike egenskaper som for eksempel hydraulisk konduktivitet eller initiale grunnvannsnivåer.

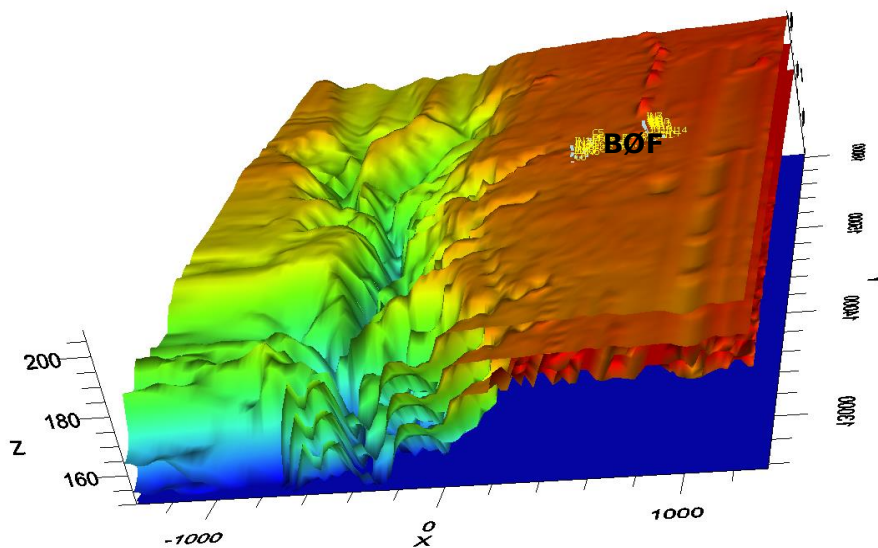
Ulike geometrier kan benyttes for å representere hydrauliske barrierer eller egenskapssoner, som for eksempel elver eller ulike soner med hydraulisk konduktivitet. Geometriene kan være polygoner, polylinjer eller punkter, som enten kan importeres eller lages i Visual MODFLOW ved hjelp av tegneverktøy i 2D-visning. Geometriene kan defineres eller lastes opp både i den konseptuelle og i den numeriske modellen.

Den topografiske overflaten ble ifølge kontaktperson fra Norconsult oversendt som en terrenngmodell fra Avinor (personlig kommunikasjon, telefonsamtale desember 2019). Avinor håndterer store mengder kartdata over OSL, og har utviklet et eget lokalt koordinatsystem for lufthavnen der rullebanene er orientert parallelt med y-aksen.

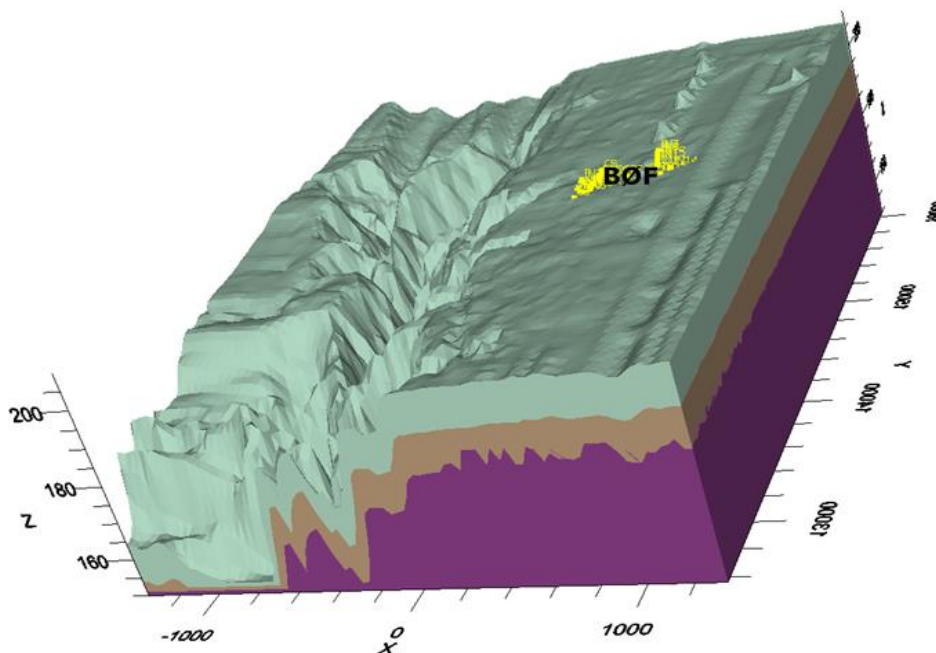
Koordinatsystemet har derfor ca. 20° dreining mot vest fra det ordinære UTM-koordinatsystemet.

Modelleringsområdet ble delt opp i tre lag nedover i dypet med grenseflater som noenlunde følger terrengoverflaten (se oversikt over horisontene på figur 3.1 og lagene figur 3.2). Dette ble gjort for å forenkle modellen slik at det i hvert lag antas noen av de samme egenskapene. Topografien for området er 206 moh. på det høyeste i nordøst, hvor den avtar vestover til rundt 150 moh. nederst i Sogna (figur 3.3). Mektigheten på lagene avtar også mot ravinene. De tre lagene fra øverst til nederst kan beskrives slik (figur 3.2) (Norconsult, 2012a):

- Lag 1 - Øvre grove delen av et delta skrålag med utstrekning fra terrengoverflaten til ca. 15 meter nedover i profilet på det mektigste.
- Lag 2 - Overgang til delta bunnlag med en maksimal mektighet på ca. 10 meter.
- Lag 3 - Siltig delta bunnlag. Ca. 30 meter på det mektigste med en nedre grense ved 150 moh., som ligger ved samme høyde som den nærmeste resipienten elva Sogna.



Figur 3.1: 3D-figur som viser grenseflatene for de tre lagene i dybden, med terrengoverflaten øverst. Figuren har en vertikal overdrivelse på 15.



Figur 3.2: Inndeling av mettet og mettet sone i tre lag. Figuren har en vertikal overdrivelse på 20.

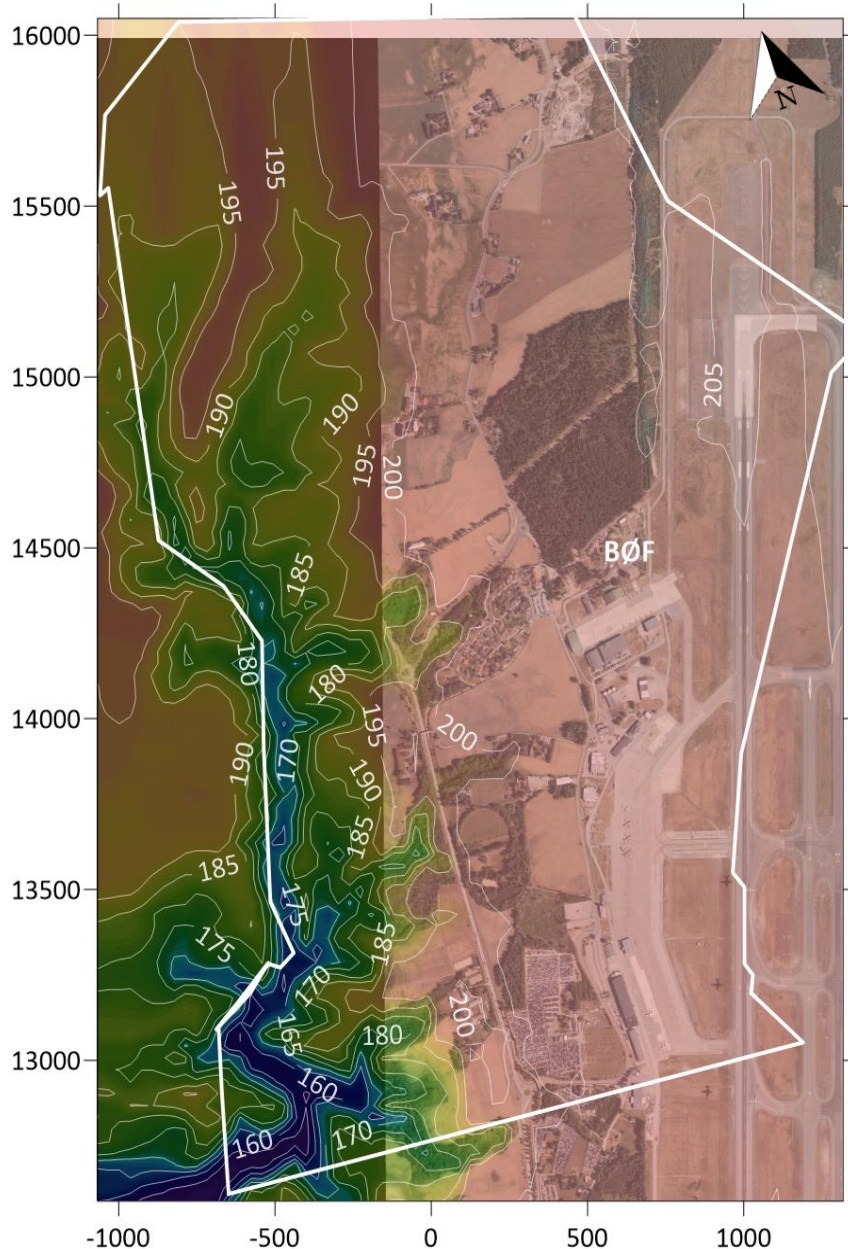
### 3.1.2 Grensebetingelser

Det modellerte området ble avgrenset av de hydrauliske grensene til akviferen. Dette er viktige steg for å oppnå riktig mengde vann inn og ut av modelleringsområdet, som videre kan ha påvirkning på hvor mye PFOS uttynnes. Grunnvannskotekart og overflatetopografikart er nyttige hjelpemidler til å bestemme grensene.

I øst er modelleringsområdet avgrenset av grunnvannsskillet (figur 3.4). I nord og sør er området avgrenset av grunnvannets antatte strømningsretning i en såkalt «no-flow» (ingen strømnings) -grense. I vest ved ravinen og Sogna, er grensebetingelsene drenering (drain) lagt inn, markert i grått på figur 3.5. Denne funksjonen drenerer vannet ut av modellen ved en gitt høyde over havet, og bidrar på den måten negativt til vannbalansen. Dreneringsgrensene er lagt inn nederst i profilet ved 150 moh. Grunnvannsnivået ved Sogna er lagt inn med lik høyde som elva med en konstant grensebetingelse (Norconsult, 2012a).

Modelleringsområdet dekker et areal på ca. 5.7 km<sup>2</sup>, med 2.4 km utstrekning i øst-vest og 3.5 km utstrekning i nord-sør (figur 3.3). Modelleringsområdets plassering i forhold til OSL er markert på figur 3.7 i hvit skravering.

Det ble lagt inn en grensebetingelse for infiltrert nedbør («recharge») på 410 mm/år (Norconsult, 2012a). Verdien er basert på gjennomsnittlig årsnedbør på 794 mm/år målt i perioden 1966-1974, der det antas at ca. halvparten forsvinner til evapotranspirasjon (Jørgensen og Østmo, 1990). Siden simuleringen blir gjort med stasjonære betingelser, er det viktig å finne verdier som representerer de gjennomsnittlige forholdene i akviferen. Det antas homogen infiltrasjon av nedbør i modelleringsområdet. Tette flater som hus og asfalterte veier er ikke tatt høyde for. Disse flatene utgjør en mindre andel av overflatearealet, men kan regnes som en feilkilde.

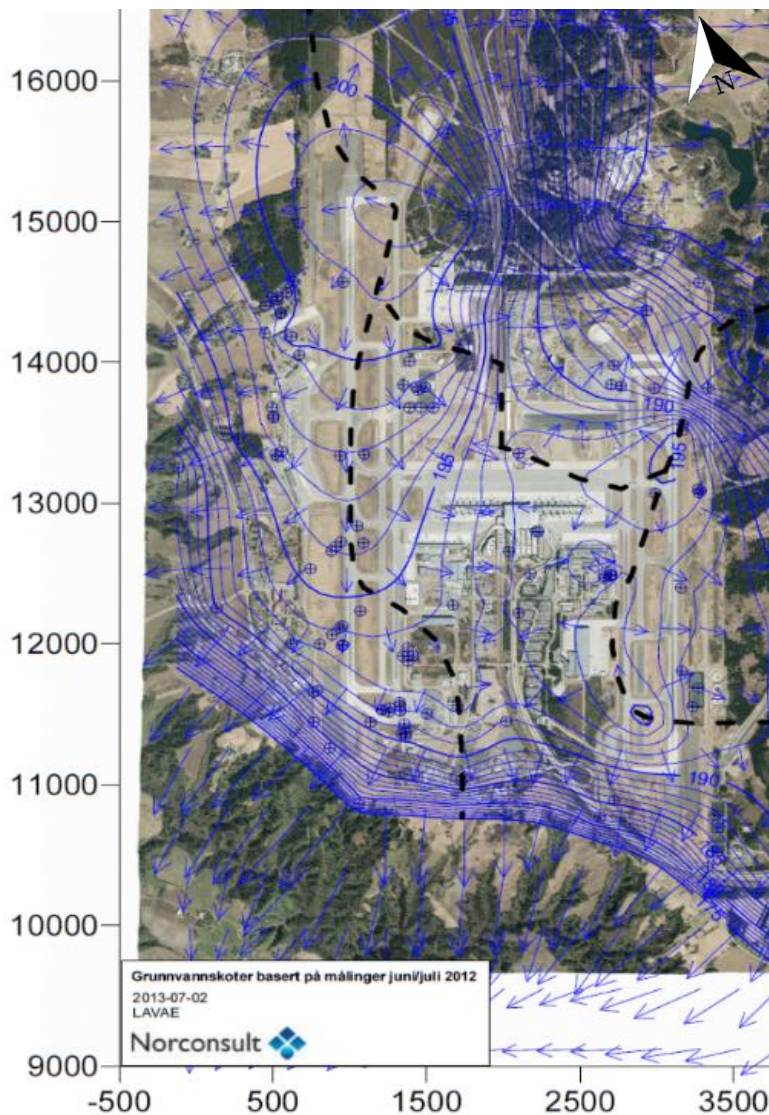


Figur 3.3: Omriss av modelleringsområdet markert i hvitt. Terrenghøydekoter og ortofoto av OSL er også inkludert i figuren (Surfer, Golden Software)

### 3.1.3 Gitter

I prosessen ved å konvertere den konseptuelle modellen til en numerisk modell, tildeles modellen et gitter. Mesteparten av området ble tildelt celler i størrelser på ca. 13.5×17.5 meter (se gitteret i figur 3.6). Unntaket er området rundt BØF og vestover mot ravinen. Her ble modellen tildelt mindre celler i området der pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble vurdert å bli plassert, samt i ravineområdet for å gjenskape den bratte hydrauliske gradienten (se oversikt over cellestørrelsene basert på områder i modellen i tabell 3.1). Den vertikale høyden til hver celle bestemmes av mektigheten til laget (se rutenettet i profil i figur 3.8).





Figur 3.4: Grunnvannskotekart for OSL basert på målinger juni/juli 2012. Den sorte, stiplede linjen markerer grunnvannsskillets antatte plassering (Norconsult, 2013a)

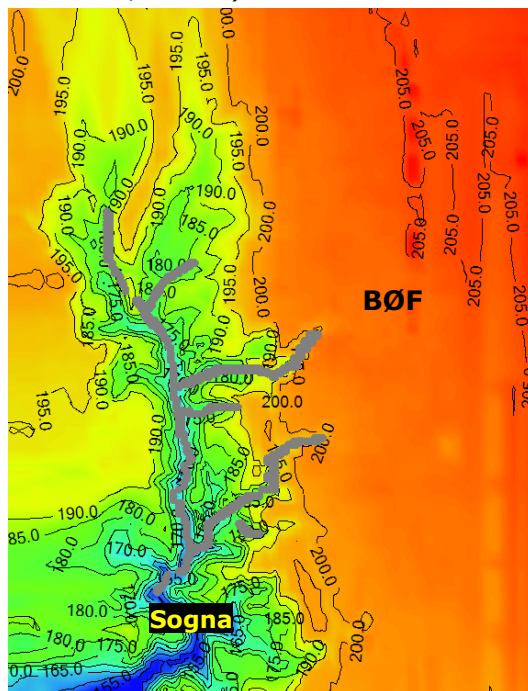
Tabell 3.1: Oversikt over cellestørrelser i ulike områder i modellen. Cellestørrelsen er oppgitt i omtrentlige verdier da størrelsene varierer mye innad i modellen

Område	Lengde x-retning [m]	Lengde y-retning [m]
Modelleringsområdet	13.5	17.5
BØF og omegn	13.5	8.7
Mot ravinene	6.7	17.5

### 3.1.4 Egenskapssoner

Modellen er delt inn i 14 hydrauliske konduktivitetssoner. K-verdiene ble justert til modellen var tilstrekkelig kalibrert (se oversikt over de kalibrerte K-verdiene sammen med respektive soner i tabell 3.2). Sonene i lag 1 strekker seg noenlunde parallelt med deltafronten. K-verdiene minker med dybden nedover i profilet (se sonene i profil, figur 3.12). I tillegg er sonene innad i hvert lag tildelt høyest konduktivitet der terrenget er høyest, med avtagende verdier vestover mot ravinene mot lavere terreng. Unntaket er sone 13 (rød) i midten av lag 1 som er tildelt en høyere K-verdi enn sonene mot øst

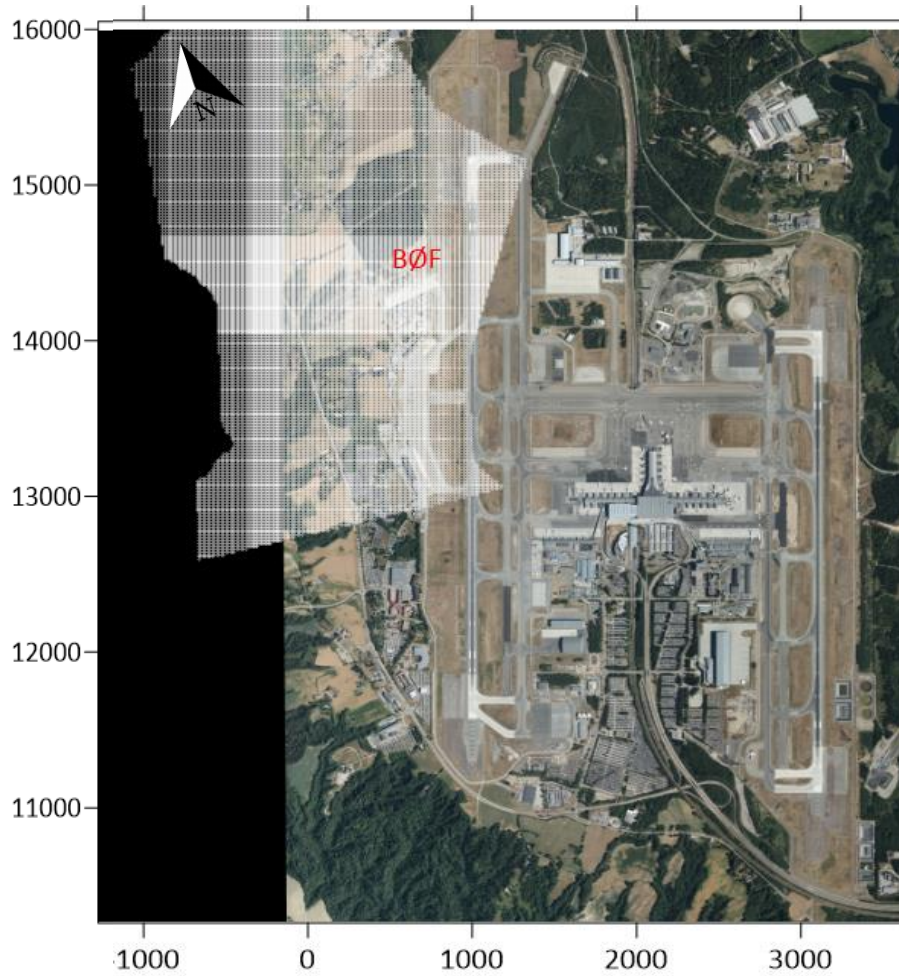
(sone 14 og 1) (figur 3.9). Dette var nødvendig for å oppnå best mulig kalibrering av grunnvannsnivået (Norconsult, 2012a).



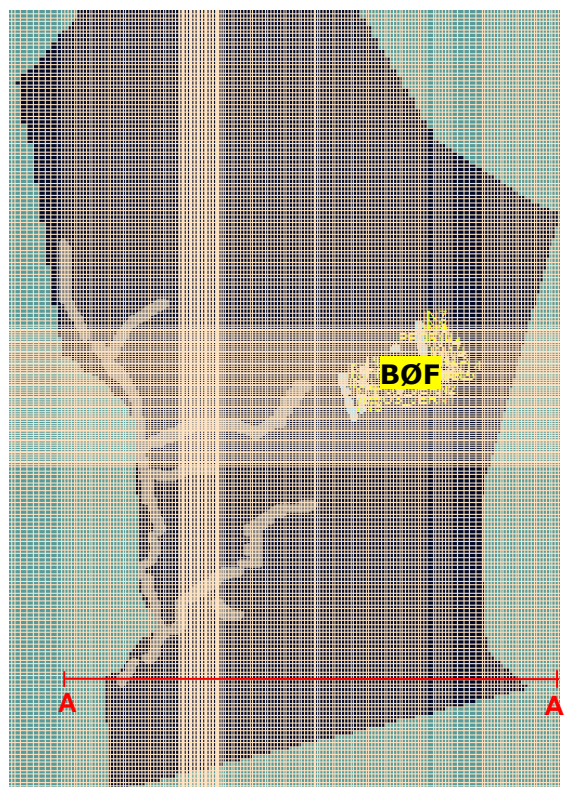
Figur 3.5: Oversikt over dreneringsgrensene markert i grått på et terrengekart. Grensene er lagt langs ravedaler og i elva Sogna, samt tilhørende sidebekker

Det er gjort flest romlige justeringer i det øverste laget (figur 3.9). Dette laget antas å ha størst innvirkning på plasseringen av grunnvannsspeilet. I tillegg antas det at mesteparten av PFOS befinner seg i den øvre delen av den mettede sonen, samt i sonen der grunnvannsspeilet fluktuerer. Strømningen i det øvre laget antas derfor å ha mest innvirkning for spredningsforløpet.

Justeringen av K-verdier under kalibreringsprosessen blir ofte basert på ulike hydrogeologiske prinsipper. Ut ifra grafen over kalkuleerte vs. observerte verdier for grunnvannsstanden, kan man se om en kalkuleert verdi for en brønn må justeres opp eller ned for å oppnå en bedre korrelasjon (se graf i figur 3.13). Grunnvannsstanden antas å øke med minkende K-verdier da vannet vanskeligere renner bort fra området gjennom en tettere formasjon. I senketrakten rundt en pumpebrønn, synker grunnvannsstanden med avtagende K-verdier fordi trykktapet må bli større for å kompensere for den økte motstanden for strømning gjennom massene. Oppstuvningen rundt en pumpebrønn øker med minkende K som følge av at vannet vanskeligere renner bort fra brønnen. For å forenkle modellen antas det homogene betingelser innad i hver sone. I tillegg antas det en lik K-verdi i x og y- retning, mens verdien i z-retning er en tier-potens lavere (tabell 3.2). Dette er en grov antagelse for inhomogene masser avsatt i horisontale lag i vann. Antagelsen er basert på at enkelte lag av finere masser gjør at vannet vanskeligere strømmer i vertikal retning (Cheremisinoff, 1997).

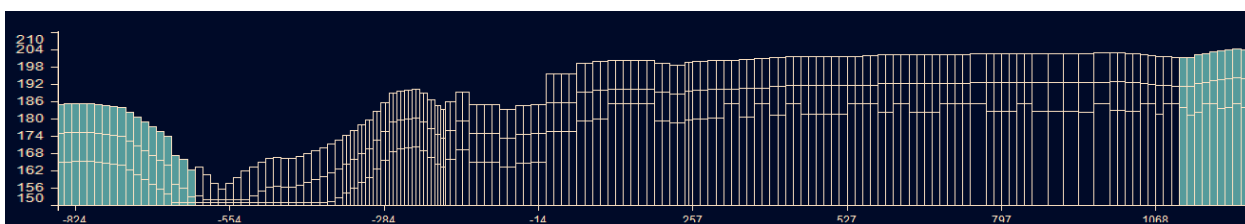


Figur 3.7: Modelleringsområdet markert i hvitt på et ortofoto av OSL



Figur 3.6: Rutenett med varierende oppløsning over modelleringsområdet. Mesteparten av området har celler med ca.  $13.5 \times 17.5$  meter størrelser. Området rundt BØF og mot ravinene (vertikal, tykk linje med tette celler) har smalere celler i x-retning omtrent vinkelrett på den hydrauliske gradienten



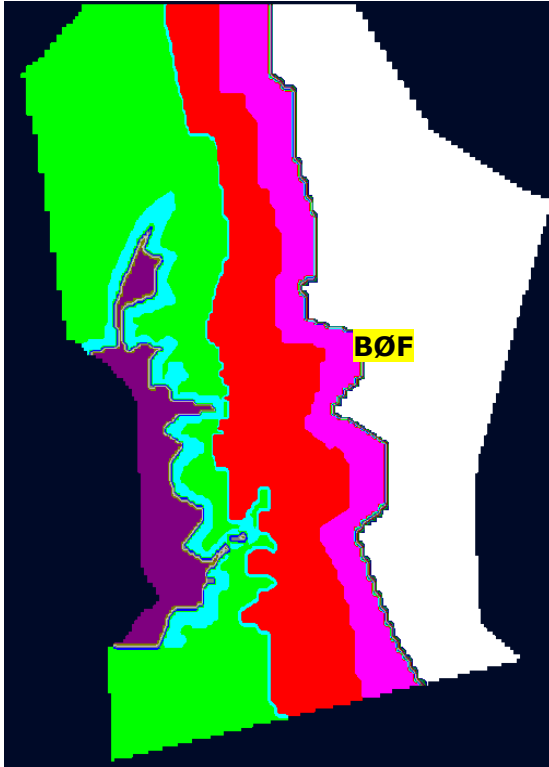


**A** **A'**  
 Figur 3.8: Rutenettet med laginndelingen i tverrsnitt, se plassering av profillinjen i figur 3.6. Cellenes vertikale lengde er definert ved mektigheten til det respektive laget. Cellene er rektangulære og rettvinklede. De grønne cellene er utenfor modelleringsområdet. Figuren har en vertikal overdrivelse på 5. Profilet har en forskjellig målestokk fra figur 3.6.

Tabell 3.2: Oversikt over kalibrerte verdier for hydraulisk konduktivitet (m/s) i de ulike konduktivitetssonene. Hver sone er representert med en unik farge. Enkelte soner ble tildelt like K-verdier. Dette gjelder sone 1 og 14, sone 2, 3 og 4, samt sone 7, 9 og 10. Konduktiviteten varierer fra  $8 \times 10^{-9}$  til  $2.5 \times 10^{-4}$  m/s

Sone	Farge	$K_x$	$K_y$	$K_z$
1		2.5E-04	2.5E-04	2.5E-05
2		5.0E-06	5.0E-06	5.0E-07
3		5.0E-06	5.0E-06	5.0E-07
4		5.0E-06	5.0E-06	5.0E-07
5		9.0E-07	9.0E-07	9.0E-08
6		1.0E-06	1.0E-06	1.0E-07
7		8.0E-08	8.0E-08	8.0E-09
8		6.0E-07	6.0E-07	6.0E-08
9		8.0E-08	8.0E-08	8.0E-09
10		8.0E-08	8.0E-08	8.0E-09
11		9.0E-05	9.0E-05	9.0E-06
12		4.8E-05	4.8E-05	4.8E-06
13		2.9E-04	2.9E-04	2.9E-05
14		2.5E-04	2.5E-04	2.5E-05





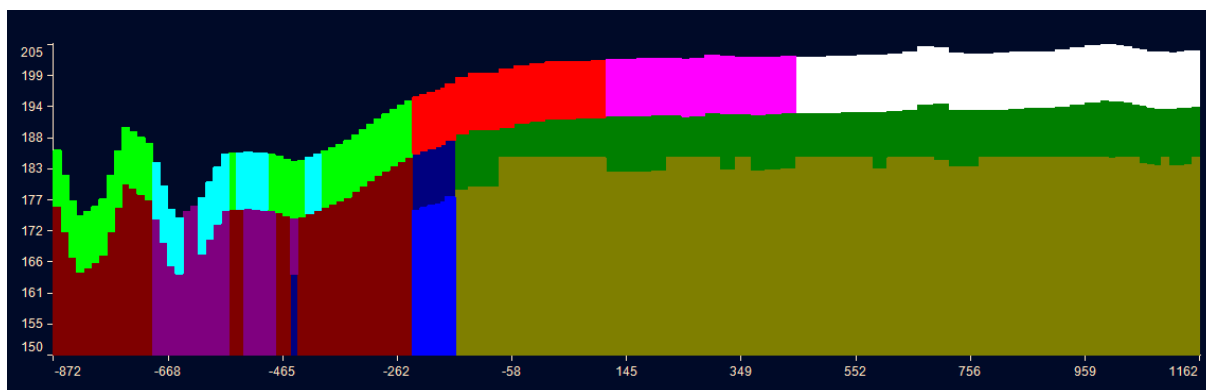
Figur 3.9: Hydrauliske konduktivitetssoner i lag 1, øvre delen av delta skrålåg. K-verdiene i de ulike sonene avtar vestover mot ravinene. Sone 13 (rød) er tildelt en høyere K-verdi enn sonene østover. Konduktiviteten varierer fra  $2.9 \times 10^{-4}$  til  $1 \times 10^{-6}$  m/s



Figur 3.11: Hydrauliske konduktivitetssoner i lag 2, overgangen til et delta bunnlag. K-verdien er lavere enn i lag 1 på grunn av finere masser nedover i dypet. Sone 5 (mørkerød) ble tildelt lavere K enn sone 6 (lilla) helt vest i ravinen. Dette var nødvendig for å gjenskepe den bratte hydrauliske gradienten for området



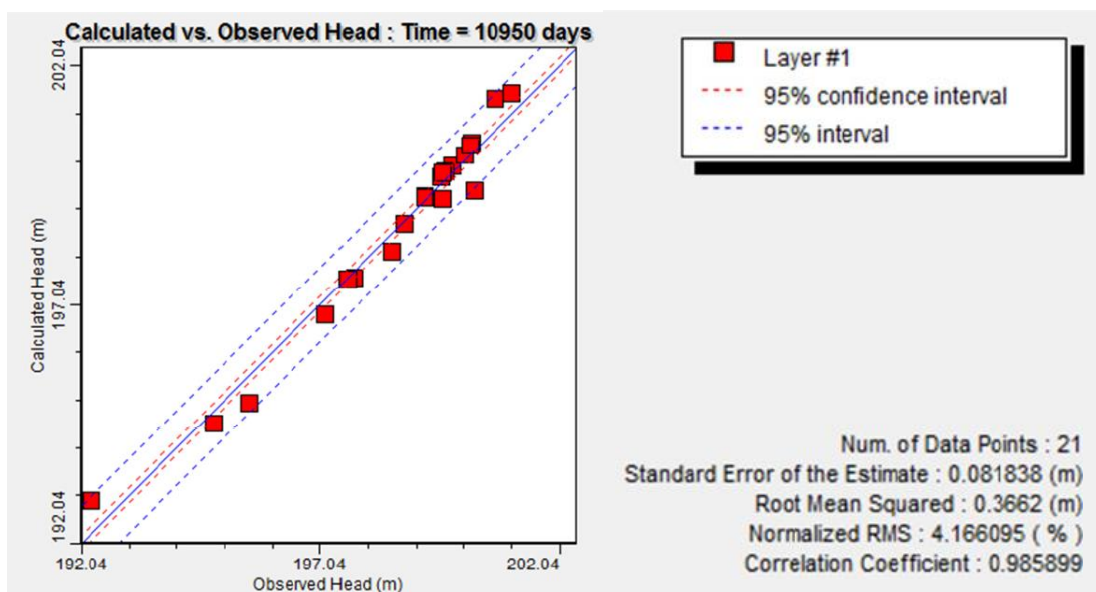
Figur 3.10: Hydrauliske konduktivitetssoner i lag 3, siltig delta bunnlag. Laget består av finere masser av silt/leire, derav lavere K-verdier enn lag 1 og 2. Ravineområdet mot vest er likt som i lag 2.



Figur 3.12: Konduktivitetssonene i profil med en vertikal overdrivelse på 10

### 3.1.5 Kalibrering

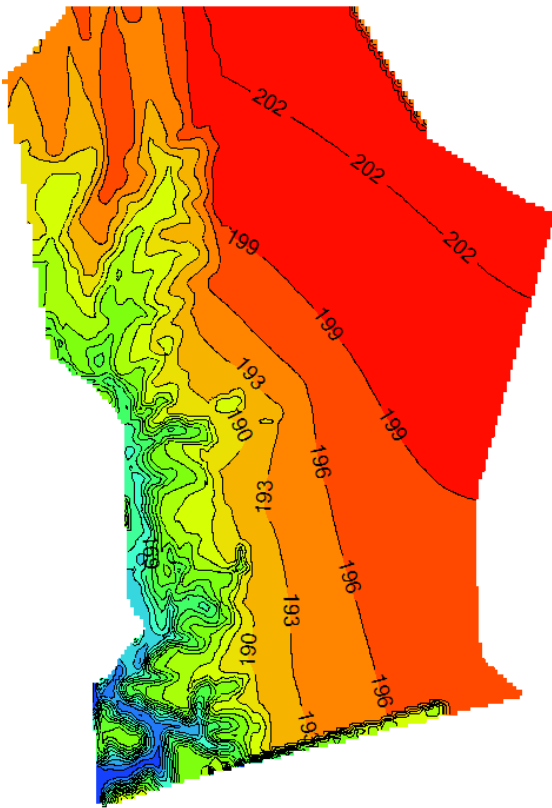
Modellen ble kalibrert med målinger av grunnvannsnivået fra mars 2012, i tillegg til fire målinger i nyere brønner fra november 2012 (Norconsult, 2012a). Det ble oppnådd en normalisert kvadratisk gjennomsnittsverdi (RMS) på 4.17%, se figur 3.13 (Norconsult, 2012a). Kalibreringen anses som vellykket når normalisert RMS er under 5% (se likning 2.14).



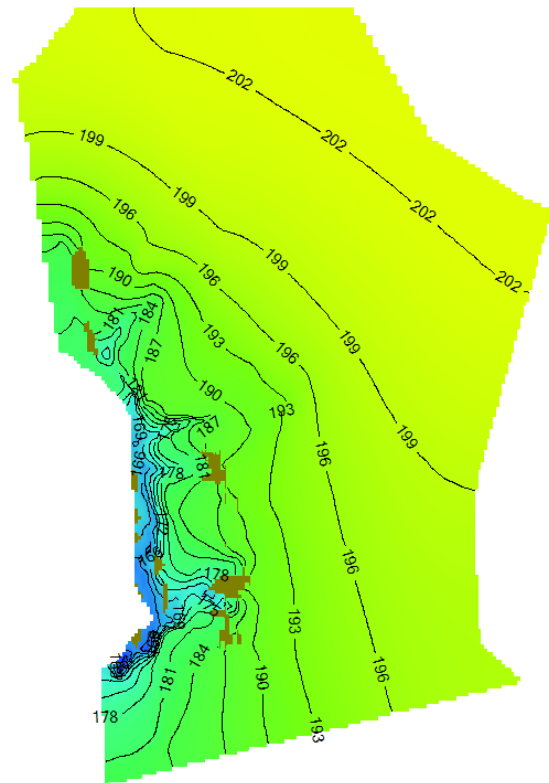
Figur 3.13: Graf som sammenlikner kalkulte og observerte verdier for grunnvannsstand etter 30 år simuleringstid. Avviket mellom kalkulte og observerte verdier øker med avstanden fra diagonalen. Plotninger under diagonalen representerer tilfeller der den kalkulte verdien er lavere enn den observerte (Norconsult, 2012a).

### 3.1.6 Resultater for numerisk modellering av grunnvannsstrømning

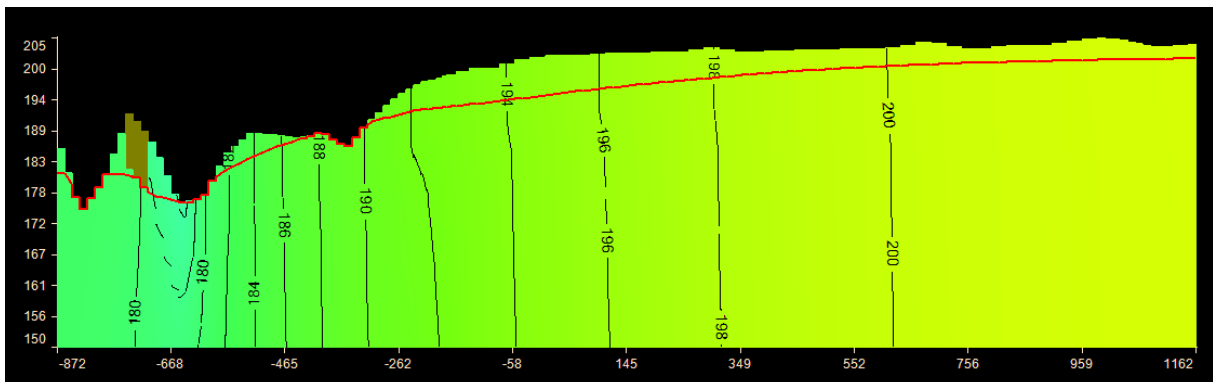
Ifølge resultatet av simuleringen, renner grunnvannet gjennom BØF i sørvestlig retning (se de simulerte ekvipotensiallinjene i figur 3.15 og grunnvannsspeilet i figur 3.14). Dette stemmer overens med grunnvannskotekartet (figur 3.4). De beige områdene i figur 3.15 og figur 3.16 er tørre celler der grunnvannsspeilet (figur 3.14) ligger under bunnen av cellen. Som det fremkommer fra ekvipotensiallinjene i profil (figur 3.16), er strømmingen stort sett horisontal.



Figur 3.14: Simulert grunnvannsspeil for pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble etablert



Figur 3.15: Hydrauliske trykkehøyder ved stasjonær simulering i lag 1. De beige områdene mot vest representerer tørre celler



Figur 3.16: Ekvipotensiallinjer i profil ved stasjonær simulering. Den røde linjen viser det simulerte grunnvannsspeilet. Profilet har en vertikal overdrivelse på 10

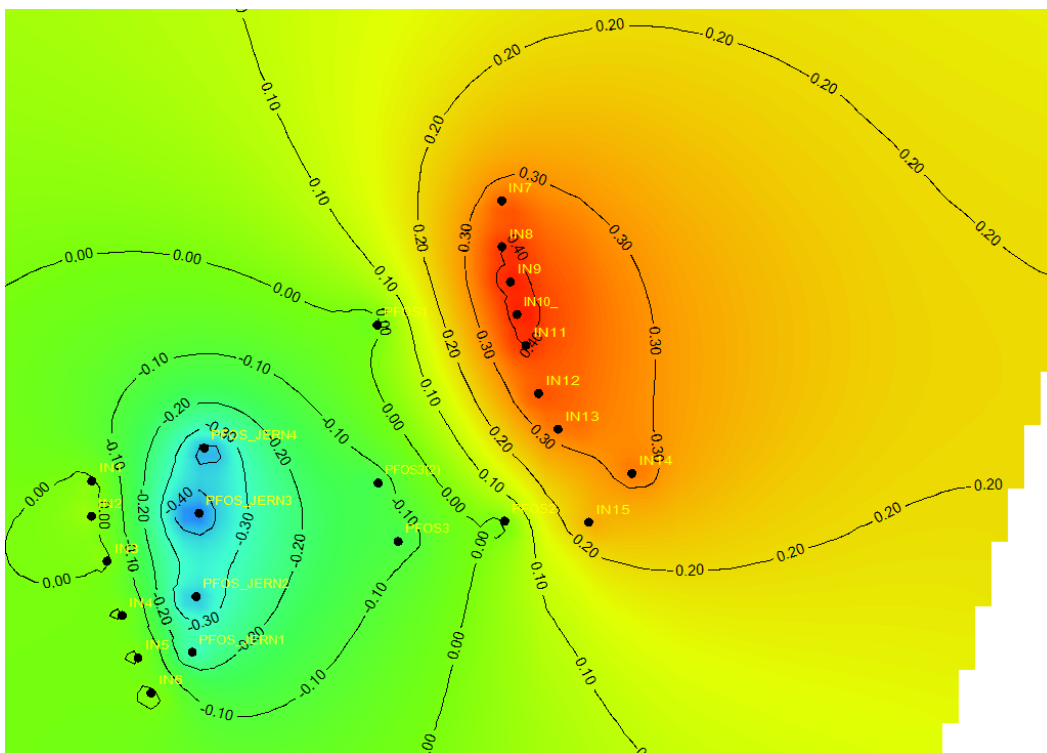
### 3.1.7 Pumpe- og renseanlegg for grunnvann

Ved hjelp av flere forsøk med ulike simuleringer, ble det funnet en løsning til plasseringen av pumpe- og infiltrasjonsbrønnene til PFOS-rensanlegget. Målet var minst mulig PFOS-spredning samtidig som minst mulig vann behandles for å spare på de økonomiske utgiftene. I tillegg var det et krav om å unngå å forstyrre vannbalansen utenfor flyplassområdet slik at de naturlige erosjonsforholdene for ravinene i Romerikes landskapsvernområde bevarer (Norconsult, 2012a).

Det endelige forslaget for utformingen av anlegget omfattes av åtte pumpebrønner og femten infiltrasjonsbrønner (se plassering og navn i figur 3.17). Den totale mengden vann som pumpes og vann som infiltreres må hele tiden være lik for å opprettholde vannbalansen. Det ble anbefalt en sammenlagt pumpe- og infiltrasjonsrate på  $\pm 4.7$  l/s, hvilket betyr at rensanlegget vil behandle  $406 \text{ m}^3$  grunnvann om dagen. Det ble antatt at hver infiltrasjonsbrønn har like infiltrasjonsrater på  $0.3$  l/s, mens pumpebrønnene ble tildelt varierende pumperater (se tabell 3.3). Med det foreslåtte pumperegimet, ble det simulert en maksimal senkning på rundt  $40$  cm rundt pumpe rekka i vest (figur 3.17). Hevingen ble også maksimalt ca.  $40$  cm rundt infiltrasjonsrekka i øst.

Tabell 3.3: Oversikt over anbefalte pumperater. Ratene er oppgitt i minusverdier da pumpingen bidrar negativt på vannbalansen

Brønn	Pumperate [l/s]
PFOS_JERN1	-0.5
PFOS_JERN2	-0.7
PFOS_JERN3	-1
PFOS_JERN4	-0.9
PFOS1	-0.5
PFOS2	-0.5
PFOS3	-0.3
PFOS3(2)	-0.3
<b>SUM</b>	<b>-4.7</b>



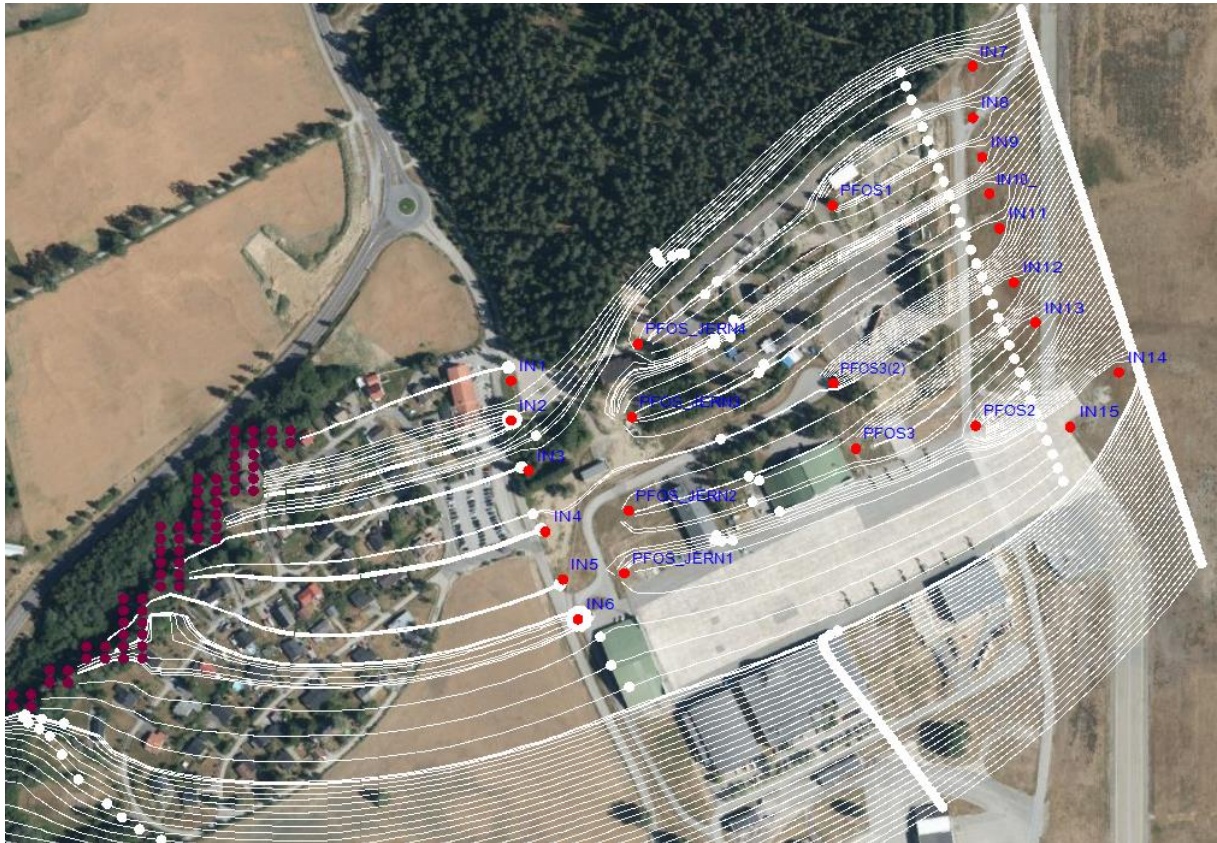
Figur 3.17: Simulerte endringen i trykkehøyder [m] rundt de 8 foreslåtte pumpebrønnene og de 15 foreslåtte infiltrasjonsbrønnene. Brønnene er markert som sorte punkter. Maksimal heving og senkning er  $0.4$  m henholdsvis rundt infiltrasjonsrekka i øst og pumpebrønn PFOS\_JERN3 i vest.

Ved hjelp av analyseverktøyet MODPATH ble strømningsveiene til advektivt transporterte vannpartikler rundt de aktive brønnene simulert (se oversikt over partiklene som skal spores på figur 3.18 og de simulerte strømningsveiene på figur 3.19). Det var ønskelig at færrest mulig partikler skulle renne forbi pumpebrønnene, samt at infiltrasjonsbrønnene skulle stoppe eller sende tilbake eventuelle partikler fra BØF. Oppstuvning rundt infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF skulle gjøre at brønnene fungerer som en hydraulisk barriere mot strømmende grunnvann fra BØF. I tillegg ble det antatt at oppstuvningen rundt infiltrasjonsbrønnene oppstrøms BØF ville sørge for økt hydraulisk gradient, og derav øke strømningshastigheten. Det ble antatt at raskere strømningshastigheter gjennom de forurensede massene ville korte ned rensesiden. Ut ifra resultatet av simuleringen, var det få partikler som rant forbi pumpebrønnene, med unntak av noen få vannpartikler mellom pumpebrønn PFOS\_JERN2 og PFOS\_JERN3, i tillegg til enkelte fra skogholtet nord for BØF (figur 3.19). Disse ville potensielt renne gjennom et område med diffus PFOS-forurensning. Det ble antatt at noe av grunnvannet fra BØF ville renne forbi pumpebrønnene, men at dette vannet ville bli uttynnet med rent vann fra infiltrasjonsbrønnene (Norconsult, 2014c). Nesten samtlige partikler endte opp i dreneringsgrensene markert i burgunder i ravinedalen. Det er også her det ble oppdaget PFOS i sidebekken til Sogna.



Figur 3.18: Vannpartikler markert som hvite punkter som skal spores med MODPATH. Det er definert en rekke med partikler både oppstrøms og nedstrøms infiltrasjonsbrønnene i øst, samt sirkler av partikler rundt hver av brønnene i infiltrasjonsrekka i vest. Partiklene er plassert i midten av lag 1. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er markert med røde punkter.





Figur 3.19: Simulerte strømningsveier til advektivt transporterte vannpartikler oppgitt i figur 3.18. Linjene viser ett års strømningsvei til hver partikkel. Overgangen til et nytt år markeres med en ny partikkel (hvit prikk).

## 4 Datagrunnlag og metode

### 4.1 Kart og brønnmålinger

#### 4.1.1 Isopach-kart

For å vurdere hvor godt den numeriske modellen til Norconsult samsvarer med peiledataene, ble det laget et isopach-kart. Kartet sammenligner den modellerte grunnvannsstanden med et grunnvannskotekart fra samme område ved å vise differansen mellom de to lagene, slik at det i hvert område kan vurderes hvor godt det lagene stemmer overens med hverandre. Siden modellen ble kalibrert med målinger fra 2012, ble det laget et grunnvannskotekart basert på 35 brønner peilet i september til oktober 2012. Peiledataene ble hentet fra Avinor sin interne database for vann og grunn og ligger vedlagt i vedlegg A. Grunnvannskotekartet ble laget med Surfer-17 (Golden Software) med kriging som interpolasjonsmetode. De modellerte grunnvannskotene ble eksportert fra Visual MODFLOW i et Excel-ark og konvertert til en gitter-fil i Surfer. Isopach-kartet ble videre laget i Surfer med funksjonen «grid-math» hvor det ble laget et gitter ved formelen modellert grunnvannsstandgitter minus interpolert grunnvannskotekart-gitter. Gitteret ble til slutt gjort om til et konturkart.

#### 4.1.2 Grunnvannsstandmålinger

Observasjonsbrønner ble peilet for å kalibrere den numeriske modellen, samt lage et grunnvannskotekart for å bestemme de hydrauliske grensene for området. I perioden 25.-27. november 2019, ble 39 observasjonsbrønner peilet på OSL, hvorav 33 målinger ligger innenfor modelleringsområdet og 6 målinger utenfor (se plasseringen til brønnene i figur 4.1 og figur 4.2). Målingene utenfor modelleringsområdet ble utført for å kunne bestemme grunnvannsskillets beliggenhet på grunnvannskotekartet.

Observasjonsbrønnene ble peilet med en vann-nivåmåler med en sensor som varsler med en pipelyd og et rødt lys når den treffer vannspeilet. Dybden fra toppen av brønnen ned til grunnvannsspeilet ble notert ved hjelp av målebåndet som er koblet til sensoren (figur 4.3).

#### 4.1.3 Pumpe- og infiltrasjonsbrønner

Målinger av pumpe- og infiltrasjonsrater, samt vannivået i pumpe- og infiltrasjonsbrønnene, ble oversendt av konsultentselskapet NIRAS som er ansvarlige for driften av pumpe- og renseanlegget ved OSL. Vannivået ble brukt i grunnvannskotekartet og som kalibreringsdata, mens pumpe- og infiltrasjonsratene ble brukt som grensebetingelser i den numeriske modellen. Både vannivået og pumperatene ble brukt til å vurdere kapasiteten til hver av brønnene.

Vannivået logges kontinuerlig i samtlige pumpebrønner, men kun for 4 av de 15 infiltrasjonsbrønnene da de resterende 11 brønnene ikke har en fungerende målesensor. Målingene blir gjort med en type piezometerer som automatisk korrigerer trykkmålingene med atmosfæretrykket via en ventilert kabel koblet til instrumentet (kontaktperson fra NIRAS, e-post, 6. februar 2019).

Pumperatene logges kontinuerlig for hver av de 9 pumpebrønnene, mens kun den sammenlagte infiltrasjonsraten logges for de 15 infiltrasjonsbrønnene. Nedi hver pumpebrønn er det plassert respektive pumper, mens infiltrasjonsbrønnene deler en felles pumpe slik at infiltrasjonsraten i hver enkelt brønn er ukjent.



Figur 4.1: Oversikt over peilede brønner i modelleringsområdet nordvest for OSL





Figur 4.2: Oversikt over peilede brønner på BØF og området rundt. Pumpe- og infiltrasjonsbrønner med registrerte vannivåmålinger er markert med hvite kryss

Enkelte av pumpebrønnene og infiltrasjonsbrønnene er ikke i bruk. Dette gjelder 1 av de 9 pumpebrønnene (PFOS1). Av de 15 infiltrasjonsbrønnene, er kun 9 i bruk (tabell 4.1) (kontaktperson fra NIRAS, e-post, 5. desember 2019). Dette gjelder samtlige av de 6 brønnene nedstrøms BØF (IN1-IN6), men kun 3 av de 9 brønnene oppstrøms (IN11-IN13). Ifølge NIRAS, var IN11 og IN12 oversvømt i feltperioden slik at bare én av infiltrasjonsbrønnene oppstrøms BØF var aktiv. NIRAS beskriver infiltrasjonsbrønnene som mer ustabile om vinteren. Fra september 2015 ble det anbefalt å ikke infiltrere i IN14 og IN15 (NGI, 2015c). Disse ligger i nærheten av en gammel PFOS-hotspot slik at brønnene utgjør en risiko for spredning i feil retning. Årsaken til at det ikke infiltreres i IN7-IN10 er ukjent. Kun tre av de aktive infiltrasjonsbrønnene har fungerende nivåmåler, hvilket vil si at det mangler en del kalibreringsdata. Se oversikt over aktive og oversvømte infiltrasjonsbrønner med fungerende nivåmåler i tabell 4.1



Figur 4.3: Peiling av brønn ved vestre rullebane (25. november 2019)

Tabell 4.1: Oversikt over infiltrasjonsbrønnene på BØF. Brønner som er aktive eller har fungerende nivåmåler er markert med et kryss. Oversvømte brønner i november 2019 er også markert

	Brønn	Aktiv	Oversvømt	Nivåmåler	
Nedstrøms BØF	IN1	×			
	IN2	×			
	IN3	×		×	
	IN4	×		×	
	IN5	×		×	
	IN6	×			
Oppstrøms BØF	IN7				
	IN8				
	IN9				
	IN10		×		
	IN11	×	×		
	IN12	×	×		
	IN13	×			
	IN14				×
	IN15				

#### 4.1.4 Brønnposisjoner

Presise målinger av grunnvannsnivået krever at brønnene er nøyaktig posisjonsbestemt med GPS. Siden grunnvannsstanden oppgis som høyde over havet, er det spesielt viktig at brønnene er nøyaktig målt inn i vertikalplanet. Brønnene på BØF ble posisjonsbestemt i oktober og november 2017 (Avinor, 2018), samt desember 2019 (Avinor, 2019). Ifølge Avinor (2018; 2019), ble målingene gjort med en presisjon på 1-3 mm i horisontalplanet og 1-6 mm i vertikalplanet. Innmålingene er utført i Euref89 UTM-sone 32 og deretter transformert til det lokale koordinatsystemet til OSL.

#### 4.1.5 Grunnvannskotekart

Et grunnvannskotekart ble laget for å vurdere om de hydrauliske grensene har endret seg etter at renseanlegget ble etablert, samt hvordan pumpingen/infiltreringen har påvirket grunnvannsstanden. Kartet ble laget ved målinger i 39 observasjonsbrønner, 9 pumpebrønner og 4 infiltrasjonsbrønner. Målingene ble gjort om til meter over havet ved å trekke fra dybden ned til grunnvannsspeilet fra den vertikale høyden til toppen av hver brønn. Målingene, sammen med OSL-koordinatene til hver av brønnene, ble brukt som utgangspunkt til å lage grunnvannskotekartet i programvaren Surfer-17 med kriging som interpolasjonsmetode. Se vedlegg B for oversikt over brønnene med grunnvannsstandmålinger og OSL-koordinatene.

Det ble laget et grunnvannskotekart for modelleringsområdet, og et lokalt grunnvannskotekart for BØF.

## 4.2 Numerisk grunnvannsmodellering

Den numeriske grunnvannsmodelleringen ble basert på det tidligere arbeidet av modellen til Norconsult. Det overordnede målet var å vurdere om pumpe- og infiltrasjonsbrønnene klarer å hindre PFOS-spredning ved dagens strømningsbilde, og foreslå eventuelle forbedringer. Dette ble gjort ved følgende prosedyre:

1. Vurderte om modellen klarer å gjengi dagens strømningsbilde ved å kalibrere den med nyere data fra etter oppstarten av pumpe- og renseanlegget.
2. Simulerte massetransporten av PFOS ved dagens strømningsbilde.
3. Vurderte om pumpe- og renseanlegget hindrer spredningen av PFOS og eventuelle endringer som kan optimalisere anlegget.

### 4.2.1 Visual MODFLOW

Visual MODFLOW (VMOD) er en programvare som brukes til å utvikle numeriske grunnvannsmodeller. Programmet visualiserer grunnvannssimuleringer i tre dimensjoner ved hjelp av standardiserte ligninger for grunnvannsstrømning og massetransport (Nolan et al., 2014). VMOD ble utviklet i 1983 av United States Geological Survey i programmeringsspråket Fortran (Nolan et al., 2014). Programvaren har regelmessig blitt utgitt i nyere versjoner, først i generasjon Classic, og fra om med 2012 i generasjon Flex. I denne masterbesvarelsen er Visual MODFLOW Flex 5.0 benyttet.

I VMOD kan både konseptuelle og numeriske grunnvannsmodeller utvikles ved hjelp av rå GIS-data (Waterloo Hydrogeologic, 2018). Programvaren kan håndtere og inkorporere en bred sammensetning av ulike typer data og filformater. En numerisk modell lages ved å konvertere en konseptuell modell (se delkapittel 3.1.1 for oppbygging av konseptuell modell).

#### 4.2.2 Visual MODFLOW Flex 5.0

Visual MODFLOW Flex 5.0 ble utgitt i 2018 og er kompatibel med Windows 7, 8 og 10 (Waterloo Hydrogeologic, 2018). Programmet kommer med en rekke programmoduler og analyseverktøy (tabell 4.2), hvorav følgende ble brukt i denne masterbesvarelsen:

- MODFLOW-2005 med problemløseren WHS - for å simulere grunnvannsstrømningen
- MODPATH - for å kalkulere strømningsveiene til advektivt transportere vannmolekyler eller oppløste forbindelser
- MT3DMS - for å modellere reaktiv transport av PFOS

Tabell 4.2: Tilgjengelige koder i VMOD Flex 5.0 (modifisert etter Waterloo Hydrogeologic, 2018).

Grunnvannsstrømning	Transport	Systemverktøy
<ul style="list-style-type: none"><li>• MODFLOW-2000</li><li>• MODFLOW-2005</li><li>• MODFLOW-LGR</li><li>• MODFLOW-NWT</li><li>• MODFLOW-USG<sup>1</sup></li><li>• MODFLOW-SURFACT<sup>2</sup></li><li>• SEAWAT<sup>3</sup></li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• MT3DMS</li><li>• RT3D</li> <li>• MODFLOW-SURFACT<sup>2</sup></li><li>• SEAWAT<sup>3</sup></li></ul>	<ul style="list-style-type: none"><li>• ZONEBUDGET</li><li>• MODPATH</li></ul>

Modulene og systemverktøyene krever at ulike innstillinger eller inputverdier er oppgitt. Om ikke annet er nevnt, ble standard-innstillingene og standard-inputverdiene til VMOD Flex 5.0 benyttet.

#### 4.2.3 MODFLOW-2005

MODFLOW-2005 er en strømningsmodul basert på en endelig differensialmetode som simulerer grunnvannsstrømningen ved et blokk-sentrert strukturert rutenett (Harbaugh, 2005). Programmodulen er sammensatt av en rekke pakker eller koder, der hver pakke håndterer en spesifikk del av det hydrogeologiske systemet. Dette kan for eksempel være strømning fra elver eller strømning rundt pumpebrønner (Harbaugh, 2005).

Modulen beregner to- og tredimensjonal strømning av grunnvann med konstant tetthet gjennom porøse medier ved å løse et sett med differensiallikninger. Se uttrykket for tredimensjonal strømning (likning 2.5).

For å simulere strømningen kreves det oppgitte verdier for hydraulisk konduktivitet, effektiv porøsitet og opprinnelige trykkehøyder. Den effektive porøsiteten ble undersøkt av Knudsen (2003) som fant en verdi på 0.367 i prøver hentet distalt på Gardermoen-deltaet. Denne verdien ble oppgitt for hele modellingsområdet. Verdier for den hydrauliske konduktiviteten og initielle trykkehøyder ble ikke endret fra den opprinnelige modellen.

Modulen ble kjørt med stasjonære betingelser med en simuleringstid på 60 år.

#### 4.2.4 MODFLOW WEL

MODFLOW WEL er en pakke under MODFLOW-2005 som tar for seg beregninger med pumpe- og infiltrasjonsbrønner. Ifølge Anderson et al. (2015), blir en pumpe- eller infiltrasjonsbrønn i en endelig differensialmetode representert som en kilde eller avløp

gjennom et punkt. Siden noden representerer hele cellen, antas det at det pumpede- eller infiltrerte vannet fjernes- eller introduseres til hele volumet av cellen brønnen er plassert i. Koden tilfører et vannvolum fordelt på overflaten til cellen per tidsenhet ( $\text{m}^3/\text{m}^2\text{dag}$ ). Ratene til de definerte brønnene i VMOD oppgis som  $\text{m}^3/\text{dag}$ . Strømningshastigheten til eller fra cellen kan bestemmes ved å dividere den volumetriske raten på overflatearealet av cellen (Anderson et al., 2015).

Ifølge Waterloo Hydrogeologic (2018), kan MODFLOW-WEL ta høyde for et brønnfilter som penetrerer flere lag nedover i profilet. Koden benytter seg av lengden av filteret til hvert av lagene for å bestemme forholdstallet av den totale pumperaten som tildeles hver av cellene nedover i profilet. Selve strømmingen inn og ut av cellen baserer seg på antagelsen om at cellen er fullstendig penetrert, selv om filterlengden er oppgitt med en verdi som delvis penetrerer cellen.

#### 4.2.5 MT3DMS

MT3DMS (Mass-Transport 3D Multi-Species) er en massetransport-modul som simulerer endringer i konsentrasjoner over tid ved ulike prosesser som adveksjon, dispersjon, diffusjon og enkelte kjemiske reaksjoner (Zheng og Wang, 1999). Ifølge Zheng og Wang (1999) kan konsentrasjonene til de løste forbindelsene tilpasses definerte grensebetingelser, som for eksempel pumpebrønner eller dreneringsgrenser. Transportsimuleringen gjøres ved transiente betingelser og med utgangspunkt i en ferdig grunnvannsstrømningsmodell som er utviklet i et blokk-sentrert gitter. Simuleringen gjøres med antagelsen om at endrede konsentrasjoner ikke påvirker grunnvannsstrømmingen. De matematiske kodene i modulen baserer seg på den generelle tredimensjonale massetransport-likningen (likning 2.11) (Zheng og Wang, 1999).

#### 4.2.6 Importering av brønner

Pumpe-, infiltrasjons- og observasjonsbrønnene ble importert i VMOD som Excel-ark. Brønnene ble lastet opp med oppgitte koordinater i x, y og z-retning. Vannivåer eller pumperater hentet fra 25. november 2019 ble også inkludert i arkene, hvilket er den samme datoen som observasjonsbrønnene nærmest pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble peilet. Siden det modelleres med stasjonære betingelser, er det ønskelig å finne strømningsbildet ved et gitt tidspunkt. Se vedlegg B for data som ble lastet opp for observert grunnvannsstand og vedlegg C for data som ble lastet inn for pumpe- og infiltrasjonsbrønnene.

Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble lastet opp i modellen under grensebetingelser med oppgitte pumpe- og infiltrasjonsrater. I tillegg ble den vertikale høyden til toppen og bunnen av filteret inkludert i Excel-arket. Filterlengdene ble hentet fra Norconsult (2014a). Plasseringen til filteret avgjør hvor mye det pumpes fra hvert av de tre lagene nedover i profilet.

For å estimere infiltrasjonsraten til hver av de syv aktive infiltrasjonsbrønnene, ble den samlede infiltrasjonsraten fordelt på hver brønn i ulike mengder. Fordelingen ble basert på vurderinger av løsmassebeskrivelser fra borelogger hentet fra Norconsult (2014a). Det ble antatt mer infiltrering i brønner som er plassert i mer permeable masser. For de infiltrasjonsbrønnene med fungerende vannivå-målere, ble det laget grafer med vannivået plottet som tidsserier. Grafene ble også brukt til å vurdere infiltrasjonsraten der det antas at brønner med en jevnere grunnvannsstand har høyere infiltrasjonskapasitet. For øvrig kan det antas en stor usikkerhet rundt de oppgitte



infiltrasjonsratene. Se oversikten over pumpe- og infiltrasjonsratene som ble brukt i VMOD i tabell 4.3.

For å estimere de individuelle infiltrasjonsratene, antas det at vannet følger minste motstands vei og at det infiltreres mest vann i brønner plassert i permeable masser, og/eller i områder med lite utfellingsproblematikk.

*Tabell 4.3: Oversikt over de pumpe- og infiltrasjonsratene som ble oppgitt i modellen. Pumperatene er hentet fra overvåkningsdata og er angitt som minus-verdier da de bidrar negativt til vannbalansen. De individuelle infiltrasjonsratene er estimert ved skjønn.*

Pumpebrønn		Infiltrasjonsbrønn	
Brønn	Pumperate [m <sup>3</sup> /d]	Brønn	Infiltrasjonsrate [m <sup>3</sup> /d]
PFOS2	-47.0	IN1	50.0
PFOS_JERN1	-42.5	IN2	40.0
PFOS_JERN2	-22.9	IN3	60.0
PFOS_JERN3	-59.5	IN4	70.0
PFOS_JERN4	-59.1	IN5	40.0
PFOS_JERN5	-42.4	IN6	58.7
BV-C5	-38.5	IN13	40.0
BV-C6	-46.8		
<b>SUM</b>	<b>-358.7</b>	<b>SUM</b>	<b>358.7</b>

#### 4.2.7 Observert grunnvannsstand

Målinger av grunnvannsstanden i 33 observasjonsbrønner, 9 pumpebrønner og 4 infiltrasjonsbrønner ble lagt inn i modellen under observert grunnvannsstand («heads observations») (se Excel-arket i vedlegg B). Disse verdiene ble brukt for å kalibrere modellen. Vannivået i pumpebrønn «PFOS1» og infiltrasjonsbrønn «IN14» ble også inkludert, selv om brønnene ikke er i bruk.

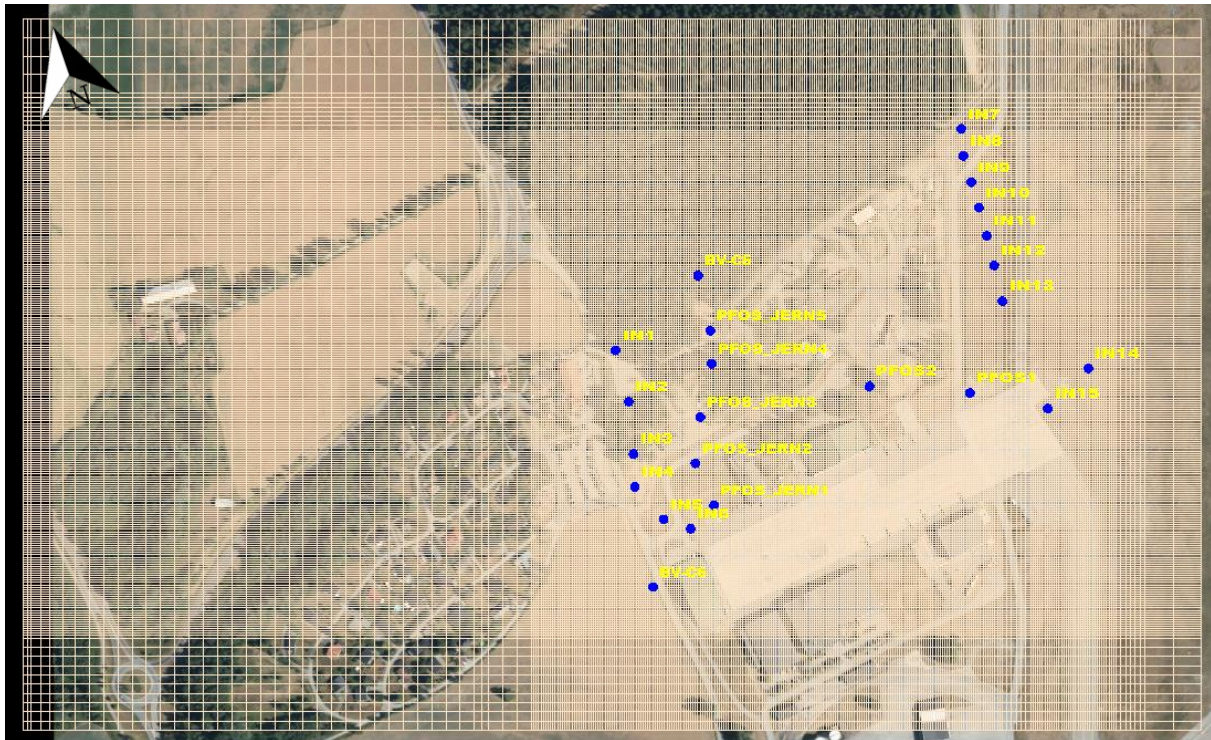
#### 4.2.8 Kalibrering

Ved gjennomkjøring av modellen etter at de nyere dataene var lastet opp, ble det vurdert hvor godt de observerte og modellerte verdiene for grunnvannsstand stemte overens med hverandre. For å redusere avvikene ble input-parameteren for infiltrert nedbør endret til den best kalibrerte verdien.

#### 4.2.9 Subgitter med høyere horisontal oppløsning rundt BØF

For å oppnå et mer høyoppløselig strømningsbilde rundt pumpe-/infiltrasjonsbrønnene, ble det laget et forfinet horisontalt rutenett i området rundt BØF. Siden vannivået rundt hver av pumpe- og infiltrasjonsbrønnene blir beregnet som en gjennomsnittlig verdi for den respektive cellen brønnen er plassert i, antas det at mindre celler er mer egnet til å gjenskape den lokale gradienten rundt hver brønn.

Et utsnitt av modelleringsområdet rundt BØF ble hentet ut med funksjonen «create subgrid». Subgitteret ble redigert ved «edit grid» og forfinet til cellestørrelser på ~2.3 meter i x-aksen og ~2.2 meter i y-aksen (figur 4.4). Subgitteret dekker et areal på 0.75 km<sup>2</sup> med en utstrekning på 1.1 km i x-retning og 0.67 km i y-retning. Subgitterets ytre grenser er definert med grensebetingelsen «konstant trykkehøyde» som er hentet ved gjennomkjøring av den regionale modellen. Bruken av et subgitter forutsetter derfor at den regionale modellen er godt kalibrert.



Figur 4.4: Subgitter hentet ut av den regionale modellen med en forfinet horisontal oppløsning. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er markert som blå punkter.

For å redusere forholdstallet mellom den vertikale og horisontale størrelsen til cellene i modellen, ble det forsøkt å forfine subgitteret i vertikal retning. De opprinnelige 3 lagene ble delt opp til 4 lag. Ved gjennomkjøring ville ikke modellen konvergere til en løsning.

Massestransportsimuleringen ved modulen MT3DMS er ikke kompatibel med subgitterfunksjonen. Gitteret kan kun benyttes for å se på den advective strømmingen og grunnvannsnivået i en høyere oppløsning.

#### 4.2.10 Simulert senkning og oppstuvning

Den simulerte senkningen og oppstuvningen rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble fremstilt grafisk i VMOD. Dette ble gjort ved å lage to identiske versjoner av den numeriske modellen, der den ene blir kjørt med pumpe- og infiltrasjonsratene, og den andre uten. Trykkehøydene ble sammenlignet ved funksjonen «compare» og ved å bla fram til «.hds»-fila i mappen til den andre modellen. Differansene mellom de to lagene ble generert i 2D-visning.

#### 4.2.11 Vannpartikkelsporing med MODPATH

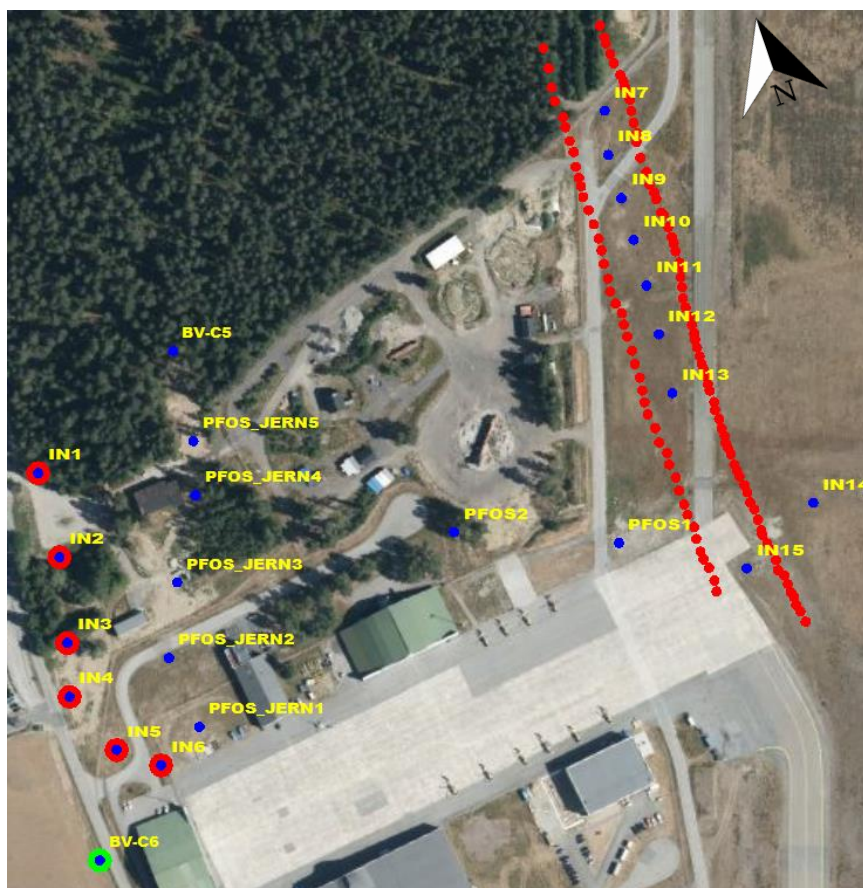
For å analysere den advective strømmingen på BØF med dagens pumpe- og infiltrasjonsrater, ble programverktøyet MODPATH benyttet. Ifølge Waterloo

Hydrogeologic (2018) kalkulerer MODPATH strømmingen til advektivt transporterte vannmolekyler eller oppløste forbindelser, enten framover eller bakover i tid. Simuleringene tar høyde for eventuelle partikler som ankommer en celle der vann dreneres ut ifra modellen, som for eksempel i celler med pumpebrønner eller evapotranspirasjon. Simuleringen kan stoppe partiklene om den ankommer en celle der volumet drenert vann er en gitt prosentandel høyere enn volumet innstrømmende vann (Waterloo Hydrogeologic, 2018). I denne simuleringen ble standardinnstillingen på en prosentandel på 5% i VMOD Flex benyttet.

De kalkulerte strømningsveiene kan anvendes til å bestemme de simulerte strømningshastighetene til grunnvannet i en stasjonær modell. Ved et definert strømningsstidsrom, i dette tilfellet ett år, vil en strømningsvei tildeles en ny partikkel. Hastigheten på grunnvannet i et område ble funnet ved å måle strømningslengden til en bestemt partikkel. Siden det er vanskelig å bestemme den vertikale høyden til en bestemt vannpartikkel, er metoden best egnet i områder med tilnærmet horisontal strømming. I tillegg er det enklere å bestemme strømningslengden i områder med lineær strømming slik at x og y-koordinatene til startpunktet og endepunktet kan benyttes.

Framover- og bakover partiklene ble definert i midten av lag 1 (figur 4.5), og plassert i en liknende oppstilling som i den originale modellen. Framover-partiklene ble definert i sirkler rundt infiltrasjonsbrønnene vest for BØF med en radius på 1 meter fra brønnene. I tillegg ble det definert en framover-partikkelrekke nedstrøms og oppstrøms infiltrasjonsbrønnene øst for BØF. Det ble definert en sirkel av bakover-partikler rundt pumpebrønn BV-C6. Det ble kjørt separate simuleringer for henholdsvis partikkelrekkene oppstrøms BØF og partikkelsirklene nedstrøms BØF.





Figur 4.5: Framover- og bakover-partikler markert som henholdsvis røde og grønne punkter. Vannpartiklene er definert i midten av lag 1. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er markert som blå punkter. Sirklene er plassert med en radius på en meter fra brønnene.

#### 4.2.12 Simulering av reaktiv PFOS-transport

Den stasjonære modellen ble brukt til å simulere transporten av PFOS ved transiente betingelser over en periode på 60 år.

Simuleringer ved modulen MT3DMS forutsetter at ulike input-verdier for strømningsmediet og kjemikalet er oppgitt. Dette gjelder bulk tetthet, dispersjonskoeffisienter,  $K_d$  og initielle konsentrasjoner av PFOS. De ulike verdiene ble stort sett hentet ved litteratursøk (tabell 4.4).

Verdien for den langsgående dispersiviteten ble hentet fra Adams og Gelhar (1992), som ved hjelp av sporforsøk fant verdier mellom 5 og 10 meter i løsmasser bestående av inhomogen sand. Sporforsøket ble gjort med en gjennomsnittlig forflytning av en sporstoff-plume på rundt 200 meter, hvilket er representativt for avstanden mellom PFOS-hotspotene på BØF og pumpebrønnene. Siden Gardermoendeltaet har en svært inhomogen sammensetning av løsmasser, ble den øvre dispersjonsverdien på 10 meter brukt i simuleringen. «Horisontal/langsgående» og «vertikal/langsgående» viser andelen av den langsgående koeffisienten som spres henholdsvis horisontalt og vertikalt for strømningsretningen.

Input-verdien for den bulkettheten ble hentet fra Knudsen (2003) (tabell 4.4). Knudsen fant verdiene ut ifra undersøkelser av uforvitrede prøver hentet distalt på Gardermoendeltaet ca. 1 km nord for BØF ved Moreppen forskningsstasjon.

$K_d$ -verdien for PFOS på 4.4 l/kg ble hentet fra Guelfo (2013a), som fant  $K_d$ -verdier mellom 0.22 og 4.4 l/kg ved kolonneforsøk med vannmettet sand. Den øvre verdien ble benyttet i simuleringen da massene distalt på Gardermoen-deltaet inneholder en del silt som anses som en bedre sorbent enn sand.

Tabell 4.4: Oversikt over ulike input-verdier brukt i massetransportsimuleringen.

Parameter	Verdi	Kilde
Langsgående dispersivitet [m]	10	Adams og Gelhar (1992)
Horisontal/langsgående	0.3	Lovanh et al. (2000)
Vertikal/langsgående	0.05	Lovanh et al. (2000)
Molekylær diffusjonskoeffisient [ $m^2/dag$ ]	0.0	Antatt
Bulketthet ( $\rho_b$ ) [ $kg/m^3$ ]	1680	Knudsen (2003)
Fordelingskoeffisient ( $K_d$ ) [l/mg]	4.4E-06	Guelfo (2013)

Nye PFOS-soner ble lagt inn som initielle konsentrasjoner i grunnvannet ved følgende prosedyre:

1. Et interpolasjonskart av PFOS-fordelingen i grunnvannet ble laget basert på målte konsentrasjoner i ulike brønner på BØF (se avsnitt 4.4.1). Kartet ble laget i programvaren Surfer-17 med kriging som interpolasjonsmetode.
2. Interpolasjonskartet ble importert i VMOD som en «surface»-fil i grd. format.
3. I 2D-visning i VMOD, ble nye polygoner med PFOS-konsentrasjoner definert ved å tegne over konturer av PFOS-konsentrasjoner fra interpolasjonskartet. To polygoner ble laget med konsentrasjoner  $\geq 30\ 000$  ng/l, og ett polygon med konsentrasjoner  $\geq 60\ 000$  ng/l (figur 4.6).
4. Polygonene ble lastet opp i modellen som nye PFOS-soner under «initielle konsentrasjoner».

Det er målt PFOS i enkelte områder utenfor BØF og pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Disse områdene er ikke inkludert i den numeriske modellen da formålet med massetransportsimuleringen er å vurdere om pumpe- og infiltrasjonsbrønnene lykkes i å hindre spredning av PFOS-forurenset grunnvann fra BØF.

PFOS-sonene ble lagt inn som initielle konsentrasjoner i grunnvannet, hvilket vil si at det antas ingen ny PFOS-tilførsel fra umettet sone. Alternativt kunne sonene blitt lagt inn som grensebetingelsen «recharge», der det antas en konstant utlekkingsrate fra umettet sone med konstante PFOS-konsentrasjoner. Grunnen til at førstnevnte alternativ ble valgt ble gjort ved følgende vurderinger:

1. Avinor skal etter planen grave bort 30 000 tonn PFOS-forurensete masser i løpet av 2020\*, hvilket stort sett eliminerer umettet sone som en PFOS-kilde.

2. Stor usikkerhet rundt fordelingskoeffisienten gjør at det er vanskelig å estimere hvor mye PFOS som lekkes ut fra umettet til mettet sone. I tillegg antas utlekkingsraten å variere med vannmetningsgraden i umettet sone, hvilket varierer mye.

3. En eventuell grensebetingelse tar ikke hensyn til at umettet sone gradvis blir utvasket for PFOS. Derfor vil ikke simuleringen kunne si noe om tiden det tar før konsentrasjonene er under den stedsspesifikke grenseverdien.

4. Problemstillingen i oppgaven er å vurdere hvorvidt PFOS-forurenset vann renner forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Dette svaret antas å være uavhengig av hvilke PFOS-betingelser som brukes.

\* Utgravingen av de forurensede massene ble utsatt på ubestemt tid på grunn av økonomiske problemer som følge av koronavirus-pandemien (COVID-19) (kontaktperson fra Avinor, telefonsamtale, april 2019).

Enkelte av innstillingene i simuleringen med MT3DMS ble endret fra standardinnstillingene til VMOD Flex. Se vedlegg D for de ulike innstillingene som ble brukt. Simuleringstiden ble satt til 60 år med tidssteg på 1, 2, 4, 8, 12, 16, 20, 25, 30, 40, 50 og 60 år.



*Figur 4.6: Initielle PFOS-soner i grunnvannet på BØF definert ut ifra et PFOS-interpolasjonskart. Grønn og rød sone har initielle PFOS-konsentrasjoner  $\geq$  verdier på henholdsvis 30 000 og 60 000 ng/l*

På grunn av store variasjoner i målte PFOS-konsentrasjoner, både over tid og fra lokalitet til lokalitet, ble ikke modellen kalibrert med målte PFOS-konsentrasjoner.

## 4.3 Vurderinger av pumpe- og infiltrasjonsbrønner

### 4.3.1 Grunnvannsstand i pumpebrønner og filterdyp

Plasseringen av grunnvannsspeilet i forhold til plasseringen av filteret ble vurdert for hver av pumpebrønnene. Dette ble gjort ved å lage en oversikt over plasseringen og lengden til hver av filterene i de ulike pumpebrønnene. Filterplasseringene ble hentet fra rapporten Norconsult (2014a), i tillegg til borelogger oversendt av Avinor. Det ble også laget en oversikt over mediandypet til grunnvannsspeilet i de ulike pumpebrønnene funnet ut ifra grunnvannsstandsmålingene vedlagt i x4. Differansen mellom øvre og nedre målte dyp ble også inkludert i oversikten.

### 4.3.2 Pumpe- og infiltrasjonskapasitet

For å vurdere kapasiteten til pumpe- og infiltrasjonsbrønnene, ble det laget grafer med grunnvannsstandsvariasjoner for hver brønn plottet som tidsserier. Variasjonene ble funnet ved å trekke fra den gjennomsnittlige grunnvannsstanden fra de respektive grunnvannsstandsmålingene. Grunnvannsstandsvariasjoner fra Hauer seter målestasjon ble lagt til som en referanse. Hauer seter ligger 6.8 km vest for BØF, og er en overvåkingsstasjon for grunnvann disponert av NVE. I dette området ligger grunnvannsspeilet ved 17 til 21 meters dyp (figur 2.14). Grunnvannsdata fra målestasjonen ble hentet fra nettsiden «xgeo.no». Plottene for pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ble laget med en oppløsning på 300 målinger i året, og plottet for Hauer seter én måling i timen. Trendlinjer ble inkludert i grafene med 30 og 60 grunnvannsstands-målingers glidende gjennomsnitt for henholdsvis pumpe- og infiltrasjonsbrønnene.

Pumperatene ble inkludert i grafene for pumpebrønnene. I tillegg ble det for pumpebrønn PFOS\_JERN3 og PFOS\_JERN5 laget grafer for den spesifikke senkningen plottet som tidsserier. Den spesifikke senkningen ble funnet ved å dividere pumperate-målingene på grunnvannsstanden målt i meter fra bakkenivå (likning 2.9).

### 4.3.3 Analytisk beregnet senkning

Grunnvannsstanden ( $h_1$ ) i pumpebrønn PFOS\_JERN3 og PFOS\_JERN5 ble beregnet analytisk ved Thiems likning for radiell og stasjonær strømming rundt en brønn (likning 2.8). Disse brønnene ble valgt da de har de mest nærliggende observasjonsbrønnene. Utregningene ble gjort med antagelsen om at senkningen er lav i forhold til akviferens mektighet (se uttrykket for Thiems utledet for  $h_1$  under). Radiusen til pumpebrønnen ble oppgitt som  $r_1$ , mens  $h_2$  og  $r_2$  ble oppgitt som henholdsvis grunnvannsstanden og radiusen til den nærmeste observasjonsbrønnen. Avstanden mellom pumpe- og observasjonsbrønnen ( $r_2$ ) ble beregnet ved Pythagoras likning ut ifra OSL-koordinatene til brønnene. Verdiene for grunnvannsstanden i observasjonsbrønnene ble hentet fra samme dag (25. november 2019). Senkningen mellom observasjonsbrønnen og den tilhørende pumpebrønnen ble bestemt ved å finne differansen i grunnvannsstand mellom brønnene.

$$h_1 = -\sqrt{\frac{Q}{\pi K} \ln\left(\frac{r_2}{r_1}\right) - h_2^2}$$

Tabell 4.5 viser en oversikt over de ulike input-verdiene som ble brukt i beregningen til pumpebrønn PFOS\_JERN3. K-verdien og pumperaten (Q) for brønnen ble oppgitt med de samme verdiene som i VMOD.

*Tabell 4.5: Oversikt over input-verdier som ble brukt i Thiems likning for radiell og stasjonær strømning rundt pumpebrønn PFOS\_JERN3 (likning 2.8). Pumperaten (Q) og grunnvannsstanden ( $h_2$ ) i observasjonsbrønn BV-10 ble hentet fra 25. november 2019*

Parameter	Verdi	Enhet	Kommentar
$r_1$	0.125	m	Brønnradius PFOS-JERN3
$r_2$	14.68	m	Avstand PFOS-JERN3 og BV-10
$h_2$	198.8	m	Grunnvannsstand BV-10
K	2.5E-04	m/s	Kalibrert verdi VMOD
Q	6.9E-04	m <sup>3</sup> /s	Pumperate PFOS-JERN3

Tabell 4.6 viser en oversikt over de ulike input-verdiene som ble brukt i beregningen til pumpebrønn PFOS\_JERN5. K-verdien og pumperaten (Q) ble oppgitt med verdier fra en pumpe-test av Norconsult (2014b) i samme brønn. Norconsult beregnet K-verdien ut ifra resultatene av pumpe-testen ved Hvorslev-Coopers metode.

*Tabell 4.6: Oversikt over input-verdier som ble brukt i Thiems likning for radiell og stasjonær strømning rundt pumpebrønn PFOS\_JERN5 (likning 2.8). Verdier for Q og K ble hentet fra en pumpe-test av Norconsult (2014b). Grunnvannsstanden ( $h_2$ ) i observasjonsbrønn BV-4 ble hentet fra 25. november 2019.*

Parameter	Verdi	Enhet	Kommentar
$r_1$	0.125	m	Brønnradius PFOS-JERN5
$r_2$	31.96	m	Avstand PFOS-JERN5 og BV-4
$h_2$	199.30	m	Grunnvannsstand BV-4
K	6.5E-04	m/s	Pumpe-test Norconsult (2014b)
Q	4.3E-04	m <sup>3</sup> /s	Pumperate pumpe-test

Den kalkulererte senkningen mellom observasjonsbrønnen og den tilhørende pumpebrønnen ble sammenlignet med den observerte senkningen. Differansen i observert senkning mellom brønnene ble funnet ut ifra grunnvannsstandsmålinger fra 25. november 2019 (vedlegg A).

#### 4.3.4 Observert senkning i pumpebrønnene

Den 8. februar 2017 ble vannivået i 7 av pumpebrønnene målt med pumpene skrudd av. Ti dager tidligere (27. januar 2017) ble vannivået i brønnene målt med pumpene skrudd på. Differansen mellom de to målerundene ble brukt til å bestemme senkningen i hver av brønnene. Senkningen i pumpebrønn BV-C5, BV-C6 og PFOS2(2) ble ikke bestemt da brønnene enda ikke var etablerte.

## 4.4 PFOS-trender og analyser

### 4.4.1 Konturkart over PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet på BØF

For å estimere PFOS-fordelingen i grunnvannet på BØF, ble det laget et PFOS-konturkart. Kartet ble basert på PFOS-konsentrasjoner målt i 15 observasjonsbrønner og 6 pumpebrønner i perioden september-oktober 2017. I tillegg ble samtlige av de 6 infiltrasjonsbrønner nedstrøms BØF inkludert med antagelsen om at PFOS-konsentrasjonene i disse brønnene er null. Målingene ble hentet fra Avinor sin interne database for overvåkningsdata fra vann og grunn. Konturkartet ble laget i Surfer-17 med kriging som interpolasjonsmetode.

Kartet tar ikke hensyn til at pumpebrønnene fjerner PFOS fra systemet. For å justere litt for dette, ble infiltrasjonsbrønnene like nedstrøms pumpebrønnene inkludert i kartet. Selv om PFOS-fordelingen rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene antas å være feilaktig, ble kartet vurdert til å være egnet for å si noe om PFOS-konsentrasjonene i de sentrale delene av BØF. Kartet ble derfor brukt til å bestemme de initielle PFOS-sonene i BØF ved massetransport-simuleringen (se avsnitt 4.2.12).

### 4.4.2 PFOS og grunnvannsstand

For å se om PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet varierer med grunnvannsstanden, ble målinger av PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstandsmaalinger i samme brønn plottet som tidsserier i Excel. For å undersøke hvorvidt det er en sammenheng mellom måleseriene, ble det utført en korrelasjonsanalyse med Excel-2006. Analysen ble gjort med utgangspunkt i måledata for PFOS og grunnvannsstand hentet fra samme dag, og med funksjonen «korrelasjon» under «dataanalyse» i Excel. Data for både PFOS og grunnvannsstand ble hentet fra Avinor sin interne database for vann og grunn.

### 4.4.3 PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønner

PFOS-konsentrasjonene i de ulike pumpebrønnene ble plottet som tidsserier. Siden konsentrasjonene variere mye over tid, ble det laget trendlinjer med seks PFOS-målingers glidende gjennomsnitt. For å enklere kunne sammenlikne filterplasseringene til de ulike pumpebrønnene med de målte PFOS-konsentrasjonene, ble linjediagrammene plottet med de samme fargene som filterplasseringene beskrevet i delkapittel 4.3.1

## 5 Resultater

### 5.1 Kart og brønnmålinger

#### 5.1.1 Isopach-kart

Isopach-kartet (figur 5.1) viser differansen mellom den modellerte- og interpolerte grunnvannsstanden fra før pumpe- og renseanlegget ble etablert. Som det fremkommer fra kartet, er differansen lavest rundt BØF der det er høyest tetthet av måledata. Den største differansen er i de vestlige hjørnene av kartet hvor den modellerte grunnvannsstanden er tre meter høyere i nordvest og tre meter lavere i sørvest. Kartet viser mest avvik i nordvest, og mindre avvik mot grunnvannsskillet i øst langs rullebanen. Se vedlegg A for peiledataene fra 2012 som grunnvannskotekartet er basert på.

#### 5.1.2 Grunnvannskotekart

Figur 5.2 viser grunnvannskotekartet for modelleringsområdet basert på målinger av grunnvannsstanden fra november 2019. Ut ifra tolkninger av strømningsretningene til grunnvannet, er grunnvannsskillet antatte plassering tegnet inn med en sort, stiplet strek. Siden det ikke er noen observasjonsbrønner nordøst i kartet, antas det spesielt mye usikkerhet i plasseringen av grunnvannsskillet i dette området. Grunnvannspeilet for området ligger mellom 193 moh. i sørvest til 201 moh. i nordøst.

Figur 5.3 viser grunnvannskotekartet for BØF og området rundt. Som det framkommer fra kartet, ligger grunnvannspeilet mellom 199 og 201 moh. i området. Den hydrauliske gradienten er stort sett liten for området, men varierer med avstanden fra pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Helt sentralt i BØF ble gradienten beregnet til  $0.4 \text{ meter} / 57 \text{ meter} = 0.007$ .

I de 19 brønnene på BØF som ble målt i november 2019, lå dybden på grunnvannspeilet ved mellom 2.5 og 3.5 meters dyp, med et gjennomsnitt på 3 meter. Se vedlegg B for peiledataene som grunnvannskotekartene er basert på.

### 5.2 Numerisk grunnvannsmodellering

Følgende avsnitt viser resultatet fra modelleringen. Modelleringen ble først gjort i den originale modellen, før det ble hentet ut et utsnitt (subgitter) med en høyere oppløsning rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene og BØF. Benyttede input-parametere er identiske for begge modellene, med mindre noe annet er nevnt.

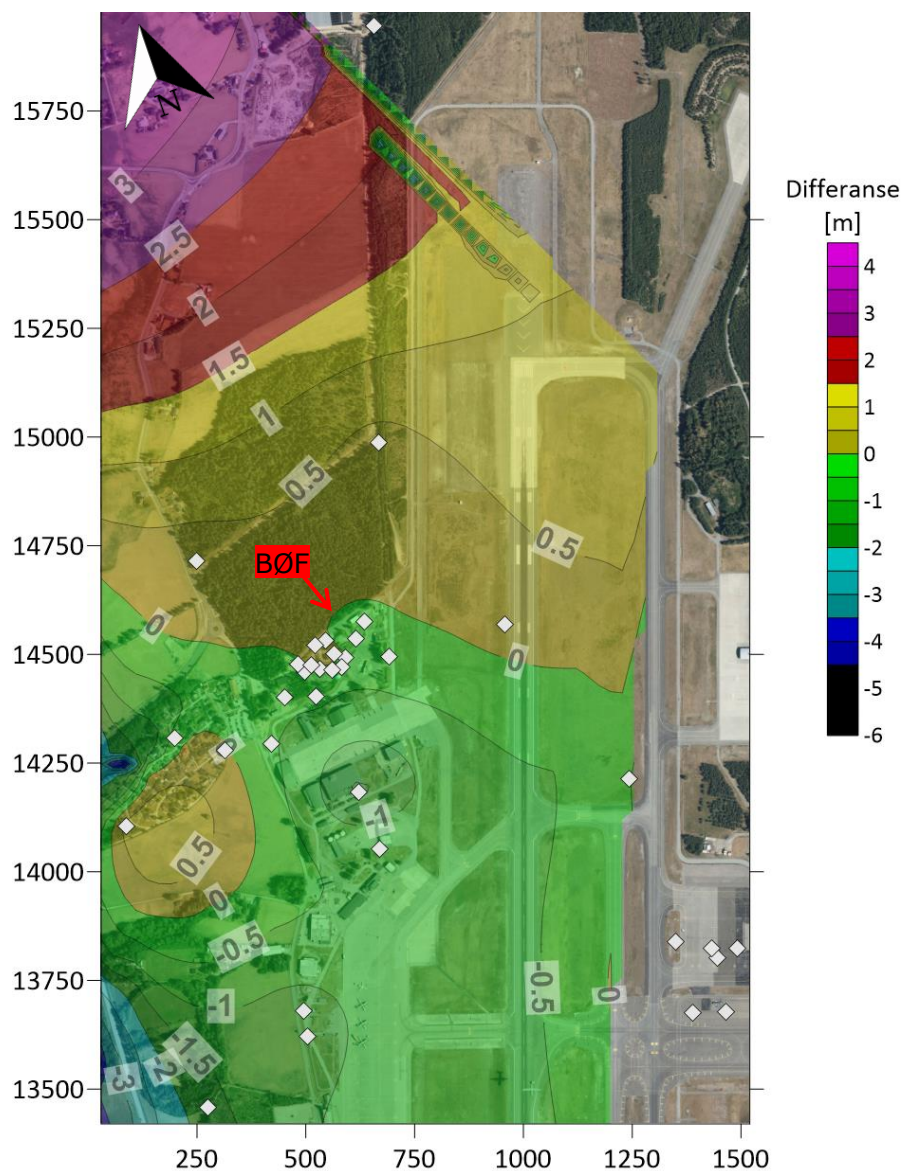
#### 5.2.1 Kalibrert verdi for infiltrert nedbør

Ved flere forsøk med ulike verdier for infiltrert nedbør, ble 445 mm/år vurdert som den beste kalibrerte verdien i den regionale modellen. I subgitteret ble den beste kalibrerte verdien vurdert til å være 485 mm/år.

#### 5.2.2 Regional modell - vannpartikkelsporing og senkning/oppstuvning

Figur 5.4 viser sporingen av fremover-partikler i den regionale modellen. Ifølge simuleringen, vil noen av vannpartiklene fra BØF renne forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene og til slutt ende opp i drenerings-grensene i ravinedalen.

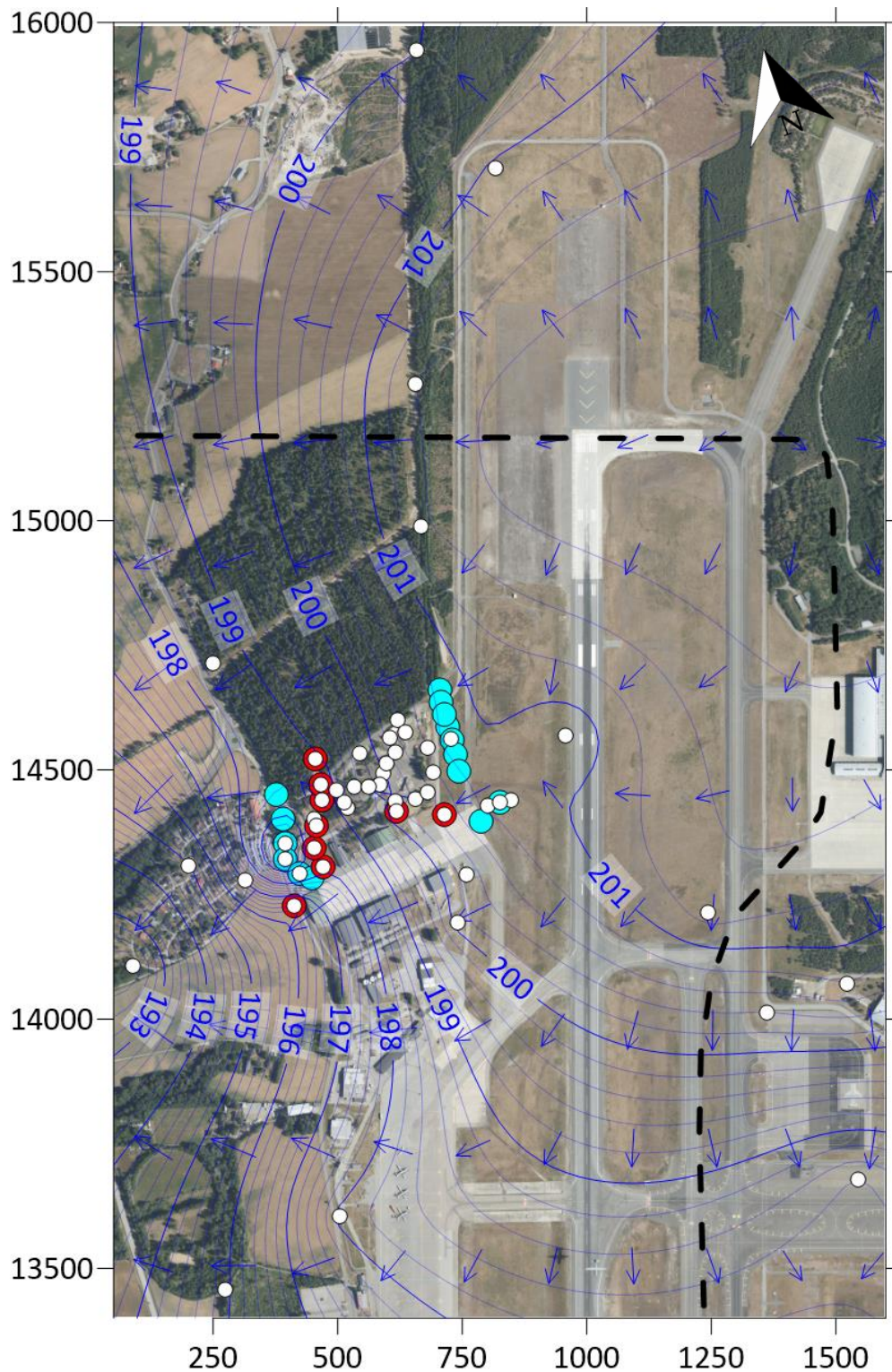




◇ Observasjoner sep.-okt. 2012

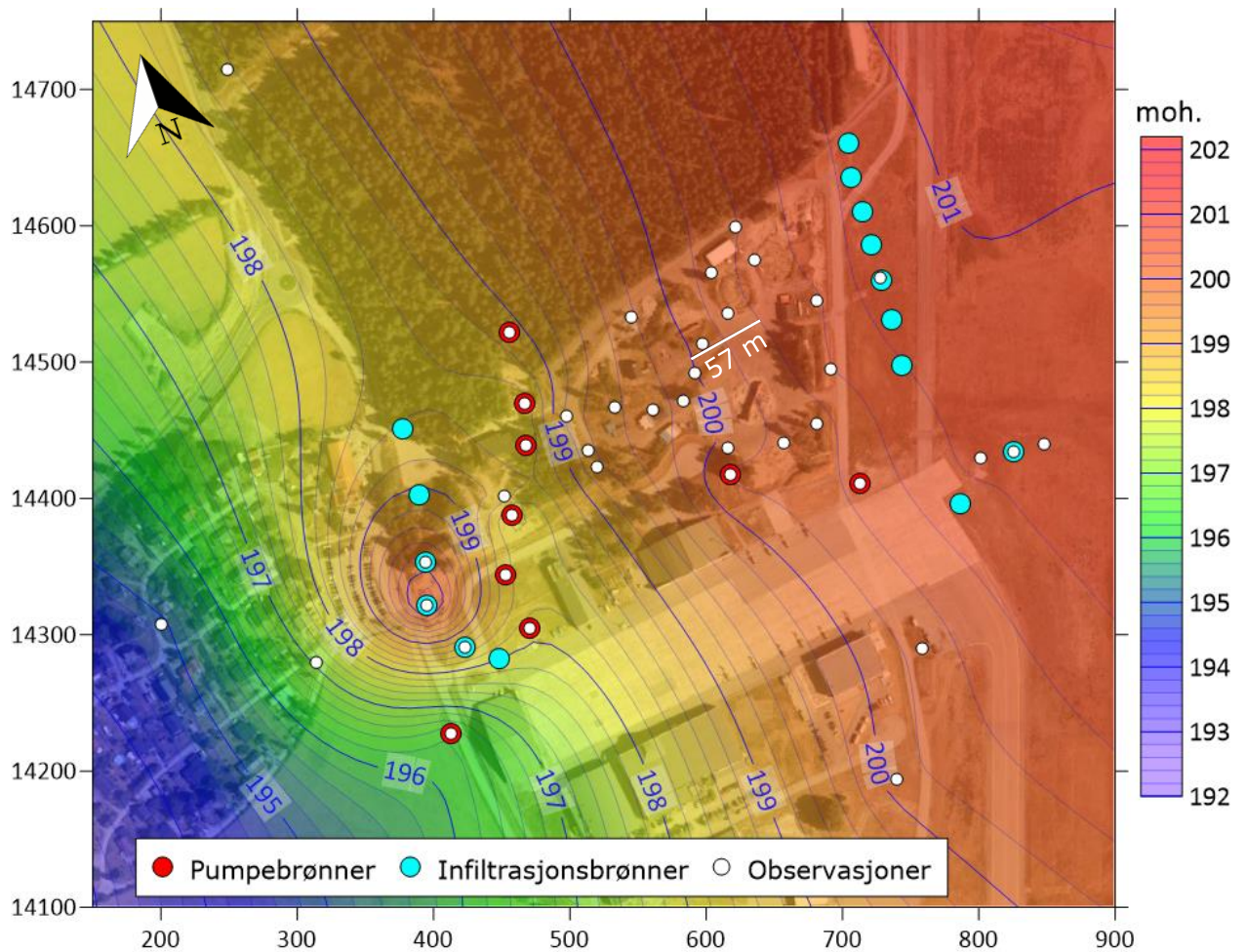
Figur 5.1: Et isopach-kart basert på simulert grunnvannsstand i VMOD Flex. 5.0 og et grunnvannskotekart laget i Surfer-17 med kriging som interpolasjonsmetode. Den interpolerte grunnvannsstanden er trukket fra den modellerte grunnvannsstanden. Plasseringen av de peilede brønnene er markert med hvite firkanter.





● Infiltrasjonsbrønner ● Pumpebrønner ○ Observasjoner

Figur 5.2: Grunnvannskotekart for modellingsområdet laget med peiledata fra 25. til 27. november 2019. Grunnvannets strømningsretning er markert med blå piler. Grunnvannsskillets antatte plassering er markert med en sort, stiplet strek. De hvite punktene markerer observert grunnvannstand i enten pumpe-, infiltrasjons- eller observasjonsbrønner.



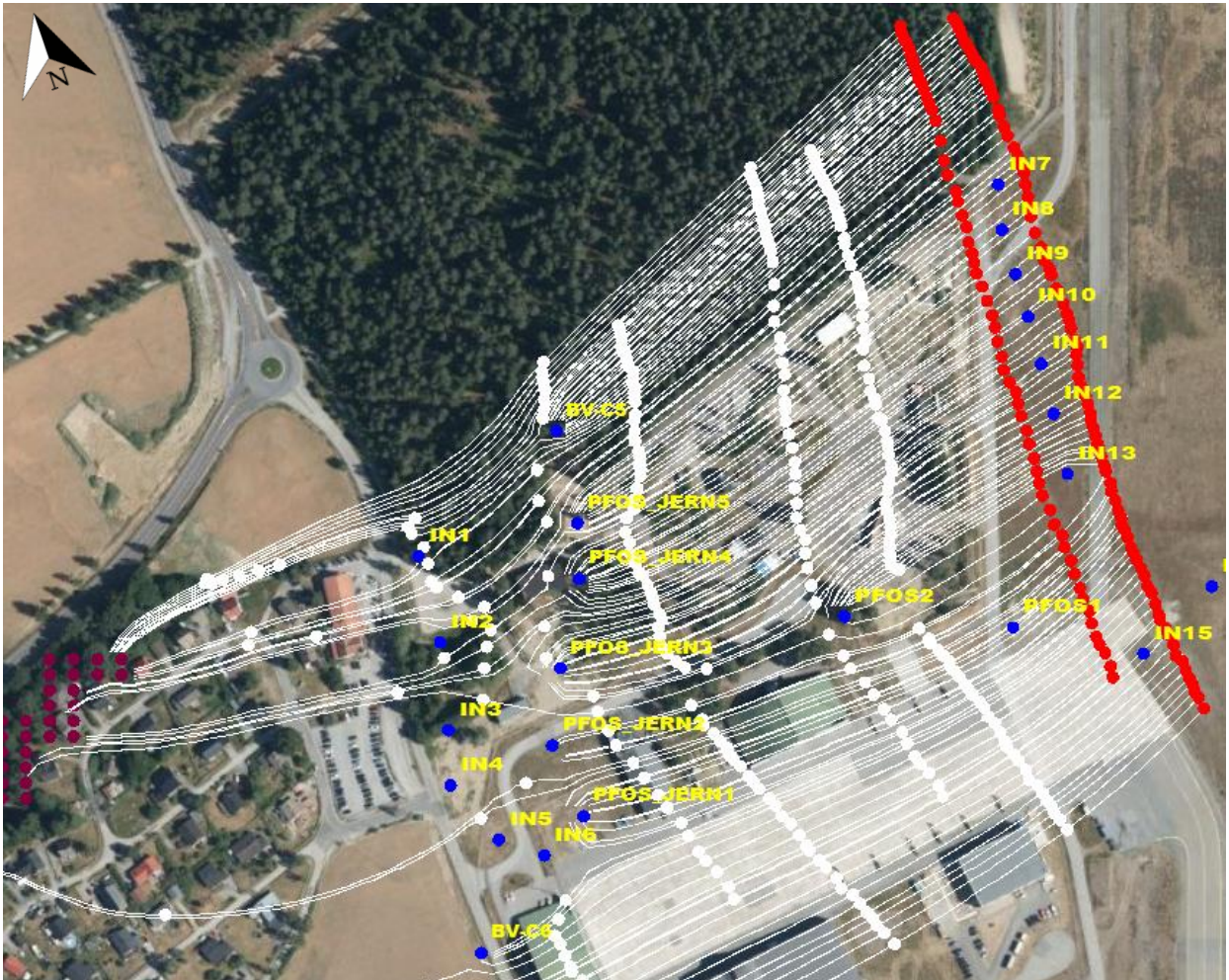
Figur 5.3: Grunnvannsstrømningen på BØF og nærliggende områder. Den dominerende strømningsretningen er mot sørvest. De hvite punktene marker observert grunnvannsstand i pumpe-, infiltrasjon- eller observasjonsbrønner.

Figur 5.5 viser den simulerte senkningen og oppstuvningen rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene i den regionale modellen med lavere oppløsning. Den maksimale senkningen ble beregnet til ca. 35 cm rundt PFOS\_JERN5 og den maksimale oppstuvningen til ca. 30 cm rundt IN4.

### 5.2.3 Subgitter

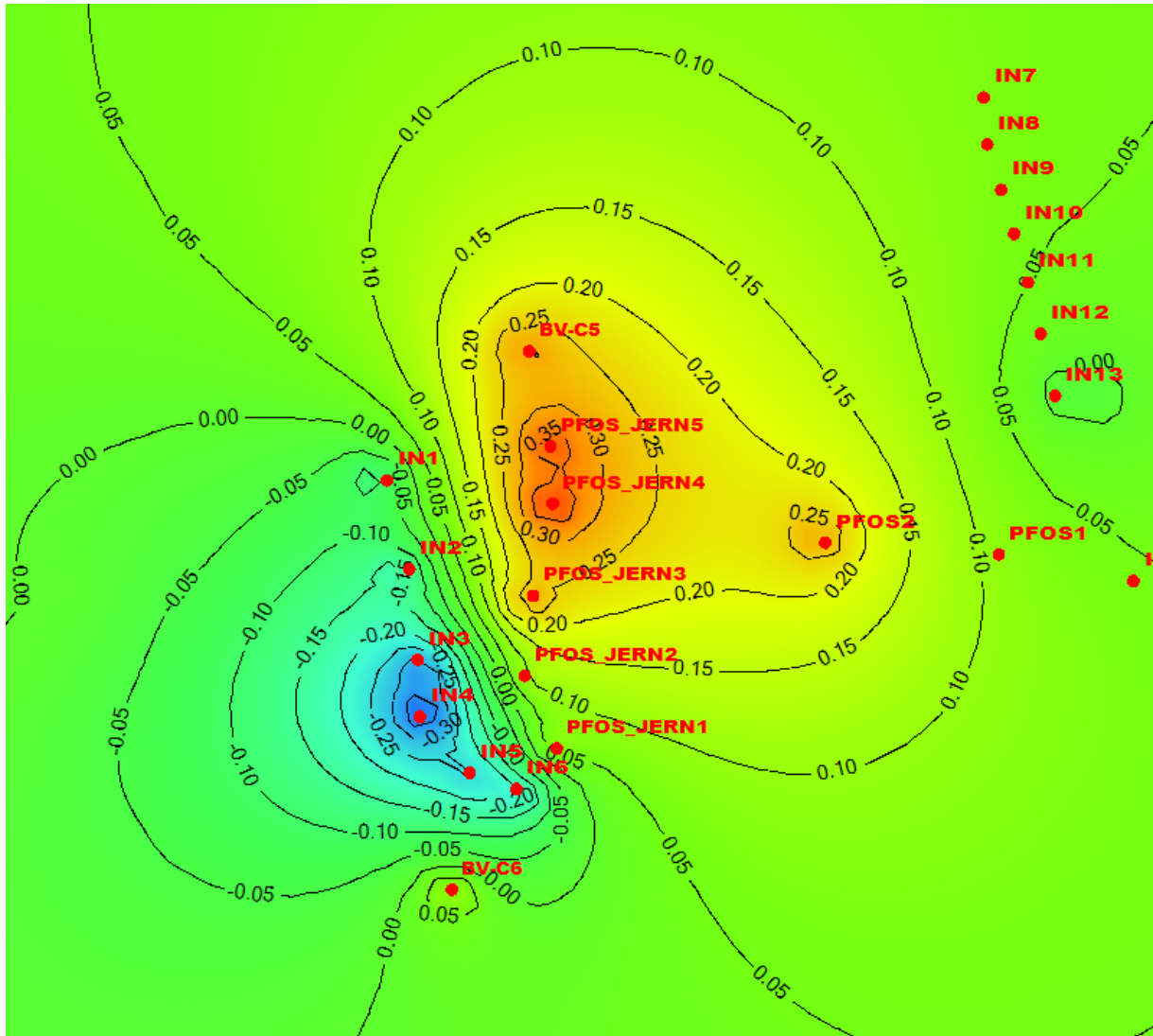
Figur 5.6 og figur 5.7 viser simulerte trykkhøyder i det høyoppløselige subgitteret, henholdsvis i lag 1 og i tverrsnitt. Som det fremkommer fra lag 1 (figur 5.6), varierer trykkhøydene for området fra 189 til 201 moh., med en øst-vestgående strømningsretning gjennom BØF. Profilet (figur 5.7) viser stort sett horisontal strømning. Tettheten på ekvipotensiallinjene i begge figurene øker fra øst mot vest.



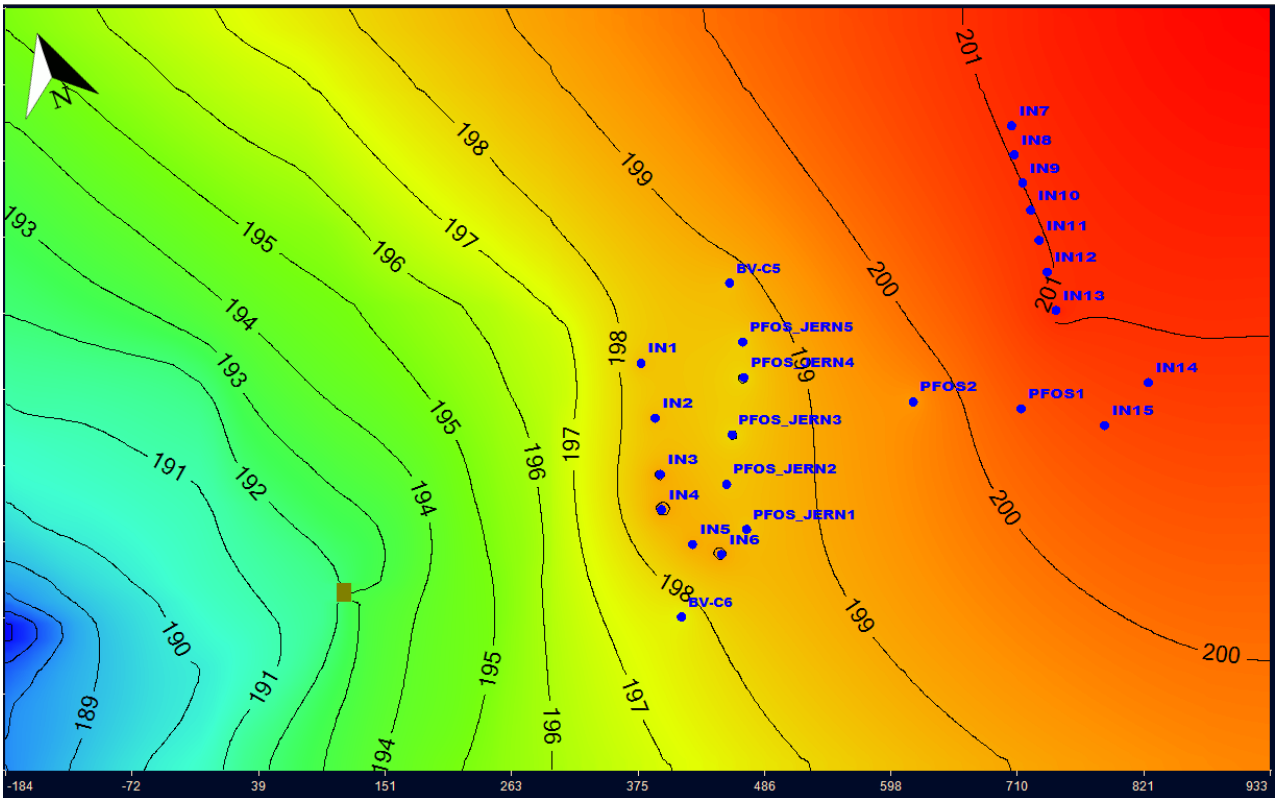


Figur 5.4: Simulerte strømningsveier til fremover-partikler ved dagens pumperater i den regionale modellen. De sporede vannpartiklene er definert som røde punkter, de kalkulererte strømningsveiene er markert som hvite linjer og overgangen til ett nytt år med strømming er markert med et hvitt punkt. Enkelte av partiklene renner forbi pompe- og infiltrasjonsbrønnene og ender opp i drenerings-grensene i ravedalen markert i burgunder mot vest.

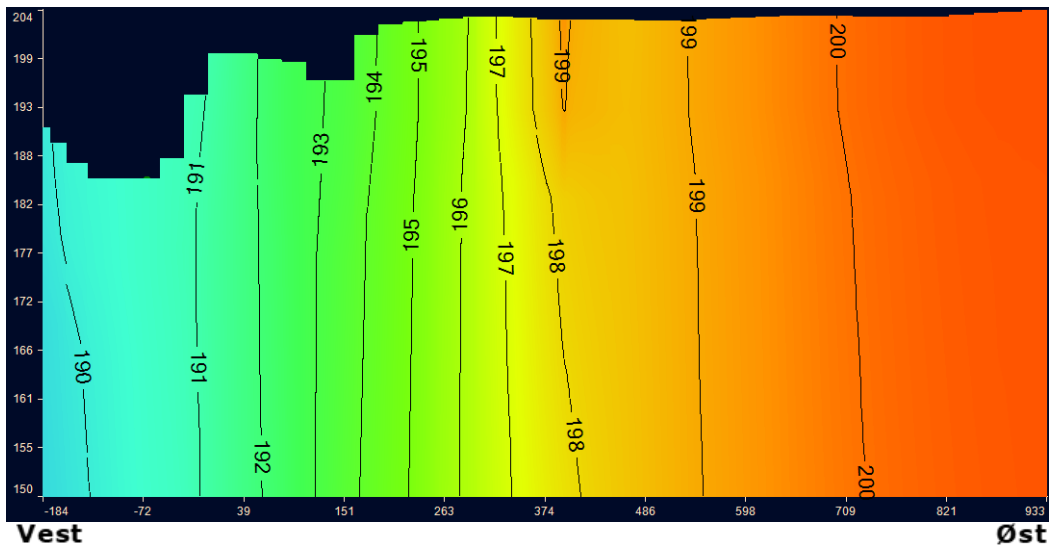
Figur 5.8 og figur 5.9 viser simulerte strømningsveier til vannpartikler definert i det forfinede subgitteret med pumpe- og infiltrasjonsrater hentet fra november 2019. Figur 5.8 viser strømningsveier til fremover-partikler definert i en rekke både oppstrøms og nedstrøms infiltrasjonsbrønnene. Som det fremkommer av figuren, renner enkelte av partiklene forbi pumpebrønn PFOS\_JERN5 og BV-C5, men blir senere fanget opp av PFOS\_JERN4. Ingen av partiklene renner forbi infiltrasjonsbrønnene. Sammenlignet med partikkelsporingen i den regionale modellen (figur 5.4), renner partiklene i det forfinede subgitteret en god del saktere. Siden distansen mellom partikkel-rekkene øker mot PFOS\_JERN4 og PFOS\_JERN5 samt mellom IN13 og PFOS2, antas det at hastigheten er større i disse områdene. Figur 5.9 viser strømningsveiene til fremover-partikler definert i sirkler rundt infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF, samt bakover-partikler definert i en sirkel rundt pumpebrønn BV-C6. Alle infiltrasjonsbrønnene, bortsett fra IN1, sender tilbake enkelte partikler lenger oppstrøms mot pumpebrønnene. De resterende partiklene renner fra infiltrasjonsbrønnene og nedover mot ravinene. Rundt pumpebrønn BV-C6, strømmer over halvparten av de definerte vannpartiklene fra infiltrasjonsbrønn IN5 og IN6.



Figur 5.5: Senkning og oppstuvning, oppgitt i meter, med dagens pumperater i den regionale modellen. Rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er den maksimale senkningen og oppstuvningen henholdsvis 35 og 30 cm.

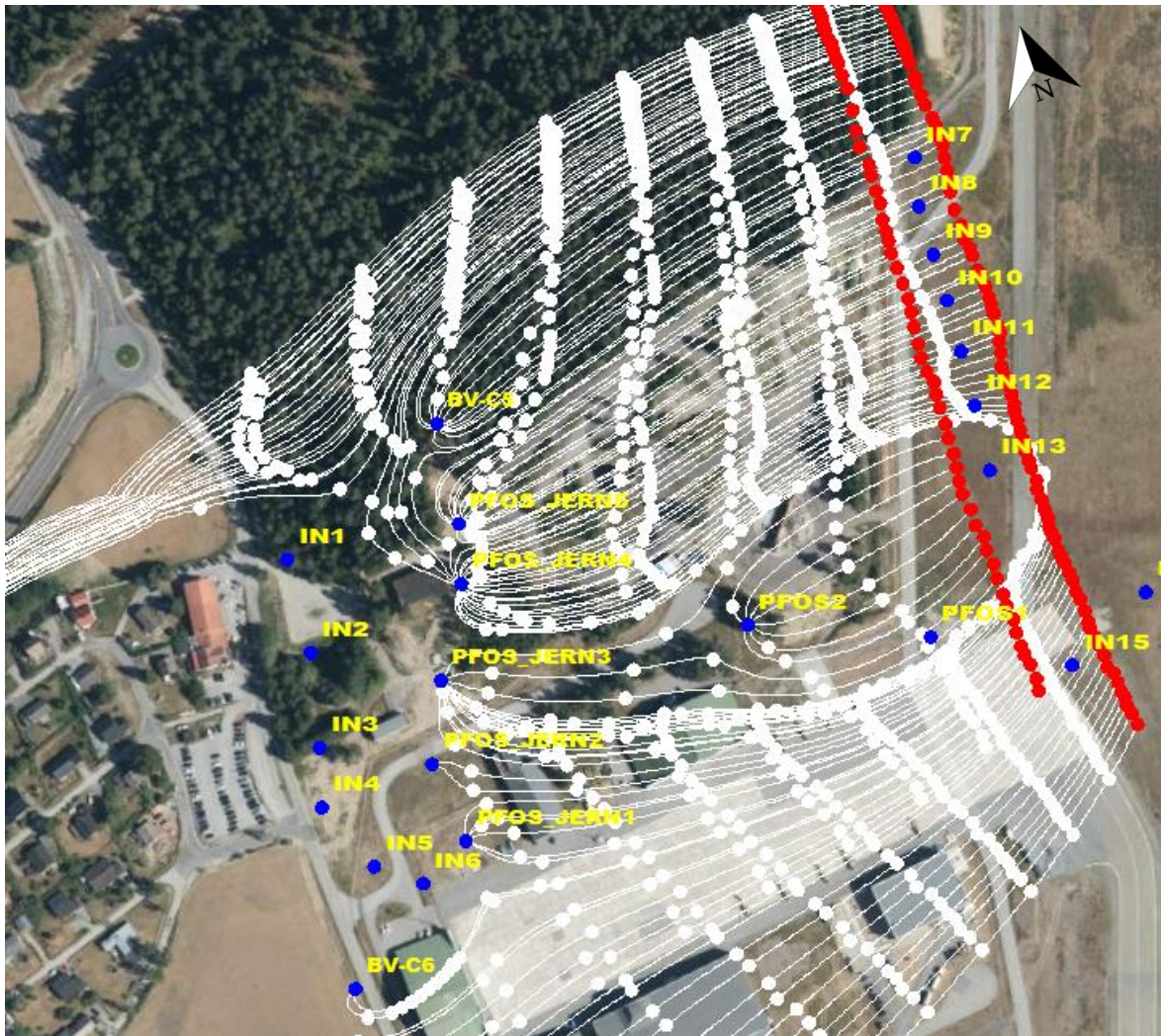


Figur 5.6: Simulerte ekvipotensiallinjer i lag 1 i subgitteret.

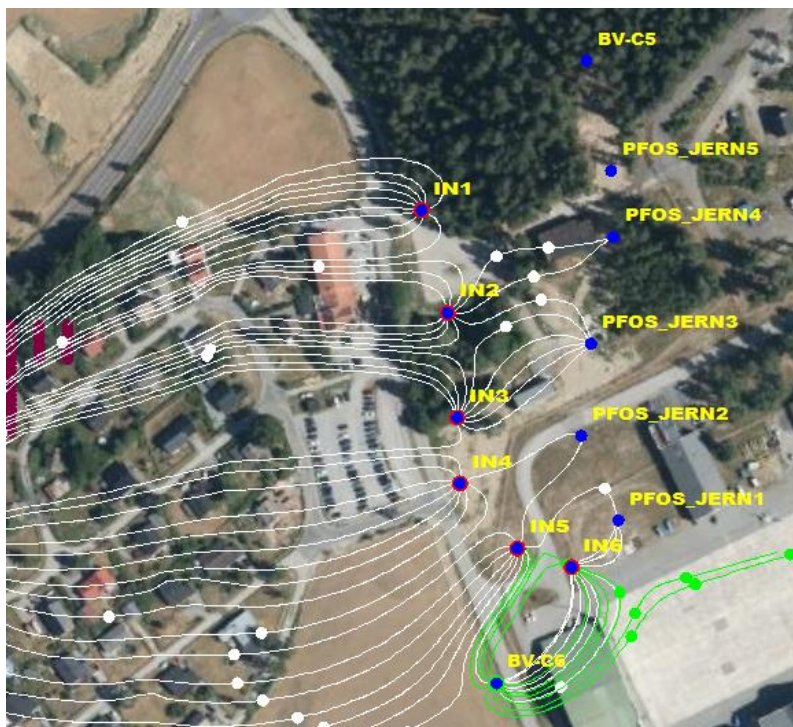


Figur 5.7: Simulerte ekvipotensiallinjer i et profilutsnitt av subgitteret. Profilet har en vertikal overdrivelse på 10.





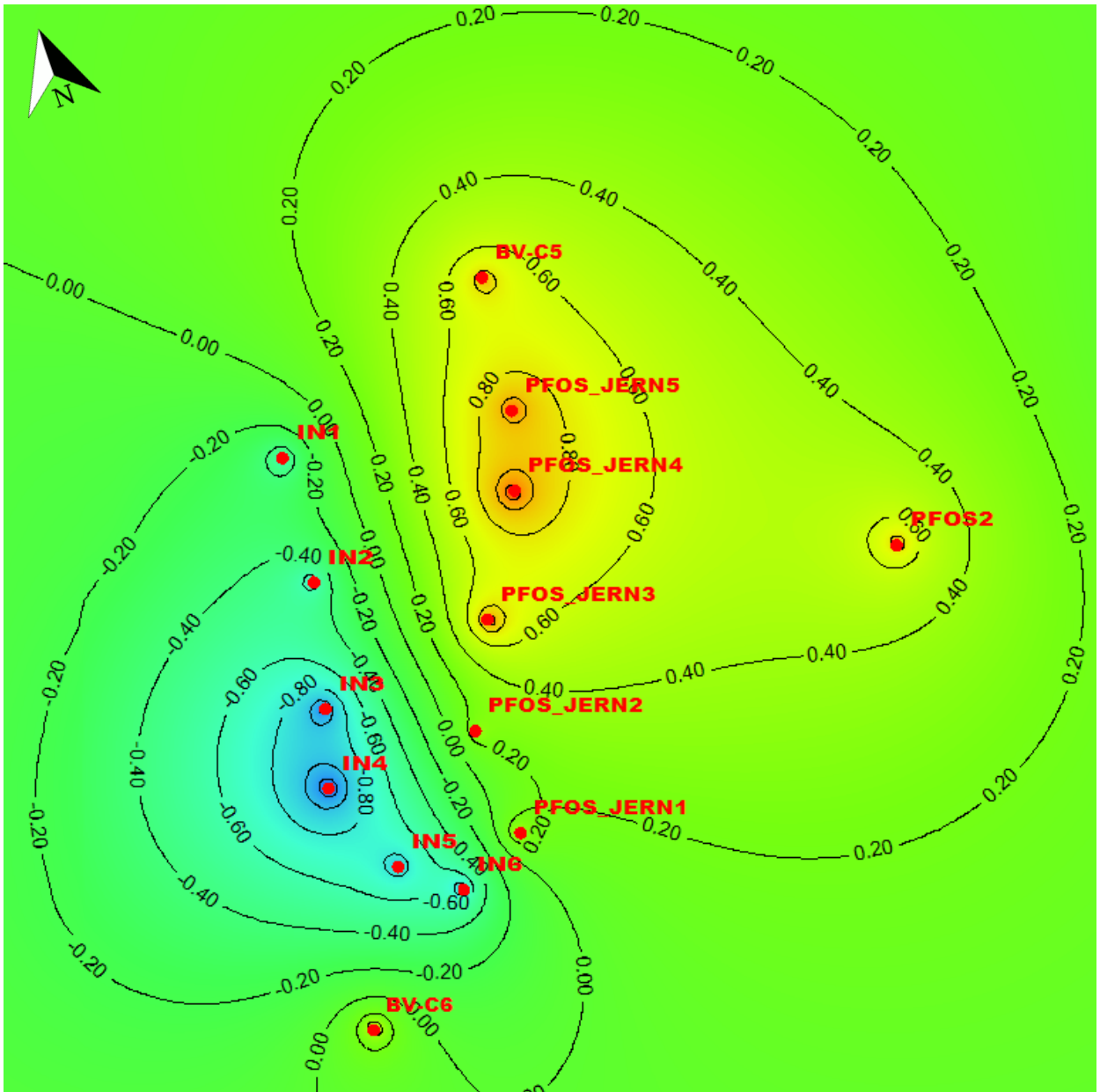
Figur 5.8: Simulerte strømningsveier av fremover-partikler i subgitteret ved dagens pumperater. Vannpartiklene som spores er oppgitt i rødt. Enkelte av vannpartiklene renner forbi pumpebrønn BV-C5 og PFOS\_JERN5, men disse fanges senere opp av pumpebrønn PFOS\_JERN4. Ingen av partiklene renner forbi infiltrasjonsbrønnene.



Figur 5.9: Simulerte strømningsveier til vannpartikler rundt brønner nedstrøms BØF i subgitteret. Røde fremover-partikler er definert rundt infiltrasjonsbrønnene med hvite simulerte strømningsveier. Rundt pumpebrønn BV-C6, er det definert grønne bakoverpartikler samt grønne simulerte strømningsveier

Figur 5.10 viser simulert senkning og oppstuvning i subgitteret. Den største senkningen er 80 cm rundt pumpebrønn PFOS\_JERN4 og PFOS\_JERN5. Den største oppstuvningen er også 80 cm rundt infiltrasjonsbrønn IN3 og IN4. De eksakte verdiene for simulert senkning rundt de aktive pumpebrønnene er oppgitt i tabell 5.1.





Figur 5.10: Simulert senkning og oppstuvning rundt pumpe og infiltrasjonsbrønnene på brannøvingsfeltet i det forfinede subgitteret. Den maksimale senkningen og oppstuvningen er ca. 80 cm rundt henholdsvis pumpebrønn PFOS\_JERN4/PFOS\_JERN5 og infiltrasjonsbrønn IN3/IN4.

Tabell 5.1: Simulert senkning og oppstuvning rundt pumpebrønnene i det horisontalt forfinede subgitteret

	Brønn	Kalkulert grunnvannsstand [m]		Q [l/s]	Differanse [m]
		Uten pumping	Med pumping		
Pumpebrønn	PFOS_JERN1	198.65	198.64	-0.49	0.01
	PFOS_JERN2	198.63	198.55	-0.27	0.08
	PFOS_JERN3	198.83	198.36	-0.69	0.47
	PFOS_JERN4	199.11	198.36	-0.68	0.75
	PFOS_JERN5	199.24	198.49	-0.49	0.75
	PFOS2	200.12	199.63	-0.54	0.49
	BV-C5	199.34	198.77	-0.45	0.57
	BV-C6	197.73	197.77	-0.54	-0.04
Infiltrasjonsbrønn	IN3	197.92	198.65	0.69	-0.73
	IN4	197.86	198.65	0.81	-0.79
	IN5	198.11	198.72	0.46	-0.61

#### 5.2.4 Simulering av PFOS-transport

Figur 5.11, figur 5.12 og figur 5.13 viser simulerte PFOS-konsentrasjoner med modulen MT3DMS i VMOD utført i den regionale modellen med lavere gitteropløsning. Et utvalg av de simulerte tidsstegene på 1, 4, 8, 12, 20 og 25 år er inkludert i figurene.

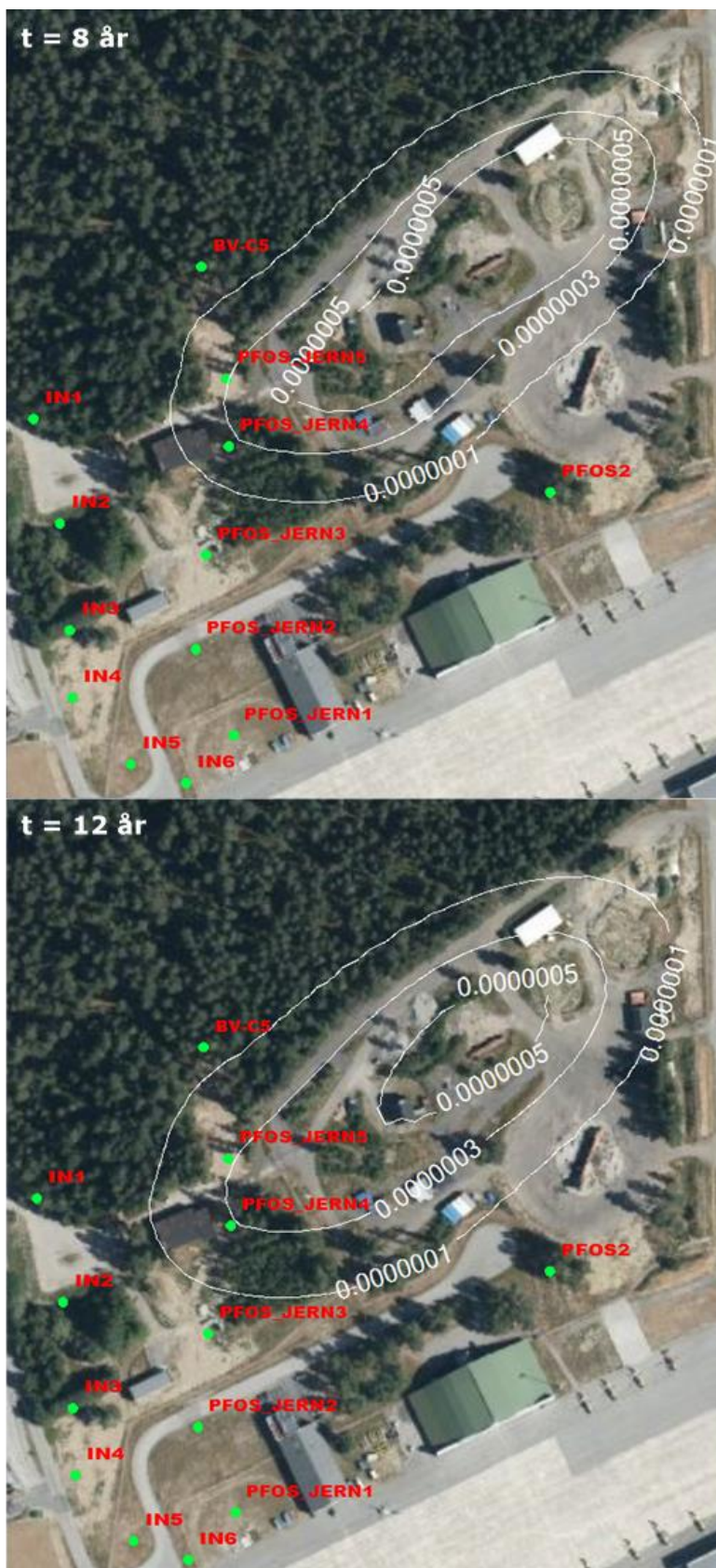
Simuleringen ble gjort med utgangspunkt i de initielle konsentrasjonene oppgitt i figur 4.6. Som det fremkommer fra simuleringen, vil grunnvannet nedstrøms pumpe- og infiltrasjonsbrønnene aldri få konsentrasjoner større eller er lik den stedsspesifikke grenseverdien på 300 ng/l. Noe PFOS-holdig grunnvann med konsentrasjoner mellom 100 og 299 ng/l vil renne forbi pumpebrønn PFOS\_JERN4 og PFOS\_JERN5. Nedstrøms infiltrasjonsbrønnene vil PFOS-konsentrasjonene hele tiden være lavere enn 100 ng/l.

Ved 30 års simuleringstid begynner konturen for 100 ng/l å avta betydelig i størrelse på brannøvingsfeltet.



Figur 5.11: Simulering av reaktiv PFOS-transport ved MT3DMS. Den øverste figuren viser 1 års simuleringstid og den nederste figuren 4 års simuleringstid. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er oppgitt med grønne punkter. Det er definert 3 konturer med PFOS-konsentrasjoner på 100, 300 og 500 ng/l. PFOS-konsentrasjonene er oppgitt i g/l.





Figur 5.12: Simulering av reaktiv PFOS-transport ved MT3DMS. Den øverste figuren viser 8 års simuleringstid og den nederste figuren 12 års simuleringstid. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er oppgitt med grønne punkter. Det er definert 3 konturer med PFOS-konsentrasjoner på 100, 300 og 500 ng/l. PFOS-konsentrasjonene er oppgitt i g/l.



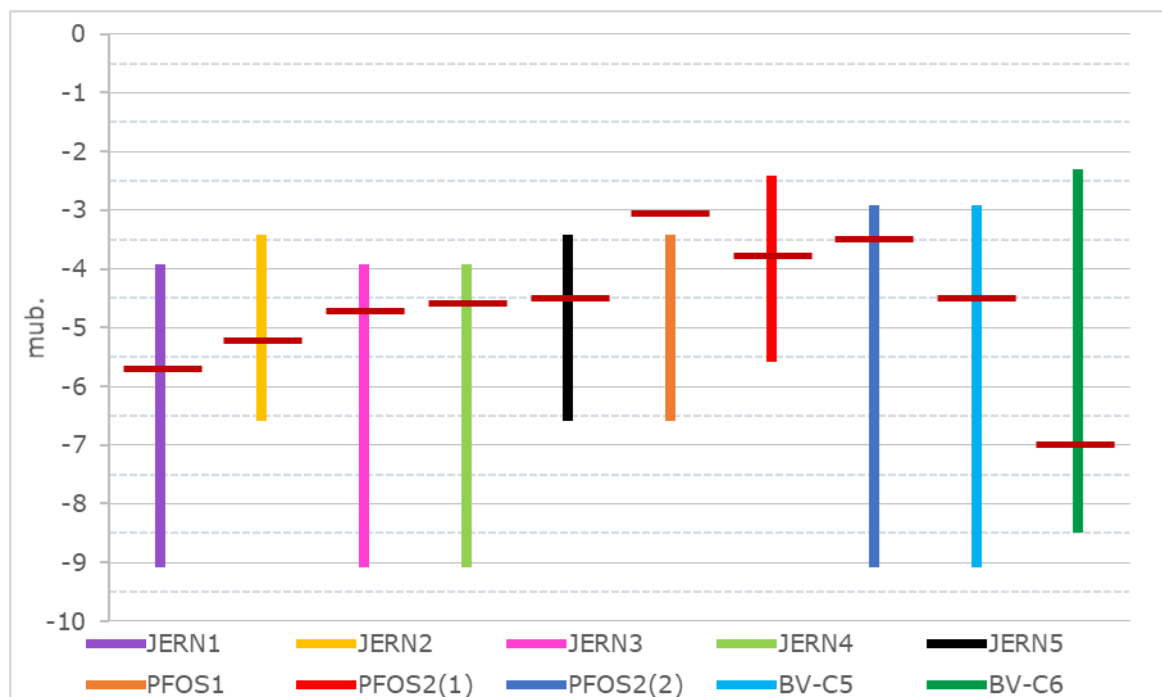
Figur 5.13 Simulering av reaktiv PFOS-transport ved MT3DMS. Den øverste figuren viser 20 års simuleringstid og den nederste figuren 25 års simuleringstid. Pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er oppgitt med grønne punkter. Det er definert 2 konturer med PFOS-konsentrasjoner på 100 og 300 ng/l. PFOS-konsentrasjonene er oppgitt i g/l.

## 5.3 Vurderinger av pumpe- og infiltrasjonsbrønnene

### 5.3.1 Filterplasseringer og mediandyp i pumpebrønner

Figur 5.14 viser en oversikt over plasseringene og lengdene til hver av filterne i samtlige 10 pumpebrønner sammen med mediandypene hentet fra tabell 5.2. Den tidligere aktive pumpebrønnen PFOS2(1) er også inkludert i oversikten. Dybdene er oppgitt i meter under bakken (mub.). Som det fremkommer fra figuren, ligger filtertoppene mellom 2.5 til 4 meter under bakken, mens filterbunnene ligger mellom 5.5 og 9 meter under bakken. Filterlengdene varierer i størrelser på 3, 5 og 6 meter. De ulike brønnene i figuren er oppgitt med de samme fargene som i figur 5.26.

Tabell 5.2 viser en oversikt over mediandypet til grunnvannsspeilet i de ulike pumpebrønnene (data er vedlagt i vedlegg x4). Differansen mellom høyeste og laveste målte dyp til grunnvannsspeilet er også inkludert i tabellen. Som det fremkommer fra tabellen, er samtlige av mediandypene, med unntak av PFOS1, i kontakt med filteret til de ulike pumpebrønnene. I BV-C6 er mediandypet 7 meter, mens nedre filterdyp er 8.5 meter, hvilket vil si at mesteparten av filteret ikke er i kontakt med vann i store deler av tiden. Grunnvannsstanden har vært mest varierende i PFOS\_JERN5 og BV-C6, mens det har vært minst variasjon i PFOS2(2) og BV-C5.



Figur 5.14: Oversikt over plasseringen og lengden til filterne i hver av de 10 pumpebrønnene oppgitt i meter under bakken (mub.). Mediandypene (tabell 5.2) er markert med røde, horisontale streker. PFOS2(1) ble erstattet av pumpebrønn PFOS2(2) 1. juni 2017



Tabell 5.2: Oversikt over mediandypet til grunnvannsspeilet og differansen mellom høyeste og laveste målte verdi i de ulike pumpebrønnene. Verdiene er oppgitt i meter under bakken. Mediandypene for PFOS1 og PFOS2(1) er beregnet for den perioden brønnene var aktive (data er vedlagt i vedlegg x4).

Pumpebrønn	Mediandyp [m]	Variasjon [m]
JERN1	5.69	3.07
JERN2	5.17	2.70
JERN3	4.71	2.33
JERN4	4.57	2.15
JERN5	4.52	4.60
PFOS1	3.10	1.91
PFOS2(1)	3.75	1.98
PFOS2(2)	3.46	1.50
BV-C5	4.49	1.66
BV-C6	6.97	4.35

### 5.3.2 Pumpe- og infiltrasjonskapasitet

Figur 5.15 og figur 5.16 viser grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater (Q) plottet som tidsserier for henholdsvis pumpebrønn PFOS\_JERN2 og PFOS\_JERN3.

Grunnvannsstandsvariasjonene er plottet som et punktdiagram med tynne, røde rette linjer. Variasjonene ble funnet ved å trekke fra den gjennomsnittlige grunnvannstanden fra hver grunnvannsstandsmåling. Den røde, tykke grafen viser 31 grunnvannsstandsmålingers glidende gjennomsnitt. Pumperatene er plottet som blå søyler. Grunnvannsstandsvariasjoner i Hauersetser målestasjon er inkludert i grafen som en referanse. Data for Hauersetser ligger i vedlegg x1, mens data for samtlige pumpebrønner ligger i vedlegg x4.

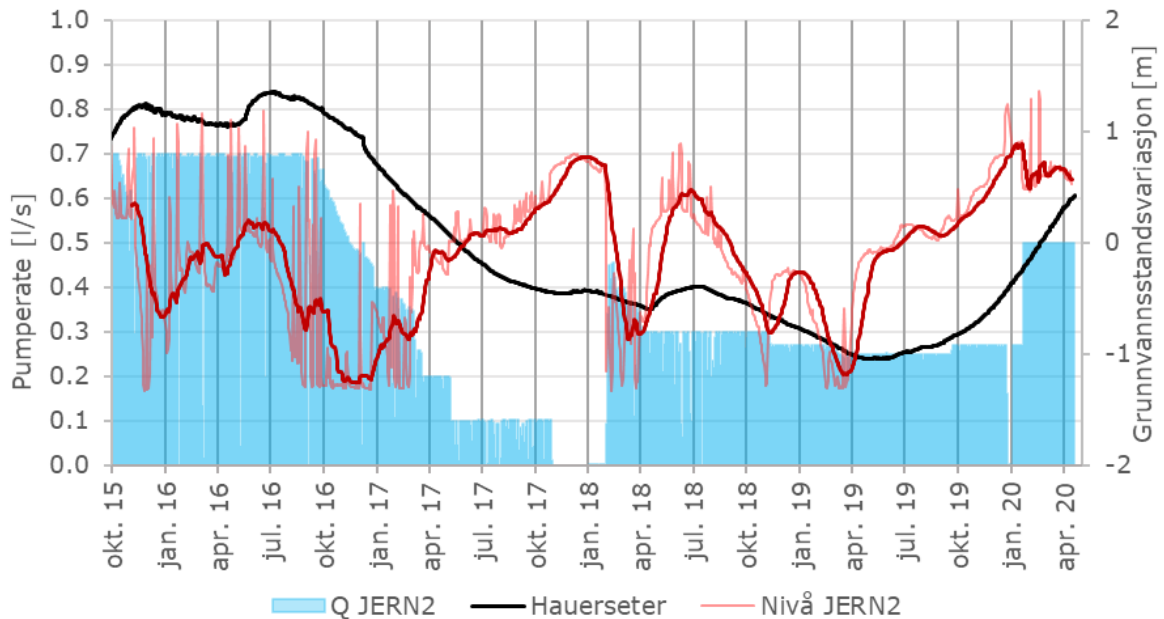
Som det fremkommer i plottet for PFOS\_JERN2 (figur 5.15), har både grunnvannsstanden og pumperaten variert over tid. Grunnvannsstanden følger i liten grad de naturlige svingningene i akviferen. Vannivået var mest ustabil det første året under relativt høye pumperater. De vertikale strekene i grunnvannsstanden forekommer samtidig med korte opphold i pumpingen. Høyden på disse strekene kan antyde en halvannen meter senkning ved pumping det første året (okt. 2015 - okt. 2016). Pumperaten fra og med 2017 har vært relativt lav, med et pumpestopp fra november 2017 til februar 2018.

Pumperaten og grunnvannsstandsvariasjonene i PFOS\_JERN3 har vært relativt jevn (figur 5.16). Grunnvannsstanden i pumpebrønnen følger til en viss grad de naturlige svingningene i akviferen. De vertikale strekene i grafen samtidig med korte pumpestopp, tyder på en relativt lav senkning på under en halv meter. Pumperaten har stort sett vært relativt høy, men med et pumpeopphold fra februar til mars 2018.

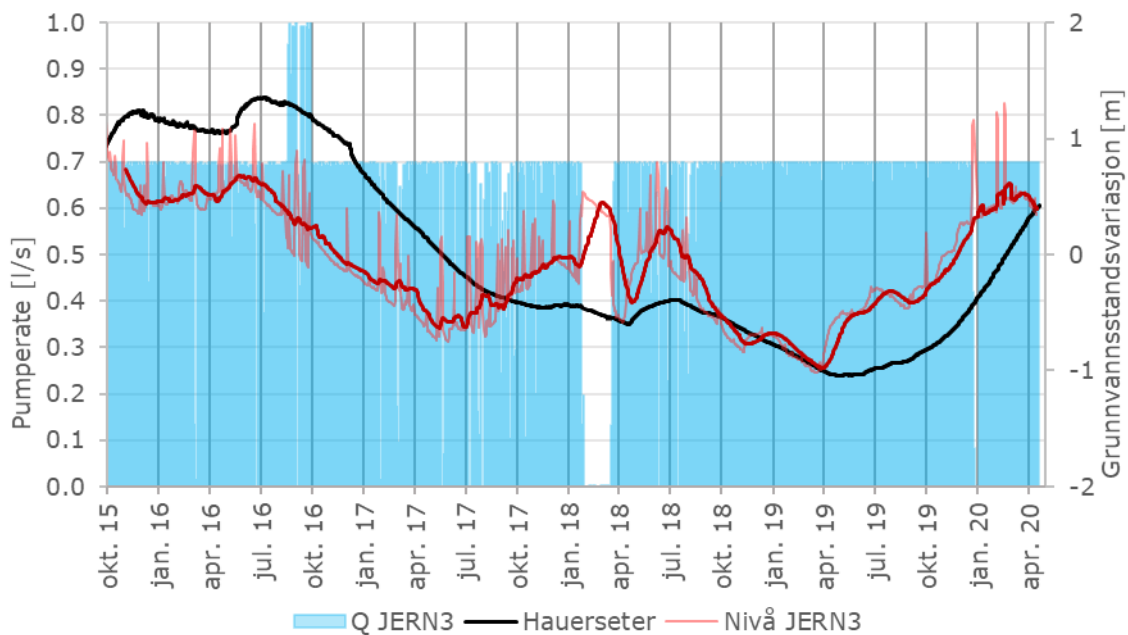
Det ble laget tilsvarende plott for de resterende pumpebrønnene (se vedlegg E). Plottet for PFOS\_JERN2 (figur 5.15) viser noen av de samme trendene som plottene for PFOS\_JERN1 (vedlegg E1), PFOS2(1) (vedlegg E5) og BV-C6 (vedlegg E8). For øvrig er pumperatene jevnt over noe høyere i disse brønnene. Plottet for PFOS\_JERN3 (figur 5.16) viser noen av de samme trendene som for PFOS\_JERN4 (vedlegg E2), BV-C5 (vedlegg E7), PFOS2(2) (vedlegg E6) og PFOS1 (vedlegg E4) helt til pumpingen i



brønnen ble avsluttet i mai 2017. Plottet for PFOS\_JERN5 (vedlegg E3) ser ut som en kombinasjon av figur 5.15 og figur 5.16.

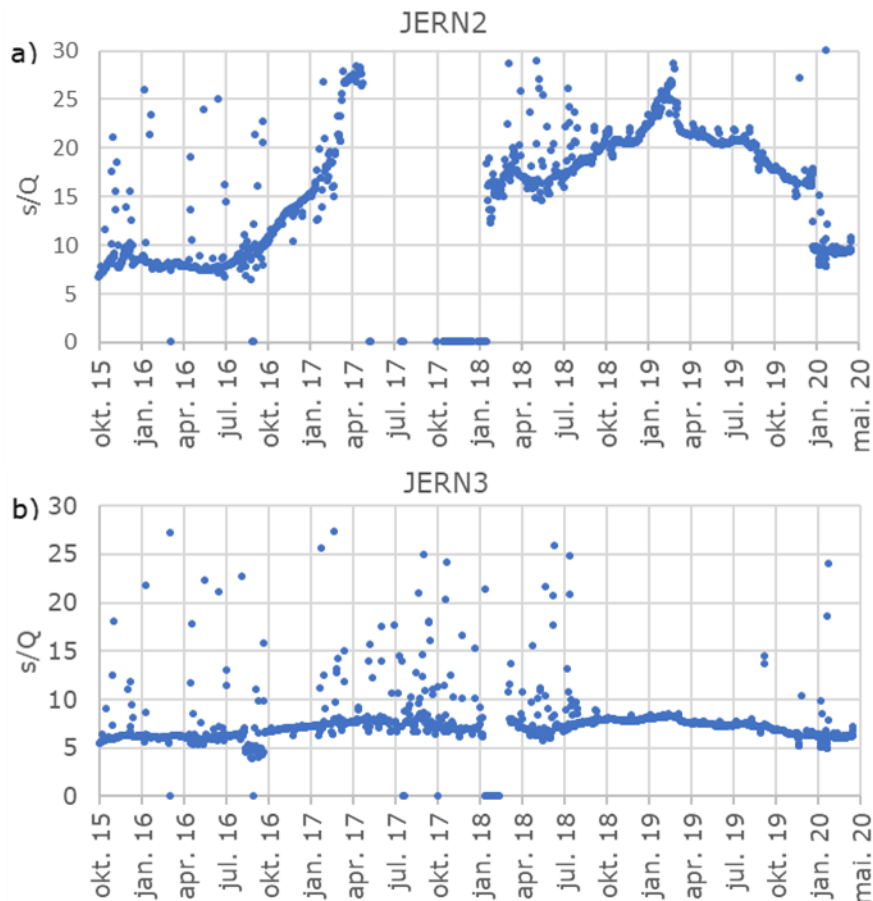


Figur 5.15: Grunnvannsstandsvariasjoner (rød graf) og pumperater (Q) (blå søyler) i PFOS\_JERN2 plottet som tidsserier. Den gjennomsnittlige grunnvannsstanden er trukket fra de respektive grunnvannsstands-målingene. Den tykke, røde linjen viser 31 grunnvannsstandsmålingers glidende gjennomsnitt. Naturlige grunnvannsstandsvariasjoner i en observasjonsbrønn på Hauerseter er inkludert som en referanse.



Figur 5.16: Grunnvannsstandsvariasjoner (rød graf) og pumperater (Q) (blå søyler) i PFOS\_JERN3 plottet som tidsserier. Den gjennomsnittlige grunnvannsstanden er trukket fra de respektive grunnvannsstands-målingene. Den tykke, røde linjen viser 31 grunnvannsstandsmålingers glidende gjennomsnitt. Naturlige grunnvannsstandsvariasjoner i en observasjonsbrønn på Hauerseter er inkludert som en referanse.

Figur 5.17 viser den spesifikke senkningen for PFOS\_JERN2 og PFOS\_JERN3. Som det fremkommer fra plottet, har den spesifikke senkningen variert over tid for PFOS\_JERN2 (figur 5.17a), med en tilnærmet eksponentiell stigning fra pumpestart til april 2017 hvor det ble et pompe-opphold (se pumperaten i figur 5.15). Stigningen skjedde samtidig med avtagende pumperater (figur 5.15). Fra og med januar 2020 har den spesifikke senkningen vært lav. For PFOS\_JERN3 (figur 5.17b), har den spesifikke senkningen holdt seg relativt jevn på verdier rundt syv.



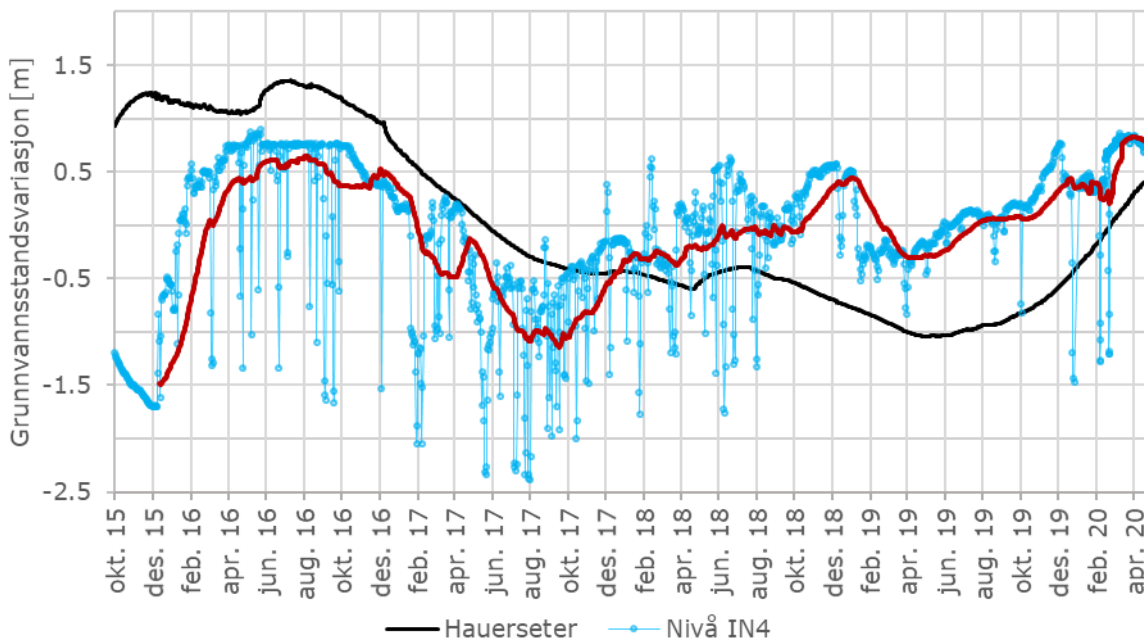
Figur 5.17: Spesifikk senkning i pumpebrønn PFOS\_JERN2 (a) og PFOS\_JERN3 (b).

Figur 5.18 og figur 5.19 viser grunnvannsstandsvariasjoner i henholdsvis infiltrasjonsbrønn IN4 og IN5 plottet som et punktdiagram med tynne, blå rette linjer og blå indikatorer. Den tykke, røde grafen viser 60 målingers glidende gjennomsnitt. Dataene for samtlige infiltrasjonsbrønner ligger i vedlegg x5. Grunnvannsstandsvariasjoner i Hauersetser målestasjon er inkludert i grafene som en referanse.

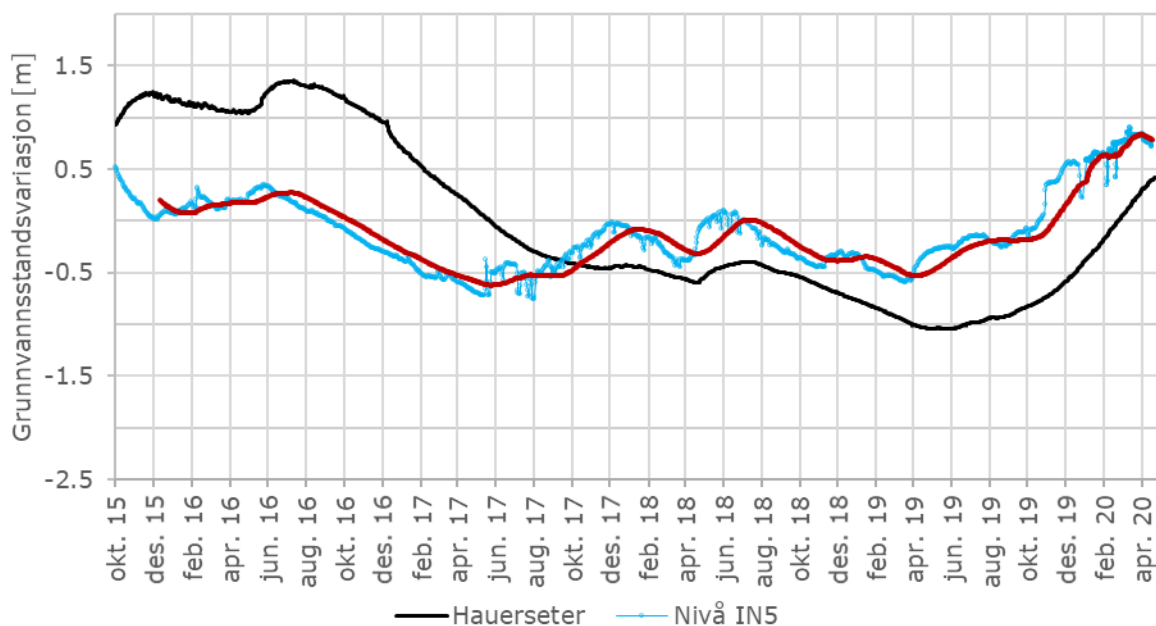
Som det fremkommer fra plottet for IN4 (figur 5.18), har grunnvannsstanden i brønnen varierer mye over tid. Enkelte av målingene er plottet med en differanse på inntil to meter mellom en måling tatt like før- eller like etter. Dette kan tyde på perioder med relativt høy oppstuvning i brønnen.

Plottet for IN5 (figur 5.19) viser lite grunnvannsstandsvariasjoner over tid som til en viss grad følger de naturlige svingningene i akviferen.

Grafen for infiltrasjonsbrønn IN3 ligger vedlagt (vedlegg F). Grafen kan sammenlignes med IN4 (figur 5.18).



Figur 5.18: Grunnvannsstandsvariasjoner i infiltrasjonsbrønn IN4. Målingene er plottet som blå punkter, og den røde tykke linjen viser 60 målingers glidende gjennomsnitt. Naturlige grunnvannsstandsvariasjoner i en observasjonsbrønn på Hauerseier er inkludert som en referanse.



Figur 5.19: Grunnvannsstandsvariasjoner i infiltrasjonsbrønn IN5. Målingene er plottet som blå punkter, og den røde tykke linjen viser 60 målingers glidende gjennomsnitt. Naturlige grunnvannsstandsvariasjoner i en observasjonsbrønn på Hauerseier er inkludert som en referanse.

### 5.3.3 Analytisk beregnet senkning

Ved hjelp av Thiems likning (2.7) ble grunnvannsstanden ( $h_1$ ) i pumpebrønn PFOS\_JERN3 og PFOS\_JERN5 beregnet analytisk og sammenlignet med den observerte differansen i grunnvannsstandsmålingene fra november 2019 (tabell 5.3).

Med input-verdiene oppgitt i tabell 4.5, ble  $h_1$  i PFOS\_JERN3 beregnet til 196.74 meter over referansenivå. Senkningen mellom observasjonsbrønnen (BV-10) og pumpebrønnen ble beregnet ved  $h_2 - h_1 = (198.80 - 196.74)$  meter = 2.06 meter. Til sammenlikning viser nivåmåleren for PFOS\_JERN3 en grunnvannsstand på 198.05 m, hvilket gir en observert senkning på  $(198.80 - 198.05)$  meter = 0.75 meter mellom disse brønnene.

Med input-verdiene oppgitt i tabell 4.6, ble  $h_1$  i PFOS\_JERN5 beregnet til 198.22 meter, hvilket gir en kalkulert senkning mellom observasjonsbrønnen (BV-4) og pumpebrønnen på  $(199.30 - 198.22)$  meter = 1.08 meter. Til sammenlikning viser nivåmåleren for PFOS\_JERN5 en grunnvannsstand på 198.47 m, hvilket gir en observert senkning på  $(199.30 - 198.47)$  meter = 0.83 meter mellom brønnene.

Tabell 5.3: Kalkulert og observert senkning mellom pumpebrønn og en nærliggende observasjonsbrønn

Brønner	Type senkning [m]	
	Kalkulert	Observert
BV-4 og JERN5	1.08	0.83
BV-10 og JERN3	2.06	0.75

### 5.3.4 Observert senkning i pumpebrønner

Tabell 5.4 viser differansen i observert grunnvannsstand i pumpebrønnene med og uten pumpene skrudd på. Som det fremkommer av tabellen, ble den største senkningen observert i PFOS\_JERN2 ved en relativt lav pumpe rate på 0.38 l/s. Den minste observerte senkningen var i brønn PFOS1. PFOS2(1) ble begge gangene målt med pumpen skrudd av da brønnen er ute av drift. En liten differanse mellom målerundene i denne brønnen tyder på at den naturlige grunnvannsstanden holdt seg stabil i denne perioden.

Tabell 5.4: Målinger av dybden til grunnvannsspeilet i 6 av pumpebrønnene med pumpene skrudd av og på. Verdiene ble brukt til å beregne senkningen i hver brønn.

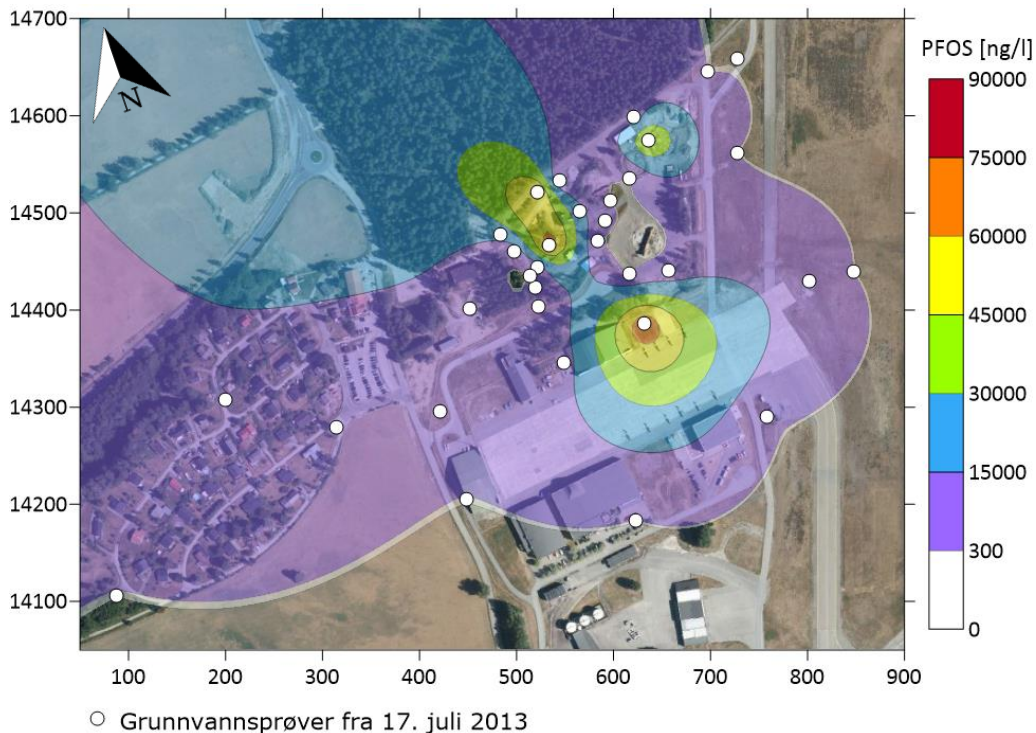
Pumpebrønn	Dybde grunnvannsspeil [m]		Pumpe rate [l/s]	Senkning [m]
	Uten pumping 8. feb. 2017	Med pumping 27. jan. 2017		
PFOS_JERN1	4.71	5.70	0.49	-0.99
PFOS_JERN2	4.78	6.57	0.38	-1.79
PFOS_JERN3	4.35	5.03	0.67	-0.68
PFOS_JERN4	3.98	4.87	0.86	-0.89
PFOS_JERN5	4.07	4.59	0.38	-0.52
PFOS1	3.40	3.78	0.67	-0.38
PFOS2(1)	3.77	3.73*	0.00	0.04

\*Målt med pumpen skrudd av da brønnen er ute av drift.

## 5.4 PFOS- trender og analyser

### 5.4.1 Konturkart for PFOS

Figur 5.20 viser PFOS-fordelingen på grunnvannet i BØF og området rundt basert på interpoleringer av 33 vannprøver tatt 17. juli 2013 (vedlegg G1). Prøvene er tatt før pumpe- og renseanlegget ble etablert. Som det fremkommer fra konturkartet, er det mest PFOS i grunnvannet sør for plattform 1 mot hangaren og i det vestlige området av BØF. Den høyeste målte konsentrasjonen er 73300 ng/l målt i observasjonsbrønn BV-27. Ifølge kartet, har mesteparten av området høyere PFOS-konsentrasjoner enn den stedsspesifikke grenseverdien på 300 ng/l.

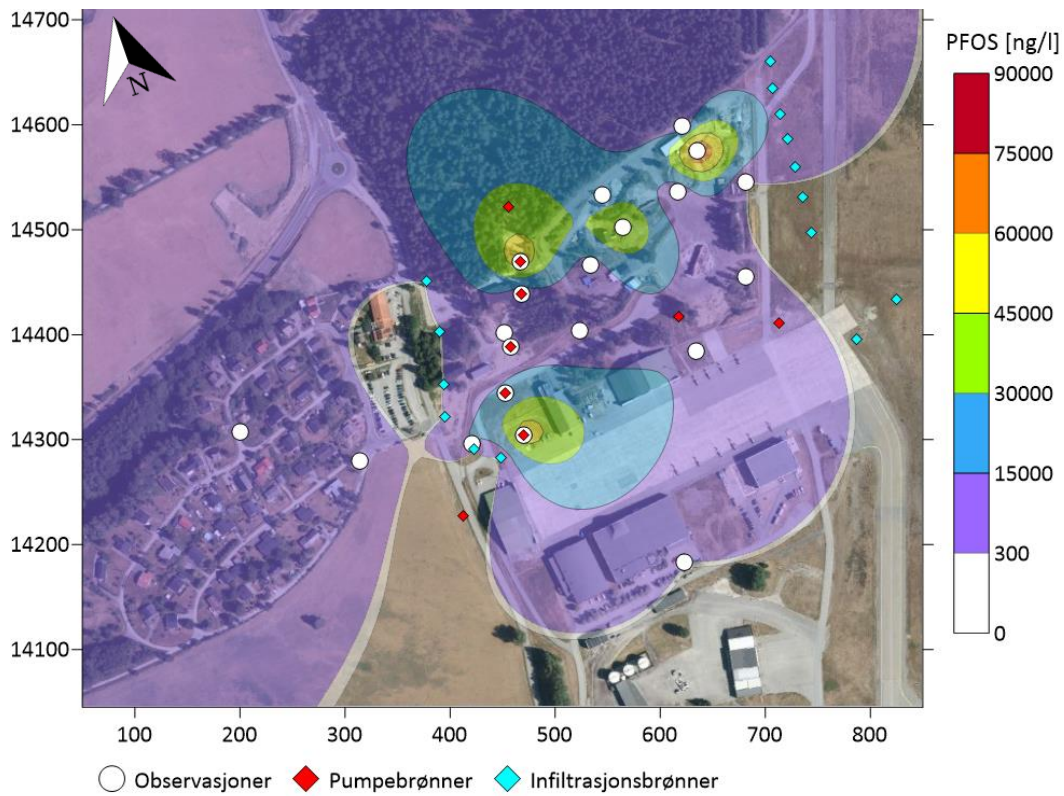


Figur 5.20: Interpolerte PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet på BØF og området rundt basert på 33 prøver tatt 17.juli 2013. Målingene er tatt to år før pumpe- og renseanlegget ble etablert

Figur 5.21 viser den interpolerte PFOS-fordelingen i grunnvannet på BØF og området rundt basert på vannprøver fra september og oktober 2017 (vedlegg G2). Prøvene er tatt etter at pumpe- og renseanlegget ble etablert. Som det fremkommer på konturkartet, er det mest PFOS i grunnvannet mellom plattform 1 og 2 i det nordøstlige hjørnet av BØF. Den høyeste konsentrasjonen er 87000 ng/l målt i observasjonsbrønn BV-3. Ifølge kartet, har mesteparten av området høyere PFOS-konsentrasjoner enn den stedsspesifikke grenseverdien på 300 ng/l. Infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF er inkludert med antagelsen om at konsentrasjonene i disse brønnene er null.

Ut ifra kartene, har det ikke vært noen tydelig nedgang i PFOS-konsentrasjonene i grunnvannet på BØF mellom disse to prøverundene.





Figur 5.21: Interpolerte PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet basert på 20 målinger tatt i september og oktober 2017 i BØF-området. I tillegg er det lagt inn PFOS konsentrasjoner på null i de 6 infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF. Prøvene er tatt to år etter at pumpe- og rensenanlegget ble etablert.

## 5.4.2 PFOS og grunnvannsstand

Tabell 5.5 viser en oversikt over korrelasjonskoeffisienter mellom målinger av grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner. Korrelasjonsanalysen er basert på et utvalg av brønner på- eller nedstrøms BØF. Som det fremkommer fra tabellen, varierer koeffisientene mellom de ulike brønnene med verdier mellom -0.65 og 0.34. Enkelte av brønnene har en negativ korrelasjon (BV-8 og BV-16), mens andre brønner har en svak positiv korrelasjon (BV-10 og BV-2), og noen av brønnene ingen tydelig korrelasjon (BV-14, BV-5 og BV-26). Data for PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand for samtlige observasjonsbrønner ligger vedlagt i vedlegg x3.

Figur 5.22 - figur 5.25 viser grafer for PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand plottet som tidsserier. Dette gjelder et utvalg av brønnene oppgitt i tabell 5.5 (BV-2, BV-5, BV-8 og BV-10), mens grafene for de resterende brønnene ligger i vedlegg H. Samtlige målinger av PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand er inkludert i grafene, mens korrelasjonsanalysene er basert på målinger tatt på samme dag.

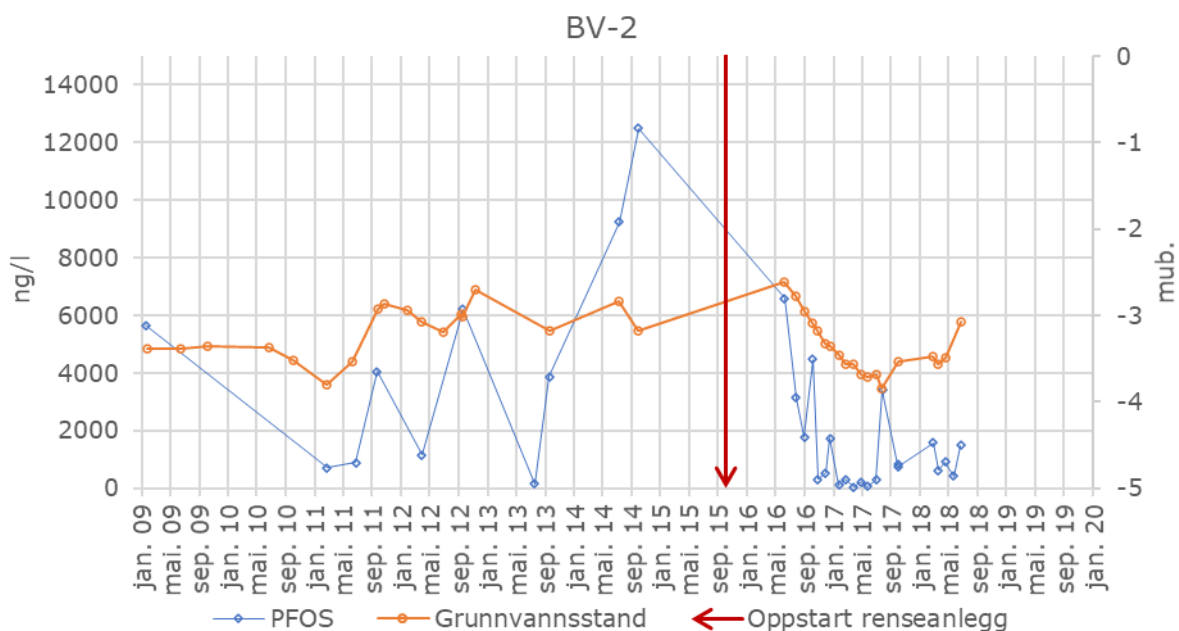
Som det fremkommer fra grafene, har samtlige av de brønnene med registrerte filterplasseringer (tabell 5.5) et grunnvannsspeil som stort sett hele tiden berører filteret, med unntak av BV-1 (vedlegg H1). I tillegg har alle grafene, unntatt BV-1, færre PFOS-målinger tatt før rensanlegget ble etablert enn etter.

I observasjonsbrønn BV-2 (figur 5.22), BV-5 (figur 5.23) og BV-14 (vedlegg H3) kan det se ut til at PFOS-konsentrasjonene har vært noe avtagende etter oppstarten av rensanlegget. I BV-8 (figur 5.24), BV-13 (vedlegg H2) og BV-26 (vedlegg H5) er det derimot en antydning til økte PFOS-konsentrasjoner etter oppstarten av anlegget, mens for BV-10 (figur 5.25) og BV-16 (vedlegg H4) er det ingen synlige trender.

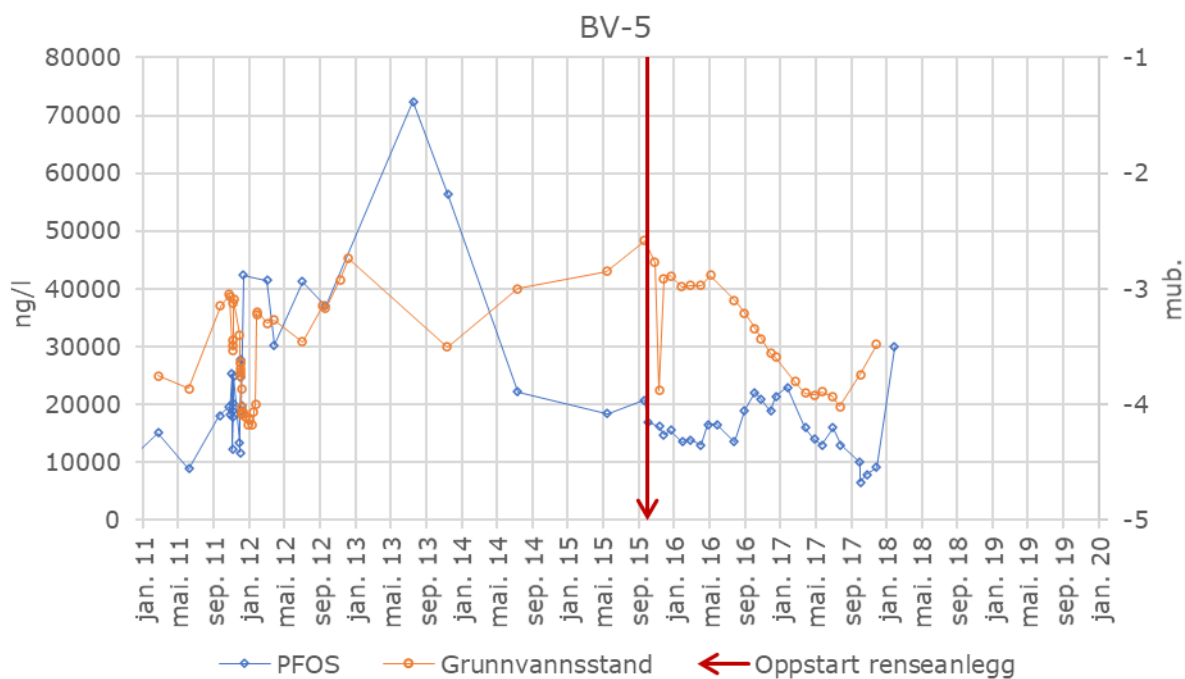
BV-10 ligger 15 meter unna pumpebrønn PFOS\_JERN3 og har en positiv korrelasjonskoeffisient på 0.34 (figur 5.25). BV-13 (vedlegg H2) ligger 5 meter unna infiltrasjonsbrønn IN5, og har en negativ korrelasjonskoeffisient på -0.41.

*Tabell 5.5: Oversikt over korrelasjonskoeffisienter for grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner målt i observasjonsbrønner på- eller nedstrøms BØF. Korrelasjonsanalysen ble utført ved målinger for de to seriene hentet fra samme dag. Antall målinger analysen er basert på er oppgitt i tabellen. Filterplasseringen er hentet fra borelogger oversendt fra Avinor. Det ble ikke funnet logger for BV-5 og BV-8.*

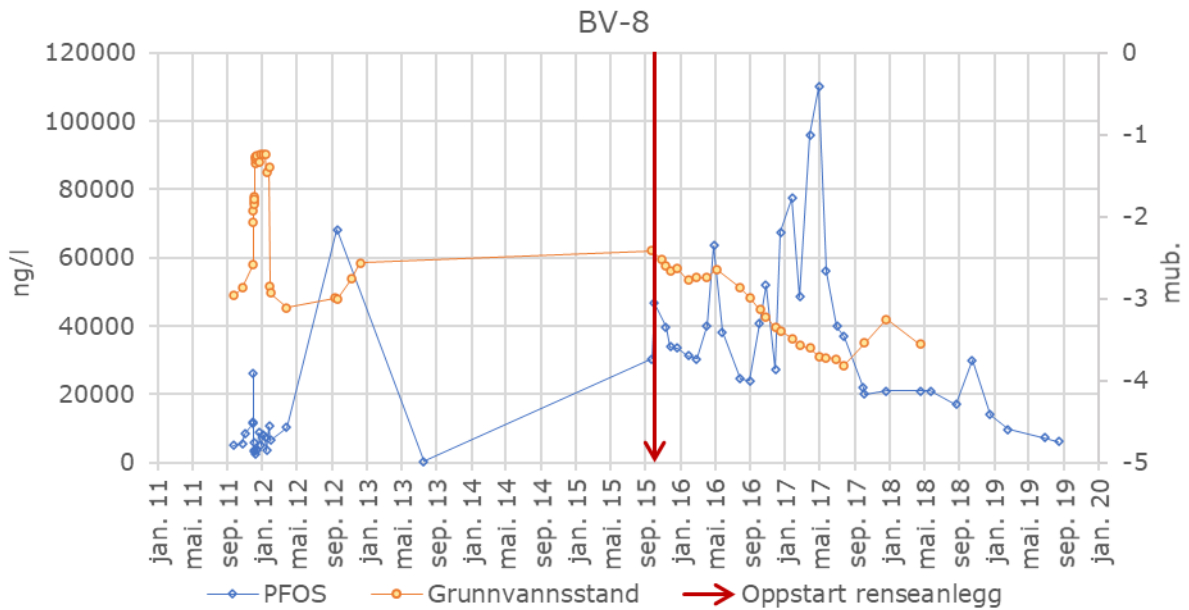
	Brønn	Korrelasjonskoeffisient	Dyp filter-topp [m]	Dyp filter-bunn [m]	Antall målinger
BØF	BV-1	0.24	3	8	36
	BV-2	0.28	2.85	7.85	30
	BV-5	0.10	-	-	48
	BV-8	-0.65	-	-	43
	BV-26	-0.11	2.6	6.6	20
Nedstrøms BØF	BV-10	0.34	3	7	27
	BV-13	-0.41	2	8	15
	BV-14	0.053	6	11	17
	BV-16	-0.62	7	11	21



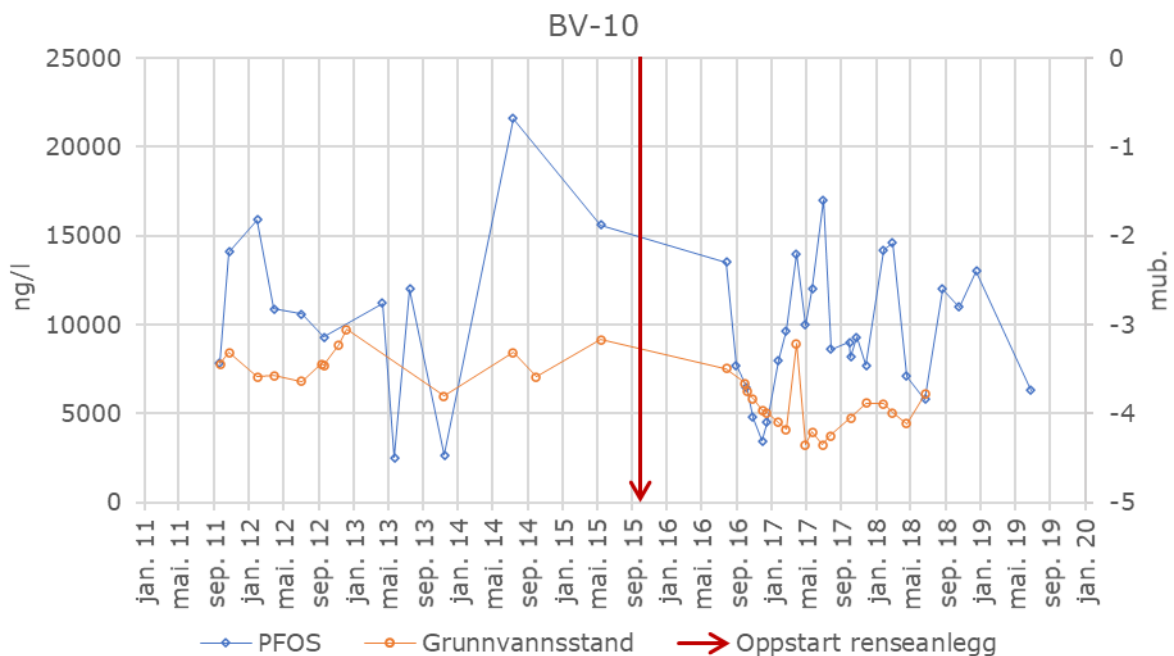
Figur 5.22: PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand i observasjonsbrønn BV-2 plassert i den sentrale delen av BØF ved plattform 4. Korrelasjonskoeffisienten er noe positiv med en verdi på 0.28. PFOS -konsentrasjonene ser ut til å ha en topp rundt september. Filteret er plassert mellom 2.85 og 7.85 meter under bakken.



Figur 5.23: PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand i observasjonsbrønn BV-5 plassert i den vestlige enden av BØF. Det ble ikke funnet en betydelig korrelasjon mellom måleseriene. Filterplassering under bakkenivå er ukjent.



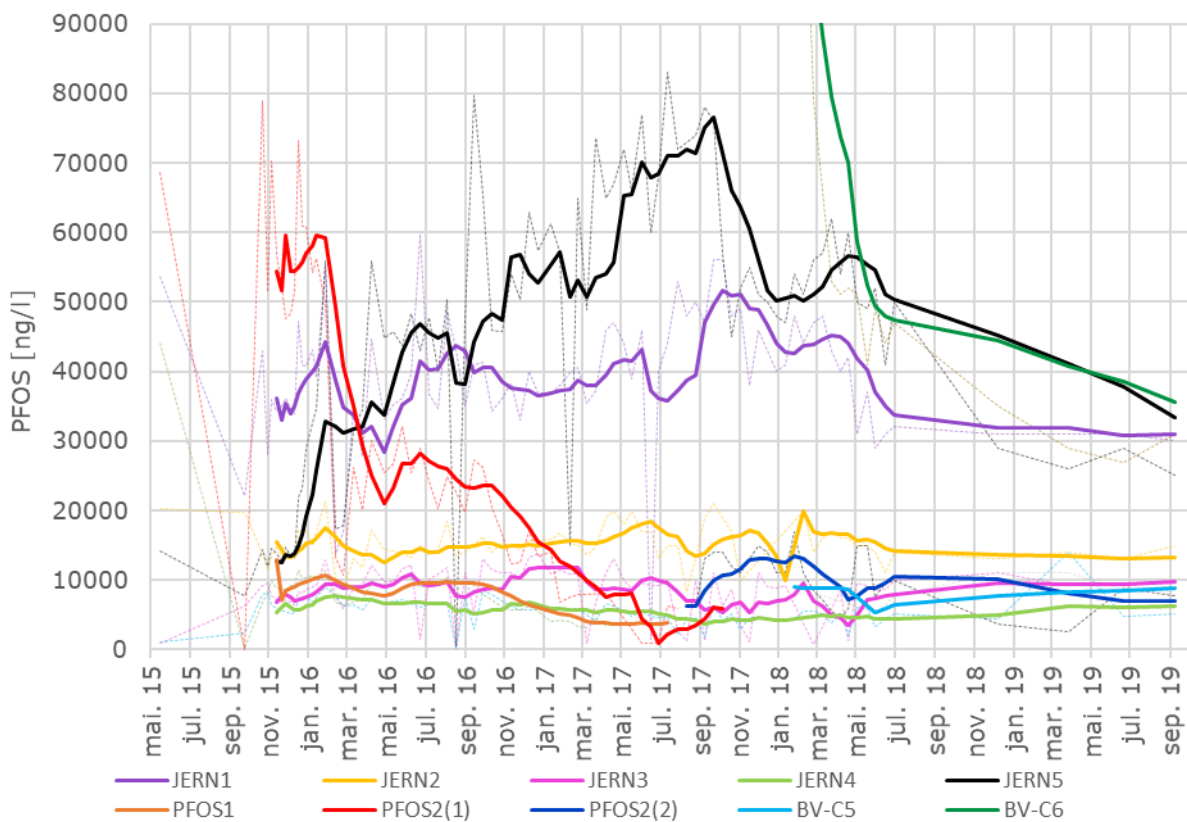
Figur 5.24: PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand i observasjonsbrønn BV-8 plassert i den nordlige enden av BØF med en negativ korrelasjon på  $-0.65$  mellom observert grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner. Filterplasseringen under bakkenivået er ukjent.



Figur 5.25: PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand i observasjonsbrønn BV-10 med en positiv korrelasjonskoeffisient på  $0.34$ . Brønnen ligger 15 meter unna pumpebrønn PFOS\_JERN3. Filteret er plassert fra 3 til 7 meter under bakken.

### 5.4.3 PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønner

Figur 5.26 viser en oversikt over målte PFOS-konsentrasjoner i de ulike pumpebrønnene plottet som tynne, stiplede linjediagram. De tykke linjene viser seks PFOS-målingers glidende gjennomsnitt. Som det fremkommer fra grafen, har PFOS-konsentrasjonene jevnt over vært høyest i PFOS\_JERN5, etterfulgt av BV-C6 og PFOS\_JERN1. BV-C6 og PFOS\_JERN1 er den sørligste brønnen i pumperekka, mens PFOS\_JERN5 er den nest nordligste brønnen i pumperekka. Det er ingen synlige nedadgående trender i PFOS-konsentrasjoner i de fleste brønnene, bortsett fra i PFOS2(1) som sluttet å pumpe i juni 2017. Plasseringen og lengdene av de ulike filtrene er oppgitt med de samme fargene for respektive brønner i figur 5.14. Data for PFOS-konsentrasjoner i samtlige pumpebrønner ligger vedlagt i vedlegg x6.



Figur 5.26: Oversikt over målte PFOS-konsentrasjoner i de ulike pumpebrønnene plottet som tidsserier. PFOS2(1) ble erstattet av pumpebrønn PFOS2(2) 1. juni 2017



## 6 Diskusjon

Ut ifra simuleringer av massetransport og advektiv grunnvannsstrømning, vil ingen eller minimale mengder av PFOS-holdig grunnvann renne forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. I dette kapittelet diskuteres det hvor pålitelig modelleringen er. Dette innebærer å vurdere hvorvidt de benyttede input-parametrene og grensebetingelsene i modellen er representative for forholdene i felt. Påliteligheten forutsetter i tillegg at pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er ideelle og følger Darcys lover for strømning, noe som også drøftes i dette kapittelet. I tillegg blir det sett nærmere på fordelingen og oppførselen til PFOS i grunnvannet for å vurdere hvorvidt kjemikalet og dets egenskaper ble lagt inn riktig i modellen. Det skal også vurderes om PFOS-konsentrasjonen i grunnvannet nedstrøms BØF skyldes spredning forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene eller gammel spredning. Årsaken til de svært varierende PFOS-konsentrasjonene skal også drøftes. Til slutt skal modellen og de grafiske analysene brukes til å foreslå nye pumpe- og infiltrasjonsrater som skal optimalisere renseanlegget.

### 6.1 Numerisk modellering

Den numeriske modellen er basert på forenklinger og vil aldri eksakt kunne gjengi forholdene i felt. Gardermoendeltaet og den overliggende sandurflaten ble avsatt under stadig fluktuerende elver og varierende vannføringer, hvilket medførte svært inhomogene avsetninger med komplekse geometrier.

Strømningsmodellen ble laget med stasjonære antagelser, til tross for at alle grunnvannssystemer er dynamiske. For å sørge for en mest mulig representativ forenkling, ble det forsøkt å velge input-parametere og ulike betingelser basert på de gjennomsnittlige forholdene i akviferen. Siden akviferen er selvmatende vil det være relativt store klima- og årtidsavhengige variasjoner i grunnvannsstanden, hvilket en stasjonær modell ikke vil ta høyde for. På den annen side ble modellen laget for å kunne forutse den fremtidige effekten av pumpe- og renseanlegget. Siden de fremtidige variasjoner i grunnvannssystemet er ukjente, vil kanskje en gjennomsnittlig forenkling av systemet være godt nok. Dette forutsetter at tolkninger av modellen gjøres i lys av at det foreligger et kompromiss mellom naturlig kompleksitet og numerisk forenkling.

#### 6.1.1 Grensebetingelser

Modelleringsområdet er avgrenset av no-flow-grenser i nord, sør og vest, mens området i øst er avgrenset av dreneringsgrensene i ravinene. I vest omfattes no-flow-grensen av grunnvannsskillets antatte plasseringer langs rullebanen, hvor skillet like nord for rullebanen bøyes av mot sørvest (se grunnvannskotekartet fra 2013 i figur 3.4). I nord og sør omfattes no-flow-grensen av den antatte øst-vestlige strømningsretningen til grunnvannet.

Ut ifra isopach-kartet (figur 5.1), er det minimale avvik mellom modellert og interpolert grunnvannsstand langs grunnvannsskillet som går parallelt med rullebanen, noe som kan tyde på en fornuftig plassering av no-flow-grensen i dette området. For øvrig øker forskjellene langs grunnvannsskillet nord for rullebanen. På grunn av manglende brønner, kan det i dette området antas en stor usikkerhet rundt grunnvannsskillets plassering. På den annen side er grensen i dette området plassert ca. 1 km nord for BØF.

På grunn av den relativt store distansen, kan det antas at grensen i dette området ikke nevneverdig påvirker strømmingen på BØF.

Ved å sammenlikne grunnvannskotekartet som er basert på målinger fra november 2019 (figur 5.2) med den regionale modellen, ser det ut til at no-flow grensene er delvis lik og delvis ulik fra grensene i modellen. Grunnvannsskillet i kotekartet går fortsatt parallelt med rullebanen, men har forflyttet seg ca. 250 meter vestover. I tillegg går skillet i østvest-gående retning like nord for rullebanen, i stedet for mot nordvest som det gjør i modellen. Ut ifra grunnvannskotekartet fra 2013, som ble brukt som utgangspunkt til å plassere grensene i modellen (figur 3.4), ser det ut til at interpoleringen er basert på flere målinger på begge sider av grunnvannsskillet enn kartet fra november 2019. Det eldre kartet kan derfor antas å gjengi beliggenheten til skillet mer presist. For øvrig er grunnvannsstrømmingen i østvestgående retning lengst nord i det nyere kartet i overensstemmelse med modellen. Det nye grunnvannskotekartet har ikke stor nok utstrekning i sør til at den nordvest-sørøst gående no-flow grensen sør i modellen kan sammenlignes med dagens forhold.

På grunn av årstider og klimavariasjoner, kan naturlige endringer av grunnvannsskillet plassering forekomme. Det eldre grunnvannskotekartet ble basert på målinger fra juni/juli, mens det nyere kartet ble basert på målinger fra november. På grunn av varierende infiltrasjonshastigheter gjennom umettet sone, antas det at responstiden etter vannpåføring i form av nedbør og- eller snøsmelting vil variere mellom ulike områder, som igjen vil påvirke beliggenheten til skillet. De varierende infiltrasjonshastighetene kan skyldes ulik mektighet på umettet sone eller varierende hydraulisk konduktivitet på massene i den umettede sonen.

Pumpingen kan ha medført at grunnvannsskillet har forflyttet seg vestover. I perioden november 2019 var kun én av infiltrasjonsbrønnene oppstrøms BØF aktive, slik at infiltreringen antas å ikke ha motvirket belastningen pumpingen påfører grunnvannsbalansen lenger oppstrøms BØF mot grunnvannsskillet.

Det kan antas en usikkerhet rundt den eksakte plasseringen av grunnvannsskillet. Interpoleringen i grunnvannskotekartene er basert på den mest statistisk sannsynlige plasseringen av grunnvannskotene, hvilket ikke er en eksakt metode. I tillegg er den hydrauliske gradienten for området svært lav. På BØF ble gradienten målt til 0.007 (figur 5.3), hvilket kan omregnes til en  $0.4^\circ$  helning. Ved lavere gradienter antas det å være vanskeligere å lokalisere det eksakte området der helningen endrer retning. Det kan være rimelig å anta en mer gradvis overgang. For øvrig antas det at de små endringene på plasseringen av de hydrauliske grensene ikke nevneverdig påvirker strømmingen på BØF og området rundt, da modelleringsområdet dekker et relativt stort område på 5.7 km<sup>2</sup> og BØF er plassert relativt langt unna grensene.

Grensebetingelsen infiltrert nedbør ble økt fra den opprinnelige verdien på 410 mm/år i den regionale modellen og det forfinede subgitteret til den best kalibrerte verdien på henholdsvis 445 og 485 mm/år.

Både verdiene for infiltrert nedbør i den regionale modellen og i subgitteret kan være representativ for de faktisk forhold. På overvåkningsstasjonen «Ukkestad» vest for Oslo Lufthavn, registreres det daglig målinger av nedbør. Ut ifra målingene de ti siste årene (2010-2019), kan den årlige gjennomsnittlige nedbøren beregnes til 960 mm/år. Dette er en økning fra 794 mm/år som Jørgensen og Østmo (1990) fant i perioden 1965-1974 (se delkapittel 2.5.2). Ifølge den hydrologiske vannbalansmodellen til Jørgensen og

Østmo, vil halvparten av den årlige nedbøren forsvinne til evapotranspirasjon. Med de nyere nedbørsdataene, tilsvarer dette en årlig infiltrasjon på 480 mm, noe som er i overensstemmelse med den kalibrerte verdien i subgitteret. Verdien i den regionale modellen er for øvrig 35 mm lavere, men kan fortsatt være representativ da et mildere klima de siste årene kan ha medført at en større andel av nedbøren forsvinner til evapotranspirasjon. På grunn av upresise målemetoder, antas det for øvrig en stor usikkerhet rundt andelen av nedbøren som forsvinner til evapotranspirasjon, som igjen gjør det vanskelig å bestemme andelen av nedbøren som infiltreres.

Det er rimelig å anta at verdien for infiltrert nedbør måtte økes da grunnvannsstandsmålingene som ble brukt til kalibreringen ble hentet fra november. Som det framkommer fra figur 2.19, er overgangen november-desember den perioden i året da grunnvannsstanden på BØF er høyest. Opprinnelig ble modellen kalibrert med målinger fra mars 2012 (Norconsult, 2012a), hvilket er en periode der den naturlige grunnvannsstanden på BØF er noe lavere.

Det antas homogen infiltrasjon av nedbør over hele modelleringsområdet, noe som ikke er realistisk da en betydelig andel av arealene på Oslo Lufthavn er dekket av tette flater. Det kan antas en lokal forsinking av grunnvannspeilet under de tette flatene som medfører avvikende hydrauliske gradienter for området. De tette flatene utgjør som nevnt tidligere ikke en større andel av modelleringsområdet da modellen er lokalisert i den vestlige ytterkanten av Oslo Lufthavn.

### 6.1.2 Sammenlikning av simulerte og interpolerte ekvipotensiallinjer

De simulerte ekvipotensiallinjene i subgitteret på BØF og området rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene (figur 5.6), stemmer noenlunde overens med de interpolerte ekvipotensiallinjene i grunnvannskotekartet for samme område (figur 5.3). I både kartet og i modellen varierer ekvipotensiallinjene med 201 moh. i nordøst og 198 moh. lenger sørvestover. På tvers over BØF er det i begge figurene plassert to ekvipotensiallinjer på 199 og 200 moh. i nordvest-sørøstgående retning. For øvrig er det visse ulikheter mellom modellen og kartet ved at de interpolerte ekvipotensiallinjene for 200 og 201 moh. er henholdsvis plassert lenger østover og vestover i grunnvannskotekartet. I tillegg er det i grunnvannskotekartet mer oppstuvning rundt infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF. Forskjellene mellom kartet og modellen antas av å komme av at modellen ikke klarer å gjenskape stor nok senkning rundt pumpebrønnene og høy nok oppstuvning rundt infiltrasjonsbrønnene.

### 6.1.3 Sammenlikning av regional modell og subgitter

Simuleringen av grunnvannsstrømningen i den regionale modellen ble gjort med cellestørrelser på ca. 14×9 meter på BØF, mens cellestørrelsene i subgitteret i samme område er 2×2 meter.

De simulerte gradientene rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er nevneverdig større i subgitteret (figur 5.10) enn i den regionale modellen (figur 5.5). Den høyeste simulerte senkningen i subgitteret og i den regionale modellen er henholdsvis 75 og 35 cm. De store forskjellene skyldes trolig at pumpebrønnene i subgitteret og den regionale modellen drenerer vann fra cellestørrelser på henholdsvis ca. 4 m<sup>2</sup> og 126 m<sup>2</sup>. Ut ifra partikkelsporingen i den regionale modellen (figur 5.4), er det en viss andel av partiklene som renner forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Til sammenlikning er det ingen av de samme sporede partiklene som renner forbi subgitteret (figur 5.8). Det kan konkluderes med at senkningen rundt pumpebrønnene har en stor betydning for hvorvidt

vannpartiklene strømmer mot pumpebrønnene fremfor forbi pumpebrønnene. I tillegg ser det ut til at en høyere oppstuvning rundt infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF i subgitteret er egnet til å sende tilbake enkelte vannpartikler lenger oppstrøms (figur 5.9). På den måten virker oppstuvningen til å lykkes i å hindre videre spredning av eventuelle partikler som strømmer forbi pumpebrønnene fra BØF.

Som det fremkommer av partikkelsporingen i den regionale modellen (figur 5.4) og til de samme sporede vannpartiklene i subgitteret (figur 5.8), er hastigheten i de to ulike modellene svært forskjellig. Ved å spore en bestemt vannpartikkel sentralt på BØF i den regionale modellen, ble hastigheten bestemt til 164 m/år. I subgitteret ble en bestemt partikkel på BØF bestemt til å strømme 65 m/år. Dette kan anses som svært store forskjeller. På grunn av økte gradienter rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene i subgitteret, ble det forventet at hastigheten ville økes fremfor å reduseres ved en finere oppløsning. En mulig feilkilde kan være at subgitteret dekker et svært lite område (0.75 km<sup>2</sup>) og at BØF ikke ligger langt unna den konstante-trykkhøyde grensebetingelsen som avgrenser modelleringsområdet. Som det fremkommer ut ifra partikkelsporingen i figur 6.3, er strømningshastigheten tilnærmet null mot ytterkanten av subgitteret mot sør. Om en modell er for liten, antas den i større grad å påvirkes av grensebetingelsene enn det som forekommer naturlig.

Den økte infiltrerte nedbøren i subgitteret i forhold til den regionale modellen, antas å ikke påvirke strømningshastigheten. Siden infiltreringen i modellen er homogen, vil ikke en endret mengde infiltrert nedbør ikke påvirker gradientene for området.

Hastighetene ble funnet ved å benytte seg av x og y koordinater til en partikkel før - og etter ett år med rettlinjert strømming. Dessverre var det ikke mulig å bestemme den vertikale høyden til partikkelen slik at differansen i strømningslengden i vertikalplanet ikke ble tatt høyde for. De faktiske strømningslengdene til de ulike partiklene kan ha vært lengre enn det som ble målt. På den annen side virker ikke den hydrauliske gradienten på BØF å være særlig høy ut ifra tettheten på de simulerte ekvipotensiallinjene i subgitteret (figur 5.6), slik at dette kan anses som en liten feilkilde.

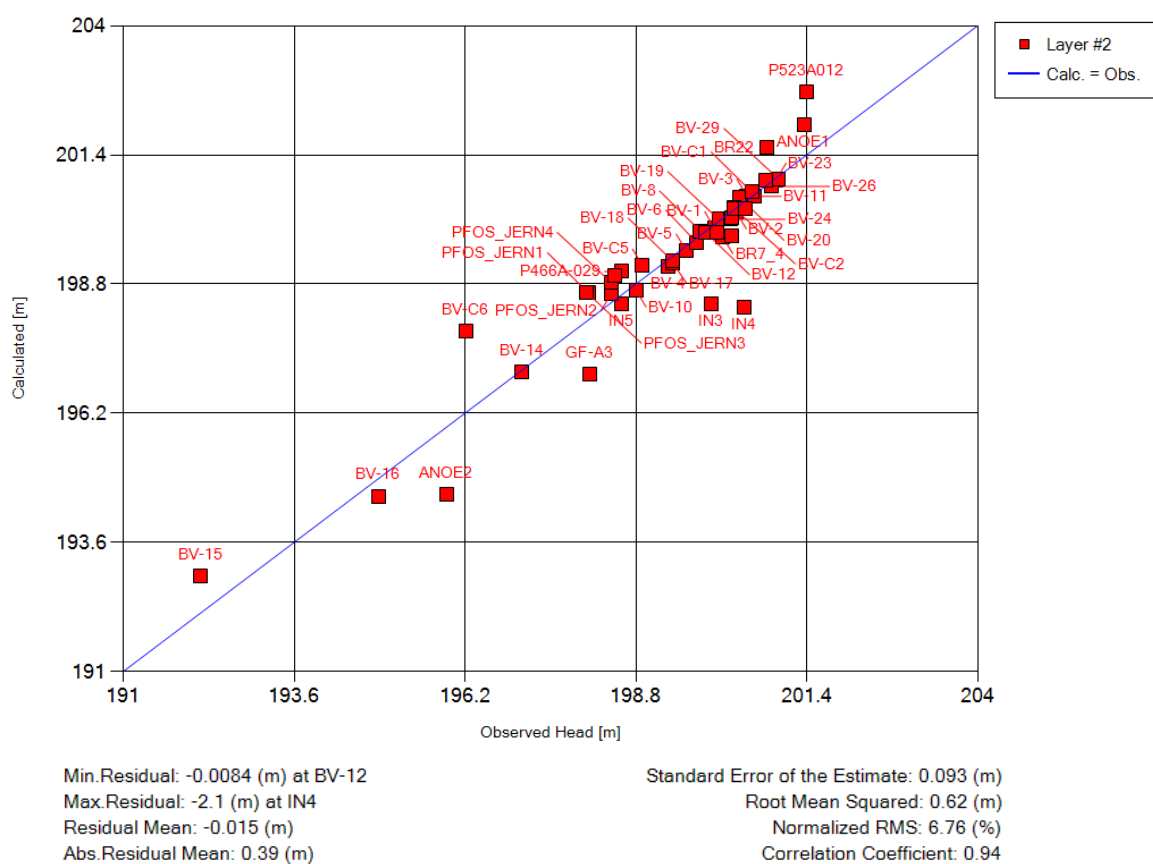
#### 6.1.4 Kalibrering

I dette underkapittelet blir kalibreringen både i den regionale modellen og i det høyoppløselige subgitteret vurdert.

##### I. Regional modell

Grafen i figur 6.1 sammenlikner observerte og modellerte grunnvannsstands nivåer i den regionale modellen. Strømningssimuleringen ble gjort ved stasjonære betingelser over en periode på 60 år. Kalibreringsgrafene er basert på den beste tilpassede verdien for infiltrert nedbør på 445 mm/år. Som det fremkommer fra grafen, er den normaliserte RMS-verdien for samtlige brønner kalkulert til 6.8 %. Ved å ekskludere de aktive pumpe- og infiltrasjonsbrønnene fra grafen, er det beregnet en ny normalisert RMS-verdi for observasjonsbrønnene på 4.9 %, hvilket kan anses som en akseptabel verdi. De dårligst kalibrerte observasjonsbrønnene er ANOE2, P523A012 og GF-A3 med henholdsvis -1.4, 1.26 og -1.1 meter differanse mellom kalkulert og observert grunnvannsstand.

ANOE2 og GF-A3 er de to mest sørvestliggende brønnene i modelleringsområdet og har en lavere kalkulert enn observert grunnvannsstand, mens P523A012 er den mest nordlige brønnen i området og har en høyere kalkulert enn observert verdi (se plasseringen av brønnene i figur 4.1). Dette tyder på at modellen ikke er godt nok kalibrert i det nordvestlige og sørvestlige hjørnet, hvilket stemmer overens med isopach-kartet (figur 5.1). For øvrig ble den nordliggende observasjonsbrønnen P523A012 fra feltnotatene beskrevet som et åpent, smalt jernrør uten lokk plassert i en skog. Det kan antas at filteret over tid har blitt tettet igjen og at målingene i brønnen er upresise.

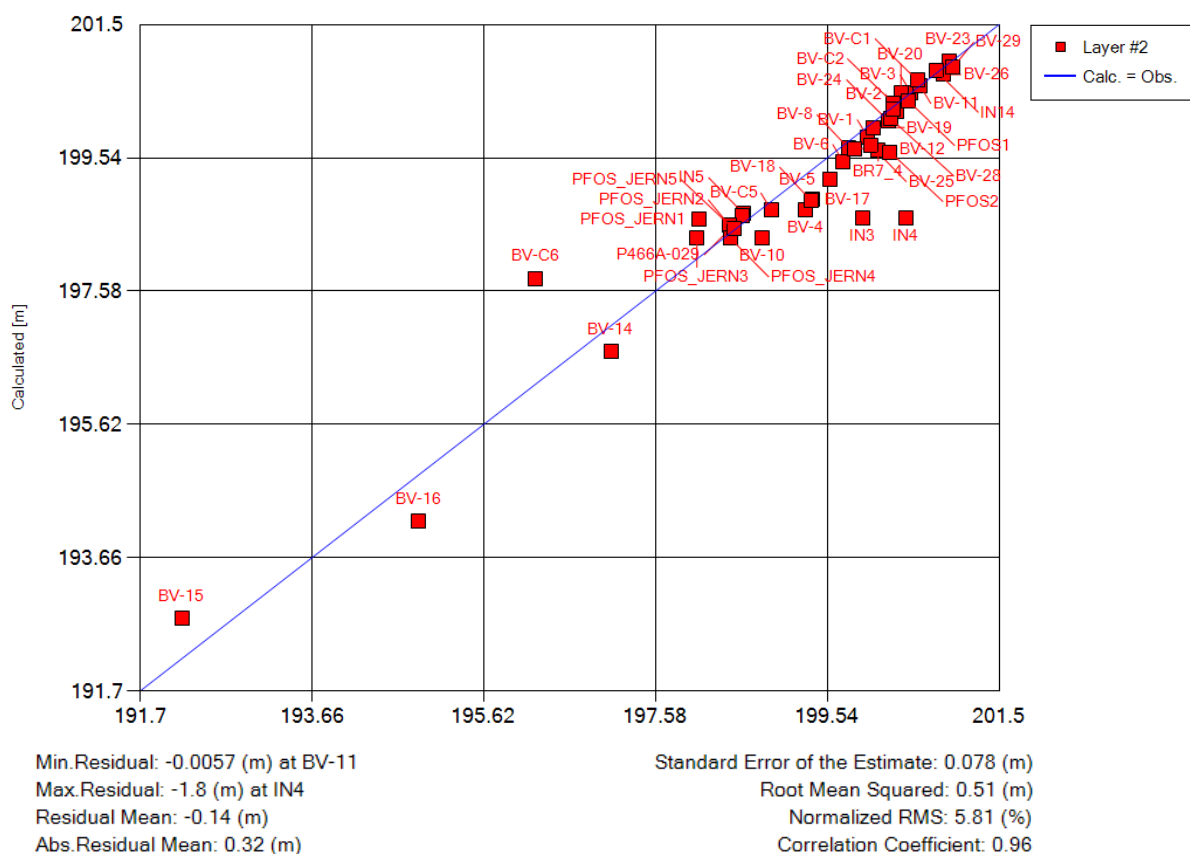


Figur 6.1 Kalibreringsgraf for observert og kalkulerte verdier for grunnvannsstand i den regionale modellen ved stasjonær simulering over en periode på 60 år. Observert grunnvannsstands nivåer er plottet langs x-aksen, mens kalkulerte nivåer er plottet langs y-aksen. Normalisert RMS for samtlige brønner er beregnet til 6.76 %.



## II. Horisontalt forfinet subgitter

Grafen i figur 6.2 sammenlikner observerte og modellerte grunnvannsstands nivåer i det forfinede subgitteret. Strømningssimuleringen ble gjort ved stasjonære betingelser over en periode på 60 år. Kalibreringsgrafene er basert på den beste tilpassede verdien for infiltrert nedbør på 485 mm/år. Som det fremkommer fra grafen, er den normaliserte RMS-verdien for samtlige brønner kalkulert til 5.8 %. For kun observasjonsbrønnene er det beregnet en normalisert RMS-verdi på 3.3 % (tabell 6.1), hvilket gjør grunnvanns nivåene i observasjonsbrønnene i dette området svært godt kalibrerte.



Figur 6.2: Kalibreringsgraf for observerte og kalkulte verdier for grunnvannsstand i det forfinede subgitteret ved stasjonær simulering over en periode på 60 år. Observerte grunnvannsstands nivåer er plottet langs x-aksen, mens kalkulte nivåer er plottet langs y-aksen. Normalisert RMS for samtlige brønner er beregnet til 5.81 %.

Ved å kun se på brønnene som er lokalisert i subgitteret i begge modellene, kan kalibreringen i de to modellene sammenliknes. Dette utelukker observasjonsbrønnene ANOE1, ANOE2, BR22, GF-A3 og P523A012 fra den regionale modellen da brønnene ligger utenfor subgitterets område. Tabell 6.1 viser normaliserte RMS-verdier for tre ulike typer brønnutvalg. Dette gjelder for samtlige av brønnene, kun pumpe- og infiltrasjonsbrønnene samt kun observasjonsbrønnene. De inaktive pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er regnet som observasjonsbrønner. Som det fremkommer av tabellen, ble det for subgitteret beregnet en lavere normaliserte RMS-verdi for samtlige av brønnene og for kun pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. For den regionale modellen ble det beregnet en lavere normalisert RMS-verdi for kun observasjonsbrønnene.

Både i den regionale modellen og i det forfinede rutenettet er pumpe- og infiltrasjonsbrønnene dårligst kalibrert. Som det fremkommer av tabell 6.1, er de beregnede normaliserte RMS-verdiene for den regionale modellen og subgitteret for de aktive pumpe- og infiltrasjonsbrønnene henholdsvis 23.5 og 20.4 %. Grunnen til at den normaliserte RMS-verdien er noe lavere i subgitteret skyldes trolig at den høyere oppløsningen er mer egnet til å gjenskape gradienter rundt de aktive brønnene.

Tabell 6.2 viser differansen mellom kalkulerte og observerte verdier for pumpe- og infiltrasjonsbrønnene i det forfinede subgitteret. I infiltrasjonsbrønnene er den kalkulerte grunnvannsstanden som regel lavere enn den observerte. Eksempelvis i IN4, er den kalkulerte grunnvannsstanden 1.8 meter lavere enn den observerte verdien. I pumpebrønnene er den kalkulerte grunnvannsstanden som regel høyere enn den observerte verdien. Eksempelvis i BV-C6, er den kalkulerte verdien 1.6 meter høyere enn den observerte verdien. Dette tyder på at den numeriske modellen ikke klarer å gjenskape lav nok senkning rundt pumpebrønnene og høy nok oppstuvningen rundt infiltrasjonsbrønnene. For øvrig gjelder dette de brønnene med større avvikene verdier. At verdien for den observerte senkningen er større enn den kalkulerte senkningen rundt enkelte av pumpebrønnene, skyldes trolig trykktap som følge av turbulent strømning (se delkapittel 2.1.7). I tillegg pumpe det fra et areal på ca. 4 m<sup>2</sup> i modellen, fremfor det faktiske arealet på ca. 0.05 m<sup>2</sup> i en pumpebrønn i felt.

Pumpebrønn PFOS\_JERN2 og PFOS\_JERN4 og PFOS\_JERN5 relativt godt kalibrert i subgitteret med differanser på henholdsvis 13, 7 og 2 cm. Den best kalibrerte infiltrasjonsbrønnen er IN5 med en differanse på 13 cm. Pumpebrønnene virker å være jevnt over bedre kalibrert enn infiltrasjonsbrønnene. For øvrig er det på grunn av manglende kalibreringsdata for infiltrasjonsbrønnene et begrenset sammenligningsgrunnlag mellom disse to brønntypene.

Tabell 6.1: Oversikt over kalibrerte verdier i originalt gitter og i et forfinede subgitter ved tre ulike typer brønnutvalg

Gitter	Normalisert RMS-verdi [%]		
	Alle brønner	Pumpe-/infiltrasjonsbrønner	Observasjonsbrønner
Original	6.23	23.50	2.45
Subgitter	5.81	20.36	3.30

Tabell 6.2: Differansen mellom kalkulert og observert grunnvannsstand i de ulike pumpe- og infiltrasjonsbrønnene i subgitteret. PFOS1 og IN14 er inaktive. Pumpe- og infiltrasjonsratene som er oppgitt i den numeriske modellen er også inkludert

	Brønnavn	Q [l/s]	Kalkulert - observert [m]
Pumpebrønn	PFOS_JERN1	-0.49	0.57
	PFOS_JERN2	-0.27	0.13
	PFOS_JERN3	-0.69	0.31
	PFOS_JERN4	-0.68	-0.07
	PFOS_JERN5	-0.49	0.02
	PFOS1*	0.00	-0.10
	PFOS2	-0.54	-0.63
	BV-C5	-0.45	-0.13
	BV-C6	-0.54	1.55
Infiltrasjonsbrønn	IN3	0.69	-1.30
	IN4	0.81	-1.79
	IN5	0.46	0.13
	IN14*	0.00	0.04

### 6.1.5 Verifisering

Flere ulike sett av feltdata fra BØF kan benyttes for å verifisere modellen. Dette gjelder observerte verdier for senkning i pumpebrønnene, verdier for hydraulisk konduktivitet avledet fra pumpetester eller sikteanalyser, samt strømningshastigheter funnet ved sporforsøk.

#### I. Observert senkning

Tabell 6.3 viser en sammenstilling av de observerte og modellerte verdiene for senkning i 5 av de 8 aktive pumpebrønnene. De observerte verdiene er basert på målinger fra januar-februar 2017 (se delkapittel 5.3.4). Brønnene PFOS1 og PFOS2(1) er ikke inkludert i sammenlikningen da brønnene ikke var aktive i november 2019. Som det fremkommer av tabellen, er den observerte senkningen som regel høyere enn den modellerte. Unntaket er PFOS\_JERN5, men denne brønnen har også en noe høyere pumperate i modellen enn i den perioden da senkningen ble observert. Senkningene i PFOS\_JERN4 kan være noe sammenlignbare da både senkningen og pumperaten var litt høyere da senkningen ble observert. For et bedre sammenlikningsgrunnlag, burde modellen blitt kjørt med de samme pumperatene som under den manuelle målerunden. Dette ble ikke gjort da forskjellene i observert og modellert senkning virker å være mer sprikende enn pumperatene. Det kan konkluderes med at senkningen i dette tilfellet ikke kan benyttes til verifisering.

Den observerte senkningen fra pumpetestene utført av Norconsult (2014b) ble ikke benyttet til verifisering. Verdiene antas å ikke være representative da testene ble

utført separat i de ulike brønnene slik at interferensen fra senkningen og oppstuvningen til nærliggende pumpe- og infiltrasjonsbrønner ikke blir tatt høyde for (se delkapittel 2.6.10 og tabell 2.2 for observerte verdier for senkning).

Tabell 6.3: Oversikt over observert og modellert senkning hentet fra tabell 5.1 og tabell 5.4. Observasjonene er basert på målinger fra januar-februar 2017. Den modellerte senkningen er basert på simuleringer i subgitteret

Pumpebrønn	Observert		Modellert	
	Pumpe­rate [l/s]	Senkning	Senkning	Pumpe­rate [l/s]
JERN1	0.49	-0.99	-0.01	0.49
JERN2	0.38	-1.79	-0.08	0.27
JERN3	0.67	-0.68	-0.47	0.69
JERN4	0.86	-0.89	-0.75	0.68
JERN5	0.38	-0.52	-0.75	0.49

## II. Hydraulisk konduktivitet

Verdier for den hydrauliske konduktiviteten i massene på BØF har blitt undersøkt både ved sikteanalyser og pumpe­tester. K-verdiene fra sikte­analysene varierer en del, noe som tyder på inhomogene forhold (Tabell 6.4). Ifølge Klonowski et al. (2005) øker K-verdiene de første meterne nedover i jordprofilen og når en maksimal verdi ved 4 meters dyp, hvorpå verdien minker nedover i dypet. Pumpe­testene som ble utført i pumpe­brønn PFOS\_JERN2, PFOS\_JERN5 og PFOS2(1), ga mindre varierende K-verdier på rundt  $10^{-3}$  m/s, hvilket er typisk for jordarter i overgangen mellom sand og grus (Brattli, 2009). Det ble også beregnet K-verdier fra infiltrasjonstester ved hjelp av Hvorslev-Coopers metode (Norconsult, 2014b). Disse verdiene er trolig ukorrekte siden stasjonære forhold ikke ble oppnådd (Norconsult, 2014b), og er derfor utelatt fra tabellen. Se avsnitt 2.6.10 for nærmere beskrivelser av pumpe- og infiltrasjonstestene.

Tabell 6.4: Oversikt over K-verdier for BØF funnet ved sikteanalyser eller pumpe­tester

Metode	Kilde	K [m/s]
Sikte­analyse	Klonowski et al. (2005)	$10^{-3.9} - 10^{-1.9}$
Sikte­analyse	Norconsult (2012a)	$10^{-5.2} - 10^{-3.8}$
Pumpe­test	Norconsult (2014)	$10^{-3.4} - 10^{-3.1}$

Den hydrauliske konduktivets­verdien ( $K_{x,y}$ ) i den numeriske modellen på BØF og området rundt er  $10^{-3.6}$  m/s. Dette gjelder i konduktivitetssone 1 og 14 i det øverste laget i modellen som er tildelt en henholdsvis hvit og rosa farge (se konduktivitetssonene på figur 3.9). Den oppgitte K-verdien i modellen er så vidt litt lavere enn de beregnede verdiene fra pumpe­testen og så vidt litt høyere enn verdiene fra sikte­analysen til Norconsult (2012a), men innenfor verdiene fra sikte­analysene til Klonowski et al. (2005). Siden avvikene mellom K-verdien benyttet i modellen er svært små fra verdiene funnet i felt, kan modellen anses som verifisert. For øvrig er hver av konduktivitetssonene i modellen er forenklet med homogene antagelser, mens i virkeligheten er K-verdiene for

området svært inhomogene på grunn av en kompleks sammensetning av løsmasser. Det kan være rimelig å anta at verdien i modellen i beste fall representerer de gjennomsnittlige verdiene for området.

### III. Strømningshastigheter fra sporforsøk

Data fra et sporforsøk ble brukt til å verifisere modellen. Strømningshastighetene på BØF i subgitteret og i den regionale modellen ble bestemt til å være henholdsvis 65 og 164 m/år. Ifølge sporforsøk av Klonowski et al. (2005, s.1054), strømmer grunnvannet på BØF med hastigheter mellom 92 og 146 m/år. Med dette er strømningshastigheten i subgitteret altfor lav mens hastigheten i den regionale modellen er litt for høy. Siden sporforsøket ble utført før pumpe og renseanlegget ble etablert, er det rimelig å anta at hastigheten i ettertid har økt på grunn av pumpingen og infiltreringen i området. Dette tyder på at den regionale modellen kan anses som verifisert. Strømningshastigheten i subgitteret er for øvrig for lav til å bli verifisert.

Den effektive porøsiteten ( $n_{eff}$ ) antas å ha stor betydning for den advektive hastigheten til grunnvannet. Ifølge likning 2.4, øker hastigheten med avtagende  $n_{eff}$ -verdier. I modellen ble den samme  $n_{eff}$ -verdien brukt på hele modelleringsområdet. Det kan antas en stor usikkerhet rundt verdien benyttet i modellen på grunn av lite undersøkelser i felt/laboratorium i tillegg til at parameteren vanskelig lar seg kalibrere. Det kan derfor antas en stor usikkerhet rundt de simulerte hastighetene i begge modellene.

#### 6.1.6 Oppsumert vurdering av begge modellene

Subgitteret og den regionale modellen har hver sine styrker og svakheter. Simuleringen i subgitteret har til en viss grad lyktes i å gjenskape senkningen rundt brønnene og påvist at den advektive transporten påvirkes av gradientene rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Ut ifra de normaliserte RMS-verdiene, har modellen i stor grad klart å gjenskape grunnvannsstands nivåene i felt. Verdiene for hydraulisk konduktivitet antas å ha mye å si for grunnvannsspeilets beliggenhet. Siden K-verdiene er kalibrerte med en stor mengde grunnvannsstandsmålinger og verifiserte øvrige felldata, antas beliggenheten til grunnvannsspeilet i begge modellene å være mye mer troverdig enn strømningshastighetene. På grunn av den høyere oppløsningen i subgitteret, kan det konkluderes med at subgitteret er mer egnet til å gjengi ekvipotensiallinjene på BØF enn den regionale modellen. På den annen side er trolig strømningshastighetene i den regionale modellen mer representative. Grensebetingelsen «konstant trykkehøyde» i subgitteret som er plassert relativt nære BØF, har muligens påvirket strømningshastighetene i området negativt.

#### 6.1.7 Simulering av reaktiv PFOS-transport

Ut ifra simuleringen av PFOS-transport i den regionale modellen, vil konsentrasjonen forbi pumpebrønnene aldri bli større enn 100 ng/l. Dette er i overensstemmelse med resultatet fra partikkel-springen i den regionale modellen der kun en liten andel av vannpartiklene renner forbi pumpebrønnene (figur 5.4). Siden verdiene for senkning og oppstuvning rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er en god del mindre enn de observerte, i tillegg til at gradientene rundt brønnene antas å ha stor betydning for hvorvidt PFOS-holdig grunnvann fra BØF renner forbi, kan det tyde på at pumpe- og renseanlegget er enda mer effektivt for å hindre PFOS-spredning enn det som er modellert.

Ifølge resultatene fra massetransportsimuleringen, vil det med pumpe- og infiltrasjonsratene fra november 2019, ta 20 år for PFOS-konsentrasjonene i grunnvannet på BØF er lavere enn den tidligere stedsspesifikke grenseverdien på 500 ng/l. Simuleringen ble gjort med initielle PFOS-konsentrasjoner på 30 000 og 60 000 ng/ og med antagelsen om at det ikke forekommer ny PFOS-tilførsel fra umettet sone. Norconsult (2012a) fant derimot en rensetid på 10 år med de foreslåtte pumpe- og renseratene før PFOS-konsentrasjonene er lavere enn samme grenseverdi. Denne simuleringen ble basert på 3 initielle PFOS-soner på henholdsvis 7000, 50 000 og 65 000 ng/l som ifølge Norconsult skulle representere de gjennomsnittlige konsentrasjonene i grunnvannet på BØF.

Siden massetransportsimuleringen gjøres med utgangspunkt i grunnvannsstrømningsmodellen, avhenger rensediden både av den advektive strømningshastigheten, samt retardasjonen ( $R$ ) av PFOS. Den advektive hastigheten avhenger av verdiene for  $n_{eff}$ , den hydrauliske gradienten og den hydrauliske konduktiviteten. Retardasjonskoeffisienten avhenger av verdiene for fordelingskoeffisienten ( $K_d$ ), bulk tettheten på jordarten ( $\rho_b$ ) og  $n_{eff}$ . I tillegg vil størrelsen på de initielle PFOS-konsentrasjonene påvirke tiden det tar før grunnvannet er under den stedsspesifikke grenseverdien på 300 ng/l. Alle disse parameterne er det stor usikkerhet rundt. Norconsult (2012a) brukte en  $R$ -verdi på 3, mens de benyttede verdiene for  $K_d$ ,  $n_{eff}$  og  $\rho_b$  ikke ble nevnt i rapporten. Simuleringen i denne avhandlingen ble basert på verdier for  $K_d$ ,  $n_{eff}$  og bulk tetthet ( $\rho_b$ ) på henholdsvis  $4.4 \times 10^{-3}$  ( $m^3/kg$ ), 0.367 og 1680 ( $kg/m^3$ ). Ut ifra disse input-verdiene og likning 2.13, kan  $R$ -verdien beregnes til 20, hvilket er en stor forskjell fra Norconsult sin verdi på 3. Siden det er stor usikkerhet rundt samtlige overnevnte verdier, i tillegg til at de målte PFOS-konsentrasjonene ikke kan brukes som kalibreringsdata, kan det konkluderes med at modellen ikke er egnet til å si noe rensediden til grunnvannet på BØF.

I 2012 ble det påvist PFOS i Sogna og en tilhørende sidebekk som antas å skyldes spredning fra grunnvannet på BØF. Den rettlinjede avstanden fra BØF til sidebekken nærmest BØF kan måles til 480 meter. Med en hastighet på 146 meter/år (Kłonowski et al., 2005), vil grunnvannet bruke 3.3 år på å strømme til bekken. Dette stemmer overens med partikkelsporingen i den regionale modellen der strømningstiden er mellom 3 og 4 år i samme distanse ((figur 5.4)). Dersom det har vært PFOS-forurensning i grunnvannet på BØF siden 1990, må  $R$  ha vært høy nok til at det har vært transport til Sogna en gang i løpet av perioden 1990-2012. Med en  $R$ -verdi på 20, vil grunnvannet bruke 66 år på å strømme til bekken. Da må det i tillegg bli tatt høyde for at  $R$ -verdien trolig øker mot ravinene da PFOS lettere sorberes i de mer finkornede massene. Det er derfor rimelig å anta at  $K_d$ -verdien benyttet i simuleringen er for høy. Denne påstanden underbygges av undersøkelser fra Brusseau et al. (2019), som fant en retardasjonsverdi på 1.8 for PFOS i vannmettet sand.

Størrelsen på dispersjonsparametrene avgjør hvor mye PFOS-plumen spres i de ulike retningene for grunnvannsstrømningen. Dersom den horisontal/langsgående forholdstallet er høy nok, kan PFOS-plumen fra BØF spres ut mot sidene i stedet for å fraktes i den advektive transportretningen, slik at det PFOS-holdige grunnvannet ikke blir pumpet opp eller hindret av pumperekka. Skrålagene i Gardermoendeltaet kan påvirke dispersjonsparametrene. Distalt på Gardermoendeltaet faller skrålagene mellom 10 og 20° i utbyggingsretningen til deltaet (Dagestad, 1998). På grunn av avsetninger fra fluktuerende elver, er det for øvrig rundt 45° avvik i fallretningen. Grunnvannet på BØF faller ca. 0.4° omtrent i utbyggelsesretningen til deltaet. Siden grunnvannet vanskeligere



strømmer på tvers gjennom skrålage, kan dette kan medføre en relativ stor spredningen på tvers av strømningsretningen i horisontal retning. I modellen er det brukt et horisontalt/langsgående forholdstall på 0.3. Det kan være rimelig å anta at dette forholdstallet er enda større, og at den den langsgående dispersjonskoeffisienten er enda lavere for området. For å teste ut dette, ble det kjørt en simulering som et verste-tilfelle-scenario med en oppgitt horisontal/langsgående dispersjonsverdi på 10. Som forventet, spredte plumen i simuleringen seg mye utover på tvers av strømningsretningen, men konsentrasjonene forbi pumpebrønnene ble fortsatt ikke høyere enn 100 ng/l. Simuleringen ble for øvrig basert på initielle PFOS-soner som er plassert forholdsvis sentralt på BØF. Dersom det er mye forurensning i skogholtet nord for BØF, kan dispersjonen for området utgjøre en risiko for spredning forbi pumpebrønnene.

Det kan antas en stor usikkert rundt verdien for den vertikale/langsgående dispersjonskoeffisienten. Ifølge Norconsult (2012a), tok det i det i modellen 30 år før PFOS-konsentrasjonene i lag 2 er under den tidligere stedsspesifikke akseptgrensen på 500 ng/l. Siden de initielle konsentrasjonene ble lagt inn i lag 1, skyldes dette vertikal spredning. For øvrig antas det at PFOS stort sett befinner seg i øvre sone av grunnvannet, hvilket kan tyde på at vertikal dispersjon ikke utgjør en betydelig risiko for spredning under filterbunnen forbi pumpebrønnene. Siden grunnvannet strømmer lettere og PFOS sorberes mindre i de de øvre mer grovkornede massene, kan lite vertikal spredning medføre at grunnvannet enklere lar seg renses.

## 6.2 Pumpe- og infiltrasjonskapasitet

Den modellerte senkningen rundt pumpebrønnene beskrevet i delkapittel 6.1, er basert på antagelsen om at all trykktap skyldes laminær strømning i akviferen. Som beskrevet i underkapittel 2.1.7, vil det nesten alltid forekomme turbulent strømning i nærheten av en pumpebrønn (Houben, 2015). For å vurdere den faktiske senkningen og oppstuvningen rundt pumpe- og infiltrasjonsbrønnene, samt den kapasiteten brønnene og formasjonene rundt har til å gi eller motta vann, ble det benyttet andre metoder enn modellering. I denne masterbesvarelsen er det sett på plottede verdier av grunnvannstand, pumperater i pumpebrønnene, samt mediandyp og observert senkning. Det er også foretatt en vurdering om hvorvidt kapasiteten til de ulike pumpebrønnene har en sammenheng med lengden og plasseringen av filteret under bakkenivå.

### 6.2.1 Pumpebrønner

Plottene over grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater til pumpebrønnene PFOS\_JERN2 (figur 5.15), PFOS\_JERN1 (vedlegg E1), PFOS2(1) (vedlegg E5) og BV-C6 (vedlegg E8) viser store variasjoner over tid, både i grunnvannsstand pumperater. Grunnvannsstanden i disse brønnene har variert med henholdsvis 2.7, 3.1, 2.0 og 4.4 meter (tabell 5.2). I tillegg er mediandypene på disse brønnene plassert relativt langt nede på filteret. Spesielt BV-C6 skiller seg ut med et mediandyp på 7 meter med en filterbunn som befinner seg på 8.5 meters dyp. Den svært store senkningen i brønnen kan også være årsaken til at denne brønnen har det største avviket mellom observert og modellert grunnvannsstand (tabell 6.2). Som det fremkommer av plottet over den spesifikke senkningen til PFOS\_JERN2 (figur 5.17a), har den spesifikke senkningen i brønnen vært økende selv om pumperaten jevnt over har avtatt (se pumperaten til brønnen i figur 5.15). Dette tyder på at pumpekapasiteten til brønnen har blitt dårligere over tid. I PFOS\_JERN2, ble det i 2017 observert en relativt høy senkning på 1.8 meter ved en pumperate på 0.38 l/s (tabell 5.4). Dette gjelder også for PFOS\_JERN1, der det ble observert en relativt høy senkning på 1 meter ved en pumperate på 0.49 l/s.

Som det fremkommer av grafene for grunnvannstandsvariasjonene, er det i pumpebrønn PFOS\_JERN1, PFOS\_JERN2 og BV-C6, høye vertikale streker i grunnvannsstandsvariasjonene som inntreffer samtidig med korte pumpeopphold. Høyden på strekene er som regel over 1 meter, noe som kan indikere senkningen i disse brønnene. De ujevne vannivåene kan skyldes at vannivået senkes under pumpen som trolig er plassert inni brønnfilteret. Da vil vannet måtte bruke en viss tid på å strømme mot filteret og fylle opp brønnen til et høyere nivå enn pumpa. I mellomtiden vil det pumpes opp luft, slik at pumpen mest sannsynlig blir overopphetet da den ikke er omsluttet av avkjølede vann. Når brønnen er fylt opp med nok vann, vil det pumpes opp vann igjen. Den gjentakende avkjølingen og oppvarmingen vil medføre at pumpen raskere slites ut. For øvrig utgjør trolig ikke disse pumpeoppholdene en fare for PFOS-spredning da den store senkningen under pumpa gjør at vannet strømmer mot brønnen og ikke forbi brønnen.

Plottene over grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater til pumpebrønnene PFOS\_JERN3 (figur 5.16), PFOS\_JERN4 (vedlegg E2), PFOS1 (vedlegg E4), PFOS2(2) (vedlegg E6) og BV-C5 (vedlegg E7) viser små variasjoner over tid, både i grunnvannsstand pumperater. Mediandypene i disse brønnene er i tillegg plassert relativt høyt oppe på filteret (figur 5.14). Trendlinjen for 31 grunnvannsmålingers glidende gjennomsnitt følger til en viss grad de naturlige grunnvannstandsvariasjonene i Hauer seter. For øvrig er det en viss forskjell da grunnvannsnivået på Hauer seter ligger ved 17 til 21 meters dyp, og det naturlige grunnvannsnivået på BØF ligger ved 2 til 4 meters dyp. Den observerte senkningen i den tidligere aktive pumpebrønnen PFOS1 var 0.4 meter ved en pumpe rate på 0.67 l/s, og er med dette den brønnen med minst senkning i forhold til størrelsen på pumpe raten (tabell 5.4). Pumpebrønn PFOS\_JERN3 og PFOS\_JERN4 hadde også moderat senkning i forhold til pumpe raten. Ut ifra den spesifikke senkningen i pumpebrønn PFOS\_JERN3 (figur 5.17b), er det lite som tyder på at brønnen har blitt mindre effektiv over tid.

Det kan muligens være en sammenheng mellom kapasiteten til en de ulike pumpebrønnene og lengden, samt plasseringen av de ulike brønnfiltrene. For et bedre sammenligningsgrunnlag er filterlengdene, samt en vurdering av kapasiteten til de ulike pumpebrønnene sammenstilt i tabell 6.5. Vurderingene er basert på den observerte senkningen, mediandyp og grafene over grunnvannstandsvariasjoner og pumpe raten. Den tidligere aktive pumpebrønnen PFOS2(1) og BV-C6 er de brønnene med de grunneste filtertoppene plassert ved rundt 2.5 meters dyp (figur 5.14). Begge disse brønnene er vurdert som dårlige. Tre av de fire brønnene med den korteste filterlengden på 3 meter, er vurdert som dårlige eller middels dårlige. Unntaket er PFOS1 som er vurdert til å være en av de bedre brønnene. Av de resterende seks brønnene med 5 eller 6 meter langt filter, er fire brønner vurdert som bra. BV-C6 er den dårligst vurderte brønnen, men har også en grunn filtertopp. Dersom det er ønskelig å oppnå mye senkning rundt brønnene, er det for øvrig mest fordelaktig med lengre filtre, da det større innstrømningsarealet reduserer innstrømningsraten.

Tabell 6.5: Vurdering av pumpebrønnene basert på observert senkning, mediandyp og grafer over grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater. Grønn, gul og rød farge betyr at brønnene er vurdert til å fungere henholdsvis bra, middels og dårlig. Filterlengdene er også inkludert

Pumpebrønn	Vurdering	Filterlengde [m]
PFOS_JERN1		5
PFOS_JERN2		3
PFOS_JERN3		5
PFOS_JERN4		5
PFOS_JERN5		3
PFOS1		3
PFOS2(1)		3
PFOS2(2)		6
BV-C5		6
BV-C6		6

Det er flere faktorer som kan ha medført lav – eller avtagende kapasitet til enkelte av pumpebrønnene på BØF. Om filteret er plassert for grunt, er det en større sannsynlighet for at senketrakten berører filteret slik at filteret eksponeres for luft. Om det pumpes opp luft i grunnvannet, kan det forekomme jernutfellinger som kan felles ut i slisseåpningene eller i formasjonen rundt brønnen. Et mindre innstrømningsareal gjennom filteret eller formasjonen i rundt vil medføre økte grunnvannshastigheter rundt brønnen. Ved økte hastigheter blir strømmingen som regel mer turbulent, noe som medfører ekstra trykktap rundt brønnen. Kortere filtre har større sannsynlighet for turbulent strømming på grunn av et mindre innstrømningsareal. Høyere hastigheter rundt brønnen kan erodere sedimentkorn fra formasjonen rundt, som kan avsettes og tette igjen brønnen og filteret. Dette kan også forekomme når slisseåpningene er for store. Den svært inhomogene løsmassesammensetningen på BØF kan gjøre det utfordrende å dimensjonere slisseåpningene på de ulike filtrene. Som det fremkommer i oversikten i figur 2.17, er det i enkelte områder høye jernkonsentrasjoner i grunnvannet på BØF. Dette gjør det svært sannsynlig at enkelte av filtrene er tettet igjen av jern. Selv om det ikke er oppdaget mye synlige jernutfellinger i sandfilteret i renseanlegget, kan jernet ha blitt felt ut i - eller rundt brønnen. Ifølge likning 2.10 avhenger hastigheten på utfellingene av pH-nivåene samt aktiviteten til jern(II) og oksygen. På bakgrunn av de foretatte analysene av pumpebrønnene, er det ikke mulig å peke ut en spesifikk grunn til at kapasiteten til enkelte av pumpebrønnene er lave. Det kan være en kombinasjon av flere ulike faktorer.

### 6.2.2 Infiltrasjonsbrønner

Undersøkelsene av infiltrasjonsbrønnene er basert på et begrenset datamateriale. Grafene over grunnvannsstandsvariasjoner i IN3 (vedlegg F) IN4 (figur 5.18), IN5 (figur 5.19), viser veldig ujevne grunnvannstandsvariasjoner i IN3 og IN4 og svært jevne grunnvannstandsvariasjoner i IN5. Dette kan skyldes av formasjonen til IN5 er svært permeabel og godt egnet til å motta vann. Det motsatte kan antas for IN3 og IN4. De vertikale linjene på rundt 2 meter i grunnvannsstandsvariasjonene kan skyldes av brønnen fylles opp med vann før brønnen og formasjonen bruker en viss tid på å kvitte seg med vannet. Dette kan også være grunnen til at IN3 og IN4 var svært dårlig

kalibrert, mens IN5 var godt kalibrert (tabell 6.2). Ut ifra infiltrasjonstesten i IN4 (se delkapittel 2.6.10), ble det målt en ca. 1 meter oppstuvning ved en infiltrasjonsrate på 1.25 l/s. Den tilsynelatende oppstuvningen på 2 meter som fremkommer fra grunnvannsstandsvariasjonene, tyder på at infiltrasjonskapasiteten til IN4 enten har avtatt en gang etter pumpetesten, eller at brønnen har en svært høy infiltrasjonsrate. På grunn av det høye jerninnholdet i grunnvannet på BØF, kan filtrene i IN4 og formasjonen rundt ha blitt tettet igjen av jern(III)hydroksid. Dette kan forårsakes av en økt pH i det infiltrerte grunnvannet som følge av CO<sub>2</sub>-avgassing ved trykktap etter at vannet er pumpet opp (se delkapittel 2.1.8).

### 6.2.3 Observert og kalkulert senkning

Senkningen og oppstuvningen rundt en brønn antas å ha stor betydning for om grunnvannet renner forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Siden den modellerte senkningen var feilaktig, ble det forsøkt å beregne senkningen analytisk. Ved å sammenlikne den beregnede eller modellerte verdien med de observerte senkningene, skal det i dette underkapittelet vurderes hvilken metode som er mest egnet.

Tabell 6.6 viser en oversikt over observert og kalkulert senkning for pumpebrønn PFOS\_JERN3 og PFOS\_JERN5. Som det fremkommer av tabellen, er den analytisk beregnede senkningen for begge brønnene mye høyere enn den observerte senkningen inni brønnen. Senkningen er i tillegg beregnet ut ifra differansen i vannivå mellom pumpebrønnen og den nærliggende observasjonsbrønnen. Dersom observasjonsbrønnen er lokalisert innenfor senketraktens område, bør den beregnede senkningen bli enda høyere inni brønnen ved den analytiske metoden. Den observerte senkningen mellom BV-10 og pumpebrønn PFOS\_JERN3, som ligger 15 meter unna hverandre, er mer i overensstemmelse med senkningen som ble observert inni brønnen. Den observerte senkningen mellom BV-4 og pumpebrønn PFOS\_JERN5 var en del større enn det som ble observert inni brønnen. Brønnene er plassert 32 meter unna hverandre, og det er derfor liten sannsynlighet at observasjonsbrønnen ligger innenfor influensområdet til pumpebrønnen. At den kalkulerte verdien for senkning er såpass sprikende fra den observerte senkningen inni brønnen, skyldes trolig at Theis metode ikke tar hensyn til de naturlige bakgrunnsgradienten til grunnvannsspeilet samt interferens fra de andre pumpe- og infiltrasjonsbrønnene.

Tabell 6.6: Beregnet og observert senkning i PFOS\_JERN 3 og PFOS\_JERN5

	Type senkning	Verdi [m]
JERN3	Kalkulert mellom JERN3 og BV-10	2.06
	Observert mellom JERN3 og BV-10	0.75
	Observert i JERN3 (27.jan-8.feb 2017)	0.68
JERN5	Kalkulert mellom JERN5 og BV-4	1.08
	Observert mellom JERN5 og BV-4	0.83
	Observert i JERN5 (pumpetest)	0.37

Grunnvannsnivået i PFOS\_JERN3 ble beregnet analytisk til 196.7 moh., modellert til 198.4 moh. (tabell 5.1) og observert til 198.1 moh. Grunnvannsnivået i PFOS\_JERN5 ble beregnet analytisk til 198.2 moh. og modellert til 198.5 moh. (tabell 5.1) og observert til

198.5. Verdiene for observert og modellert grunnvannsstand er mer i overensstemmelse enn observert og beregnet. Dette tyder på at modellen er mer egnet til å gjengi senkningen enn ved Theis' metode, trolig fordi den numeriske metoden utfører mer komplekse beregninger som tar høyde for brønninterferens og bakgrunnsgradienter.

## 6.3 PFOS-konsentrasjoner

Ifølge grunnvannsmodelleringen vil det være minimal spredning av PFOS forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. En svakhet med MODFLOW er for øvrig at programvaren kun modellerer mettet sone. Programvaren tar ikke høyde for det komplekse samspillet mellom mettet og umettet sone for PFOS-transport. Siden det er påvist PFOS i grunnvannet nedstrøms BØF etter at rensenanlegget ble etablert, må det vurderes hvorvidt dette skyldes spredning forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene eller gammel spredning. Siden forbindelsen ikke brytes ned av noen naturlige prosesser, kan PFOS-konsentrasjonene nedstrøms BØF kun avta ved transport og uttynning.

### 6.3.1 Sammenheng mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner

Ifølge NGI (2018), renses det mellom 3-4 kg PFOS i grunnvannet per år. Til tross for den lineære PFOS-mengden som fjernes fra grunnvannet fra år til år, er det tilsynelatende ingen nedadgående trender for PFOS-konsentrasjonene i grunnvannet på BØF. Selv om det kan se ut som at konsentrasjonene BV-2 (figur 5.22) og BV-5 (figur 5.23) har avtatt noe etter oppstarten av anlegget, ser det ut til at konsentrasjonen i BV-8 (figur 5.24) og BV-26 (vedlegg H5) har vært noe økende.

Den statistiske sammenhengen mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner ble analysert både i observasjonsbrønner på BØF og brønner nedstrøms BØF der det har vært spredning med grunnvannet. På BØF er det påvist høye PFOS-konsentrasjoner bundet i umettet sone, hvilket ved infiltrasjon utgjør en PFOS-kilde til grunnvannet. Nedstrøms BØF antas det ingen PFOS-tilførsel fra umettet sone. For øvrig kan det være PFOS bundet i den sonen der grunnvannsspeilet fluktuerer. I tillegg er det en del siltige masser distalt på Gardermoendeltaet som antas å ha en stor kapillær ledningsevne. Kapillær stigning muliggjør PFOS-transport fra mettet til umettet sone.

Det kan forventes en positiv korrelasjonen mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner både ved infiltrasjon, fluktuerende grunnvannsspeil og kapillær stigning. Siden en økning i grunnvannsstanden forekommer etter perioder med mye infiltrert nedbør eller snøsmelting, antas det at PFOS-holdig brannslukningsskum infiltreres til grunnvannet i disse periodene. Dette gjelder for BØF da det kun er påført brannslukningsskum i dette området. Ved fluktuerende grunnvannsspeil kan det ved synkende grunnvannsnivå henge igjen adsorbent PFOS på sedimentkornene eller luftboblene i den umettede sonen. Når grunnvannsnivået stiger igjen, vil PFOS-forbindelsene kunne løses opp i grunnvannet. Kapillært sug medfører avtagende grunnvannsstands nivåer, spesielt i områder der det forekommer islinsedannelse. Dersom det er mer PFOS adsorbent på det vannet som blir trukket opp i den kapillære sonen enn det som er løst i grunnvannet, vil PFOS-konsentrasjonene i grunnvannet avta ved synkende grunnvannsstands nivåer.

Uttynning kan for øvrig utgjøre en negativ korrelasjon mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner. Dette kan for eksempel gjelde rundt infiltrasjonsbrønner som infiltrerer mye rent vann samtidig som det er en høy oppstuvning rundt brønnen. BV-16 ligger ved den nærmeste resipienten i sidebekken til Sogna med en korrelasjonskoeffisient på -0.62. Dersom det er lite PFOS bundet i fluktuasjonssonen og i

den kapillære sonen i dette området, kan uttynning kan være en mulig årsak til lavere PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet ved perioder med høy grunnvannsstand.

Dersom det ikke renner forbi PFOS-holdig grunnvann forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene på BØF, kan det forventes avtagende konsentrasjonene i brønnene nedstrøms BØF. Dette ser ut til å stemme for observasjonsbrønn BV-14 (se grafen i figur 2.23). Siden brønnen er lokalisert ca. 100 meter nedstrøms infiltrasjonsrekka (se kart figur 2.21), kan de avtagende konsentrasjonene skyldes tilførselen av rent vann fra infiltrasjonsbrønnene. Den samme trenden kan ikke observeres for BV-16 (figur 2.23). Denne brønnen er for øvrig lokalisert enda lenger nedstrøms infiltrasjonsbrønnene slik at det tar lenger tid for det rene vannet å nå fram. I tillegg er det en finere løsmassesammensetning mot ravinene, slik at PFOS lettere sorberes. Det kan trolig forventes en lang tid før PFOS-konsentrasjonene i dette området avtar.

For BV-10 (figur 5.25) ser det ut til at konsentrasjonen har avtatt noe etter oppstarten av rensanlegget. Siden brønnen er plassert 15 meter unna pumpebrønn PFOS\_JERN3, kan dette skyldes at noe av det PFOS-holdige grunnvannet rundt observasjonsbrønnen har strømmet til pumpebrønnen. Den positive korrelasjonsfaktoren på 0.34 kan skyldes at noe PFOS-holdig grunnvann renner forbi når det ikke er nok senkning rundt pumpebrønnen. I BV-13 (vedlegg H2) som er plassert 5 meter unna infiltrasjonsbrønn IN5, kan det observeres en noe økende trend i PFOS-konsentrasjoner etter oppstarten av rensanlegget. Det kunne forventes at den kontinuerlige tilførselen av rent vann fra infiltrasjonsbrønnen ville medføre avtagende konsentrasjoner. På den annen side, kan den negative korrelasjonsfaktoren på -0.41 tyde på at konsentrasjonene i brønnen er lave ved perioder med mye infiltrasjon fra IN5.

Av alle de analyserte brønnene med registrerte filterdyp, ligger grunnvannsspeilet som regel alltid i kontakt med filteret. Unntaket er observasjonsbrønn BV-1 (vedlegg H1), der grunnvannsspeilet ca. halve tiden ligger over filtertoppen. Denne observasjonsbrønnen har en positiv korrelasjonskoeffisient. Det kunne forventes at korrelasjonen ville være negativ siden det antas at PFOS akkumuleres i den øvre delen av den mettede sonen. Det er for de øvrige observasjonsbrønnene ikke foretatt noen vurderinger om hvorvidt PFOS-konsentrasjoner har en sammenheng med filterdypet. Det kan for øvrig antas en viss sammenheng siden det ikke er målt PFOS i de dypere observasjonsbrønnene BV-18 og BV-25 som har filtertopper plassert ved henholdsvis 10 og 12 meters dyp.

Siden det ikke kan observeres noen tydelige forskjeller i PFOS-konsentrasjoner mellom observasjonsbrønnene på BØF og nedstrøms BØF, er det ikke mulig å si noe om hvorvidt de svingende verdiene på BØF skyldes infiltrasjon, fluktuerende grunnvannsspeil, kapillær stigning eller uttynning. I tillegg er det usikkert om PFOS-konsentrasjonene i brønnene nedstrøms BØF skyldes gammel PFOS-spredning eller PFOS holdig grunnvann som spres fra BØF forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene. Dersom pumpe- og rensanlegget hindrer all PFOS-spredning, kan det for øvrig forventes at det vil ta lang tid før konsentrasjonene nedstrøms BØF avtar på grunn av de langsomme strømningshastighetene og de svært finkornede massene mot ravinene. I tillegg vil PFOS-bundet i den umettede sonen ved fluktuerende grunnvannsspeil og kapillær stigning trolig forsinke den naturlige uttynningen i grunnvannet.

De fleste av korrelasjonsanalysene er utført på en begrenset mengde data. Det kan antas en stor usikkerhet rundt den statistiske sammenhengen mellom måleseriene. Korrelasjonskoeffisientene mellom de ulike observasjonsbrønnene er svært sprikende med verdier fra -0.65 til 0.34 (tabell 5.5). Det kan ikke påvises noen tydelige forskjeller



mellom korrelasjonskoeffisientene for brønnene nedstrøms BØF sammenlignet med brønnene på BØF. På grunn av de svært varierende PFOS-konsentrasjonene i brønnene på eller nedstrøms BØF, er det utfordrende å peke ut noen generelle trender eller statistiske sammenhenger for forbindelsen. Dette gjelder både korrelasjonen mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner, samt trender i økende eller avtagende konsentrasjoner. Korrelasjonsanalysen må tolkes i lys av at den er basert på et begrenset antall målinger.

### 6.3.2 PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønner

De pumpebrønnene med høyest PFOS-konsentrasjoner over tid er PFOS\_JERN1, PFOS\_JERN5 og BV-C6 (figur 5.26). Ut ifra PFOS-konturkartet på BØF fra 2013 (figur 5.20) og 2017 (Figur 5.21), ligger disse brønnene like nedstrøms områder med høye PFOS-konsentrasjoner i grunnvannet. Ifølge kartene, er det mest PFOS i den nordlige og sørlige enden av BØF. Pumpebrønn PFOS\_JERN1 er plassert nest lengst nord i pumperekka, mens PFOS\_JERN5 og BV-C6 er plassert lengst sør i pumperekka. BV-C6 pumpet opp svært høye PFOS-konsentrasjoner i starten av brønnens levetid, hvorpå konsentrasjonene avtok ganske raskt. Ifølge vannpartikkelsimuleringen med bakoverpartikler definert i en sirkel rundt BV-C6 (figur 5.9), kommer over halvparten av vannpartiklene fra infiltrasjonsbrønn IN5 og IN6. Den avtagende konsentrasjonene kan skyldes at brønnen i starten bare pumpet opp PFOS-forurensset vann helt til det rene vannet fra infiltrasjonsbrønnene nådde fram til pumpebrønnen.

Ved å sammenlikne grafene over oppumpet PFOS-konsentrasjoner (figur 5.26) med oversikten med vurderinger av brønncapaciteten til de ulike brønnene (tabell 6.5), ser det ut til at de brønnene med dårligst eller moderat brønncapacitet pumper opp mest PFOS. Dette kan skyldes at grunnvannsspeilet i disse brønnene i større deler av tiden berører filteret. Det kan tenkes at PFOS akkumuleres i luftboblene som pumper opp med grunnvannet når filteret og pumpen er i kontakt med luft og vann. Denne oppslurpingen av PFOS kan være en effektiv rensemetode som går på bekostning av pumpen og filteret til brønnen. Grunnen til at det ble besluttet å ikke pumpe i PFOS1 kan skyldes at brønnen pumpet opp grunnvann med lave PFOS-konsentrasjoner, til tross for at brønnen ble plassert i en PFOS-plume. De lave oppumpede PFOS-konsentrasjonene kan skyldes at mediandypet i brønnen lå over filtertoppen (figur 5.14). Siden brønnen er vurdert til å ha en god kapasitet, er det trolig ikke en funksjonsfeil som var grunnen til at pumpingen ble avsluttet i brønnen. I tillegg ligger brønnen midt i det forurensede området på BØF, slik at en senkning rundt brønnen ikke bidrar med å hindre spredning fra BØF.

## 6.4 Revurdering av pumpe- og infiltrasjonsrater

Ut ifra resultatet fra simuleringene, vurderinger av brønncapaciteten og mediandyp, samt trender i oppumpet PFOS for de respektive pumpebrønnene, kan dagens pumpe- og infiltrasjonsrater på BØF revurderes. Ved hjelp av den numeriske modellen og flere forsøk med ulike simuleringer, ble det kommet fram til et endelig forslag. Forslaget skulle ta høyde for de ulike kravene til pumpe- og renseanlegget, som for eksempel å behandle minst mulig vann og ikke forstyrre erosjonsforholdene i ravinene nedstrøms BØF (se delkapittel 3.1.7). Tabell 6.7 viser en oversikt over de foreslåtte pumpe- og infiltrasjonsratene, samt eventuelle endringer fra de opprinnelige ratene fra november 2019. Som det fremkommer av tabellen, er den totale pumpe- og infiltrasjonsraten uendret fra november 2019. Figur 6.3 viser den simulerte advektive transporten av fremover-partikler med ratene oppgitt i tabellen.

Det ble foreslått å infiltrere i samtlige av infiltrasjonsbrønnene på BØF, unntatt IN14 og IN15 som er plassert i en gammel PFOS-hotspot. Grunnen til dette var å øke den hydrauliske gradienten slik at gjennomstrømningen gjennom de forurensede massene øker for å redusere rensesiden. I tillegg antas  $K_d$ -verdien for PFOS å avta med økende hastigheter for vannmettet strømning (Guelfo, 2013a), noe som også vil redusere rensesiden. Ved å sammenlikne partikkelsporingen med de foreslåtte pumpe- og infiltrasjonsratene (figur 6.3) med ratene fra november 2019 i subgitteret (figur 5.8), er det tydelige forskjeller i strømningshastighetene. Hastigheten til en vannpartikkel med pumperatene fra november 2019 ble estimert til å være 65 meter/år. Til sammenlikning ble hastigheten til en vannpartikkel sentralt på BØF i figur 6.3 estimert til å være 100 m/år. Dette tilsvarer en 54 % økt grunnvannshastighet med de foreslåtte pumpe- og infiltrasjonsratene. På grunn av store forskjeller i strømningshastighetene i subgitteret fra den regionale modellen og manglende verifisering, antas det for øvrig en stor usikkerhet i rundt hastighetene i subgitteret. På den annen side har subgitteret vist seg å være egnet til å gjengi gradienter slik at prosentandelen økt hastighet være noe realistisk.

Infiltrasjonsraten til hver av de ulike infiltrasjonsbrønnene er ukjent og umulig å kontrollere. Som en forenkling, ble den totale pumperaten likt fordelt på de 13 brønnene med en rate på 27.6 m<sup>3</sup>/dag. Unntaket er IN3, IN4 og IN5, som ble justert opp eller ned etter vurderinger av de ulike grafene for grunnvannsstandsvariasjoner. IN3 og IN4 ble vurdert som brønner med lav infiltrasjonskapasitet, og ble derfor justert ned med 10 m<sup>3</sup>/dag. IN5 ble vurdert til å være en brønn med høy infiltrasjonskapasitet, og ble derfor justert opp 20 m<sup>3</sup>/dag.

Pumperatene ble hovedsakelig justert opp eller ned for å oppnå en ønsket senkning rundt brønnene. Ut ifra sammenlikninger av partikkelsporingen i subgitteret med den regionale modellen, ble det konkludert med at senkningen har stor innvirkning på hvor vidt vannet strømmer mot brønnen eller forbi brønnen. Siden PFOS-forbindelsene i grunnvannet antas å være akkumulert i luft-vann grensesjiktet, antas det at senkningen og oppstuvningen er spesielt effektiv for å hindre PFOS-spredning. For å rense opp mest mulig PFOS, er det derfor ønskelig at grunnvannsspeilet i mesteparten av tiden er i kontakt med filteret. Dette vil for øvrig medføre mindre effektiv pumping da pumpa bruker en del energi på å pumpe opp luft. I tillegg muliggjør den ekstra lufttilførselen jernutfellinger som kan tette igjen filterslissene. Senkningen bør ikke bli for høy da pumpen er avhengig av å være omsluttet av vann for nedkjøling. Om vannivået synker under pumpa, risikerer pumpa å overopphetes slik at den fortere slites ut. Det kan konkluderes med at den optimale senkningen bør være i den øvre delen av filteret. På bakgrunn av dette, anbefales det at pumperatene i de effektive brønnene bør justeres opp for å få stor nok senkning, mens ratene mindre effektive brønner bør justeres ned for å redusere senkningen.

Pumperaten i BV-C6 ble justert ned fra opprinnelige 47 m<sup>3</sup>/dag til 15 m<sup>3</sup>/dag. Dette ble gjort da den simulerte sporingen av bakoverpartikler rundt brønnen i figur 5.9 tyder på at over halvparten av de oppumpede partiklene er rent vann som kommer fra infiltrasjonsbrønn IN5 og IN6. I tillegg har brønnen et lavt mediandyp på 7 meter som bare ligger 1.5 meter høyere enn filterbunnen, slik at senkningen bør reduseres. Brønncapasiteten antas å være svært dårlig ut ifra grafen over pumperater og grunnvannsstandsvariasjoner (vedlegg E8). Siden brønnen pumper ut relativt mye PFOS (figur 5.26), er det fortsatt ønskelig med en viss senkning rundt brønnen slik at PFOS

ikke renner forbi. Mye tyder på at det vil være mye senkning med relativt lave pumperater, slik at en pumperate på 15 m<sup>3</sup>/dag kan muligens være høy nok.

Pumperaten i PFOS\_JERN1 ble justert opp med 10 m<sup>3</sup>/dag fra den opprinnelige raten på 42.5 m<sup>3</sup>/dag. Denne brønnen har pumpet opp nest mest PFOS over tid slik at det er ønskelig at brønnen pumper opp litt større mengder PFOS-holdig vann. Økningen er moderat da mediandypet allerede ligger noe lavt ved en 5.7 meters dyp. Filtertoppen ligger til sammenligning plassert ved 4 meters dyp.

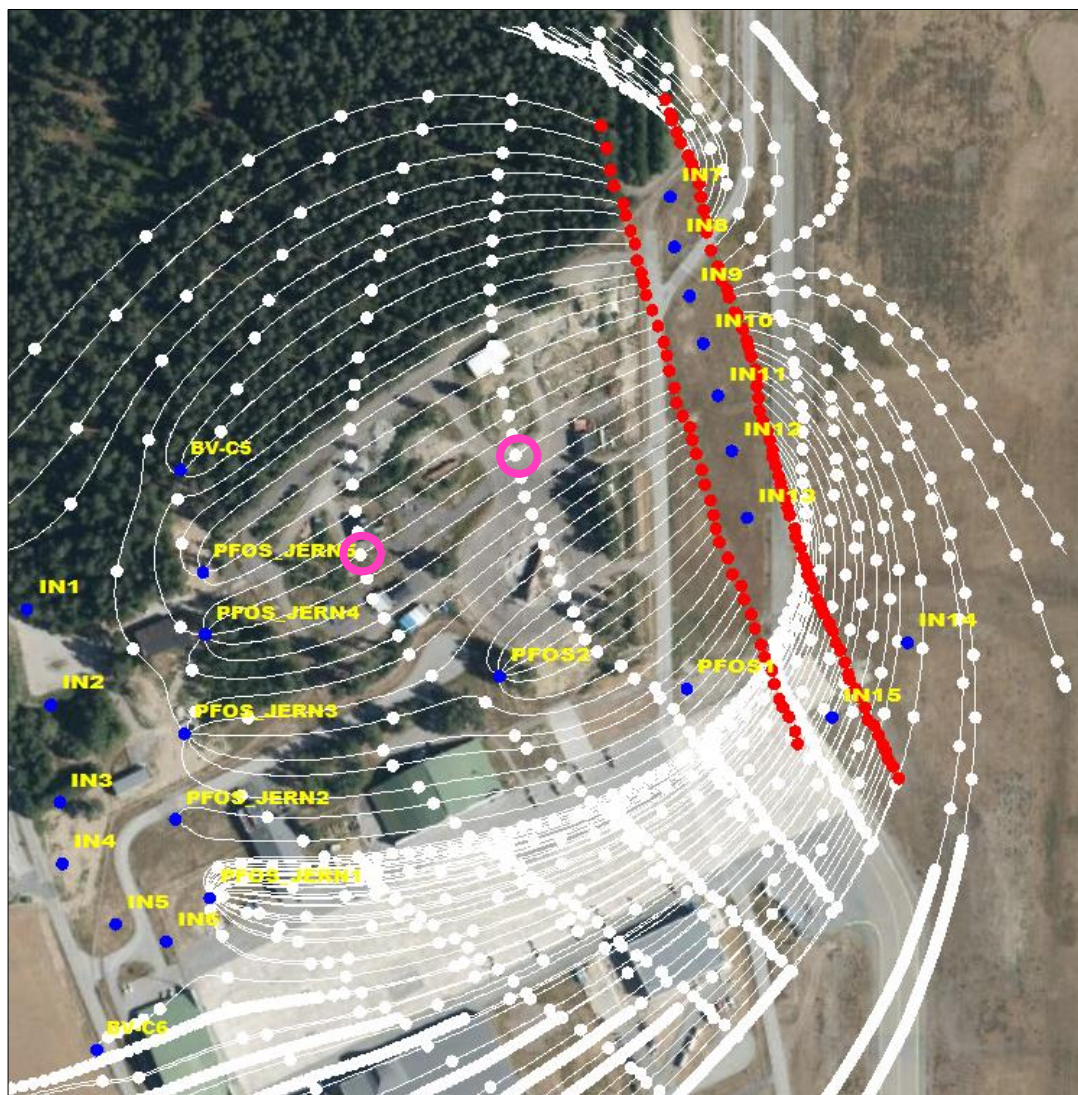
Pumperatene i PFOS\_JERN3 og PFOS\_JERN4 ble justert opp da begge brønnene er vurdert til å ha en høy pumpekapasitet. Det kan være ønskelig med mer senkning rundt brønnene for å sikre at grunnvannsspeilet i større deler av tiden er i kontakt med filteret, i tillegg til å hindre at grunnvannet fra BØF strømmer forbi brønnene. For øvrig pumper ikke brønnene opp særlig mye PFOS. Oppjusteringen i PFOS\_JERN3 ble noe høyere enn hos PFOS\_JERN4 da PFOS\_JERN3 over tid har pumpet opp noe mer PFOS.

PFOS\_JERN5 er den brønnen som har pumpet opp mest PFOS over tid, men er også vurdert til å ha en svært dårlig pumpekapasitet. Det anbefales at denne brønnen erstattes av en ny brønn med et lengre filter enn det nåværende 3 meter lange filteret.

Pumperatene kan for øvrig kun justeres opp eller ned etter prosentandelen effekt, slik at det ikke lar seg gjøres å kontrollere den eksakte pumperaten til hver av brønnene. For øvrig kan de foreslåtte endringene brukes til som en pekepinn på hvorvidt effekten til de ulike pumpene bør justeres opp eller ned.

Tabell 6.7: Revurderte pumpe- og infiltrasjonsrater. Justeringer fra pumperatene fra november 2019, samt justeringer fra den likt fordelte infiltrasjonsraten på 27.6 m<sup>3</sup>/dag er også inkludert.

Pumpebrønner			Infiltrasjonsbrønner		
Brønn	Pumperate [m <sup>3</sup> /d]	Endring [m <sup>3</sup> /d]	Brønn	Infiltrasjonsrate [m <sup>3</sup> /d]	Endring [m <sup>3</sup> /d]
PFOS2	-47.0		IN1	27.6	
PFOS_JERN1	-52.5	-10	IN2	27.6	
PFOS_JERN2	-22.9		IN3	17.6	-10
PFOS_JERN3	-73.2	-13.8	IN4	17.6	-10
PFOS_JERN4	-67.1	-8	IN5	47.6	+20
PFOS_JERN5	-42.4		IN6	27.6	
BV-C5	-38.5		IN7	27.6	
BV-C6	-15.0	+31.8	IN8	27.6	
			IN9	27.6	
			IN10	27.6	
			IN11	27.6	
			IN12	27.6	
			IN13	27.5	
<b>SUM</b>	<b>-358.7</b>	<b>0</b>	<b>SUM</b>	<b>358.7</b>	<b>0</b>



Figur 6.3: Sporing av fremover-partikler i subgitteret med optimaliserte pumpe- og infiltrasjonsrater (tabell 6.7). De sporede partiklene er definert i rødt. Overgangen til et nytt år med strømning markeres med en ny, hvit partikkel. Distansen mellom de to partiklene sirklet rundt i rosa er 100 meter.

## 7 Konklusjon

Ifølge simuleringer av reaktiv PFOS-transport og advektiv grunnvannsstrømning, er det ingen eller minimale mengder av PFOS-spredning forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene nedstrøms BØF. Ved massetransport-simuleringer i det grovoppløselige subgitteret, ble PFOS-konsentrasjonene forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene aldri større enn 100 ng/l. I tillegg viser vannpartikkelsporing i den regionale modellen at kun et begrenset antall vannpartikler vil renne forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene ved advektiv grunnvannsstrømning.

Grunnvannsnivåene i observasjonsbrønnene på BØF-området viser seg å være godt kalibrerte i begge modellene med beregnede normaliserte RMS-verdier under 3.3%. RMS verdiene representerer variasjonsnivået for tilpasningen mellom observerte og kalibrerte verdier. Grunnvannsnivåene i pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er dårlig kalibrerte med normaliserte RMS verdier på over 20% i begge modellene. Dette skyldes trolig at modellen ikke tar høyde for trykktapet som skyldes turbulent strømning rundt pumpebrønnene.

Strømningshastigheten i den regionale modellen på BØF ble verifisert med data fra sporforsøk, mens i subgitteret ble hastigheten vurdert til å være altfor lav. Årsaken til den lave hastigheten er uvisst, men kan skyldes at ytterkanten av subgitteret er avgrenset av en konstant trykkehøyde-grensebetingelse hentet fra den regionale modellen. Denne grensen er lokalisert ikke så langt unna BØF og kan derfor påvirke strømningshastigheten for området negativt.

I motsetningen til simuleringer i den regionale modellen, strømmet ingen av de advektivt transporterte partiklene forbi pumpe- og infiltrasjonsbrønnene i det høyoppløselige subgitteret. Dette antas å skyldes en større senkning og oppstuvning i subgitteret sammenlignet med den regionale modellen. Simuleringene tyder på at senkningen og oppstuvningen har mye å si for hvorvidt vannpartiklene renner mot pumpebrønnene fremfor forbi pumpebrønnene. Siden de observerte gradientene rundt brønnene i felt var enda større enn de modellerte gradientene i subgitteret, tyder dette på at pumpe- og infiltrasjonsbrønnene er mer effektive til å forhindre PFOS-spredning enn det som ble simulert. I tillegg antas PFOS å akkumuleres i den øvre sonen av grunnvannet, slik at gradientene rundt brønnene kan være ekstra avgjørende for å hindre PFOS-spredning.

Ifølge simuleringene vil det ta 25 år med rensing før PFOS-konsentrasjonene i grunnvannet på BØF er lavere enn den stedsspesifikke grenseverdien på 300 ng/l. Det kan antas en stor usikkerhet rundt de simulerte rensetidene da den advektive strømningshastigheten avhenger av blant annet den effektive porøsiteten ( $n_{eff}$ ) til jordartene i området, samt at retardasjonen til PFOS avhenger blant annet av fordelingskoeffisienten ( $K_d$ ). Fastsettelse av verdier for den effektive porøsiteten og fordelingskoeffisienten er igjen usikkert fordi de ikke lett lar seg kalibrere med tilgjengelig felldata. Det antas at  $K_d$ -verdien benyttet i simuleringen er for høy da det ikke har vært mulig med PFOS transport fra BØF til sidebekken til Sogna mellom 1990 – 2012 med den oppgitte verdien.

Den horisontale/langsgående dispersjonskoeffisienten avgjør hvor mye PFOS-plumen spres ut mot sidene. Et litteratursøk ble igangsatt for å etablere verdier for dispersjonskoeffisienten i delta-skrålaget. Studiet indikerte at dispersjonskoeffisienten

kan være stor i området da helningen på grunnvannsspeilet er lavere enn helningen på skrålagerne som faller i ca. samme retning. Dette kan potensielt medføre PFOS-spredning forbi ytterkantene av pumperekka.

Kapasiteten til pumpebrønnene ble vurdert ut ifra observert senkning, mediandyp i forhold til filterplasseringen og grafer over grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater. Basert på dette ble 4 av de 10 pumpebrønnene vurdert til å ha en dårlig brønncapasitet, 5 av brønnene ble vurdert til å ha en god kapasitet mens den siste brønnen ble vurdert til å ha en middels kapasitet. Tilgjengelige data kartla ikke årsaken til den dårlige kapasiteten til enkelte av brønnene.

PFOS-konsentrasjonene i brønnene på BØF og området nedstrøms har vist seg å være svært varierende både over tid og fra område til område. Det kan ikke påvises noen entydige trender eller statistiske sammenhenger for forbindelsen. Dette gjelder både korrelasjonen mellom grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner, samt trender i økende eller avtagende konsentrasjoner, eller forskjeller mellom brønner på BØF og området nedstrøms. De varierende konsentrasjonene kan skyldes kompleks infiltrering gjennom PFOS-forurenset jord, fluktuerende grunnvannsspeil, kapillært sug og uttykning. Ut ifra analysene var det vanskelig å konkludere om de nylige påviste PFOS-konsentrasjonene i brønnene nedstrøms BØF skyldes spredning forbi pumpebrønnene eller gammel spredning. På grunn av de langsomme strømningshastighetene i området, mer sorpsjon i de finkornede massene mot ravinene, samt PFOS-forbindelser bundet i umettet sone, kan det antas det tar lang tid før PFOS-konsentrasjonene i området avtar.

Plottet over PFOS-konsentrasjoner i de ulike pumpebrønnene viser varierende konsentrasjoner mellom de ulike brønnene. Ved å sammenligne konsentrasjonene med et PFOS-konturkart ser det ut til at brønnene med de høyeste konsentrasjonene ligger like nedstrøms områder med mye PFOS i grunnvannet. I tillegg ser det ut til at brønnene som er vurdert som dårlige eller middels gode, pumper opp mest PFOS. På grunn av en stor senkning i disse brønnene står grunnvannsspeilet i stort sett hele tiden i kontakt med filteret. Siden PFOS akkumuleres i luft-vann grensesjiktet kan dette antas å medføre en mer effektiv PFOS-oppumping. Dersom pumpen pumper opp luft i tillegg til vann, kan det tenkes at PFOS adsorberes i luftboblene som pumpes opp med vannet. Denne oppslurpingen av PFOS kan muligens være en effektiv rensemetode som går på bekostning av pumpen og filteret.

Basert på resultater av simuleringen og vurderinger av pumpe- og infiltrasjonsbrønner, er det foreslått nye pumpe- og infiltrasjonsrater i brønnene på BØF. Det bør infiltreres vann i de syv aktuelle infiltrasjonsbrønnene oppstrøms BØF for å øke den hydrauliske gradienten. Basert på simuleringer vil dette medføre en 54% økning i den advektive strømningshastigheten for området, hvilket vil redusere rensesiden. I tillegg anbefales det å øke pumperaten i enkelte av brønnene for å øke senkningen. For pumpebrønn BV-C6 anbefales det å justere ned pumperaten med en betydelig andel for å redusere senkningen i brønnen. En større senkning skal sørge for at PFOS-holdig grunnvann ikke renner forbi pumpebrønnene, samt at grunnvannsspeilet i større deler av tiden står i kontakt med filteret. Mindre senkning skal sørge for å ikke slite ut pumpen og forringe kvaliteten på filteret.



## 7.1 Forslag til videre arbeid

For en mer høyoppløselig massetransportsimulering og mer representative hydrauliske grenser, anbefales det å lage en ny numerisk modell lokalt for området rundt BØF. Ved å bygge opp modellen fra begynnelsen og tildele den mindre cellestørrelser i den konseptuelle modellen, kan massetransportmodulen MT3DMS benyttes. Det anbefales å avgrense strømningsområdet oppstrøms BØF med grensebetingelsen konstant strømningsrate. Denne grensebetingelsen anbefales å brukes fremfor en konstant trykkehøydegrense, da sistnevnte utgjør en utømmelig kilde til vann. De konstante strømningsratene kan hentes ut ifra den regionale modellen. Modelleringsområdet nord og sør for BØF kan avgrenses av no-flow grenser som følger strømningsretningen til grunnvannet, mens nedstrøms BØF kan området, i likhet med den regionale modellen, avgrenses av dreneringsgrensene i ravinene. Siden modellen er liten og derfor antas å påvirkes av grensebetingelsene i større grad enn det som forekommer naturlig, bør det modelleres med transiente betingelser over en kortere tidsperiode. En stasjonær simulering antas i større grad endre på de initielle hydrauliske grensene.

Det anbefales å utføre et nytt sporforsøk på BØF med dagens pumpe- og infiltrasjonsrater. Forsøket kan brukes til å studere det horisontale/langsgående dispersjonsforholdstallet da det ikke ble funnet noen litteratur som undersøker de tredimensjonale dispersjonsparametrene i delta-skrålag. For å undersøke den horisontale PFOS-spredningen på tvers av strømningsretningen, anbefales det å etablere overvåkningsbrønner sørøst og nordvest for området like nedstrøms BØF. Dersom det oppdages spredning her, bør det vurderes om pumperekka bør utvides med nye pumpebrønner. I tillegg bør området med PFOS-forurensede jord i skogholtet nord for BØF avgrenses for å lettere kunne spore PFOS-kilden. Sporforsøket bør om mulig foregå over flere år for å finne ut hvor lang tid grunnvannet bruker på å strømme ut til resipientene.

Dersom de PFOS-forurensete massene på BØF graves bort, er det en fordel å kunne anslå hvor lenge pumpe- og renseanlegget må være operativt før PFOS-konsentrasjonene er lavere enn akseptgrensen på 300 ng/l. For et mer nøyaktige estimat av rensesiden, anbefales det å utføre flere undersøkelser av den effektive porøsitet ( $n_{eff}$ ) og retardasjonen for PFOS i grunnvannet på området. Dersom numerisk modellering benyttes, bør det undersøkes om resultatet fra sporforsøket nevnt i avsnittet over kan anvendes til å kalibrere  $n_{eff}$ -verdiene i modellen.

For å undersøke årsaken til at enkelte av pumpe- og infiltrasjonsbrønnene har lav kapasitet, bør det utføres videoinspeksjoner. Ved å føre ned et videokamera ned i brønnene, kan det vurderes hvorvidt slisseåpningene er tettet igjen av jernutfellinger eller avleiringer fra sedimenter. Dette kan brukes til å dimensjonere et nytt filter med bedre tilpassede slisseåpninger eller andre tiltak som kan forbedre brønnene.

For et bedre vurderingsgrunnlag for infiltrasjonsbrønnene, bør det installeres fungerende nivåmålere i samtlige av brønnene. Måledataene kan også benyttes for mer presise input-data ved fremtidig numerisk modellering.

# Referanser

- Adams, E. E. & Gelhar, L. W. 1992. Field study of dispersion in a heterogeneous aquifer: 2. Spatial moments analysis. *Water resources research*, 28, 3293-3307. doi: 10.1029/92wr01757
- Ahrens, L., Norström, K., Viktor, T., Cousins, A. P. & Josefsson, S. 2015. Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere*, 129, 33-38. doi: 10.1016/j.chemosphere.2014.03.136
- Anderson, M. P. & Woessner, W. W. 1992. *Applied Groundwater Modeling : Simulation of Flow and Advective Transport*, Academic Press.
- Anderson, M. P., Woessner, W. W. & Hunt, R. J. 2015. *Applied Groundwater Modeling: Simulation of Flow and Advective Transport*, Elsevier Science.
- Artoli, Y. 2008. Adsorption. I: Jørgensen, S. E. & Fath, B. D. (red.) *Encyclopedia of Ecology*. Oxford: Academic Press. doi: 10.1016/B978-008045405-4.00252-4
- Avinor 2014. Årsrapport 2014 – Vann og Grunn - Inkludert avisingsesongen 2014/2015. Intern rapport.
- Avinor 2018. Innmåling av grunnvannsbrønner Oktober - November 2017. Intern rapport.
- Avinor 2019. Innmåling grunnvannsbrønner. Intern rapport.
- Baalousha, H. 2011. Fundamentals of Groundwater Modeling. Nova Science Publishers Inc. Tilgjengelig fra: [https://www.researchgate.net/profile/Husam\\_Baalousha/publication/279955506\\_FUNDAMENTALS\\_OF\\_GROUNDWATER\\_MODELLING/links/559faa9208ae0e0bf612782d/FUNDAMENTALS-OF-GROUNDWATER-MODELLING.pdf](https://www.researchgate.net/profile/Husam_Baalousha/publication/279955506_FUNDAMENTALS_OF_GROUNDWATER_MODELLING/links/559faa9208ae0e0bf612782d/FUNDAMENTALS-OF-GROUNDWATER-MODELLING.pdf) (Hentet 10.02.2020).
- Benjamin, M. M. 2015. *Water chemistry*, Long Grove, III, Waveland Press.
- Benskin, J. P., De Silva, A. O. & Martin, J. W. 2010. Isomer profiling of perfluorinated substances as a tool for source tracking: A review of early findings and future applications. *Reviews of Environmental Contamination and Toxicology*, 208, 111-160. doi: 10.1007/978-1-4419-6880-7\_2
- Brattli, B. 2009. *Fysisk og kjemisk hydrogeologi*, Trondheim, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet, Institutt for geologi og bergteknikk.
- Brusseau, M. L. 2018. Assessing the potential contributions of additional retention processes to PFAS retardation in the subsurface. *Science of the Total Environment*, 613-614, 176-185. doi: 10.1016/j.scitotenv.2017.09.065
- Brusseau, M. L., Yan, N., Van Glubt, S., Wang, Y., Chen, W., Lyu, Y., Dungan, B., Carroll, K. C. & Holguin, F. O. 2019. Comprehensive retention model for PFAS transport in subsurface systems. *Water Research*, 148, 41-50. doi: 10.1016/j.watres.2019.115179
- Chen, C.-S. & Chang, C.-C. 2006. Theoretical evaluation of non-uniform skin effect on aquifer response under constant rate pumping. *Journal of Hydrology*, 317, 190-201. doi: 10.1016/j.jhydrol.2005.05.017
- Cheremisinoff, N. P. 1997. 3 - Principles of Hydrogeology. I: Cheremisinoff, N. P. (red.) *Groundwater Remediation and Treatment Technologies*. Westwood, NJ: William Andrew Publishing.
- Costanza, J., Arshadi, M., Abriola, L. M. & Pennell, K. D. 2019. Accumulation of PFOA and PFOS at the Air-Water Interface. *Environmental Science & Technology Letters*, 6, 487-491. doi: 10.1021/acs.estlett.9b00355
- Dagestad, A. 1998. *In situ luftinjeksjon i grunnvannssonen som opprensningstiltak i akviferen ved Gardermoen, Sørøst Norge*. Doktoravhandling, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Dansgaard, W., White, J. W. C. & Johnsen, S. J. 1989. The abrupt termination of the Younger Dryas climate event. *Nature*, 339, 532-534. doi: 10.1038/339532a0

- Dewitt, J. C., Copeland, C. B., Strynar, M. J. & Luebke, R. W. 2008. Perfluorooctanoic acid-induced immunomodulation in adult C57BL/6J or C57BL/6N female mice. (Research). *Environmental Health Perspectives*, 116, 644. doi: 10.1289/ehp.10896
- Dimitrov, S., Kamenska, V., Walker, J. D., Windle, W., Purdy, R., Lewis, M. & Mekenyan, O. 2004. Predicting the biodegradation products of perfluorinated chemicals using CATABOL. *SAR and QSAR in Environmental Research*, 15, 69-82. doi: 10.1080/1062936032000169688
- Fetter, C. W. 2001. *Applied hydrogeology*, Upper Saddle River, N.J, Prentice-Hall.
- Garrels, R. M. & Christ, C. L. 1965. *Solutions, minerals and equilibria*, New York, Harper & Row.
- Guelfo, J. L. 2013a. *Subsurface fate and transport of poly-and perfluoroalkyl substances*. Doktoravhandling, Colorado School of Mines.
- Guelfo, J. L. H., Christopher P. 2013b. Subsurface Transport Potential of Perfluoroalkyl Acids at Aqueous Film-Forming Foam (AFFF)-Impacted Sites. *Environmental Science & Technology*, 47, 4164-4171. doi: 10.1021/es3048043
- Hansen, L., Tassis, G., Høgaas, F. & Eyles, N. 2020. Sand dunes and valley fills from Preboreal glacial-lake outburst floods in south-eastern Norway – beyond the aeolian paradigm. *Sedimentology*, 67, 810-848. doi: 10.1111/sed.12663
- Harbaugh, A. W. 2005. *MODFLOW-2005, the US Geological Survey modular ground-water model: the ground-water flow process*, US Department of the Interior, US Geological Survey Reston. doi: 10.3133/tm6A16
- Houben, G. 2015. Review: Hydraulics of water wells—flow laws and influence of geometry. *Hydrogeology Journal*, 23. doi: 10.1007/s10040-015-1312-8
- Jacob, C. E. 1947. Drawdown Test to Determine Effective Radius of Artesian Well *American Society of Civil Engineers*, 112, 1047-1070.
- Johnson, R. L., Anschutz, A. J., Smolen, J. M., Simcik, M. F. & Lee Penn, R. 2007. The adsorption of perfluorooctane sulfonate onto sand, clay, and iron oxide surfaces. *Journal of Chemical and Engineering Data*, 52, 1165-1170. doi: 10.1021/je060285g
- Jørgensen, P., Stuanes, A. O. & Østmo, S. R. 1991. Aqueous geochemistry of the Romerike area, southern Norway. *Norges Geologiske Undersøkelse Bulletin*, 420, 57-67. Tilgjengelig fra: [https://www.ngu.no/FileArchive/NGUPublikasjoner/Bulletin420\\_57-67.pdf](https://www.ngu.no/FileArchive/NGUPublikasjoner/Bulletin420_57-67.pdf) (Hentet: 02.03.2020).
- Jørgensen, P. & Østmo, S. R. 1990. Hydrogeology in the Romerike area, southern Norway. *Norges Geologiske Undersøkelse Bulletin*, 418, 19-26. Tilgjengelig fra: [https://www.ngu.no/FileArchive/NGUPublikasjoner/Bulletin418\\_19-26.pdf](https://www.ngu.no/FileArchive/NGUPublikasjoner/Bulletin418_19-26.pdf) (Hentet: 28.10.2019).
- Kartverket (2019a), *Karttjeneste på internett*. Tilgjengelig fra: [norgeskart.no](http://norgeskart.no) (Hentet 16.oktober 2019).
- Kartverket (2019b), *Karttjeneste på internett*. Tilgjengelig fra: [norgeskart.no](http://norgeskart.no) (Hentet 16. oktober 2019).
- Kartverket (2020), *Høydedata og terrengmodeller for landområdene*. Tilgjengelig fra: <https://hoydedata.no/LaserInnsyn/> (Hentet 20. mai 2020).
- Kitterød, N. O. 2001. *Unsaturated flow at Gardermoen during periods of extreme high infiltration intensities. Estimation of residence time of water from the surface to the groundwater table*. Tilgjengelig fra: [https://folk.uio.no/nilsotto/PUBL/OSL\\_report.pdf](https://folk.uio.no/nilsotto/PUBL/OSL_report.pdf) (Hentet: 25.10.2019).
- Kłonowski, M., Breedveld, G. & Aagaard, P. 2005. Natural gradient experiment on transport of jet fuel derived hydrocarbons in an unconfined sandy aquifer. *International Journal of Geosciences*, 48, 1040-1057. doi: 10.1007/s00254-005-0042-y
- Knudsen, J. B. S. 2003. *Reactive transport of dissolved aromatic compounds under oxygen limiting conditions in sandy aquifer sediments*. Doktoravhandling, Universitetet i Oslo.

- Kosswig, K. 2000. Surfactants. *Ullmann's Encyclopedia of Industrial Chemistry*. doi: 10.1002/14356007.a25\_747
- Krupka, K., Kaplan, D., Whelan, G., Serne, R. & Mattigod, S. 1999. Understanding Variation in Partition Coefficient,  $K_d$ , Values. Volume II: Review of Geochemistry and Available  $K_d$  Values for Cadmium, Cesium, Chromium, Lead, Plutonium, Radon, Strontium, Thorium, Tritium ( $^3\text{H}$ ), and Uranium. *Rep. No. EPA-402-R-99-004A, Office of Air and Radiation, Office of Solid Waste and Emergency Response, US Environmental Protection Agency, Washington, DC*. Tilgjengelig fra: <https://www.epa.gov/sites/production/files/2015-05/documents/402-r-99-004b.pdf> (Hentet 07.07.2020).
- Liu, W., Chen, S., Quan, X. & Jin, Y. H. 2008. Toxic effect of serial perfluorosulfonic and perfluorocarboxylic acids on the membrane system of a freshwater alga measured by flow cytometry. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 27, 1597-1604. doi: 10.1897/07-459.1
- Liu, W., Wu, J., He, W. & Xu, F. 2019. A review on perfluoroalkyl acids studies: Environmental behaviors, toxic effects, and ecological and health risks. *Ecosystem Health and Sustainability*, 5. doi: 10.1080/20964129.2018.1558031
- Longva, O. & Thoresen, M. K. 1991. Iceberg scours, iceberg gravity craters and current erosion marks from a gigantic Preboreal flood in southeastern Norway. *Boreas*, 20, 47-62. doi: 10.1111/j.1502-3885.1991.tb00458.x
- Lovanh, N., Zhang, Y., Heathcote, R. C. C. & Alvarez, P. J. J. 2000. Guidelines to determine site-specific parameters for modeling the fate and transport of monoaromatic hydrocarbons in groundwater. *Iowa Comprehensive Petroleum Underground Storage Tank Fund Board. The University of Iowa*. Tilgjengelig fra: [https://pdfs.semanticscholar.org/8928/64073471e9d2a8d9d3b1567d1f3fd79beca5.pdf?\\_ga=2.188419691.218923042.1597659873-1283896784.1576532793](https://pdfs.semanticscholar.org/8928/64073471e9d2a8d9d3b1567d1f3fd79beca5.pdf?_ga=2.188419691.218923042.1597659873-1283896784.1576532793) (Hentet: 23. mai 2020).
- Martin, J., Whittle, D., Muir, D. & Mabury, S. 2004. Perfluoroalkyl contaminants in a food web from Lake Ontario. *Environmental Science & Technology*, 38, 5379-5385. doi: 10.1021/es049331s
- Miljødirektoratet 2012. Tilbakemelding på OSL tiltaksvurdering for opprydning av PFOS forurenset grunn på brannøvingsfeltet. Datert 2012-06-22. Oslo.
- Miljødirektoratet 2014. Tilbakemelding på tiltaksplan for brannøvingsfelt ved Oslo Lufthavn med pålegg og oppfølgingspunkter. Datert 2014-07-04. Oslo.
- Miljødirektoratet 2016. Grenseverdier for klassifisering av vann, sediment og biota. *Veileder M-608*.
- Miljødirektoratet 2020. Vurdering av PFAS-forurensningen ved Avinors flyplasser samt videre oppfølging. Datert 2020-02-26. Oslo.
- Nace, R. L. 1964. The International Hydrological Decade. *Eos, Transactions American Geophysical Union*, 45, 413-421. doi: 10.1029/TR045i003p00413
- Nakata, H., Kannan, K., Nasu, T., Cho, H.-S., Sinclair, E. & Takemura, A. 2006. Perfluorinated contaminants in sediments and aquatic organisms collected from shallow water and tidal flat areas of the Ariake Sea, Japan; environmental fate of perfluorooctane sulfonate in aquatic ecosystems. *Environmental Science & Technology, ES & T*, 40, 4916-4921. doi: 10.1021/es0603195
- Norges Geotekniske Institutt 2015a. Supplerende miljøprøvetaking, vurderinger og anbefalte tiltak for PFAS-forurensete masser. *OSL Rammeavtale - avrop 2, Brannøvingsfeltet (BØF)*. Intern rapport.
- Norges Geotekniske Institutt 2015b. Vurdering av ristetestresultater, utvalg av stabiliseringsmaterialer og konklusjon. *OSL Rammeavtale - avrop 5, Lab-tester BØF*. Intern rapport.
- Norges Geotekniske Institutt 2015c. Vurderinger oppstart pumpe og renseanlegget ved brannøvingsfeltet. *Avrop 2, Brannøvingsfeltet (BØF)*. Intern rapport.
- Norges Geotekniske Institutt 2018. Spredningsvurdering - PFOS på BØF OSL. *OSL Rammeavtale - avrop 13 2017, Brannøvingsfeltet (BØF)*. Intern rapport: Dok.nr. 20180099-01-R.

- Nolan, J., Watts, S. & Proctor, B. 2014. A Case Study in the Use of 3-Dimensional Ground Water Modeling and Solute Transport Engines as a Tool in Site Assessment. *Environment and Pollution*, 3. doi: 10.5539/ep.v3n2p55
- Norconsult 2012a. Hydrogeologisk modell: PFOS-forurensning ved brannøvingsfeltet ved Gardermoen lufthavn - foreløpig rapport. Intern rapport.
- Norconsult 2012b. Tiltak brannøvingsfeltet - rapport fra feltarbeid - etablering av miljøbrønner - resultater fra jordprøvetaking. Intern rapport.
- Norconsult 2012c. Tiltaksplan for brannøvingsfeltet, Oslo Lufthavn, Gardermoen. Intern rapport.
- Norconsult. 2013a. *Grunnvannskoter basert på målinger juni/juli 2012*. Intern rapport.
- Norconsult 2013b. Sammenstilling av data fra Brannøvingsfeltet - 2011-2013. Intern rapport.
- Norconsult 2014a. Pumpe- og infiltrasjonsbrønner på brannøvingsfelt på Oslo Lufthavn. Intern rapport.
- Norconsult 2014b. Pumpe- og infiltrasjonstest av pilotbrønner på BØF. Intern rapport.
- Norconsult 2014c. Tiltaksplan - hindre spredning av PFOS-forurensning fra OSLs brannøvingsfelt. Intern rapport.
- Nygård, I. H., Brattli, B. & Tuttle, K. J. 2017. *Perfluoroktylsulfonat (PFOS) sin transport og binding i grunnvannets fluktusjonssone og kapillærsone*. Masteroppgave, Institutt for geovitenskap og petroleum, Norges teknisk-naturvitenskapelige universitet.
- Post, G., Gleason, J. & Cooper, K. 2017. Key scientific issues in developing drinking water guidelines for perfluoroalkyl acids: Contaminants of emerging concern. *PLoS biology*, 15. doi: 10.1371/journal.pbio.2002855
- Rodriguez-Freire, L., Balachandran, R., Sierra-Alvarez, R. & Keswani, M. 2015. Effect of sound frequency and initial concentration on the sonochemical degradation of perfluorooctane sulfonate (PFOS). *Journal of Hazardous Materials*, 300, 662-669. doi: 10.1016/j.jhazmat.2015.07.077
- Rueslåtten, H. & Veslegard, G. 1991. Grunnvannsbrønner i løsmasser, dimensjonering og utforming. Institutt for geologi og bergteknikk, Norges tekniske høgskole. Kompendium.
- Schaefer, T., Dlugogorski, B. & Kennedy, E. 2008. Sealability Properties of Fluorine-Free Fire-Fighting Foams (FfreeF). *Fire Technology*, 44, 297-309. doi: 10.1007/s10694-007-0030-8
- Schulze-Makuch, D. 2005. Longitudinal dispersivity data and implications for scaling behavior. *Groundwater*, 43, 443-456. doi: 10.1111/j.1745-6584.2005.0051.x
- Seacat, A. M., Thomford, P. J., Hansen, K. J., Olsen, G. W., Case, M. T. & Butenhoff, J. L. 2002. Subchronic Toxicity Studies on Perfluorooctanesulfonate Potassium Salt in Cynomolgus Monkeys. *Toxicological Sciences*, 68, 249-264. doi: 10.1093/toxsci/68.1.249
- Stumm, W. & Lee, G. F. 1961. Oxygenation of Ferrous Iron. *Industrial & Engineering Chemistry*, 53, 143-146. doi: 10.1021/ie50614a030
- Sørensen, R. 1983. Glacial deposits in the Oslofjord area. *Glacial deposits in the North-west Europe*. Rotterdam: Balkema, 19-28.
- Todd, D. K. & Mays, L. W. 2005. *Groundwater hydrology*, Hoboken, N.J, Wiley.
- Tuttle, K. J. 1997. *Sedimentological and hydrogeological characterisation of a raised icecontact delta - the Preboreal deltacomplex at Gardermoen, southeastern Norway*. Doktoravhandling, Universitetet i Oslo.
- Tuttle, K. J., Østmo, S. R. & Andersen, B. G. 1997. Quantitative study of the distributary braidplain of the Preboreal ice-contact Gardermoen delta complex, southeastern Norway. *Boreas*, 26, 141-156. doi: 10.1111/j.1502-3885.1997.tb00660.x
- United Nations Environment Programme. 2009. The new POPs under the Stockholm Convention. Tilgjengelig fra: <http://chm.pops.int/Convention/ThePOPs/TheNewPOPs/tabid/2511/Default.aspx> (Hentet: 10.07.2020).

- Waterloo Hydrogeologic. 2018. *User's Manual: Visual MODFLOW Flex 5.0 - Integrated Conceptual & Numerical Groundwater Modeling Software*. Tilgjengelig fra: [http://www.softfactory.kr/download/VMOD/VMOD\\_Flex\\_Help.pdf](http://www.softfactory.kr/download/VMOD/VMOD_Flex_Help.pdf). (Hentet: 15.11.2019).
- Wen, B., Wu, Y., Zhang, H., Liu, Y., Hu, X., Huang, H. & Zhang, S. 2016. The roles of protein and lipid in the accumulation and distribution of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) in plants grown in biosolids-amended soils. *Environmental Pollution*, 216, 682-688. doi: 10.1016/j.envpol.2016.06.032
- Wolf, C. J., Fenton, S. E., Schmid, J. E., Calafat, A. M., Kuklennyik, Z., Bryant, X. A., Thibodeaux, J., Das, K. P., White, S. S., Lau, C. S. & Abbott, B. D. 2007. Developmental Toxicity of Perfluorooctanoic Acid in the CD-1 Mouse after Cross-Foster and Restricted Gestational Exposures. *Toxicological Sciences*, 95, 462-473. doi: 10.1093/toxsci/kfl159
- Yeung, L. W. Y., Mabury, S. A. & Yeung, L. W. Y. 2013. Bioconcentration of aqueous film-forming foam (AFFF) in juvenile rainbow trout (*Oncorhynchus mykiss*). *Environmental science & technology*, 47, 12505-12513. doi: 10.1021/es403170f
- Zheng, C. & Wang, P. 1999. MT3DMS: A Modular Three-Dimensional Multispecies Transport Model for Simulation of Advection, Dispersion, and Chemical Reactions of Contaminants in Groundwater Systems; Documentation and User's Guide. Tilgjengelig fra: [https://www.researchgate.net/publication/242586434\\_MT3DMS\\_A\\_Modular\\_Three-Dimensional\\_Multispecies\\_Transport\\_Model\\_for\\_Simulation\\_of\\_Advection\\_Dispe\\_r\\_sion\\_and\\_Chemical\\_Reactions\\_of\\_Contaminants\\_in\\_Groundwater\\_Systems\\_Docu mentation\\_and\\_User's\\_Guide](https://www.researchgate.net/publication/242586434_MT3DMS_A_Modular_Three-Dimensional_Multispecies_Transport_Model_for_Simulation_of_Advection_Dispe_r_sion_and_Chemical_Reactions_of_Contaminants_in_Groundwater_Systems_Docu mentation_and_User's_Guide) (Hentet: 03.06.2020).
- Østmo, S. R. 1977. Kvartærgeologisk kartlegging med spesiell vekt på registrering og undersøkelser av sand -og grusforekomster i Ullensaker kommune. Norges geologiske undersøkelse.



# Vedlegg

*Vedlegg A: Grunnnvannsstand fra sep. - okt. 2012 og OSL-koordinater i brønner på modelleringsområdet til isopach-kartet*

Brønnnavn	X (OSL)	Y (OSL)	GV-nivå [moh.]	Dato
AN-A1	1349.53	13840.22	199.59	27.09.2012
AN-A4	1445.02	13803.31	199.45	27.09.2012
AN-B2	1465.11	13678.64	199.2	25.09.2012
AN-B3	1389.32	13676.83	199.23	25.09.2012
AN-B6	1433.04	13824.17	199.47	25.09.2012
AN-B8	1490.97	13824.45	199.46	25.09.2012
ANOE1	667.41	14988.02	201.18	01.10.2012
ANOE10	504.31	13620.33	197.95	25.09.2012
ANOE2	274.49	13457.57	195.9	01.10.2012
ANOE9	495.9	13680.57	198.05	25.09.2012
BR22	957.22	14569.79	200.9	28.09.2012
BR7_6	622.91	14183.57	200.52	01.10.2012
BV-1	591.53	14492.24	199.89	10.09.2012
BV-10	451.59	14401.48	198.93	10.09.2012
BV-11	691.7	14494.82	200.3	10.09.2012
BV-12	583.41	14471.47	199.78	10.09.2012
BV-13	420.95	14295.63	198.32	10.09.2012
BV-14	314.08	14279.81	196.59	19.09.2012
BV-15	87.86	14105.67	192.07	19.09.2012
BV-16	199.96	14307.64	194.71	19.09.2012
BV-2	616.27	14535.89	200.15	10.09.2012
BV-3	635.47	14575.29	200.28	10.09.2012
BV-4	497.36	14460.13	199.34	10.09.2012
BV-5	533.18	14466.42	199.56	10.09.2012
BV-6	561.1	14465.42	199.68	10.09.2012
BV-7	522.97	14403.41	199.35	10.09.2012
BV-8	544.58	14533.03	199.72	10.09.2012
BV-9	483.21	14477.53	199.33	10.09.2012
BV-P2	564.87	14501.94	199.15	10.09.2012
BV-P3	513.48	14475.23	198.65	10.09.2012
BV-P5	521.98	14521.56	198.76	10.09.2012
GSG-A1	670.22	14052.81	199.21	25.09.2012
MOV2-A01	1243.04	14212.89	200.89	01.10.2012
P466A-029	248.67	14714.86	198.46	01.10.2012
P590A012	657.67	15944.72	200.23	01.10.2012

*Vedlegg B: Grunnvannsstand og OSL-koordinater i pumpe-, infiltrasjons- og observasjonsbrønner.*

Måledata for grunnvannsstand er hentet fra 25.-27. november 2019

Brønnavn	X (OSL)	Y (OSL)	Terreng [moh.]	Dybde Grunnvannspeil [m]	Grunnvannspeil [moh.]
AN-A2b	1362.28	14013.07	204.3	3.91	200.39
AN-B4	1544.78	13677.38	203.79	5.43	198.36
ANOE1	667.41	14988.02	204.04	2.68	201.37
ANOE2	274.49	13457.57	200.72	4.80	195.92
BR22	957.22	14569.79	204.69	3.89	200.80
BR7_4	739.89	14193.74	203	2.88	200.12
BV-1	591.53	14492.24	202.83	2.83	200.00
BV-10	451.59	14401.48	202.37	3.57	198.80
BV-11	691.7	14494.82	203.09	2.49	200.60
BV-12	583.41	14471.47	202.81	2.95	199.86
BV-14	314.08	14279.81	203.15	6.08	197.07
BV-15	87.86	14105.67	200.93	8.75	192.18
BV-16	199.96	14307.64	202.11	7.23	194.88
BV-17	519.61	14422.76	202.67	3.31	199.37
BV-18	513.82	14435.49	202.63	3.28	199.36
BV-19	597.00	14513.09	202.78	2.72	200.06
BV-2	616.27	14535.89	203.14	2.82	200.33
BV-20	621.07	14599.28	202.96	2.58	200.38
BV-23	727.61	14561.91	203.27	2.34	200.93
BV-24	656.89	14440.64	203.23	2.99	200.24
BV-25	616.13	14437.32	203.57	3.53	200.04
BV-26	801.26	14429.25	203.2	2.34	200.87
BV-28	758.02	14289.81	203.09	2.83	200.26
BV-29	847.6	14439.71	203.77	2.80	200.97
BV-3	635.47	14575.29	203.81	3.32	200.49
BV-4	497.36	14460.13	202.75	3.45	199.30
BV-5	533.18	14466.42	202.7	3.13	199.57
BV-6	561.10	14465.42	202.77	3.05	199.72
BV-8	544.58	14533.03	202.71	2.93	199.78
BV-C1	680.85	14545.36	203.45	2.88	200.57
BV-C2	680.87	14454.76	203.12	2.83	200.29
BV-C3	604.16	14565.32	203.59	3.30	200.29
FRG4	1523.17	14071.62	204.59	3.78	200.81
GF-A3	503.94	13605.13	202.8	4.70	198.10
MOV2-A01	1243.04	14212.89	204.6	3.31	201.29
P466A-029	248.67	14714.86	202.49	3.92	198.58
P523A012	655.47	15274.64	204.72	3.32	201.40
P590A012	657.67	15944.72	204.69	4.71	199.98
UIO-K3	816.62	15708.07	204.86	3.80	201.06
BV-C5	455.256	14521.932	202.948	4.05	198.90
BV-C6	412.801	14227.191	202.76	6.55	196.21

PFOS_JERN1	470.38	14304.41	202.91	4.83	198.08
PFOS_JERN2	452.77	14344.34	202.92	4.50	198.42
PFOS_JERN3	457.40	14388.00	202.64	4.59	198.05
PFOS_JERN4	468.04	14438.48	202.76	4.33	198.43
PFOS_JERN5	466.89	14469.78	202.59	4.12	198.47
PFOS1	712.89	14410.81	202.92	2.45	200.47
PFOS2	617.64	14417.11	202.95	2.69	200.26
IN14	825.13	14434.09	203.71	2.93	200.78
IN3	394.03	14353.02	202.6	2.65	199.95
IN4	395.29	14321.84	202.56	2.12	200.44
IN5	422.54	14291.11	202.99	4.40	198.59

*Vedlegg C: Data for pumpe- og infiltrasjonsbrønnene importert i Visual MODFLOW  
Pumperatene er hentet fra 25. november 2019*

<b>Well Id</b>	<b>X (OSL)</b>	<b>Y (OSL)</b>	<b>Elevation</b>	<b>Well bottom</b>	<b>Screen Id</b>	<b>Screen top Z</b>	<b>Screen bottom Z</b>	<b>Pumping start date</b>	<b>Pumping end date</b>	<b>Pumping rate [m<sup>3</sup>/d]</b>
IN1	377.18	14451.23	202.53	191.03	1.00	197.03	192.03	1. nov. 2012	1. jan. 2100	50.00
IN2	389.47	14402.59	202.61	191.11	1.00	197.11	192.11	1. nov. 2012	1. jan. 2100	40.00
IN3	394.03	14353.02	202.60	191.10	1.00	197.10	192.10	1. nov. 2012	1. jan. 2100	60.00
IN4	395.29	14321.84	202.56	191.06	1.00	198.06	192.06	1. nov. 2012	1. jan. 2100	70.00
IN5	422.54	14291.11	202.99	191.49	1.00	197.49	191.49	1. nov. 2012	1. jan. 2100	40.00
IN6	448.20	14282.26	202.87	191.37	1.00	197.37	192.37	1. nov. 2012	1. jan. 2100	58.66
IN7	704.54	14660.86	203.76	192.26	1.00	199.26	194.26	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN8	706.60	14635.28	203.54	192.04	1.00	198.04	193.04	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN9	714.26	14610.31	203.54	192.04	1.00	198.04	193.04	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN10	721.30	14586.28	203.53	192.03	1.00	198.03	193.03	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN11	728.76	14559.66	203.47	191.97	1.00	197.97	192.97	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN12	735.82	14531.54	203.38	191.88	1.00	197.88	192.88	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN13	743.70	14497.66	203.12	191.62	1.00	199.62	193.62	1. nov. 2012	1. jan. 2100	40.00
IN14	825.13	14434.09	203.71	192.21	1.00	200.21	195.21	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
IN15	786.71	14396.13	203.39	194.89	1.00	199.89	194.89	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
PFOS1	712.89	14410.81	202.92	194.92	1.00	199.42	196.42	1. nov. 2012	1. jan. 2100	0.00
PFOS2	617.64	14417.11	202.95	191.75	1.00	200.75	194.75	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-46.95
PFOS_JERN1	470.38	14304.41	202.91	191.91	1.00	198.91	193.91	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-42.51
PFOS_JERN2	452.77	14344.34	202.92	194.42	1.00	199.42	196.42	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-22.94
PFOS_JERN3	457.41	14388.01	202.64	191.64	1.00	198.64	193.64	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-59.46
PFOS_JERN4	468.04	14438.48	202.76	191.76	1.00	198.76	193.76	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-59.12
PFOS_JERN5	466.89	14469.78	202.59	194.09	1.00	199.09	196.09	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-42.39
BV-C5	455.26	14521.93	202.95	192.15	1.00	201.15	195.15	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-38.53
BV-C6	412.80	14227.19	202.76	192.36	1.00	201.36	195.36	1. nov. 2012	1. jan. 2100	-46.76

*Vedlegg D: Benyttede innstillinger for transportmodulen MT3DMS.*

Porosity Options	<b>Effective</b>
Courant Number	<b>0.75</b>
Min. Sat. Thickness	<b>0.01</b>

Advection Method	<b>Upstream Finite Difference (UFD)</b>
Use Implicit GCG Solver	<b>Yes</b>

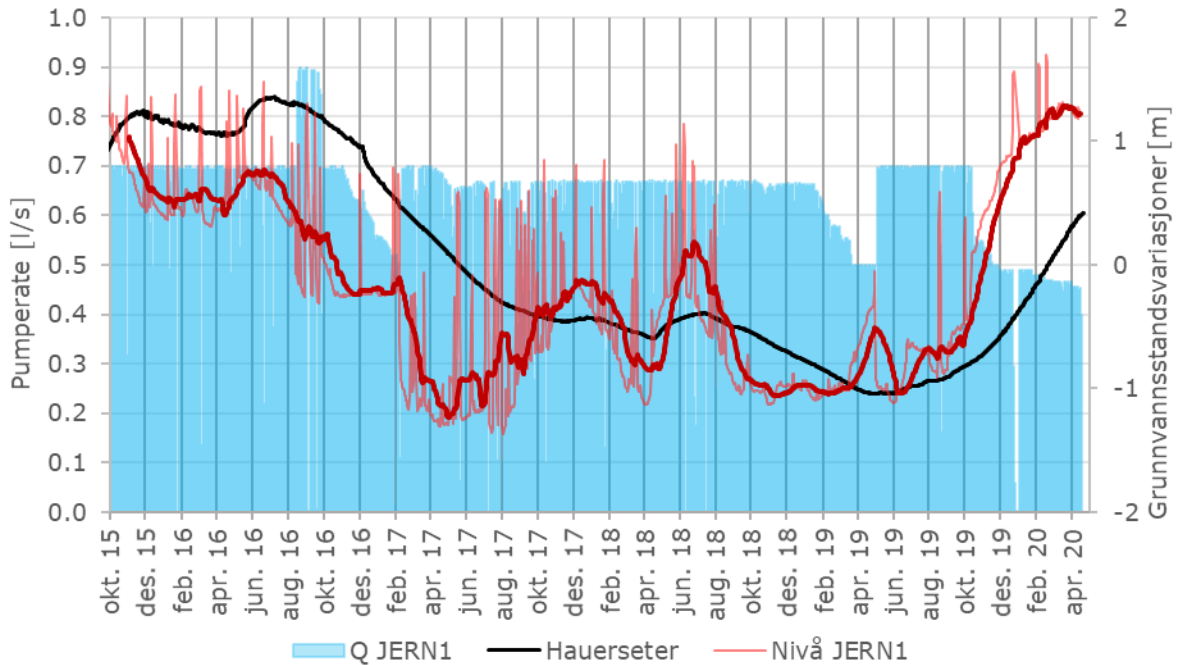
<b>GCG Settings</b>	
Max. number of outer iterations	<b>1</b>
Max. number of inner iterations	<b>50</b>
Relative convergence criterion	<b>0.0001</b>
Concentration change printing interval	<b>0</b>
Preconditioners	<b>Jacobi</b>
SSOR Relaxation Factor	<b>1</b>
Dispersion tensor cross terms	<b>Lump all dispersion cross terms to the right side</b>
Initial step size (DT0) (days)	<b>0</b>
Max step size (days)	<b>200</b>
Multiplier	<b>1.1</b>

<b>General</b>	
Simulation time length (project time units)	<b>21900</b>
Max number of transport steps	<b>5000</b>
Specify maximum step size	<b>No</b>
Maximum step size (project time units)	<b>1</b>
Save concentration at observation point for every Nth time step	<b>1</b>
Save one-line summary of mass budget for every Nth time step	<b>1</b>
Save CMB/CCM file (mass balance output)	<b>Yes</b>

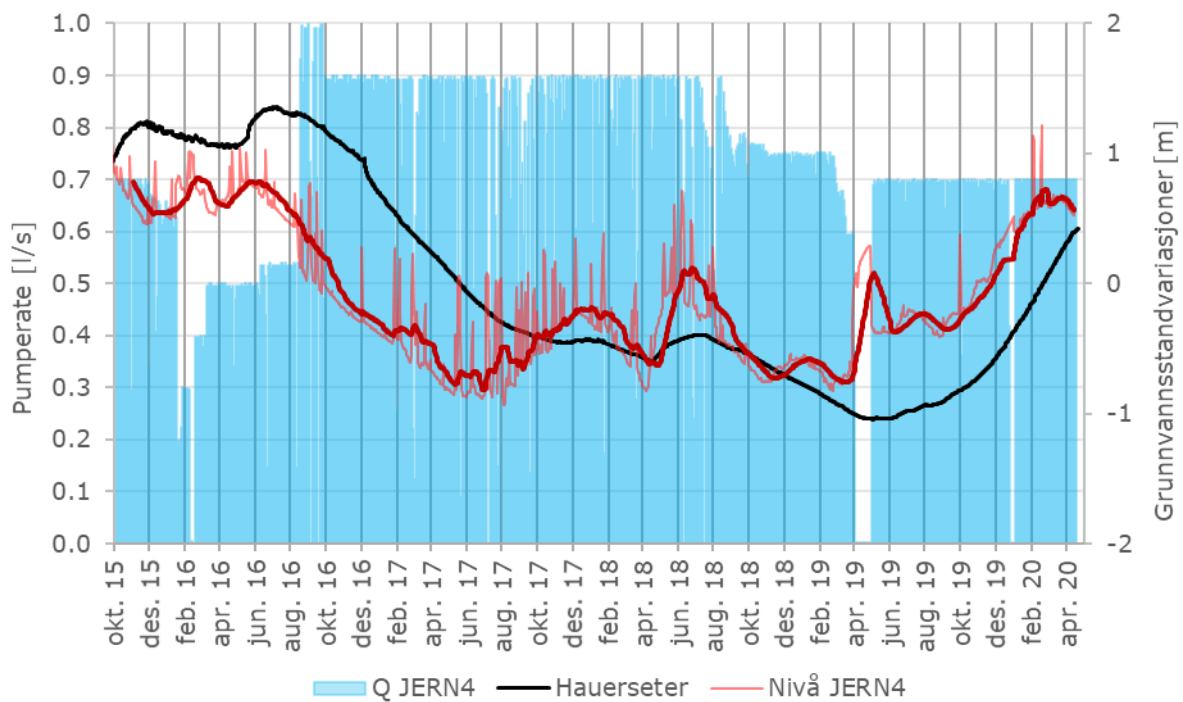
1
365
730
1460
2920
4380
5840
7300
9125
10950
14600
18250
21900

Vedlegg E: Grafer over grunnvannsstandsvariasjoner og pumperater (Q) for pumpebrønnene. Den tykke, røde streken viser 31 grunnvannsstandsmålingers glidende gjennomsnitt. Data for samtlige pumpebrønner ligger i vedlegg x4.

Vedlegg E1: PFOS\_JERN1

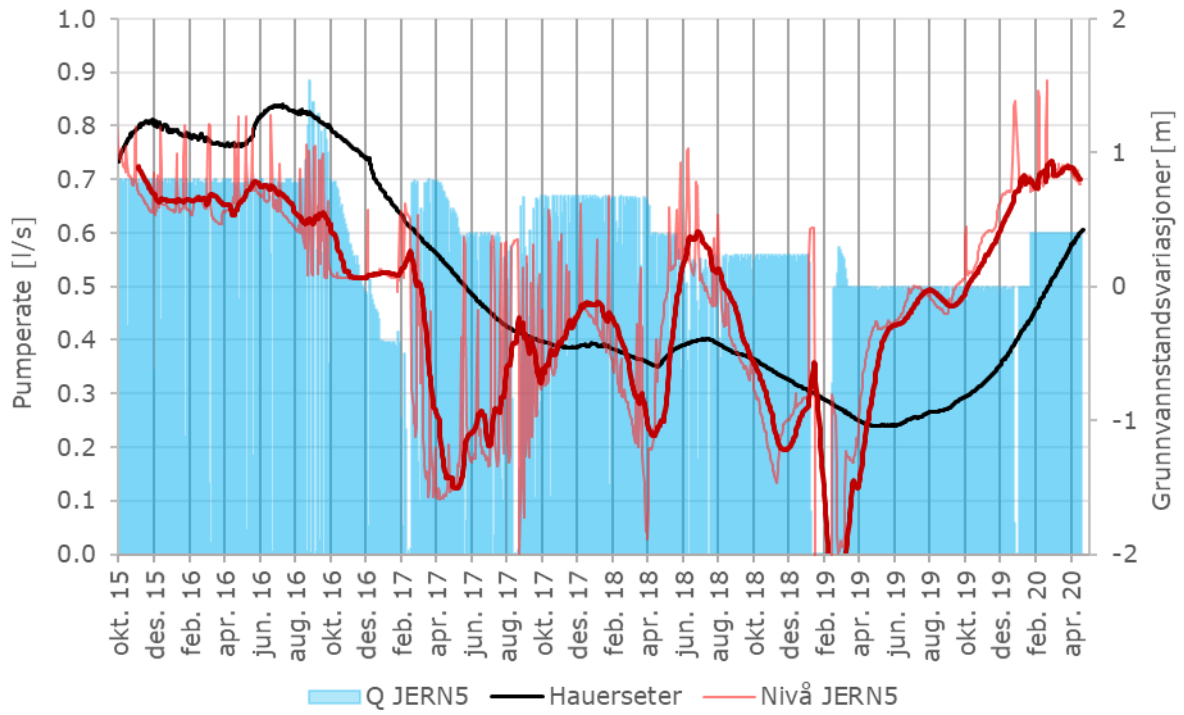


Vedlegg E2: PFOS\_JERN4

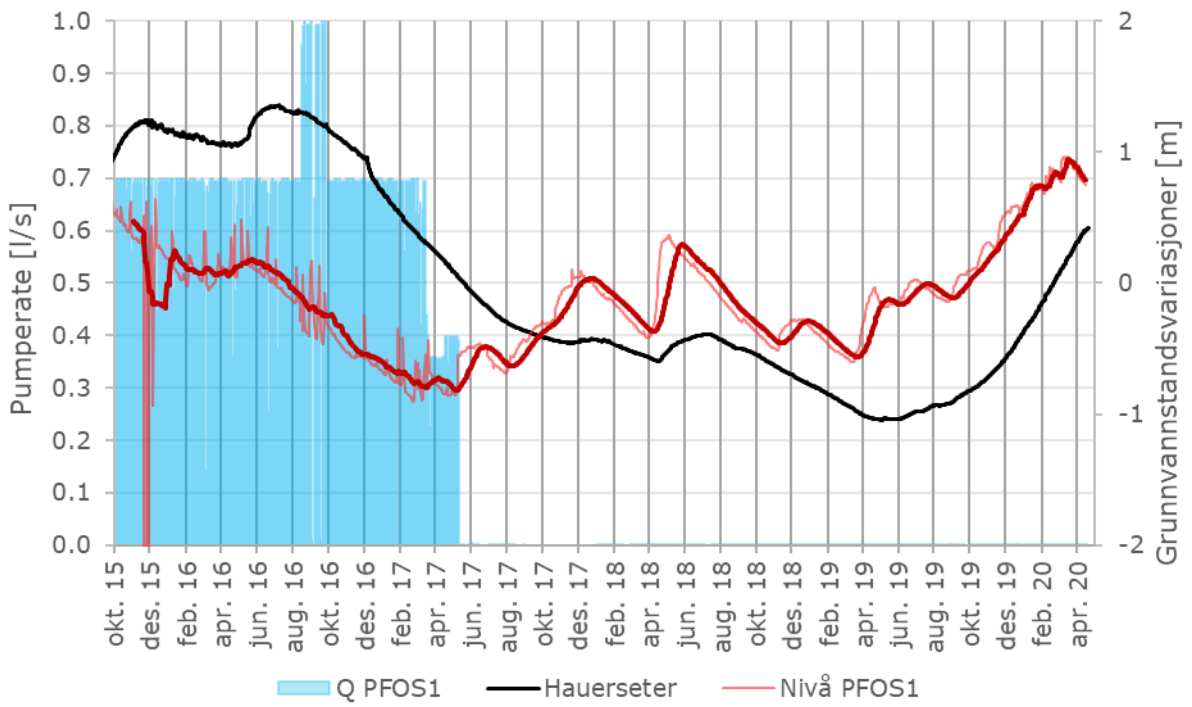




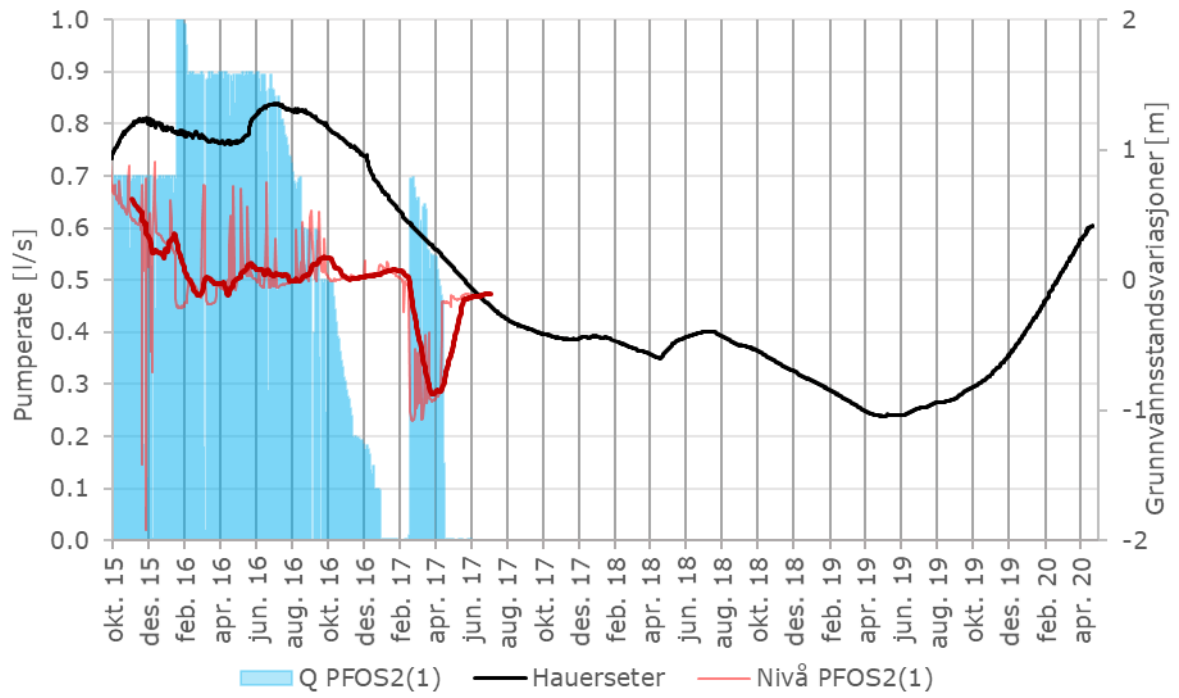
Vedlegg E3: PFOS\_JERN5



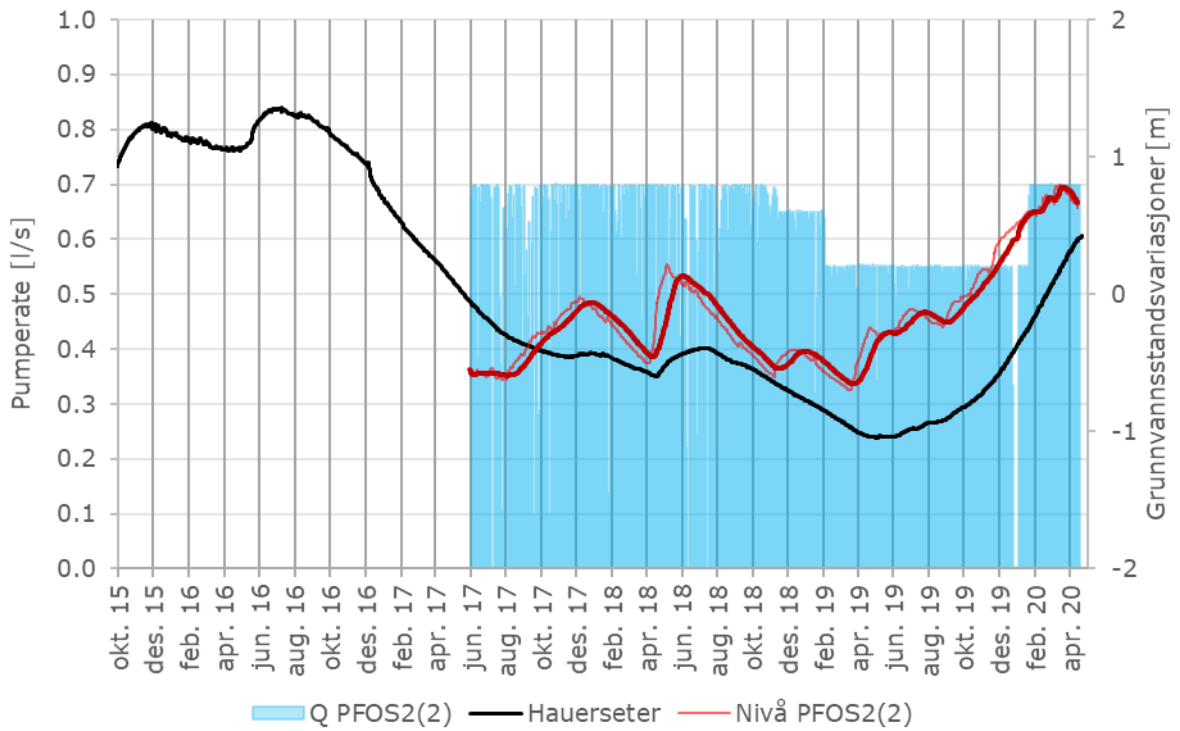
Vedlegg E4: PFOS1



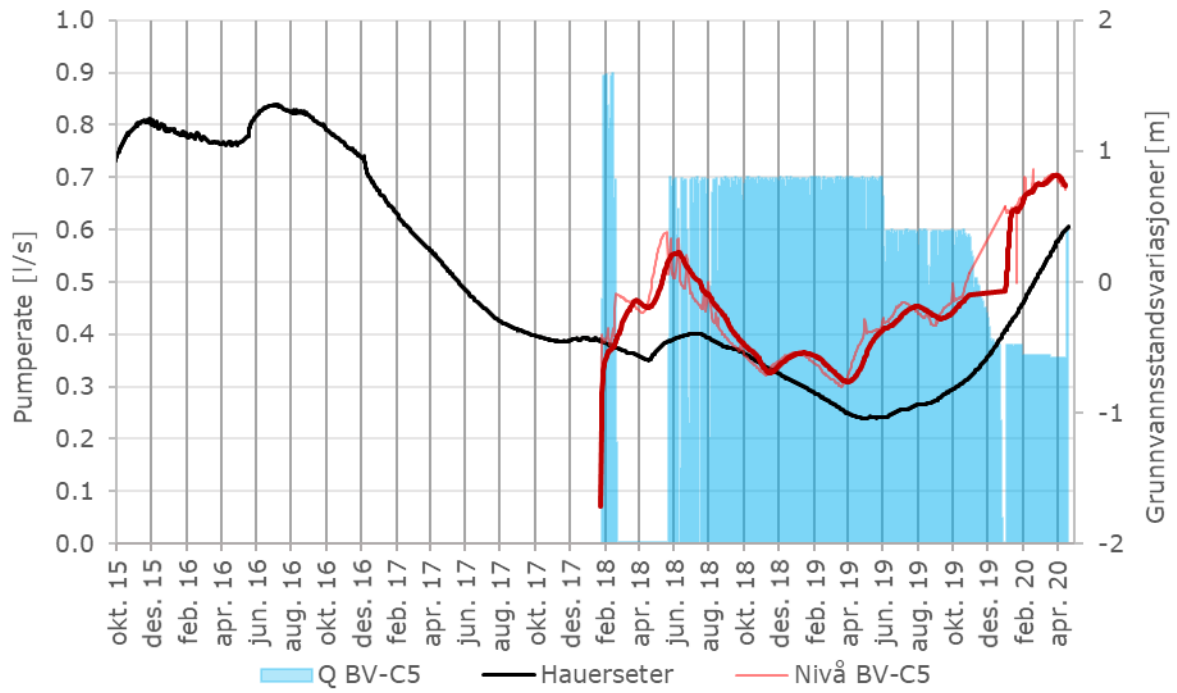
Vedlegg E5: PFOS2(1)



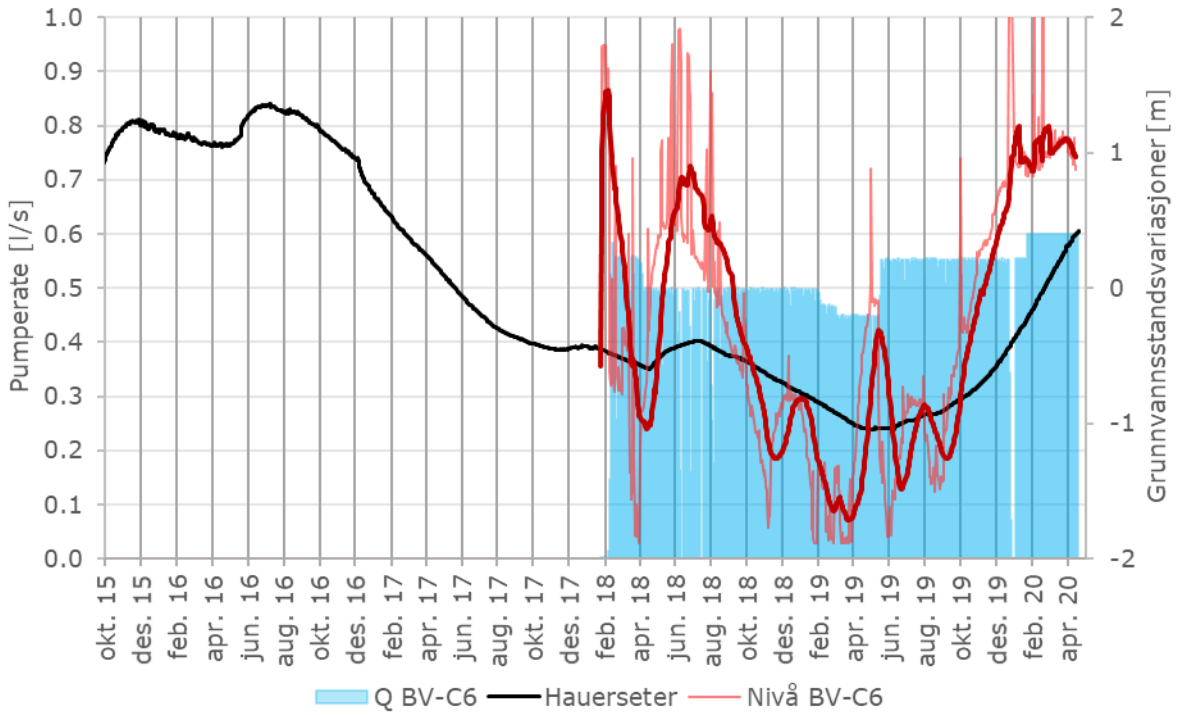
Vedlegg E6: PFOS2(2)



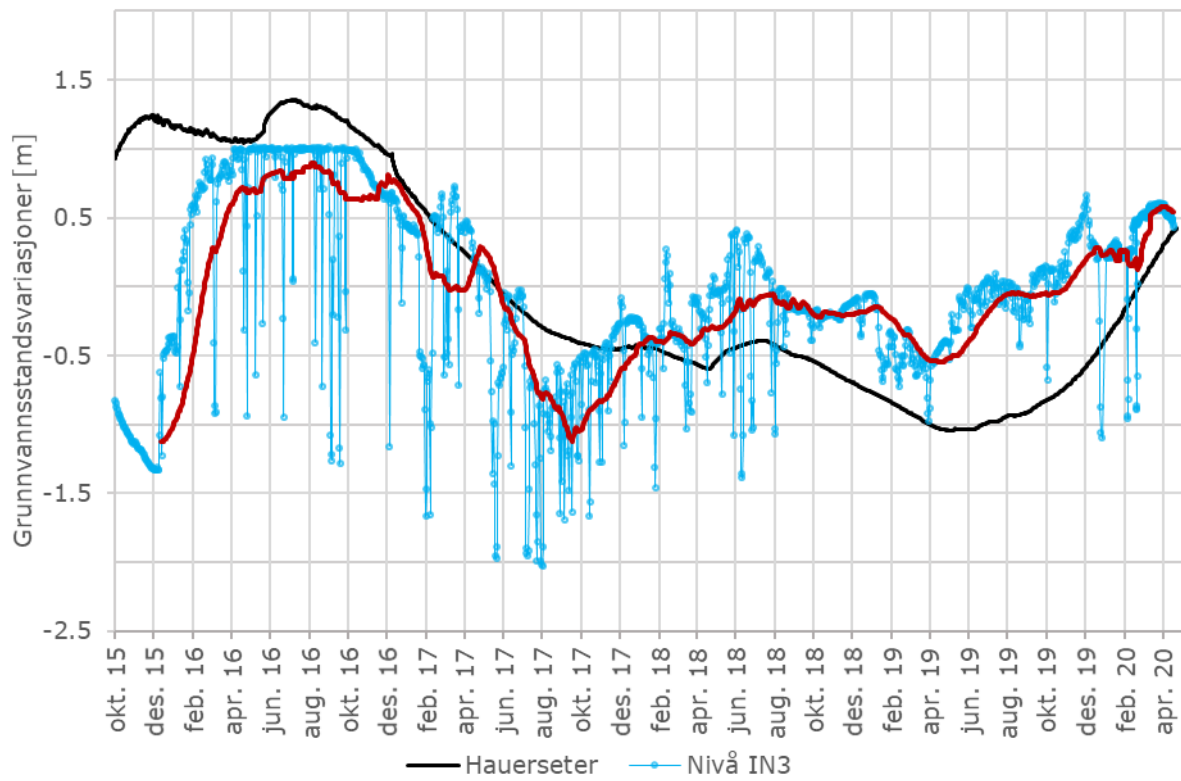
Vedlegg E7: BV-C5



Vedlegg E8: BV-C6



Vedlegg F: Graf over grunnvannsstandsvariasjoner i infiltrasjonsbrønn IN3. Den røde, tykke streken viser 60 grunnvannsstandsmålingers glidende gjennomsnitt. Data for samtlige infiltrasjonsbrønner ligger i vedlegg x5.



Vedlegg G: PFOS-konsentrasjoner i brønner på BØF og området rundt.

Vedlegg G1: data fra 17. juli 2013

Brønnavn	X (OSL)	Y (OSL)	PFOS [ng/l]	Dato
BV-27	631.53	14385.81	73300	17.07.2013
BV-5	533.18	14466.42	72400	17.07.2013
BV-P5	521.98	14521.56	64600	17.07.2013
BV-3	635.47	14575.29	48400	17.07.2013
BV-9	483.21	14477.53	19800	17.07.2013
BV-P2	564.87	14501.94	19400	17.07.2013
BV-16	199.96	14307.64	12400	17.07.2013
BV-10	451.59	14401.48	12000	17.07.2013
BV-26	801.26	14429.25	10100	17.07.2013
H2-A5	548.65	14346.12	9290	17.07.2013
BV-20	621.07	14599.28	8290	17.07.2013
BV-14	314.08	14279.81	7880	17.07.2013
BV-24	656.89	14440.64	5140	17.07.2013
BV-1	591.53	14492.24	4790	17.07.2013
BV-13	420.95	14295.63	4770	17.07.2013
BV-17	519.61	14422.76	4560	17.07.2013
BV-4	497.36	14460.13	4040	17.07.2013
ANOE11	521.07	14444.21	3530	17.07.2013
BV-28	758.02	14289.81	2150	17.07.2013
BV-12	583.41	14471.47	1380	17.07.2013
BV-7	522.97	14403.41	1280	17.07.2013
BV-8	544.58	14533.03	335	17.07.2013
BV-2	616.27	14535.89	160	17.07.2013
H1-A1	448.19	14205.42	112	17.07.2013
BR7_6	622.91	14183.57	94.7	17.07.2013
BV-29	847.6	14439.71	93	17.07.2013
BV-19	597	14513.09	61.8	17.07.2013
BV-21	697.41	14645.19	57.9	17.07.2013
BV-23	727.61	14561.91	36	17.07.2013
BV-22	727.97	14659.13	5	17.07.2013
BV-15	87.86	14105.67	2.5	17.07.2013
BV-18	513.82	14435.49	2.5	17.07.2013
BV-25	616.13	14437.32	2.5	17.07.2013

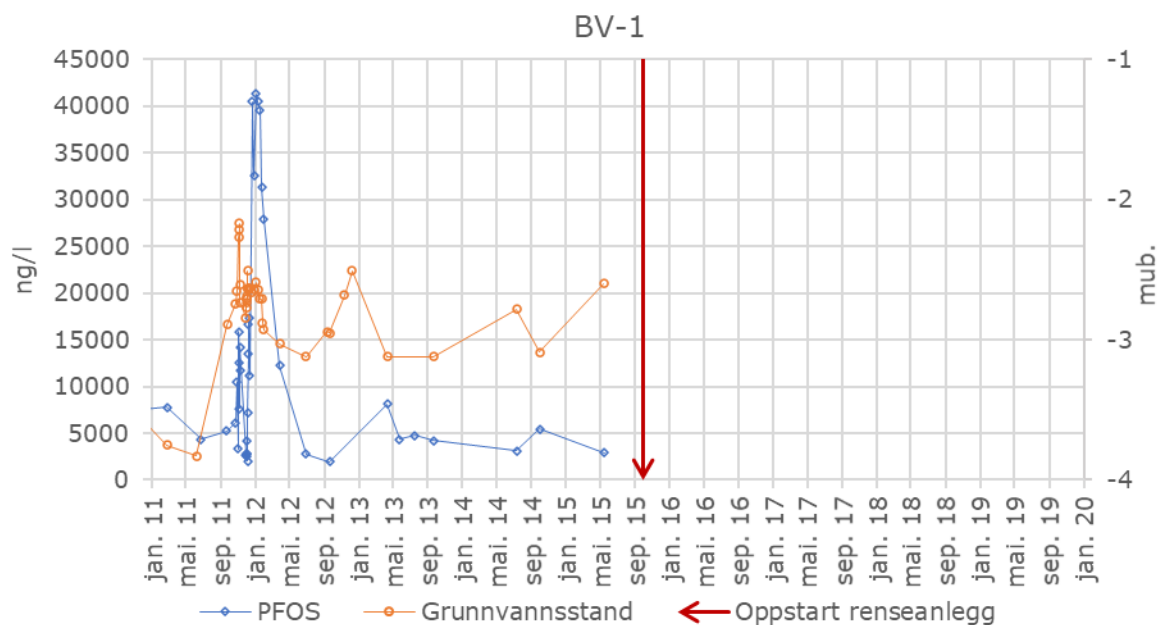
Vedlegg G2: Data fra sep. – okt.2017. Konsentrasjonene i infiltrasjonsbrønnene (IN1-IN6) er antatt.

Brønnavn	X (OSL)	Y (OSL)	PFOS [ng/l]	Dato
BR7_6	622.91	14183.57	280	21.09.2017
BV-10	451.59	14401.48	8200	03.10.2017
BV-13	420.95	14295.63	18000	03.10.2017
BV-14	314.08	14279.81	4600	03.10.2017
BV-16	199.96	14307.64	8300	03.10.2017
BV-2	616.27	14535.89	750	03.10.2017
BV-20	621.07	14599.28	2000	03.10.2017
BV-3	635.47	14575.29	87000	03.10.2017
BV-5	533.18	14466.42	6600	03.10.2017
BV-7	522.97	14403.41	3300	03.10.2017
BV-8	544.58	14533.03	20000	03.10.2017
BV-C1	680.85	14545.36	25	04.09.2017
BV-C2	680.87	14454.76	2900	04.09.2017
BV-C4	634.62	14384.46	14000	05.10.2017
BV-P2	564.87	14501.94	53000	05.10.2017
IN1	377.18	14451.23	0	-
IN2	389.47	14402.59	0	-
IN3	394.03	14353.02	0	-
IN4	395.29	14321.84	0	-
IN5	422.54	14291.11	0	-
IN6	448.2	14282.26	0	-
PFOS_JERN1	470.38	14304.41	56000	05.10.2017
PFOS_JERN2	452.77	14344.34	19000	05.10.2017
PFOS_JERN3	457.4	14388	6200	05.10.2017
PFOS_JERN4	468.04	14438.48	4300	05.10.2017
PFOS_JERN5	466.89	14469.78	57000	05.10.2017

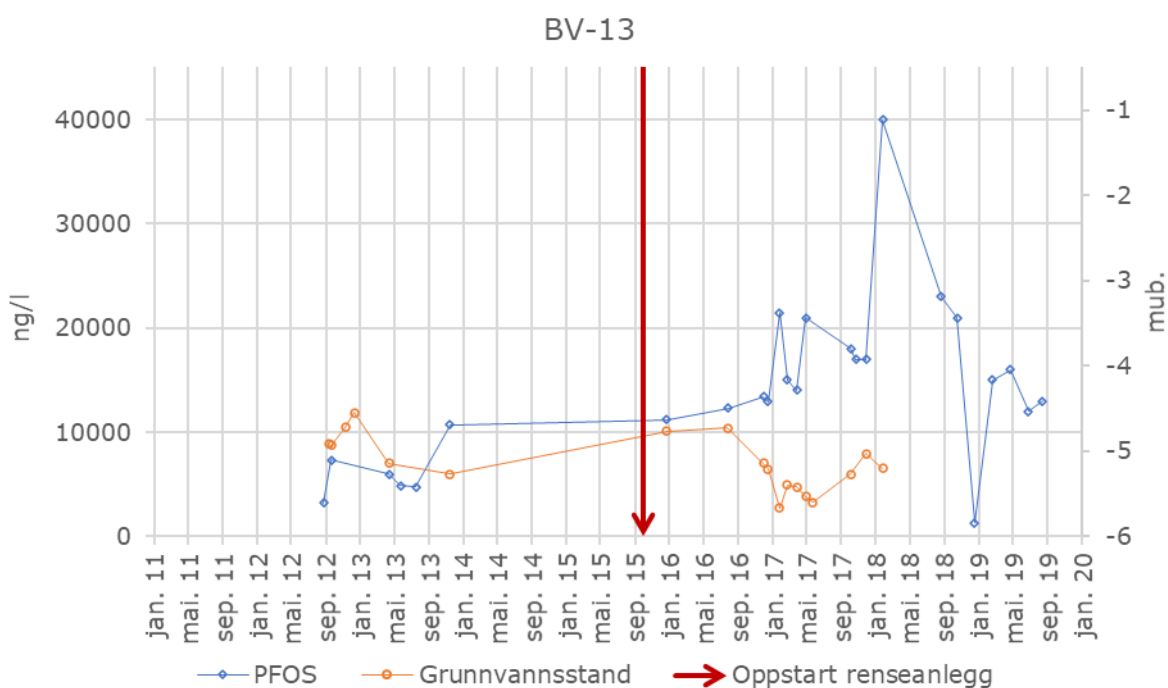


Vedlegg H: Grafer over grunnvannsstand og PFOS-konsentrasjoner i ulike observasjonsbrønner. Data for PFOS-konsentrasjoner og grunnvannsstand for samtlige observasjonsbrønner ligger i vedlegg x3.

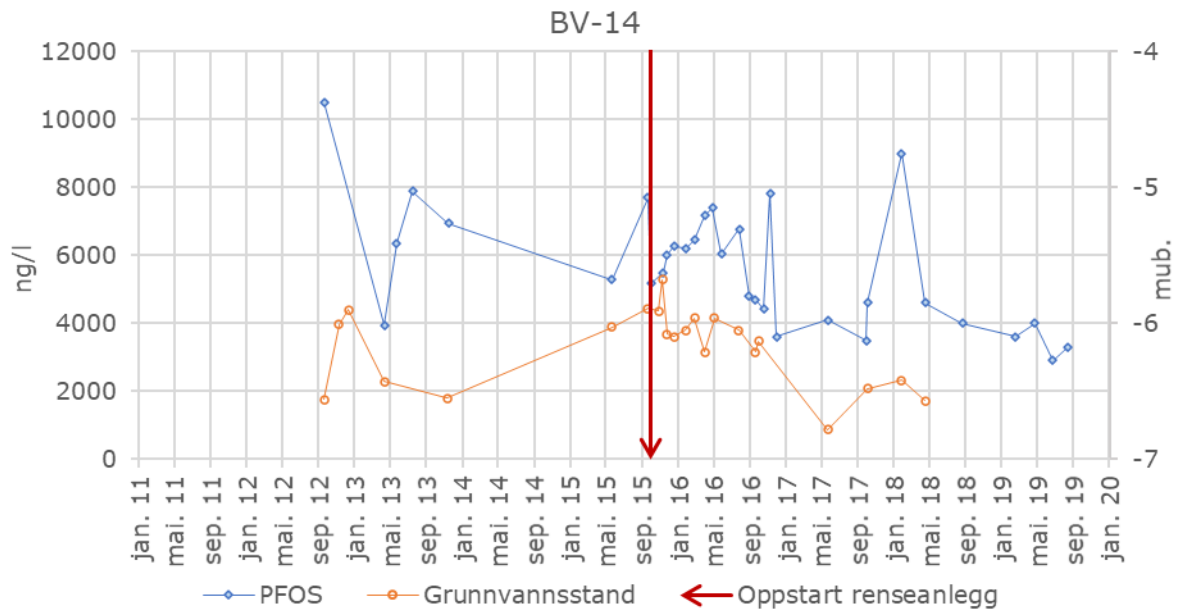
Vedlegg H1: Observasjonsbrønn BV-1, korrelasjonsfaktor: 0.24, filterplassering: 3-8 mub.



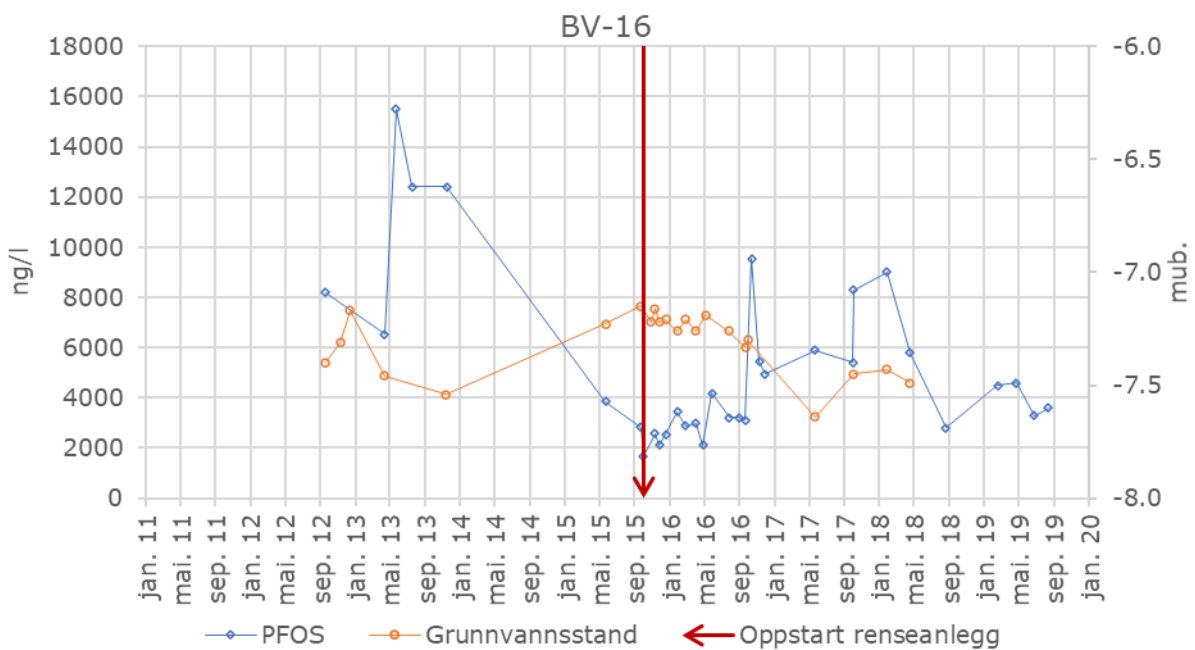
Vedlegg H2: Observasjonsbrønn BV-13, korrelasjonsfaktor: -0.41, filterplassering: 2-8 mub. (plassert 5 meter unna IN5)



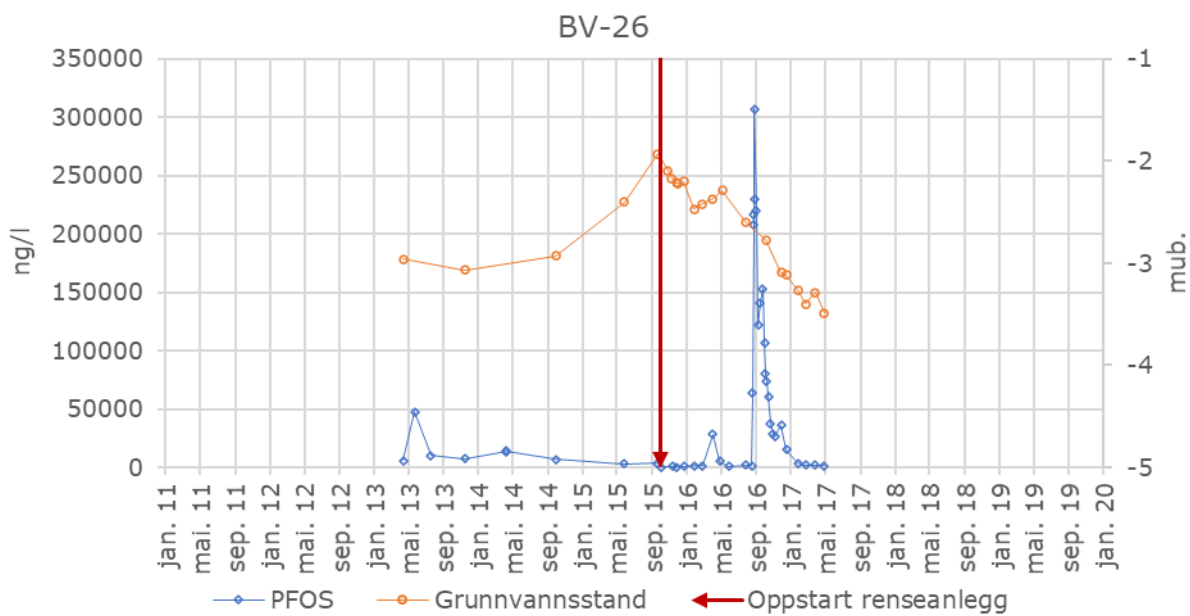
Vedlegg H3: Observasjonsbrønn BV-14, korrelasjonsfaktor: 0.05, filterplassering: 6 - 11 mub.



Vedlegg H4: Observasjonsbrønn BV-16, korrelasjonsfaktor: -0.62, filterplassering: 7-11 mub.



Vedlegg H5: Observasjonsbrønn BV-26, korrelasjonsfaktor: -0.62, filterplassering: 2.6 - 6.6 mub.



*Vedlegg x: Oversikt over excel-ark*

<b>Excel-ark</b>	<b>Beskrivelse</b>
x1	Grunnvannsstands nivåer fra Hauer seter målestasjon fra 1967 til 2020
x2	Nedbørsdata fra Ukkestad målestasjon fra 1966 til 2019
x3	Peiledata og PFOS-konsentrasjoner i observasjonsbrønner på brannøvingsfeltet
x4	Grunnvannsstands nivåer og pumperater for pumpebrønnene på brannøvingsfeltet
x5	Grunnvannsstands nivåer for infiltrasjonsbrønnene på brannøvingsfeltet
x6	PFOS-konsentrasjoner i pumpebrønnene på brannøvingsfeltet

