

Til
Region Syddanmark

Dokumenttype
Rapport

Dato
Oktober 2024

Videregående undersøgelser Pulje

30. Undersøgelser i Grindsted

Forslag til afværgeindsatser



Videregående undersøgelser Pulje 30.

Undersøgelser i Grindsted

Forslag til afværgeindsatser

Projektnavn Pulje 30 2021. Videregående undersøgelser
Projektnr. 1100047870
Modtager Region Syddanmark
Dokumenttype Rapport
Version 4.0
Dato 2024/03/18
Udarbejdet af MBLR, RTHN, MJF, HHD, GILS
Kontrolleret af DOH
Godkendt af MBLR
Beskrivelse

Rambøll
Englandsgade 25
DK-5100 Odense C

T +45 5161 1000

Indhold

1.	Baggrund og formål	8
2.	Opsummering af resultater fra de seneste undersøgelser	10
2.1	Geologi og hydrogeologi	12
2.1.1	Regionale og lokale geologiske forhold	12
2.1.2	Hydrogeologi	16
2.2	Redoxforhold	19
2.3	Forureningssituation	21
2.3.1	Grundvand under Grindsted by	21
2.3.2	Grundvand ved Grindsted Å	26
2.3.3	Forureningsflux til Grindsted Å fra forureningsfanen fra fabriksgrunden (transekt 4)	30
2.3.4	Forurening i Grindsted Å	33
2.4	Forureningsflux nord for Grindsted Å	36
2.4.1	Relativ vinylchlorid-andel af flux	38
2.5	Naturlig nedbrydning af forureningsstoffer	38
2.5.1	Chlorerede opløsningsmidler	38
2.5.2	Sulfonamider og sulfonsyrer	39
2.5.3	Barbiturater	40
2.6	Andre forureningskilder	40
3.	Konceptuel forståelse	42
3.1	Konceptuel forståelse af forureningsudbredelsen	42
3.2	Hydrauliske betragtninger	45
3.2.1	Advektiv transport via grundvandsstrømningen langs strømlinjen	46
3.2.2	Diffusion og dispersionsprocesser	48
3.2.3	Sorption langs strømlinjen	48
3.2.4	Nedbrydning langs strømlinjen	50
3.2.5	Sammenfatning vedr. forureningstransport	50
4.	Valg af afværgemetoder	52
4.1	Fokusstoffer	52
4.2	Oprensningskriterier	53
4.3	Indsatsområder	55
4.3.1	Indsats omkring Grindsted Å	56
4.3.2	Indsats mellem Grindsted Å og fabriksgrunden	58
4.4	Anbefaling af afværgemetoder	62
5.	Strategi	64
5.1	Fluxbetragtninger	65
5.2	Afværgeindsats	67
5.3	Overordnet strategi	68
5.4	Optimering af afværgendeindsatsen ved yderligere faseopdeling	70
6.	Afværgeindsats	73
6.1	Generel beskrivelse af de anbefalede afværgemetoder	73
6.1.1	Kemisk reduktion	73
6.1.2	Sorption	75
6.1.3	Afværgepumpning med on site ozonbehandling	75
6.1.4	Stimuleret reduktiv dechlorering	77
6.2	Indsats 1 - In-situ afværge i det terrænnære magasin i Sektion 1-4	79
6.3	Indsats 2 - In-situ afværge i det øvre sekundære magasin i Sektion 1-3	84
6.4	Indsats 3 - In situ afværge i det terrænnære magasin i Sektion 5 og 6	86

6.5	Indsats 4a – Afværgepumpning med on site ozonbehandling af chlorerede ethener, sulfonamider og barbiturater i det terrænnære magasin i Sektion 1 og 2.	88
6.6	Indsats 4b – Afværgepumpning med on site ozonbehandling af chlorerede ethener, sulfonamider og barbiturater i det terrænnære magasin i Sektion 1, 2, 3 og 5.	91
6.7	Indsats 5 - In situ afværge af vinylchlorid i fanen opstrøms åen	93
6.8	Indsats 6 - In situ afværge af fanen tæt på fabriksgrunden	96
6.9	Option – omlægning af åen	99
6.10	Option - oxidation	100
6.11	Option – grundvandsafledning opstrøms fabriksgrunden	100
6.12	Tidsplan	100
7.	Forberedende tiltag	102
7.1	Litteraturstudie	102
7.2	Monitering	102
7.3	Undersøgelser	102
7.4	Økonomi for forberedende tiltag og udbud	103
8.	Myndighedsbehandling, tilladelser og dispensationer	105
9.	Bæredygtighedsvurdering	106
9.1	Formålet med den udførte bæredygtighedsvurdering	106
9.2	Metodebeskrivelse	106
9.3	Miljøpåvirkninger	107
9.4	Samfundspåvirkninger	110
9.5	Økonomiske påvirkninger	111
9.6	Opsummering	113
10.	Opsamling og anbefaling	115
11.	Referencer	118

Bilag

- 1 Situationsplaner
 - 1.a Boringsplaceringer – filtersatte boringer
 - 1.b Boringsplaceringer – direct push
 - 1.c Udstrømningsområder (GWD) og målestationer i åen
2. Situationsplaner – påviste koncentrationer
 - 2.a Vinylchlorid i terrænnære magasin
 - 2.b Vinylchlorid i øvre sekundære magasin
 - 2.c Vinylchlorid i nedre sekundære magasin
- 3 Tabel med analyseresultater benyttet i situationsplaner
- 4 Notat. Vurdering af hydrauliske forhold og indsatsområder samt anbefaling af mulige afværgetiltag ved Grindsted Å. Rambøll, oktober 2023.
- 5 Notat. Omlægning af Grindsted Å til Bådkanalen
- 6 Konceptuel tidsplan
- 7 Liste over stoffer, der indgår i summen af farmaceutiske stoffer

Forord

Denne rapport omhandler forslag til afværgeindsatser overfor den forureningsfane, som strømmer fra fabriksgrunden (det tidligere Grindstedværket) mod Grindsted Å. Rapporten udgør sidste fase af et projekt, som er gennemført med udgangspunkt i et udbudsmateriale, der blandt andet var baseret på ideoplæg fra DTU Sustain og en række diskussioner mellem Region Syddanmark og DTU Sustain. Det samlede projekt har omfattet

- en række feltundersøgelser (Fase I-III), som er gennemført i perioden juni 2021 til november 2022 og afrapporteret i /7/,
- en indledende screening af afværgemetoder (Fase IV), som er afrapporteret i /19/
- og nærværende forslag til afværgeindsatser (Fase V), som tager udgangspunkt i den indledende screening af afværgemetoder, tidligere og aktuelle undersøgelsesresultater samt nyeste forsknings- og udviklingsresultater fra DTU Sustain.

Projektet blev udbudt i starten af april 2021, og Rambøll fik tildelt opgaven i slutningen af maj 2021.

Det overordnede formål med Fase V har været at opstille et afværgeprogram, der kan nedbringe belastningen af forurening til Grindsted Å fra fabriksgrunden til under Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav og DHI's forslag til miljøkvalitetskriterier /18/ i 2027.

Et traditionelt afværgeprogram beskriver typisk 2-3 mulige afværgemetoder og sammenligner disse i forhold til fx pris og effektivitet. Dette afværgeprogram er pga. forureningens udbredelse og kompleksitet opbygget på en anden måde. Her beskrives seks forskellige afværgeindsatser fordelt på fire forskellige områder, da det vurderes nødvendigt med flere koordinerede indsatser for at opnå en tilstrækkelig fluxreduktion og dermed overholde miljøkvalitetskrav og -kriterier.

I forbindelse med udarbejdelsen af afværgeprogrammet har der været afholdt et opstartsmøde, en workshop og to statusmøder med deltagelse af DTU Sustain, Rambøll og Region Syddanmark. Her har blandt andet målsætning for afværge, fokusstoffer, indsatsområder samt forudsætninger og krav til afværgemetoder været drøftet.

DTU Sustain har desuden bidraget med forslag og en omfattende kommentering af rapportudkastet. Det skal bemærkes, at en række af DTU Sustain's forslag og kommentarer ikke er blevet implementeret i den endelige version. Fra DTU Sustain har følgende bidraget: Post Doc Cecilie F. Ottosen, Post Doc Grégory Guillaume Lemaire, Lektor Mette M. Broholm og Professor Poul L. Bjerg.

Definitioner/ordforklaringer

Barbiturater: En farmaceutisk stofgruppe som tidligere blev brugt ved behandling af søvnløshed og angst og i dag ved epilepsibehandling. Se Tabel 1-1.

Chainage: Grindsted Å er på strækningen fra station 1-14 blevet opmålt med drone, og Chainage er et mål for åens forløb gennem Grindsted by. Station 1 er benyttet som reference, og her starter Chainage 0. Opmålingen slutter nedstrøms Station 14 ved Chainage 18.840 (18,84 km nedstrøms station 1. Det relevante område ifht. afværgeprogrammet er mellem Chainage 2.300 (umiddelbart opstrøms station 2) og Chainage 4.600 (umiddelbart nedstrøms station 9).

Chlorerede ethener: En samlet betegnelse for tetrachlorethylen (PCE), trichlorethylen (TCE), 1,1-dichlorethylen (1,1-DCE), trans-1,2-dichlorethylen (trans-DCE), cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE) og vinylchlorid (VC). PCE og TCE er moderprodukter og DCE og VC er

nedbrydningsprodukter, hvor den oftest forekommende DCE-variant er cis-DCE. Se Tabel 1-2.

Chlorerede nedbrydningsprodukter: En samlet betegnelse for 1,1-dichlorethylen (1,1-DCE), trans-1,2-dichlorethylen (trans-DCE), cis-1,2-dichlorethylen (cis-DCE), 1,1-dichlorethan, 1,2-dichlorethan, chlorethan, vinylchlorid (VC), 1,1,1-trichlorethan, chloroform og dichlormethan. Nedbrydningsprodukterne omfatter altså både ethaner, ethylen og metaner. Se Tabel 1-2.

Chlorerede opløsningsmidler: En samlet betegnelse for stoffer, der har været anvendt aktivt i f.eks. industri: tetrachlorethylen (PCE), trichlorethylen (TCE), tetrachlormethan, 1,1,1-trichlorethan, chloroform og dichlormethan. Se Tabel 1-2.

Chlorerede stoffer: En samlet betegnelse for alle chlorerede ethener, ethaner og metaner, som typisk analyseres samtidig i vandprøver. Gruppen omfatter både de chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukterne. Se Tabel 1-2.

Flux: Flux er et mål for en strømning gennem et område eller et areal. I forbindelse med forureningen på fabriksgrunden strømmer der forurening med grundvandet ind i Grindsted Å. Her kan der over en strækning af åen beregnes en flux (kg/dag eller kg/år) af de stoffer som siver ind i åen.

GWD (Groundwater Discharge zoner). Indsivningsområder. Områder hvor der er påvist markant indsivning af forurennet grundvand til Grindsted Å (se Figur 1-1).

Indsats: Der er i rapporten beskrevet seks forskellige afværgeindsatser benævnt Indsats 1-6.

Magasiner: For overskuelighedens skyld, er grundvandsmagasinet opdelt i et terrænnært magasin (0-15 m u.t.), et øvre sekundært magasin (15-30 m u.t.) og et nedre sekundært magasin (30-60 m u.t.). De øvre og nedre sekundære magasiner er generelt sammenhængende og med samme trykniveau, mens de i store dele af området adskilles fra det terrænnære magasin af en lavpermeabel formation af brunkul og/eller ler.

Område: Der er lokaliseret fire områder, hvor det umiddelbart vurderes muligt at etablere en afværgeindsats. Disse er benævnt Område 1-4.

Rensningsanlæg Vest/Renseanlæg Vest: Tidligere rensningsanlæg beliggende tæt på åen umiddelbart nord for Sektion 1. De tre bassiner til opmagasinering af spildevand kan skimtes på Figur 1-1. Endvidere findes der både en pumpestation (bygningen i bevoksningen lige syd for bassinerne) og et overløbsbygværk (lige vest for pumpestationen) på arealet. Pumpestationen sender spildevand videre mod vest til det 'nye' renseanlæg, som ligger vest for Grindsted by. Bassinerne kommer i brug ved kraftige regnhændelser, og når bassinerne er fyldt, sendes spildevandet direkte i åen via overløbsbygværket. Bemærk at den ældre del af byen nord for åen er fælleskloakeret.

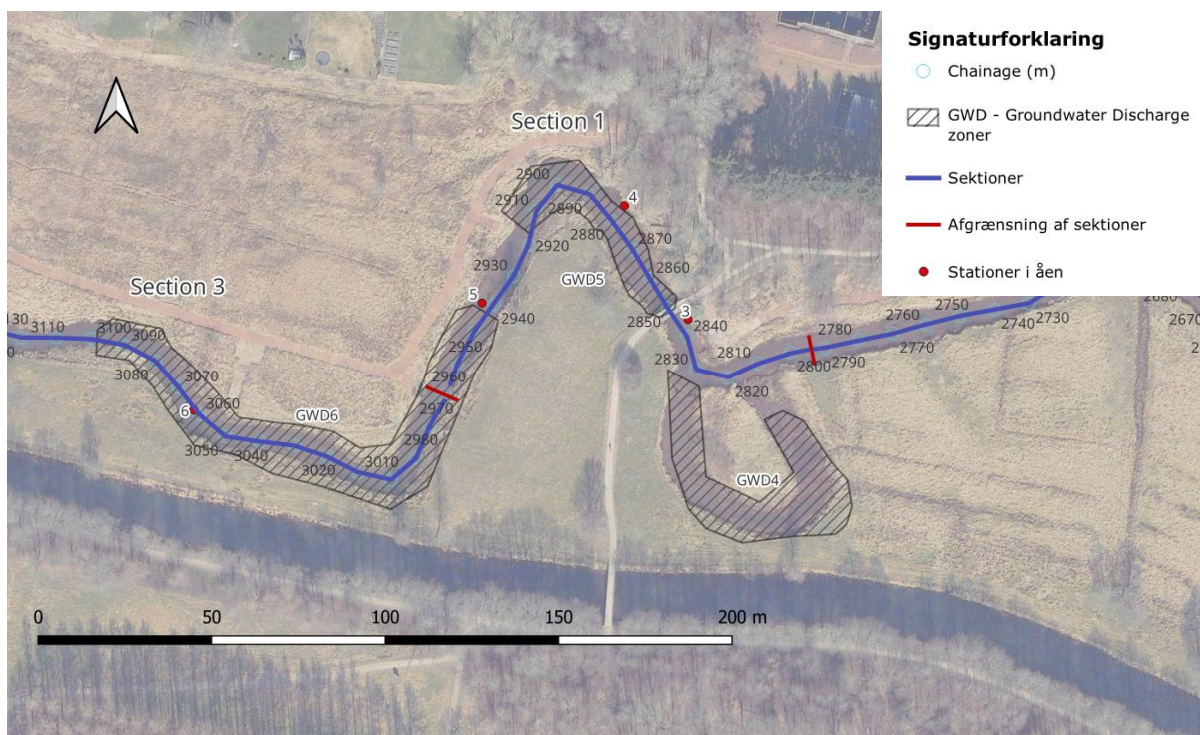
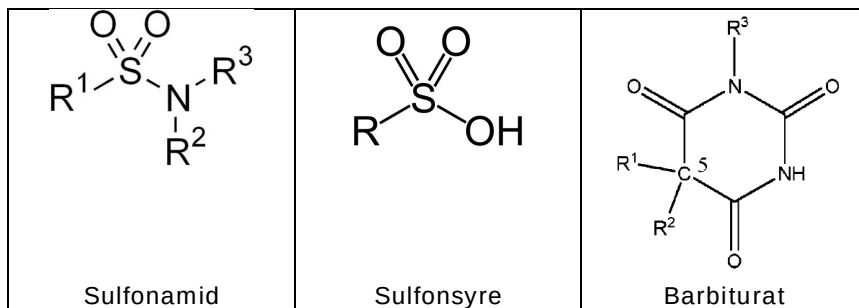
Sektion: Med henblik på afværgestrategien, er den del af fluxtransektet hvor hovedparten af udstrømningen sker, opdelt i seks horisontale sektioner benævnt S1-S6. Hver sektion er desuden underopdelt i en terrænnær og en øvre sekundær del benævnt T og ØS.

Station 1-14: Målestationer i Grindsted Å, hvor der er udtaget og analyseret vandprøver samt målt vandføring (se figur nedenfor)

Sulfonamider: En farmaceutisk stofgruppe karakteriseret ved, at de indeholder en sulfonamidgruppe og er et syntetisk antibiotika. Se Tabel 1-1.

Sulfonsyrer: En organisk stofforbindelse karakteriseret ved, at den indeholder en sulfonylhydroxidgruppe ($-S(=O)_2-OH$). Se Tabel 1-1.

Tabel 1-1 Basisstruktur for sulfonamider, sulfonsyrer og barbiturater.



Figur 1-1 Eksempel på kort med visning af indsvingsområder (GWD), Sektioner og Stationer.

Tabel 1-2 Liste over alle chlorerede ethener, ethaner og metaner. C = antal kulstofatomer, Cl = antal chloratomer.

Navn	C	Cl	Chlorerede stoffer	Chlorerede opløsningsmidler	Chlorerede nedbrydningsprodukter	Chlorerede ethener
Tetrachlorethylen	2	4	X	X		X
Trichlorethylen	2	3	X	X	X*	X
1,1,1-trichlorethan	2	3	X	X	X*	
Tetrachlormethan	1	4	X	X		
Trichlormethan (Chloroform)	1	3	X	X	X*	
Dichlormethan	1	2	X	X	X*	
1,1-dichlorethylen	2	2	X		X	X
trans-1,2-dichlorethylen	2	2	X		X	X
cis-1,2-dichlorethylen	2	2	X		X	X
Vinylchlorid	2	1	X		X	X
1,2-dichlorethan	2	2	X		X	
1,1-dichlorethan	2	2	X		X	
Chlorethan	2	1	X		X	

*Kan også være et moderstof, og indgår ikke i analysen for chlorerede nedbrydningsprodukter.

1. Baggrund og formål

Forureningen fra produktionen på det tidligere Grindstedværkets fabriksgrund (herefter kaldet fabriksgrunden) har medført, at der i grundvandet sker en strømning af en lang række forureningskomponenter fra fabriksgrunden under Grindsted by og ned mod Grindsted Å, hvor vandet og de opløste forureningskomponenter siver ind i åen og medfører en uacceptabel påvirkning af åen.

Forureningssituationen er kompleks. Både fordi forureningen har haft mange år til at sprede sig og fordi der er tale om en lang række forureningskomponenter med meget forskellige fysisk/kemiske egenskaber. Desuden er skalaen for forureningen stor, med en længde og bredde for forureningsfanen i kilometerskala og forureningsspredning fra terræn til ca. 60 m u.t. i nogle områder. Endelig er forureningssituationen kompleks fordi strømningsforholdene i grundvandszonen er komplekse, hvilket både forårsages af et brunkulslag som findes ca. 15 m u.t. i store dele af området ved Grindsted Å, og fordi åens stadige bevægelse med dannelse af nye løb og afskæring af tidligere såkaldte meanderbuer medfører svært forudsigelig spredning af forureningen. Det kan således være vanskeligt at forudsige, hvor der sker indsivning til åen.

Der er tidligere lavet en række undersøgelser af forureningsfanen fra fabriksgrunden, og senest er der i perioden 2021-2023 udført en række borer og både i en strømlinje fra fabriksgrunden og ned mod åen, i et transekt mellem fabriksgrunden og åen (Bekkasinvej, Figur 2-1) og ikke mindst i et transekt langs selve åen /7/. Undersøgelserne har medført, at der i dag er et markant bedre kendskab til strømningsforholdene og forureningsudbredelsen, om end der stadig er en række forhold, som ikke er belyst.

På selve fabriksgrunden er der ikke udført nye undersøgelser, og forureningsforholdene på selve grunden er derfor mere usikre. Det er eksempelvis usikkert, om der for de chlorerede opløsningsmidler findes fri fase forurening, eller om den udsivning, der fortsat sker fra fabriksgrunden, skyldes udsivning fra lavpermeable zoner, hvor forureningen tidligere kan være trængt ind. Små 100 års produktion af et bredt spekter af produkter og anvendelse af et stort antal stoffer med skiftende placeringer af produktionsanlæg oplag mv. har resulteret i en meget inhomogen kilde med flere forskellige hotspotområder.

Der er tidligere udarbejdet en screeningsrapport, hvor mulige afværgemetoder er screenet og vurderet ifht. de forhold, der er i området omkring selve åen /19/.

Formålet med dette afværgeprogram er at vurdere og beskrive afværgemetoder, som kan sikre, at der ikke længere sker en uacceptabel påvirkning af Grindsted Å med forureningsstofferne, som er spildt på fabriksgrunden. Et traditionelt afværgeprogram beskriver typisk 2-3 mulige afværgemetoder og sammenligner disse ifht. fx pris og effektivitet. Dette afværgeprogram er pga. forureningens udbredelse og kompleksitet opbygget på en anden måde. Her beskrives seks forskellige afværgeindsatser fordelt på fire forskellige områder, da det vurderes nødvendigt med flere koordinerede indsatser for at opnå en tilstrækkelig fluxreduktion og dermed overholde miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier.

Hver af indsatserne prissættes, og der udarbejdes også en tidsplan for den samlede afværgeindsats i det følgende, men den endelige plan for rækkefølgen og det præcise omfang af hver af indsatserne kan først endeligt besluttet, når der er udført en række laboratorie-, felt- og injektionsforsøg for de mulige afværgemetoder. Dette medfører også, at der er en række usikkerhedsfaktorer ifht. både tidsplan og økonomioverslag, der skal medtages i den samlede vurdering.

Læsevejledning

I kapitel 2 opsummeres resultater fra de nyeste undersøgelser udført af Rambøll og DTU.

I kapitel 0 gives først en konceptuel forståelse af selve forureningsudbredelsen efterfulgt af hydrauliske betragtninger mhp. at beskrive strømningshastigheder og transporttider i grundvandsmagasinerne.

Kapitel 4 fokuserer på indsatsområder, fokusstoffer og oprensningskriterier, mens de stoffer afværgeindsatsen skal fokuseres på og selve oprensningskriterierne gennemgås i kapitel 3.

Forureningsfluxen beskrives og inddeles i en række sektioner for at kunne optimere afværgeindsatsen, og på baggrund af dette begrundes den endelige anbefaling af afværgemetode.

I kapitel 5 beskrives først de 4 områder, hvor det vurderes muligt at etablere en afværgeindsats. Derefter beskrives en strategi med opdeling af hele afværgeindsatsen i seks forskellige indsatser fordelt på de fire områder.

I kapitel 6 gennemgås kort de fire anbefalede afværgemetoder, inden hver af de seks indsatser beskrives. For hver indsats beskrives en indledende dimensionering, ligesom effektivitet, oprensningstid og usikkerheder vurderes, i det omfang det er muligt, ud fra nuværende vidensniveau. Slutteligt gives et økonomisk estimat for hver af indsatserne.

I kapitel 7 gennemgås og prissættes forslag til supplerende undersøgelsestiltag, mens kapitel 8 gennemgår de nødvendige myndighedstilladelser. Kapitel 9 indeholder en bæredygtighedsvurdering, og slutteligt er der i kapitel 10 en opsamling og et samlet budgetoverslag.

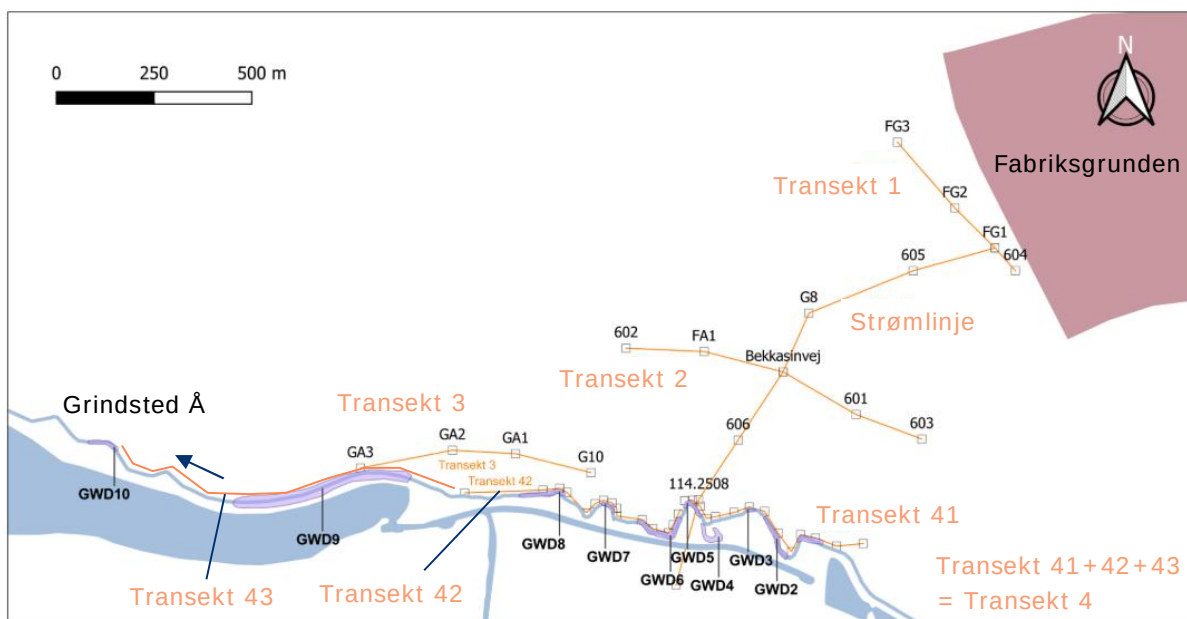
Der henvises desuden til notatet i bilag 4, hvor konceptuel forståelse og valg af afværge diskuteres, samt til rapporten om afværgescreening (reference /19/), hvor der findes en detaljeret beskrivelse af de anbefalede afværgemetoder.

2. Opsummering af resultater fra de seneste undersøgelser

I dette kapitel opsummeres resultater fra tidligere udførte undersøgelser med særligt fokus på de seneste undersøgelser (2021-2023) med henblik på at vise, hvor den væsentligste forureningsmasseflux til Grindsted Å finder sted for forskellige stofgrupper. Det beskrives 1) hvilke indsivningszoner (GWD) har den største masseflux og dermed er vigtigst, og 2) over hvilken dybde indsivningen sker. Der er fokus på stofgrupperne chlorerede ethener (særligt nedbrydningsprodukterne cis-dichlorethylen og vinylchlorid), sum sulfonamider, sulfanilsyre, sum barbiturater og benzen, da disse stoffer/stofgrupper er påvist i høje koncentrationer tæt på åen. Desuden gives et resumé af den nuværende viden om geologiske forhold, hydrogeologi og redoxforhold.

Figur 2-1 viser placeringen af undersøgelsestransekter og strømlinje. Indsivningszoner jf. /1/ og placering af filtersatte boringer langs Grindsted Å fra 2022 er vist i Figur 2-2, mens placering af rammeboringer langs Grindsted Å er vist i Figur 2-3.

Bemærk at resultater fra undersøgelserne i 2021-2023 ikke er anvendt til at vurdere indsivningszonerne, ligesom der efterfølgende er sket en afsnøring af meanderbuen ved GWD4, hvorfor denne ikke fremgår af de optegnede profiler ved transekt 4.



Figur 2-1 Placering af tværgående transekter og strømlinje i Grindsted (tilpasset fra /11/). Transekt 1 = umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden. Transekt 2 = midt i Grindsted by. Transekt 3 = nær Grindsted Å, vest. Transekt 41 = langs Grindsted Å, øst (GWD1-GWD5). Transekt 42 = langs Grindsted Å, midt (GWD6-GWD8). Transekt 43 = langs Grindsted Å, vest (GWD9-GWD10). Strømlinje følger en strømlinje i grundvandet fra fabriksgrunden til GWD5 ved Grindsted Å. Pilen angiver åens strømningsretning. Boring G8 har DGU-nr. 114.1447.



Figur 2-2 Placering af primære indsivningszoner for forurening fra fabriksgrunden til Grindsted Å (GWD1-GWD11) samt boringer etableret langs åen i 2022 (B611-B636). Tilpasset fra /7/. Rød linje = transekt 4.

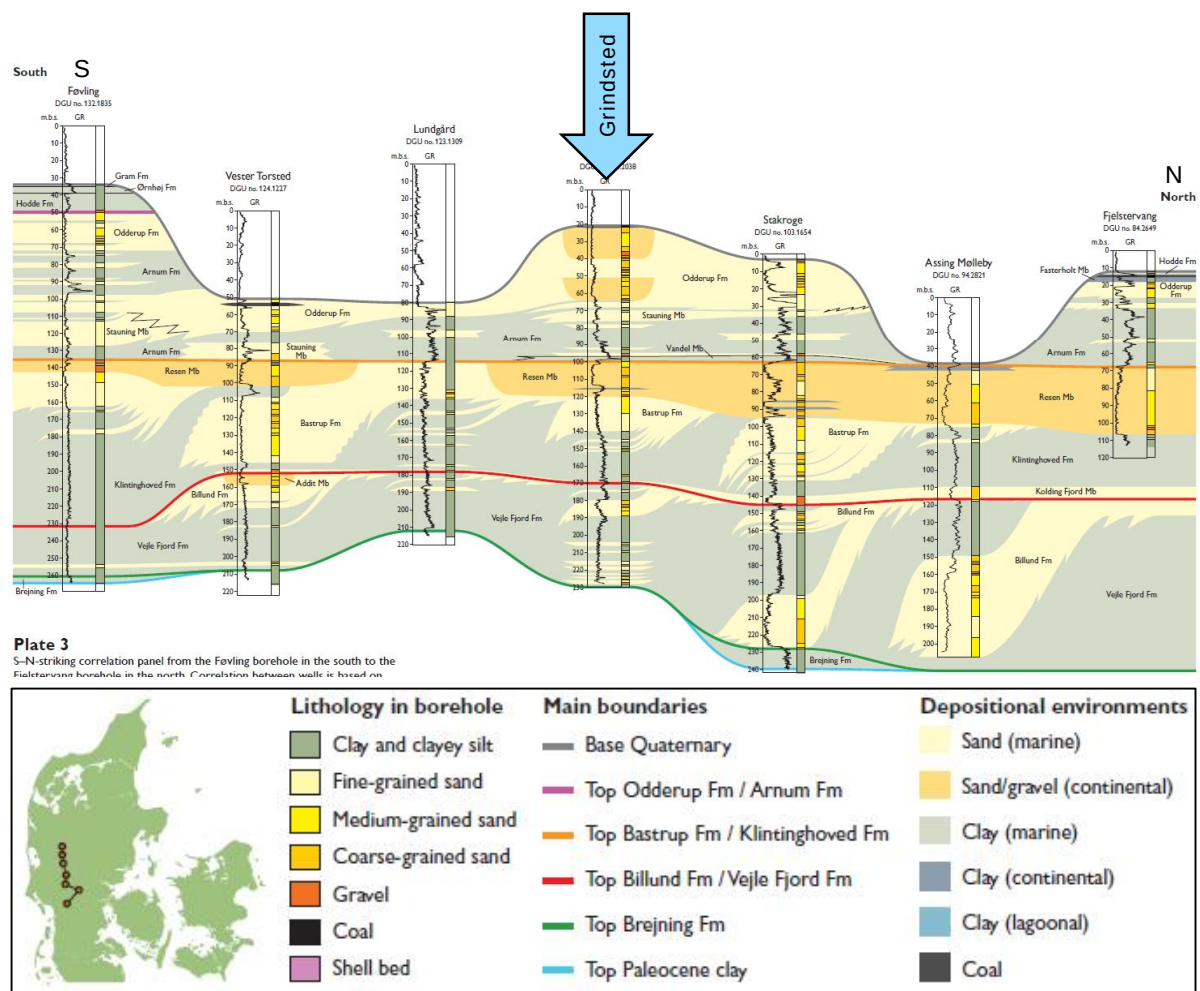


Figur 2-3 Placering af rammeboringer etableret langs åen i 2021 (DPT1-DPT3 og DP1-DP47). Tilpasset fra /10/.

2.1 Geologi og hydrogeologi

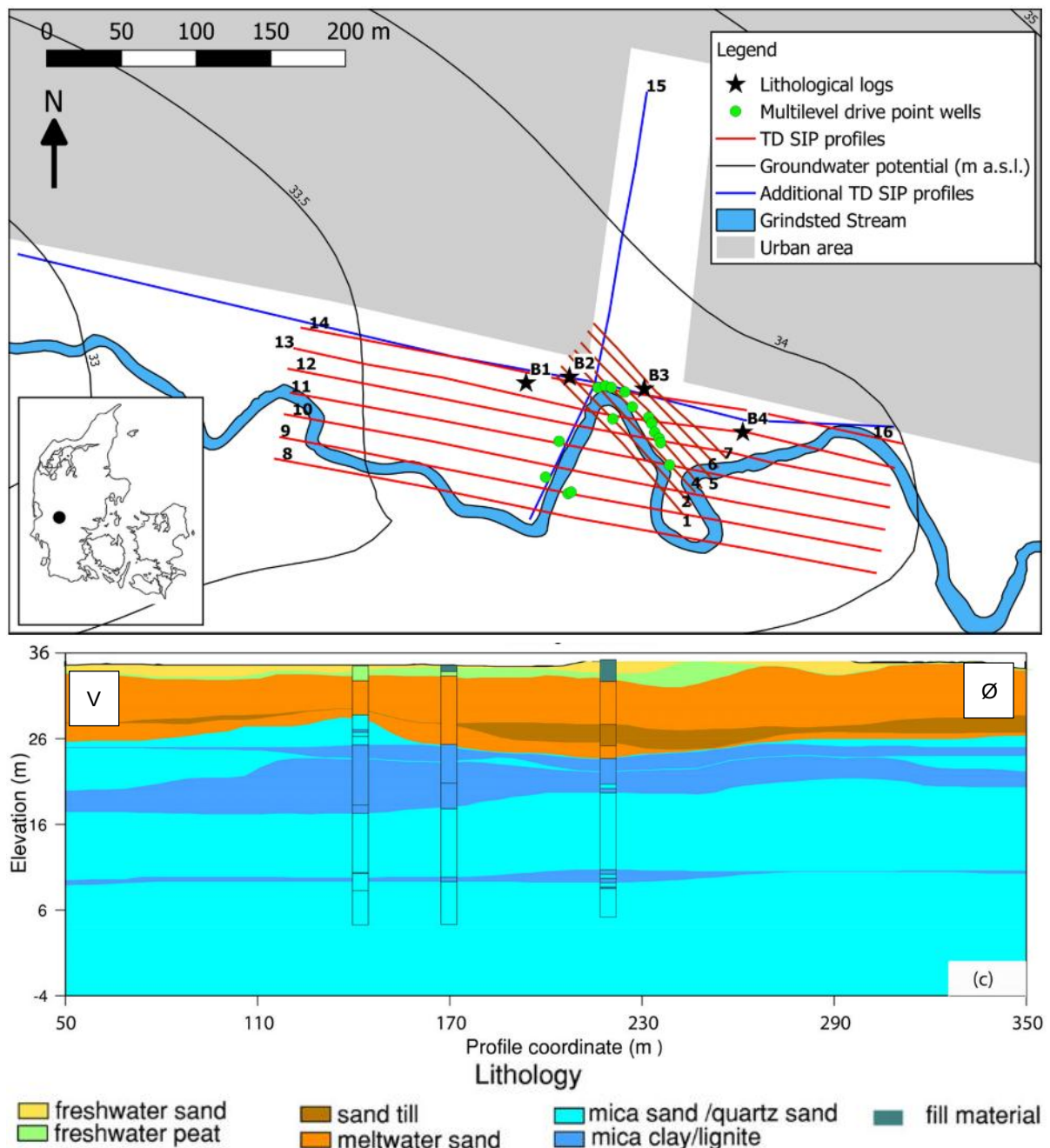
2.1.1 Regionale og lokale geologiske forhold

Den regionale geologi omkring Grindsted er præget af 10-15 m kvartære aflejringer øverst, dog er der set op til 40 m kvartære aflejringer /4/. Grindsted befinder sig vest for hovedopholdslinjen for Weischel-istiden, og de øvre aflejringer består derfor primært af smeltevandssand med enkelte indslag af morænesand. Under de kvartære aflejringer findes Odderupformationen, en ca. 60 m tyk lagfølge af Miocæne aflejringer, der består af vekslende lag af grovkornede kvartsholdige sandede aflejringer, glimmerholdige mere finkornede sandede/siltede aflejringer, samt indslag af ler- og brunkulslag. Sidstnævnte kan kobles på kilometerskala /1/, /3/. Under Odderupformationen findes den ca. 30 m tykke lerede Arnumformation og herunder den sandede Bastrupformation, der ligeledes begge er aflejringer fra Miocæn.



Figur 2-4: Stratigrafisk oversigt over den Miocæne lagserie i S-N-snit gennem Grindsted. Tilpasset fra /1/.

På baggrund af geofysiske undersøgelser /3/ er der udarbejdet en geologisk model lokalt for området ved de primære indsvinningszoner for forureningsfanen fra fabriksgrunden til Grindsted Å (Figur 2-5). Af modellen ses et skift i aflejringerens alder omkring kote 26 m, hvor de skifter fra Miocæne aflejringer til kvartære aflejringer. Samtidig ses der også et skifte i de aflejrede jordarter, hvor toppen af de Miocæne aflejringer primært består af lavpermeable lag af ler og brunkul mellem kote 16-26 m, og de kvartære aflejringer over kote ca. 26 er sandede aflejringer.



Figur 2-5 Geologisk model for profil langs Grindsted Å fra GWD3 til GWD 7 (profil 14 på kortet) baseret på geofysiske målinger og borejournaler /3/.

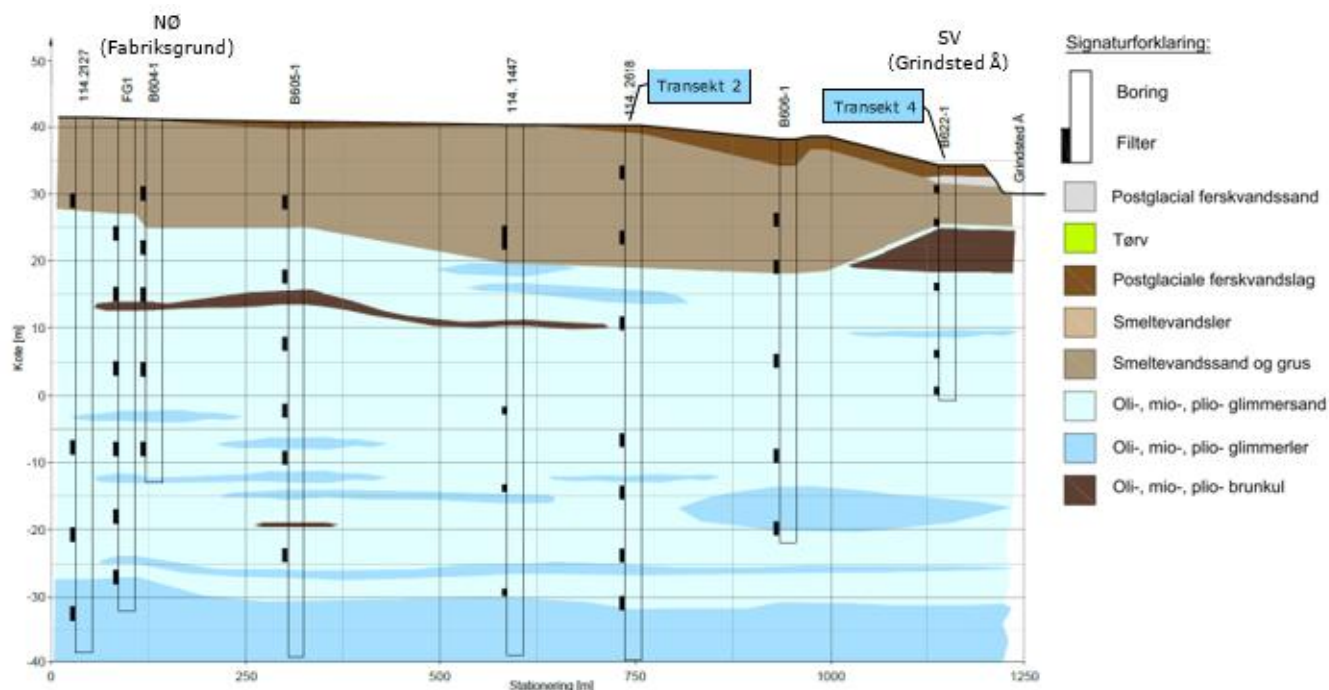
Figur 2-6, Figur 2-7 og Figur 2-8 viser den tolkede geologi mellem fabriksgrunden og Grindsted Å på baggrund af de seneste undersøgelser /7/. Under Grindsted By er der konstateret ca. 20 m kvartære smeltevandsaflejringer, som aftager tæt på Grindsted Å og har en tykkelse på omkring 5 m ved åen ved GWD5 (boring B622). Ved boring FA1 i transekt 2 blev der dog tolket kvartære aflejringer helt til 40 m u.t. (Figur 2-7). Det er muligt, at den tykke kvartære lagpakke ved FA1 skyldes en lokal erosionsstruktur /7/.

Ved boring G8 (DGU-nr. 114.1447) i strømlinjen og de tre østligste borer i transekt 2 er der konstateret et lag af ler ved overgangen mellem de kvartære og de Miocæne aflejringer. Leret beskrives som ret fed (Figur 2-6 og Figur 2-7). Den øvre del af de Miocæne aflejringer udgøres

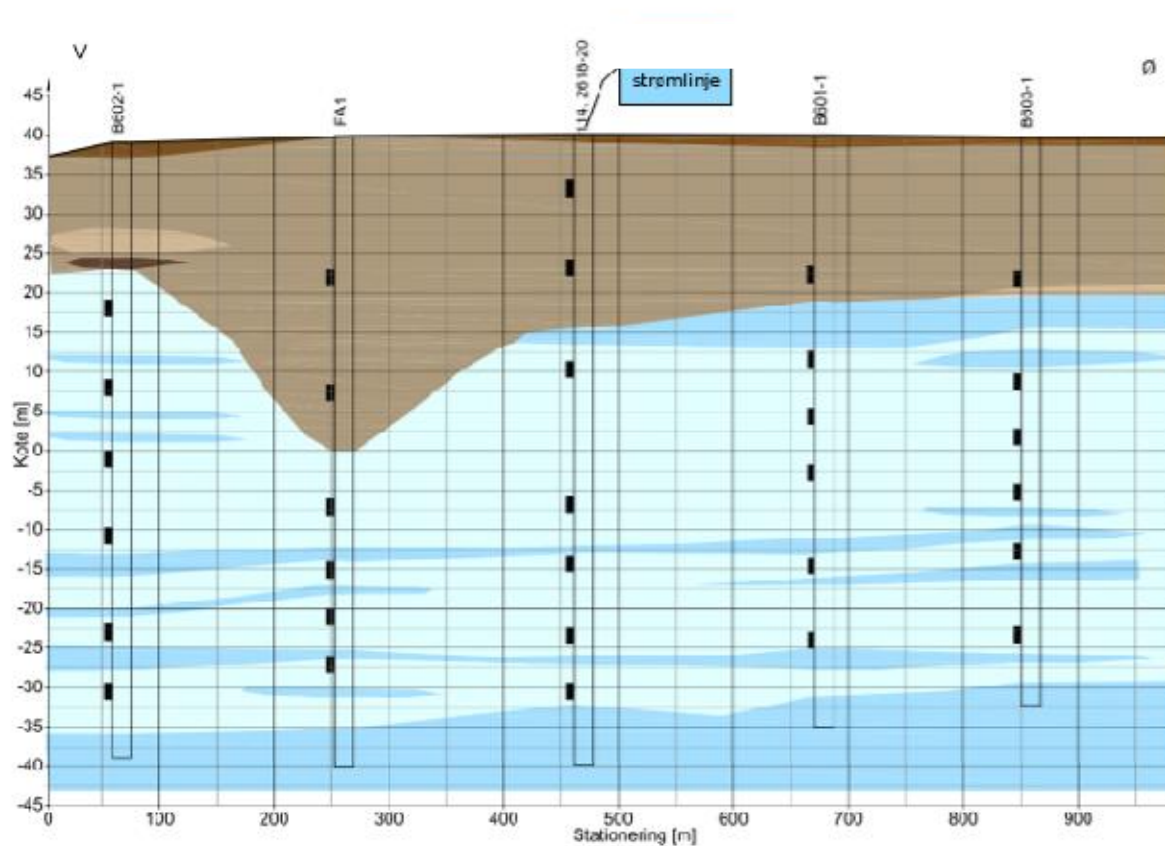
primært af fin-mellem kornede sandede aflejringer, men omkring 45-50 m u.t. bliver aflejringerne grovere. Arnumformationen ses fra omkring 65-70 m u.t. og består af vekslende lag af fedt, siltet, meget mørkebrunt lamineret ler og glimmerholdigt sand /7/.

Flere steder konstateres der brunkulslag mellem de kvartære og Miocæne aflejringer, f.eks. ved boring B602 i transekt 2 (Figur 2-7) og ved GWD 5 og GWD8 i transekt 4 langs åen (Figur 2-8). Der er generelt konstateret et udbredt brunkulslag ved åen, dog ikke øst for GWD5 (boring B617 og østpå) /7/. Brunkulslaget langs åen dykker mod vest fra kote 20 m DVR90 mellem GWD8 og GWD9 (boring B628) til kote 10 m DVR90 ved GWD10 (den vestligste boring B630). Ved den primære indsivningszone GWD5 har brunkulslaget en mægtighed på ca. 6 m. Der findes desuden et dybereliggende lag af brunkul i strømlinjen, der har en tolket sammenhængende udstrækning fra boring FG1 ved fabriksgrunden til mellem boring 114.1447 og boring 114.2618, hvor transekt 2 krydser strømlinjen (Figur 2-6). Dette brunkulslag er indlejret i de Miocæne aflejringer ved 25-30 m u.t.

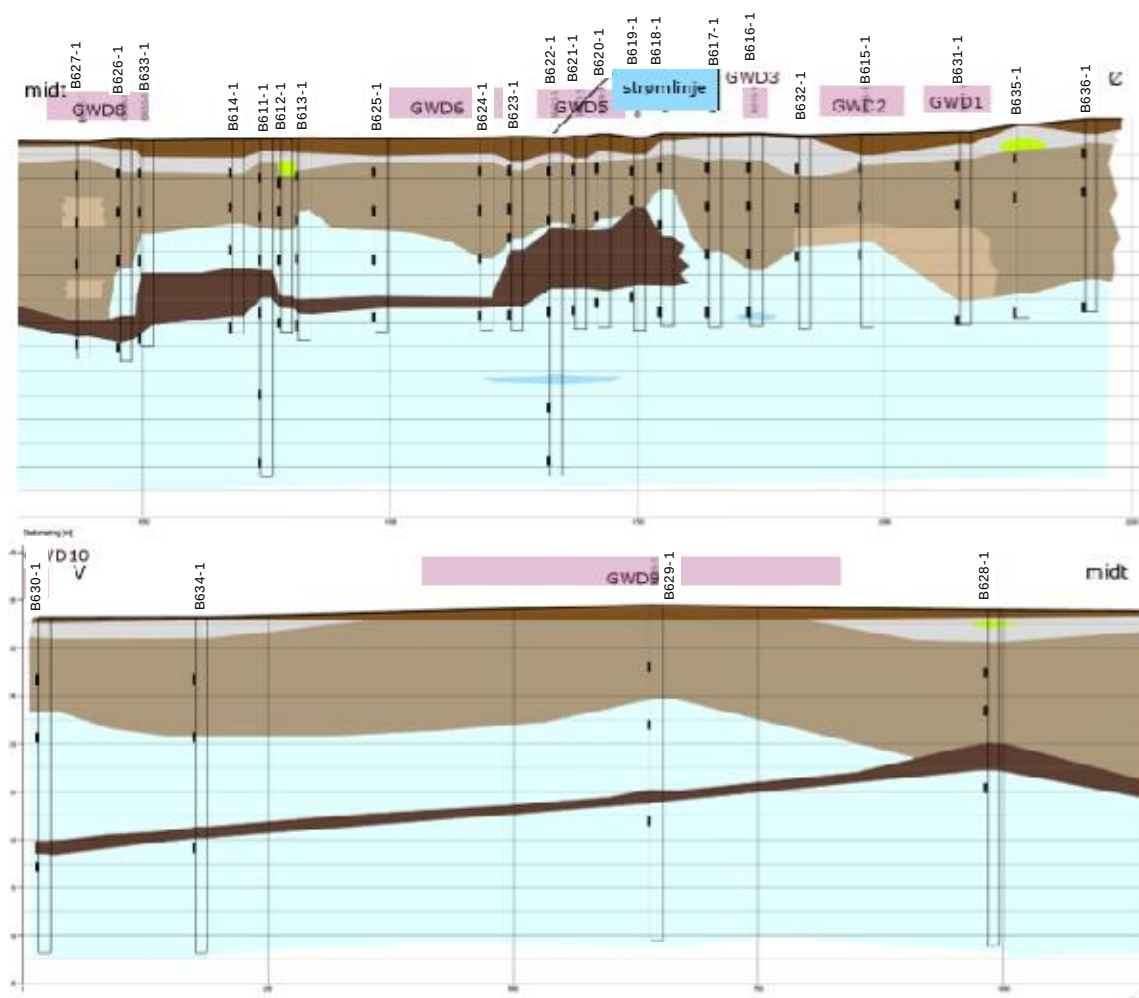
Ved Grindsted Å er der påvist et ca. 1 m tykt lerlag ca. 25 m u.t. (boring B622), som ikke er genfundet i andre dybe boringer mod vest langs åen /7/. Lerlaget, som er identificeret ved geofysiske målinger ved GWD3-GWD7 /3/ ser altså ikke ud til at være udbredt længere vest på (nederste lerlag i Figur 2-5).



Figur 2-6 Tolket geologi i langsgående transekt ved strømlinjen fra fabriksgrunden (venstre, NØ) til Grindsted Å (højre, SV) /7/. Figur 2-1 viser placeringen af transektet. Det er markeret, hvor transekt 2 og transekt 4 krydser.



Figur 2-7 Tolket geologi i det tværgående transekt 2, placeret mellem fabriksgrunden og Grindsted Å / 7 / .
Figur 2-1 viser placeringen af transektet. Se signaturforklaring for geologi i Figur 2-6. Det er markeret, hvor strømlinjen krydser.

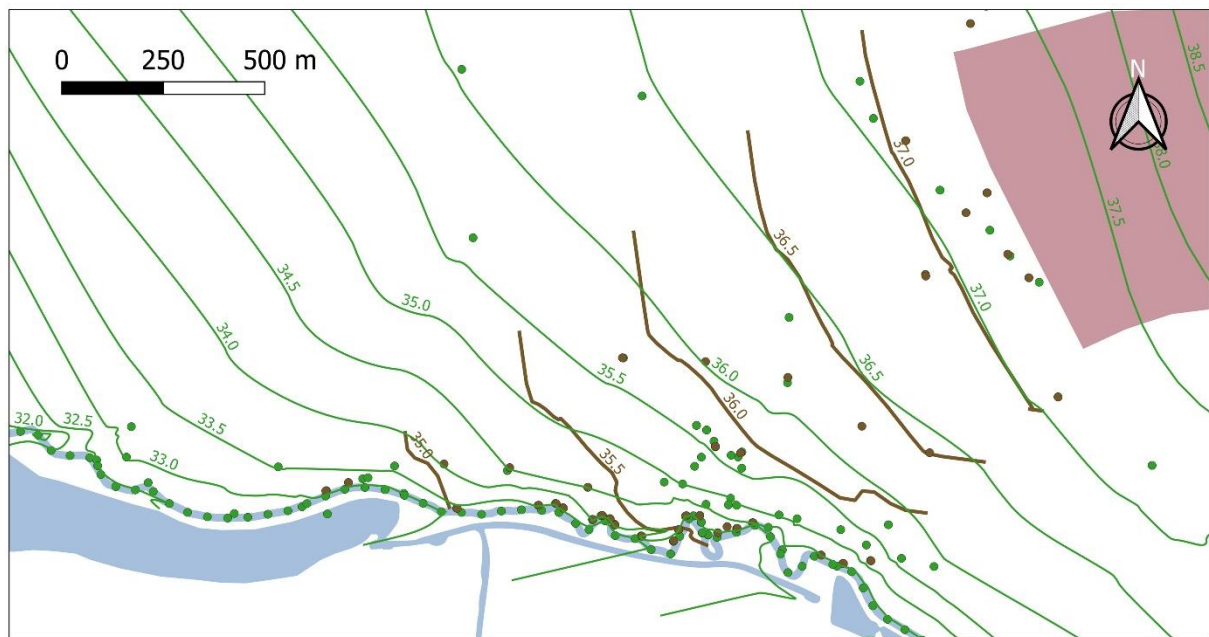


Figur 2-8 Tolket geologi i transekt 4 langs Grindsted Å / 7/. Figur 2-1 viser placeringen af transektet. Omtrentlig placering af indsigvingszoner af grundvand til Grindsted Å (GWD1-10) er markeret. x-aksen er opdelt i 250-m intervaller. Se signaturforklaring for geologi i Figur 2-6. Det er markeret, hvor strømlinjen krydser.

2.1.2 Hydrogeologi

Det primære grundvandsmagasin findes i Bastrupformationen - se Figur 2-4. Det sekundære grundvandsmagasin, der findes i de kvartære aflejringer og i Odderupformationen, er i nogle områder (især tæt på Grindsted Å) hydraulisk tredelt; et *sekundært magasin*, adskilt af ler- og brunkulslag fra et mere *terrænnært magasin* /4/, typisk omkring 15 m u.t. Desuden er det sekundære magasin nogle steder opdelt af et lerlag i et *øvre sekundært magasin* (ca. 15-30 m u.t.) og et *nedre sekundært magasin* (ca. >30 m u.t.). Andre steder er et eller flere af disse underinddelinger i hydraulisk kontakt, dette er særligt tilfældet i området tæt på fabriksgrunden.

Figur 2-9 viser potentialelinjerne for hhv. det terrænnære magasin (<15 m u.t.) og det øvre/nedre sekundære magasin (18-35 m u.t.) nord for Grindsted Å. Tæt på fabriksgrunden er potentialet i de to magasiner næsten ens, mens de afviger fra hinanden tættere på åen. I det øvre og nedre sekundære magasin er strømmingen overordnet set mod SV, mens strømmingen i det terrænnære magasin er næsten vinkelret på åen inden for en afstand på ca. 100 m. Tæt på åen ses det desuden, at potentialet er højere i det øvre og nedre sekundære magasin end i det terrænnære magasin.

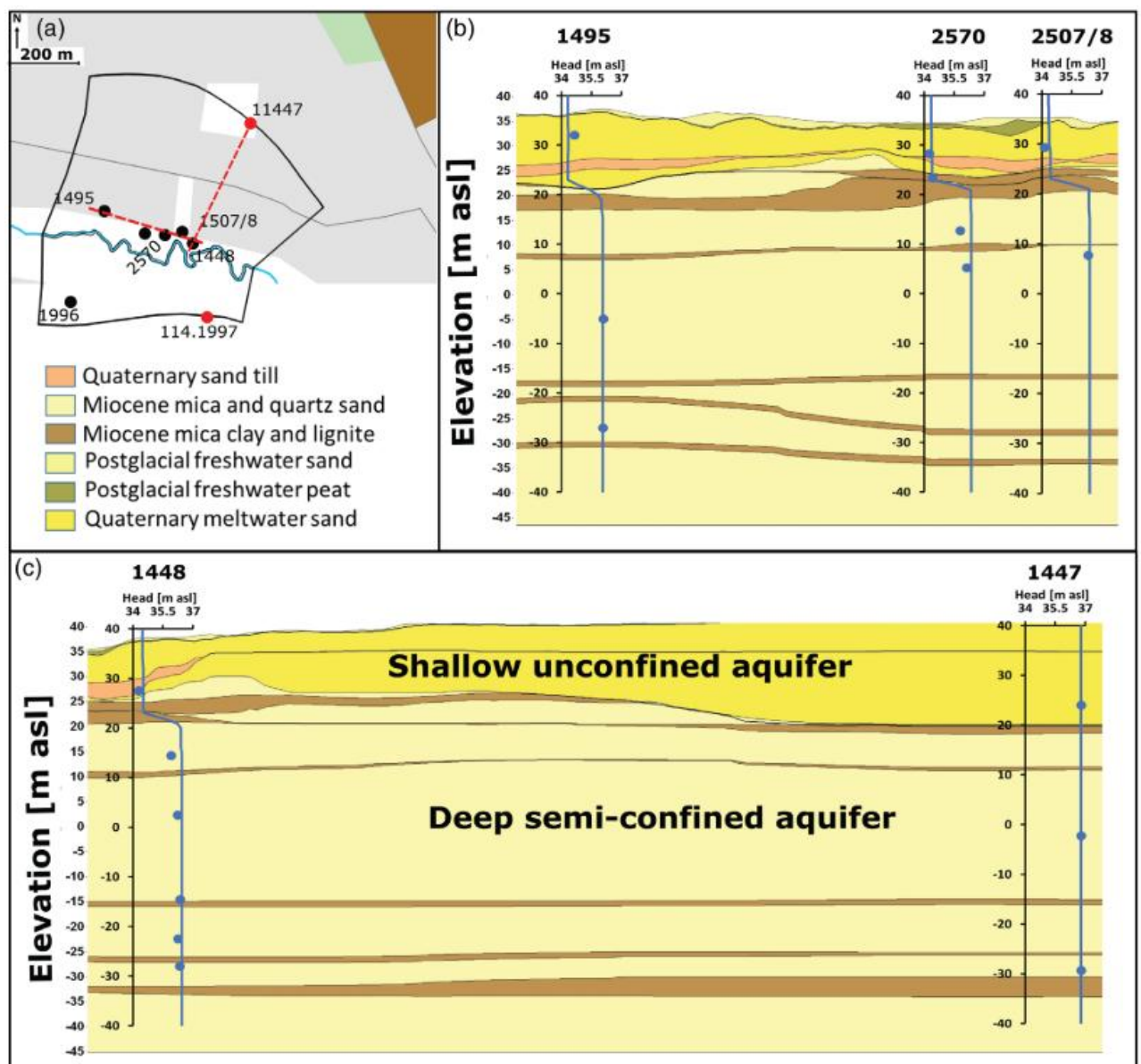


Figur 2-9 Potentialekort baseret på synkronpejlerunde i oktober 2022. Grøn = terrænnært magasin (filtre ved <10 m u.t.). Brun = øvre og nedre sekundært magasin (filtre ved 18-35 m u.t.) /9/.

Ved Grindsted Å findes der brunkulslag og lerholdige aflejringer i de øvre 15 m, typisk med en mægtighed omkring 5 m /5/. Disse aflejringer udgør tilsammen et lavpermeabelt lag, der resulterer i artesiske forhold for lagene herunder, mens magasinet over brunkulslaget er frit med vandspejl lige under terræn /7/. F.eks. ses ved borerne 114.2569, 114.2570 og 114.2507 et hydraulisk potentiale 1-1,5 m over terræn i ca. 30 m's dybde. Det hydrauliske spring er illustreret i den geologiske 3D-model udviklet af /3/, se udsnit af modellen i Figur 2-10. Den hydrauliske gradient ved udvalgte borer vises med blå. Som det ses, er potentialet ensartet over dybden ved boring 114.1447, ca. midt mellem fabriksgrunden og åen, mens der er et hydraulisk spring over det terrænnære lerlag ved de øvrige borer, som er placeret ved åen. Faktisk ses også artesiske forhold i den østlige ende af transekt 4, hvor der ikke er påvist brunkul /7/. Mod vest aftager de artesiske forhold til ca. 20 cm over terræn i borerne langs Engsøen (B629 ved GWD9 og B630 ved GWD10) /7/.

De lavpermeable lag af ler og/eller brunkul vil påvirke grundvandsstrømningen på en måde, hvor grundvandet under laget er mindre påvirket af åen og mere påvirket af den regionale strømning, dvs. vestlig retning. Efter gennembrud af det lavpermeable lag skifter det, så grundvandet finder den hurtigste vej til Grindsted Å /6/.

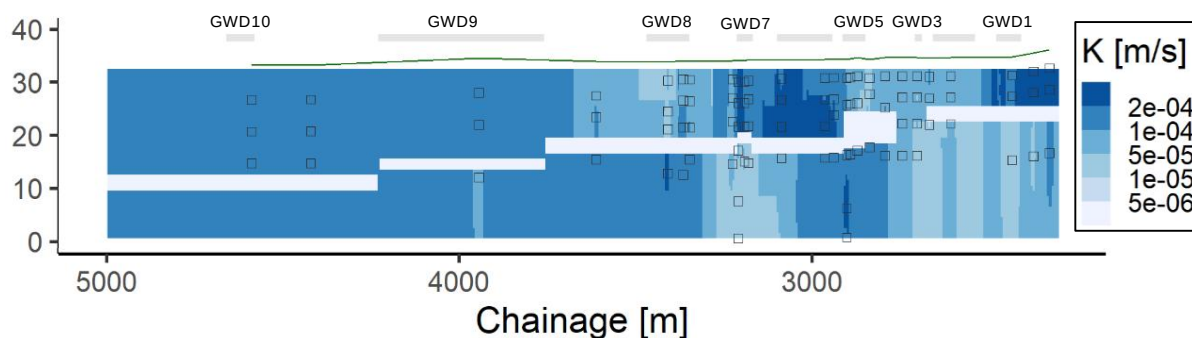
Regionens pejledata viser, at der er en svag nedadrettet gradient i området ved fabriksgrunden. F.eks. ved FG1 (DGU nr. 114.3593-95): fra 38,33 m DVR90 (16-18 m u.t.) til 38,23 m DVR90 (67-69 m u.t.), og ved FG3 (DGU nr. 114.3596-98: fra 38,41 m DVR90 (21-23 m u.t.) til 38,25 m DVR90 (66-68 m u.t.) /4/. Dette mønster er bekræftet af de seneste undersøgelser (synkronpejlerunder i august 2021, april 2022 og oktober 2022) /7/.



Figur 2-10: Snit af konceptuel geologisk 3D-model for Odstrupformationen og de kvartære aflejringer mellem fabriksgrunden og Grindsted Å. (b) snit langs Grindsted Å, (c) snit fra åen mod fabriksgrunden. Shallow unconfined aquifer = terrænnært magasin, deep semi-confined aquifer = øvre og nedre sekundært magasin. Udarbejdet af /3/, tilpasset af /6/.

Høj hydraulisk konduktivitet medfører høj forureningsmasseflux, hvis det falder sammen med høje forureningskoncentrationer og høj hydraulisk gradient. Den hydrauliske konduktivitet er bestemt i 128 boringsfiltre vha. slugtest i forbindelse med de seneste undersøgelser i 2021-2023. Ved tolkning af måledata er der antaget en anisotropi på 1 /7/. Overordnet er disse resultater i intervallet 10^{-6} - 10^{-4} m/s, svarende til sand med fin-grov kornstørrelse i overensstemmelse med den geologiske prøvebeskrivelse /7/. Desuden er der udført slugtest på 45 filtre i forbindelse med direct push-sonderinger (DP) langs åen /15/. K-værdierne langs åen (45 DP-sonderinger og 26 borer med hver 3-6 filtre, i alt 94 filtre) ligger i intervallet $1 \cdot 10^{-6}$ - $4,3 \cdot 10^{-4}$ m/s for det terrænnære magasin med en geometrisk middelværdi på $7,3 \cdot 10^{-5}$ m/s. For det øvre og nedre sekundære magasin er K-værdierne i intervallet $3,5 \cdot 10^{-6}$ - $4,8 \cdot 10^{-4}$ m/s med en geometrisk middelværdi på $6,4 \cdot 10^{-5}$ m/s /15/.

Langs åen forekommer der særligt høje K-værdier i det terrænnære magasin øst for GWD1 og ved GWD6-7 (Figur 2-11). Desuden ses en større variation i K-værdier i den østlige end den vestlige del af transektet; dog er det også her, at datatætheden er størst.



Figur 2-11 K-værdi langs Grindsted Å interpoleret fra slug test-bestemmelser (anisotropi = 1) /15/. Grå felter i toppen viser indsvinningszonerne GWD1 (højre) til GWD10 (venstre). Firkanter viser testede filtre.

2.2 Redoxforhold

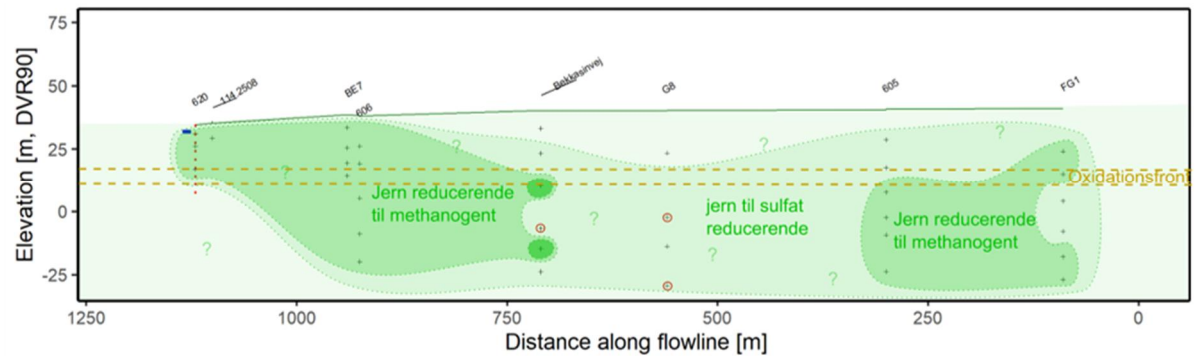
Redoxforholdene er vurderet i detaljer i /12/. Generelt i Grindsted forventes oxidationsfronten at være et sted mellem kote 10 og 17 m DVR90 i grundvand upåvirket af forurening (Figur 2-12 og Figur 2-13). Der er forhøjede sulfatkoncentrationer i fanen, som kan skyldes flere forhold:

1. Oxidation af mineralet pyrit med ilt eller nitrat (O_2/NO_3^-), hvilket resulterer i frigivelse af opløst jern og sulfat (Fe^{2+} og SO_4^{2-}) eller jernhydroxider og SO_4^{2-} .
2. Nedbrydning af sulfonamider. Det kan dog ikke forklare hele indholdet af sulfat.
3. En yderligere kilde, der kan være relateret til produktionen på fabriksgrunden.

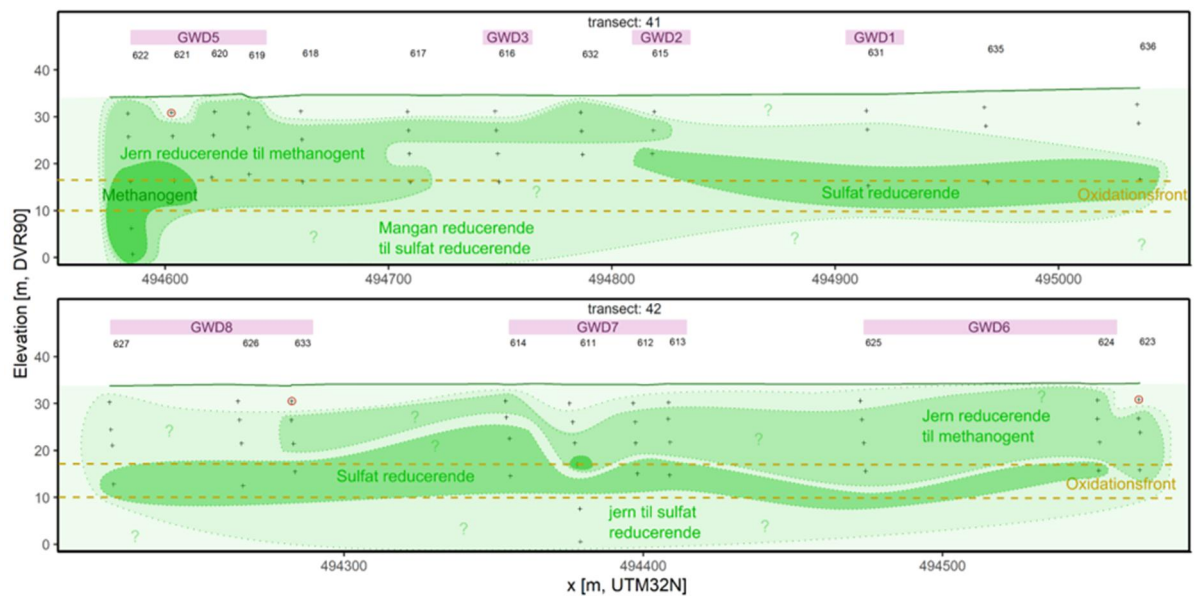
Desuden er det muligt, at tidligere tiders brug af handelsgødning på landbrugsarealerne opstrøms for fabriksgrunden har bidraget med sulfat, eftersom indholdet af sulfat i handelsgødning har været betydeligt højere end nu /37/. Det forhøjede sulfatindhold i fanen kan maskere eventuel sideløbende/efterfølgende sulfatreduktion, og samtidig kan opløst jern fjernes ved udfældning med sulfid ved sulfatreduktion og derved resultere i en lav koncentration af opløst jern. Begge forhold kan komplicere tolkningen af redoxforhold. Derfor er undersøgelserne af vandkemi understøttet af mikrobielle analyser for at identificere styrende redoxprocesser /12/.

Redoxforholdene vurderes i størstedelen af forureningsfanen at være anaerobe og som minimum jernreducerende. Høje koncentrationer af vinylchlorid indikerer dog endnu mere reducerede forhold, f.eks. sulfatreducerende forhold, som kræves for dannelsen af vinylchlorid /11/. Figur 2-12 viser tolkede redoxforhold langs strømlinjen fra fabriksgrunden til Grindsted Å. I både den opstrøms- og nedstrøms ende af transektet er der vurderet jernreducerende til methanogene forhold. Midt i fanen er vurderingen mere usikker pga. bl.a. vand der af DTU tolkes som blandet vand, men der menes at være jern- til sulfatreducerende forhold /12/.

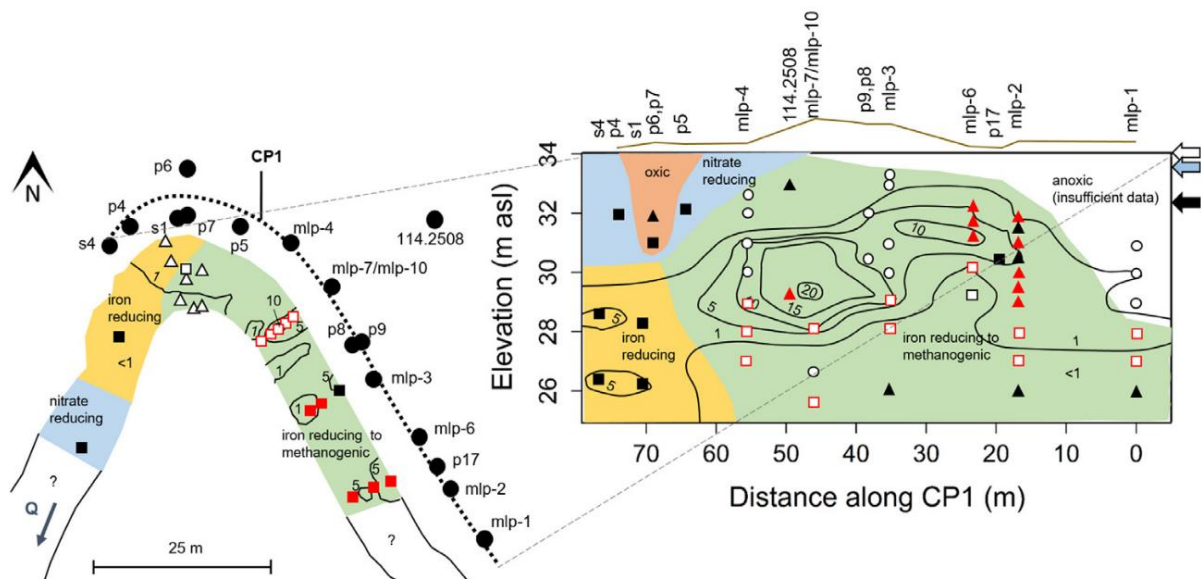
Figur 2-13 viser tolkede redoxforhold i det tværgående transekt 4 langs Grindsted Å (transekt 41 og 42). Terrænnært findes aerobe forhold, mens der fra ca. 5 m u.t. er jernreducerende, mangan- til sulfatreducerende, eller sulfatreducerende forhold/12/. I midten af transektet, ved GWD5, er grundvandet mest reduceret med methanogene forhold i kote 0-20 m DVR90. En mere detaljeret tolkning af redoxforholdene i grundvand og i åbunden ved GWD5 er vist i Figur 2-14. I en stor del af det vertikale profil viser grundvandet tegn på stærkt reducerede forhold, fra jernreducerende til methanogen /13/.



Figur 2-12 Tolkede redoxforhold i langs strømlinjen fra fabriksgrunden (højre, NØ) til Grindsted Å (venstre, SV) / 12/. Bemærk at strømlinjen vises spejlvendt i forhold til det geologiske snit i Figur 2 6. Figur 2-1 viser placeringen af strømlinjen. Røde cirkler markerer filtre med ufuldstændige data eller vand der af DTU tolkes som blandet vand.



Figur 2-13 Tolkede redoxforhold langs Grindsted Å (transekt 41 og 42) / 12/. Figur 2-1 viser placeringen af transekter og GWD-zoner. Røde cirkler markerer filtre med ufuldstændige data eller vand der af DTU tolkes som blandet vand.



Figur 2-14 Fremherskende redoxforhold hhv. under Grindsted Å (venstre) og i grundvand langs åen (højre) ved indsvingsområde GWD5 / 13/. Data er fra 2012-16. Områdernes farve indikerer: Rød = oxisk, hvid = anoxisk eller for få data, blå = nitratreducerende, gul = jernreducerende, grøn = jernreducerende til methanogen. Prøvetagningspunkter er vist med forskellig signatur efter antallet af redoxparametre, der er målt. Røde symboler: Methan >1 mg/l. Den hvide, blå og sorte pil viser hhv. grundvandsniveau, vandstand i åen og åbundens kote. Konturer viser sum af chlorerede ethener (mg/l som PCE-ækvivalenter). For yderligere beskrivelse henvises til / 13/

2.3 Forureningssituation

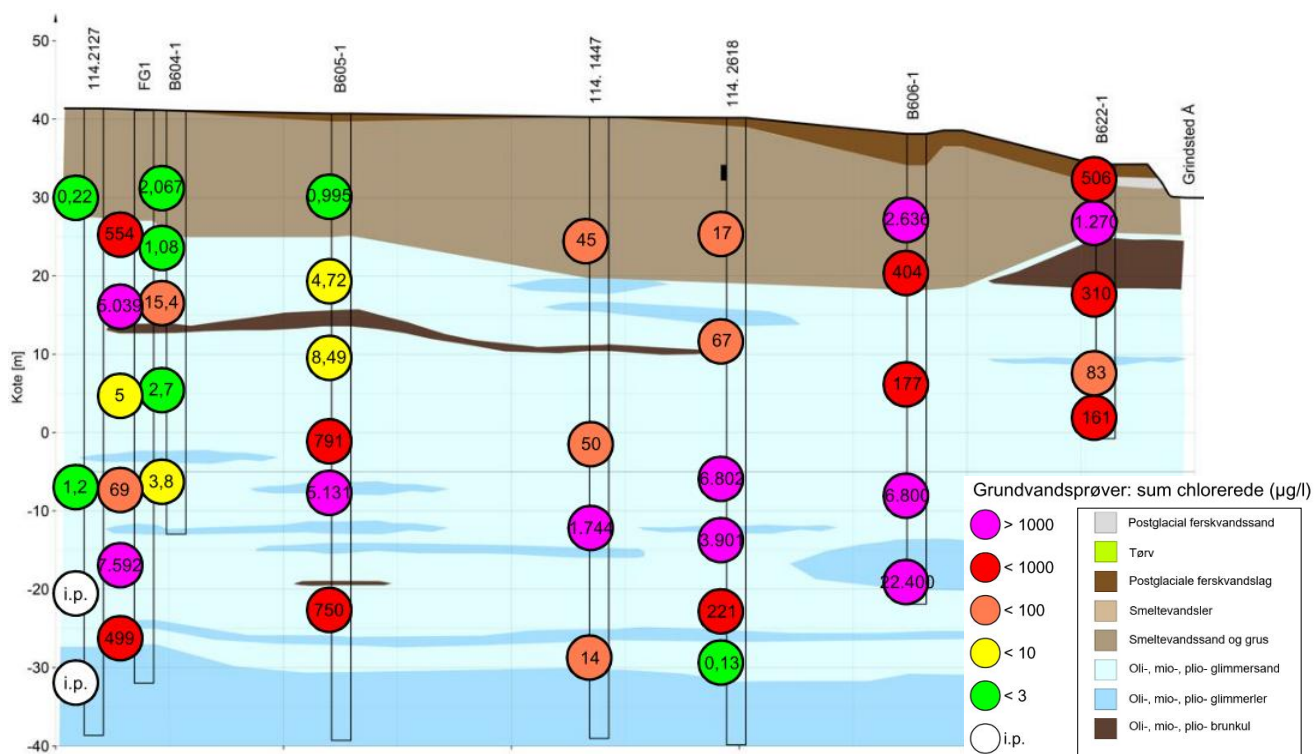
I dette afsnit opsummeres forureningssituationen i forureningsfanen fra fabriksgrunden med særligt fokus på afgrænsning af forurening langs den nordlige bred af Grindsted Å. Forureningsstofferne i fokus er:

- Chlorerede ethener (CE)
 - o Cis-1,2-dichloroethen
 - o Vinylchlorid
- Farmaceutiske stoffer
 - o Sum af sulfonamider
 - o Sulfanilsyre
 - o Sum af barbiturater
- BTEX
 - o Benzen

Udover de chlorerede ethener (nedbrydningsprodukterne cis-dichlorethylen og vinylchlorid, og deres moderstoffer tetrachlorethylen og trichlorethylen), indgår alle analyserede chlorerede ethaner og methaner i summen af chlorerede stoffer. Dog bidrager de sidstnævnte stoffer minimalt til summen af chlorerede stoffer i forureningen fra fabriksgrunden. Bilag 7 angiver, hvilke stoffer, der indgår i kategorierne 'sum af sulfonamider' og 'sum af barbiturater'.

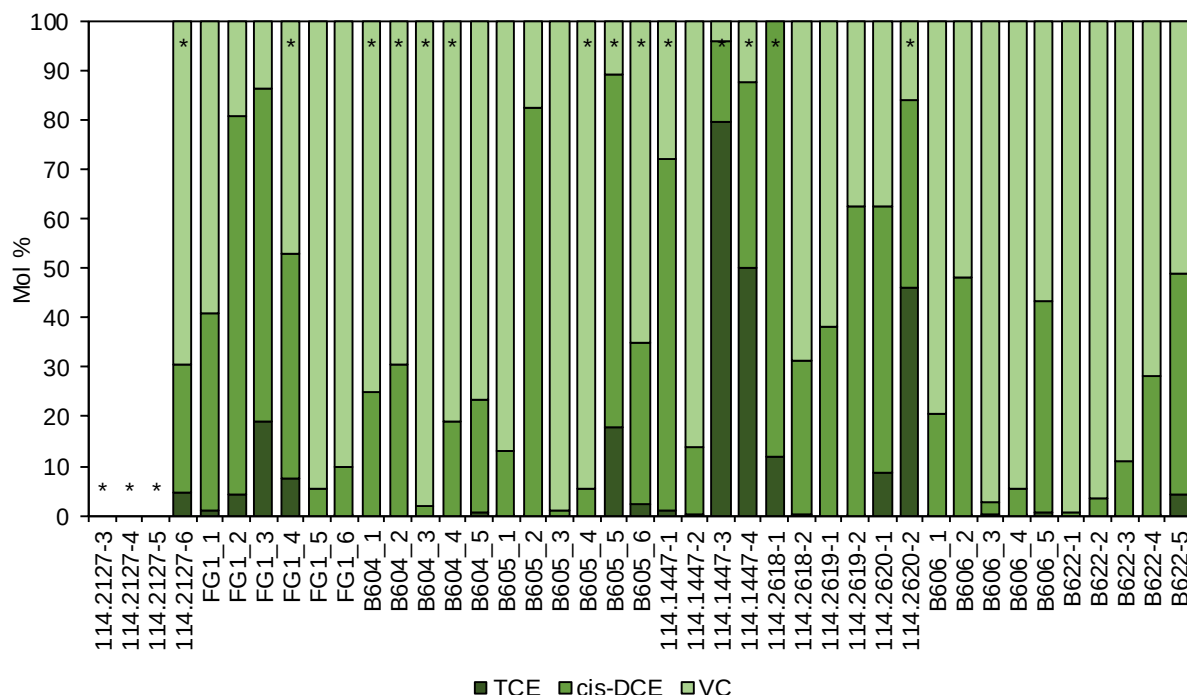
2.3.1 Grundvand under Grindsted by

Generelt under Grindsted by findes chlorerede ethener i høje koncentrationer dybt i det nedre sekundære magasin centralt i byen (>1000 µg/l sum chlorerede ethener), samt i hele dybden nærmere Grindsted Å (83-1270 µg/l sum chlorerede ethener i 3-34 m u.t. ved boring B622) (Figur 2-15). Der er endvidere påvist koncentrationer af sum chlorerede ethener >1000 µg/l ved fabriksgrunden (25-27 m u.t. og 58-60 m u.t. ved boring FG1) / 7/.



Figur 2-15 Koncentration af sum chlorerede ethener, ethaner og methaner (µg/l) langs strømlinjen 77. Data er fra 2019-2022. Grundvandets strømningsretning er mod højre. Strømlinjens placering er vist på Figur 2-1.

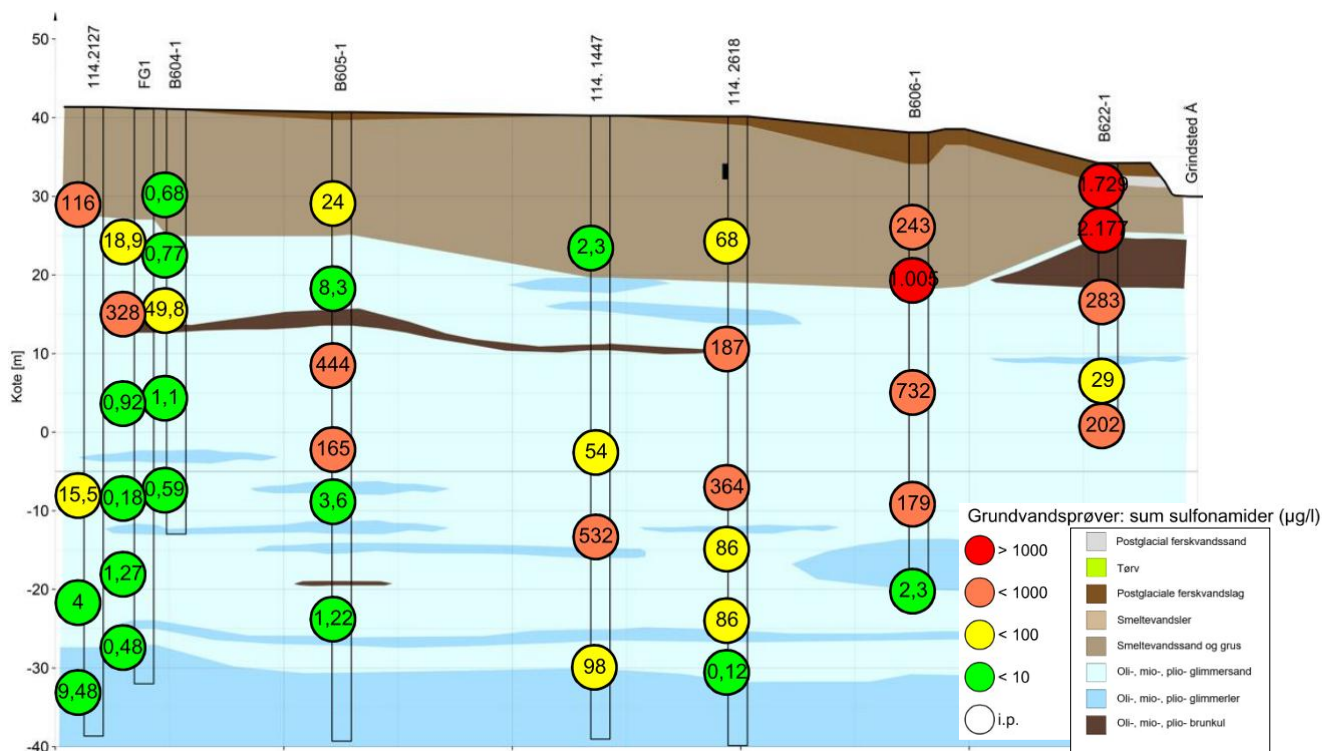
Cis-dichlorethylen og vinylchlorid udgør i alle vandprøver med >50 µg/l sum chlorerede stoffer den største andel (Figur 2-16). Ved boring B622, nær Grindsted Å, udgør vinylchlorid 51-94% af forureningen med trichlorethylen, cis-dichlorethylen og vinylchlorid, med en faldende andel af vinylchlorid og en stigende andel af cis-dichlorethylen over dybden 77.



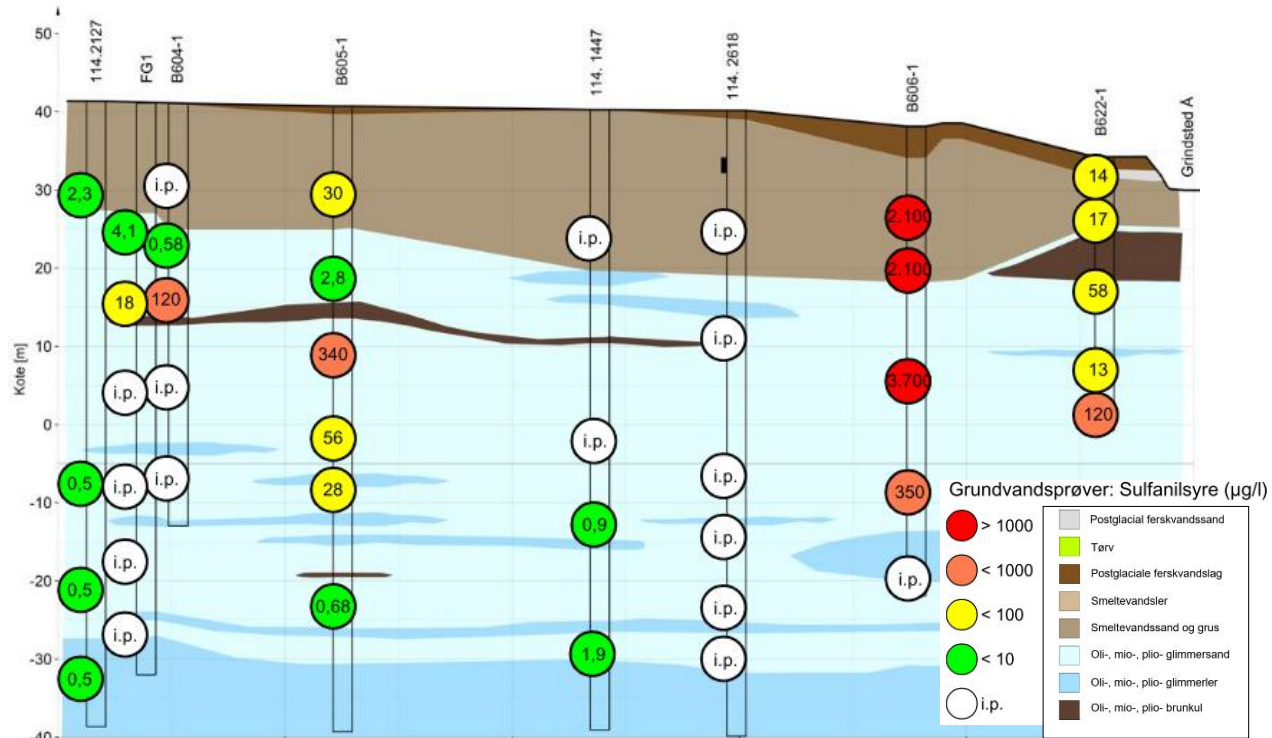
Figur 2-16 Procentmæssig fordeling (molar koncentration) af trichlorethylen (TCE), cis-dichlorethylen, (cis-DCE) og vinylchlorid (VC) langs strømlinjen. Data er fra 2019-2022 (data fra 114.2127 og 114.1447 er fra hhv. 2012 og 2016) /7/ og omfatter de samme filtre som på Figur 2-15. * = sum af chlorerede ethener <50 µg/l (søjle vist) eller under detektionsgrænsen (ingen søjle). Boringerne er sorteret efter afstand fra fabriksgrunden (venstre) mod Grindsted Å (højre). Strømlinjens placering er vist på Figur 2-1.

De farmaceutiske stoffer forekommer i varierende koncentrationer langs strømlinjen over hele dybden (Figur 2-17, Figur 2-18 og Figur 2-19). De højeste koncentrationer af sum sulfonamider på >1.000 µg/l påvises i den nedstrøms ende af strømlinjen i det terrænnære magasin ved boring B606 og B622 (Figur 2-17). Der er koncentrationer >100 µg/l langs hele strømlinjen, umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden dog kun i det terrænnære magasin.

Der er særligt høje koncentrationer af sulfanilsyre i den nedstrøms ende af strømlinjen, nær det gamle renseanlæg på Svinget 12 (>1000 µg/l i 13-34 m u.t. ved boring B606) /7/. Sulfanilsyre er tilsyneladende i store træk udvasket fra fabriksgrunden og den opstrøms ende af strømlinjen, og vil muligvis ikke påvirke Grindsted Å så mange år frem som de andre farmaceutiske stoffer. En mulig forklaring på den hurtigere udvaskning af sulfanilsyre kunne være højere mobilitet, da stoffet har den laveste log(K_{ow})-værdi af de farmaceutiske stoffer (bilag til /6/, se også /17/). Sulfanilsyre stammer sandsynligvis både fra udvaskning fra fabriksgrunden og fra nedbrydning af sulfonamider. Derfor kan sulfanilsyre løbende dannes i de dele af fanen, hvor der er sulfonamider til stede.

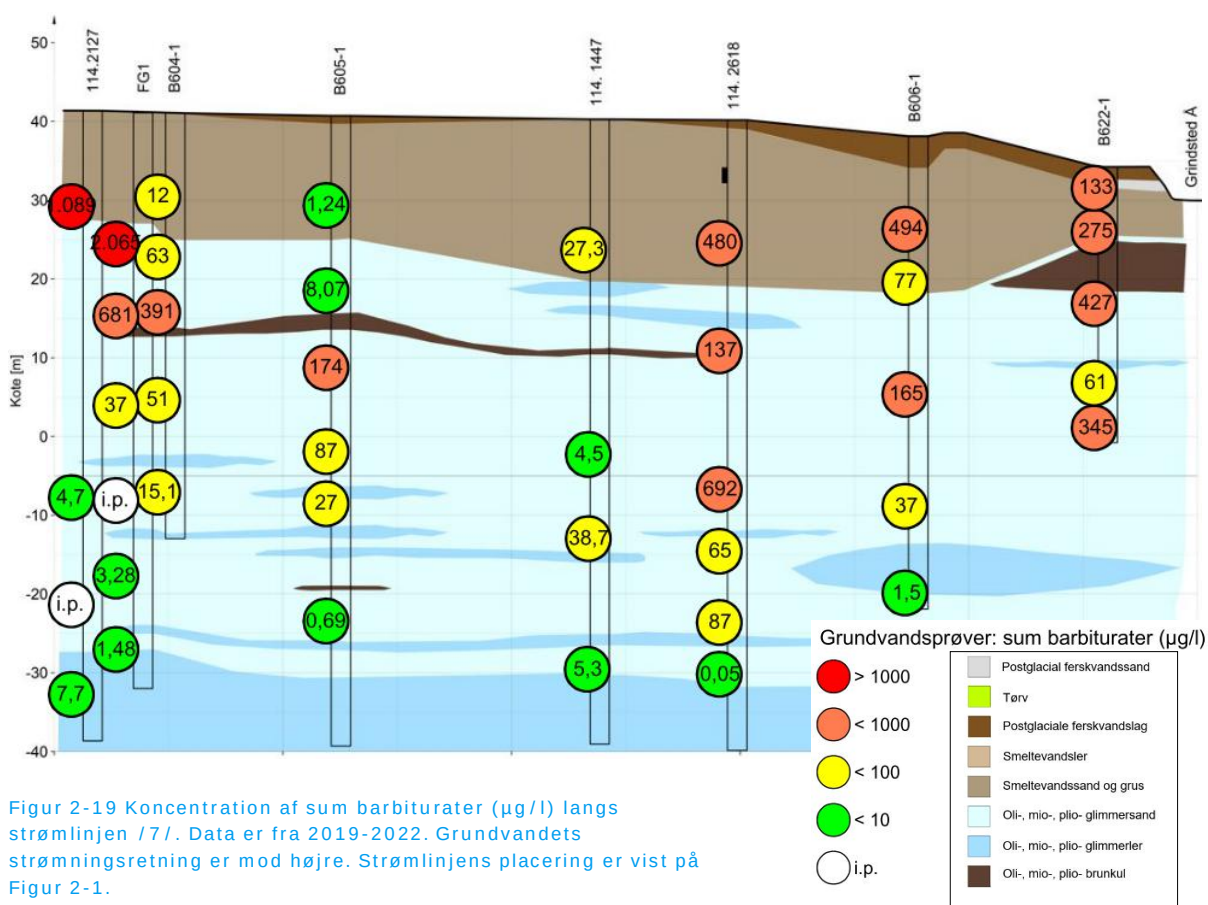


Figur 2-17 Koncentration af sum sulfonamider (µg/l) langs strømlinjen 7/7. Data er fra 2019-2022. Grundvands strømningens retning er mod højre. Strømlinjens placering er vist på Figur 2-1.



Figur 2-18 Koncentration af sulfanilsyre (µg/l) langs strømlinjen 7/7. Data er fra 2019-2022. Grundvands strømningens retning er mod højre. Strømlinjens placering er vist på Figur 2-1. OBS: Der senere er påvist sulfanilsyre i 114.2618-20 i filter 2-6 i forbindelse med Region Syddanmarks monitoring.

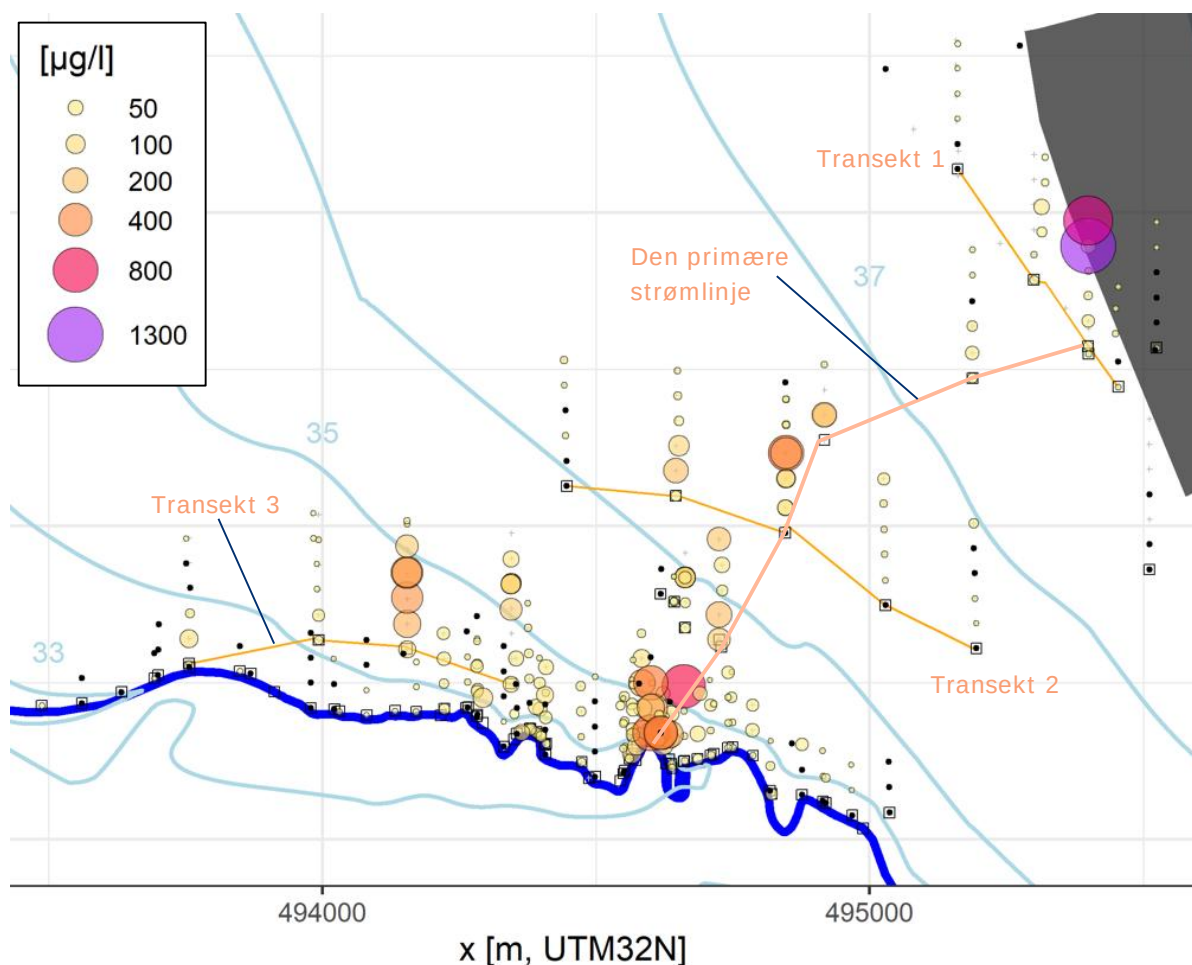
Det tværgående transekt 2 midt i Grindsted by viser endvidere, at sulfanilsyre har en anden rumlig fordeling end sulfonamiderne (ikke vist). Mens koncentrationen af sum sulfonamider er højest centralt i fanen (>100 µg/l ved borerne FA1, 114.2618-20 (Bekkasinvej) og B601) er koncentrationen af sulfanilsyre højest i udkanten af fanen (1800 µg/l i 20-22 m u.t. ved boring B602 og 240-790 µg/l i hhv. 17-19 og 35-37 m u.t. ved boring B601 og 16,5-18,5 m u.t. ved B603) /7/. Denne fordeling kunne afspejle forskelle i kildeområder, eller muligvis nedbrydning af sulfonamider til sulfanilsyre. F.eks. er sulfadiazin og sulfanilamid karakteriseret som moderstoffer til sulfanilsyre, selvom dette ikke blev observeret i nedbrydningsforsøg hos DTU. Dette kunne dog skyldes, at nedbrydningen af sulfanilsyre under aerobe forhold er langt hurtigere end nedbrydning af moderstofferne /16/.



Figur 2-19 Koncentration af sum barbiturater (µg/l) langs strømlinjen /7/. Data er fra 2019-2022. Grundvandets strømningsretning er mod højre. Strømlinjens placering er vist på Figur 2-1.

Barbiturater i grundvand er fordelt lidt anderledes end sulfonamider og sulfanilsyre (Figur 2-19). Stofferne er til stede langs strømlinjen, men forekommer i endnu højere koncentrationer længere mod øst, f.eks. >1000 µg/l ved boring B601 og B603 (ikke vist). Se også Figur 2-21 for de 5% højeste koncentrationer af hver stofgruppe. Langs strømlinjen konstateres der især sum barbiturater i niveauer >100 µg/l i den nedstrøms halvdel, men også i enkelte prøver fra den opstrøms halvdel. Dertil kommer, at der er fundet >1.000 µg/l sum barbiturater i to prøver fra det terrænnære magasin umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden (boring 114.2127 og FG1).

Koncentrationen af benzen i grundvand under Grindsted by er vist på plantegningen i Figur 2-20 /15/. Der er påvist høje koncentrationer op til 1300 µg/L i den øvre halvdel af magasinet ved fabriksgrunden (FG1), op til 480 µg/L dybt i magasinet centralt i fanen ved transekt 2, samt op til 370 µg/L i hele dybden ved én boring i det vestlige transekt 3 (GÅ1). Det er muligt, at dette skyldes en anden kilde end fabriksgrunden. I transekt 4 langs Grindsted Å er det kun ved GWD5, at der påvises høje koncentrationer op til 770 µg/L.



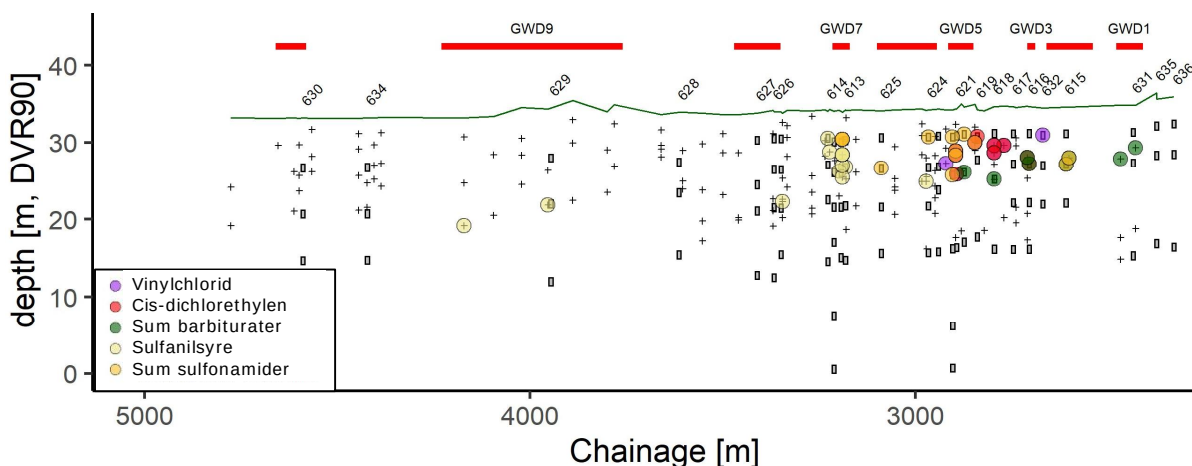
Figur 2-20 Plantegning med benzenkoncentration ($\mu\text{g/l}$) mellem fabriksgrunden og Grindsted Å. Udarbejdet af /15/. Børingsplaceringer vises som firkanter, og koncentrationer vises som farvede bobler/sorte prikker (=ikke påvist) i rækkefølge efter dybde med det nederste filter vist ved boriens placering.

2.3.2 Grundvand ved Grindsted Å

Figur 2-21 viser placeringen af 95%-kvantilen for alle koncentrationsmålinger for hvert stof i transektet langs Grindsted Å, dvs. hvor de højeste koncentrationer er målt (figur fra DTU, ikke publiceret). 95%-kvantilen udgør de 5% af data, hvor de højeste koncentrationer er målt. Figuren viser forskellige stoffer/stofgrupper: Vinylchlorid, cis-dichlorethylen, sum barbiturater, sulfanilsyre og sum sulfonamider. Udbredelsen af stofgrupperne varierer, men der er generelt et overlap ved GWD3-GWD5. Øst for GWD3 findes primært farmaceutiske stoffer, især barbiturater har en særligt østlig udbredelse ved GWD1-GWD5. De chlorerede ethener (cis-dichlorethylen og vinylchlorid) findes kun i høje koncentrationer ved GWD3-GWD5. Sulfonamider er udbredte lidt længere mod vest, fra GWD5-GWD7, dog også med nogle forekomster ved GWD2. Sulfanilsyre har den længste og mest vestlige udbredelse med dele af 95%-kvantilen fundet ved GWD5-GWD9. Benzen er ikke inkluderet i Figur 2-21, men som vist i Figur 2-20 er de høje koncentrationer ved Grindsted Å fokuseret omkring GWD5.

For alle stofgrupperne findes 95%-kvantilen ved Grindsted Å i det terrænnære magasin, dvs. her er alle de højeste koncentrationer målt. Ved GWD1-GWD7 svarer det til de øvre ca. 10 m u.t., ved GWD8 og GWD9 lidt dybere. Dog er der konstateret meget høje koncentrationer af cis-dichlorethylen og vinylchlorid ($>15.000 \mu\text{g/l}$) langt dybere, ca. 200 m. opstrøms for åen langs

strømlinjen i boring B606 (DGU nr. 114.4180-1, 57-59 m u.t.) /15/. Der forventes som nævnt i afsnit 2.1.2 at være en opadrettet gradient ved Grindsted Å.



Figur 2-21 Markering af målinger, der udgør 95 % kvantilen (5 % højeste målte koncentrationer) for alle målinger af hvert stof/stofgruppe i transekt 4 langs Grindsted Å. Krydser = DP-filtre, firkanter = filtre i borer. Udarbejdet af DTU.

Figur 2-22, Figur 2-23 og Figur 2-24 viser koncentrationen af cis-dichlorethylen, vinylchlorid, sum sulfonamider, sulfanilsyre, sum barbiturater og benzen i transekt 4 langs Grindsted Å. Den kraftigste forurening findes som illustreret i Figur 2-21 over brunkulslaget (ca. kote 20-25 m) for alle stoffer, selvom ingen af stofferne er afgrænset over dybden. Forureningen er aftagende mod vest, og vurderes afgrænset for chlorerede ethener og farmaceutiske stoffer omkring GWD8 (B625), dog ikke sulfanilsyre /7/. Mod øst afgrænses forureningen til under detektionsgrænsen i hele den undersøgte dybde ved boring B636 lidt øst for GWD1.

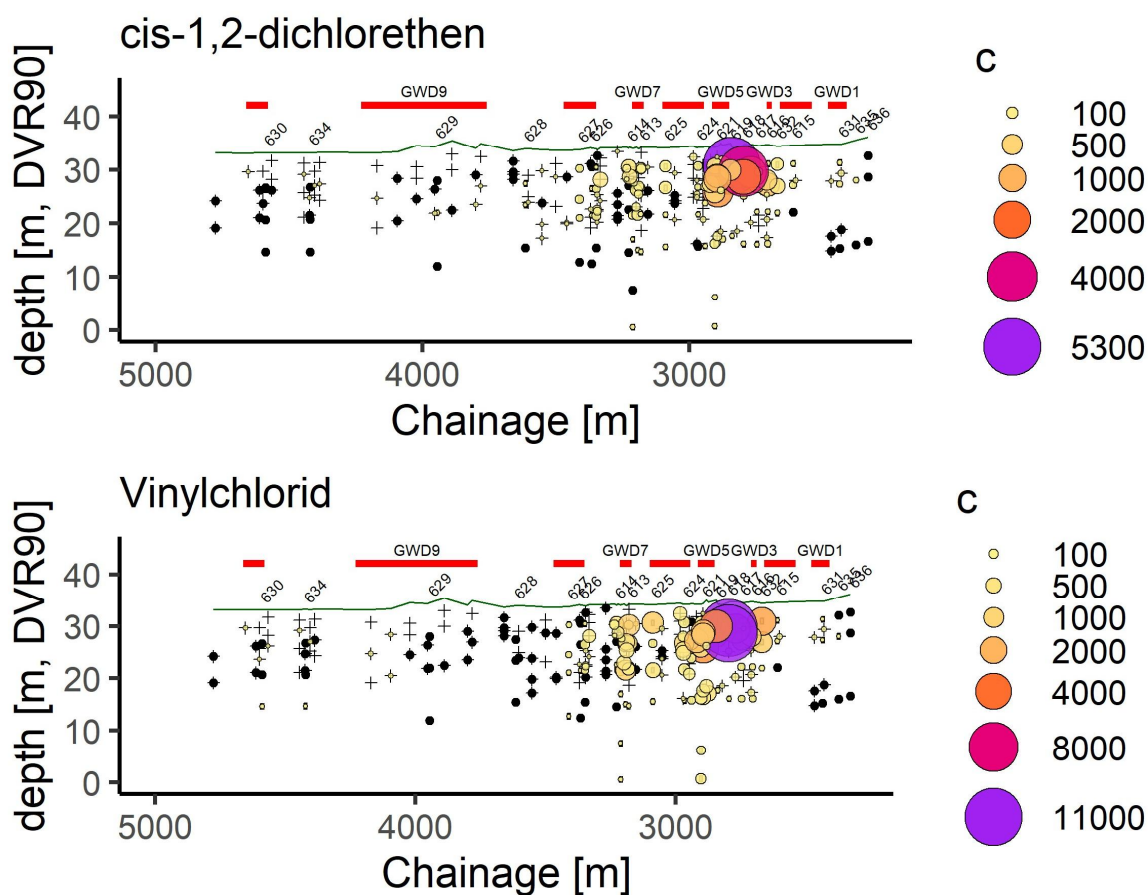
Der er høje koncentrationer af vinylchlorid og cis-dichlorethylen (fra 510 til 11.000 µg/l af mindst ét af stofferne) terrænnært ved GWD3 (DP4, boring B632 og B616) og mellem GWD3 og GWD5 (DP5, DP24, DP25, boring B617, B619, B620, B621, B622, B624, B625, B613 og B612) /10/, /7/. De maksimale koncentrationer af PCE og trichlorethylen er hhv. 230 µg/l (boring B619) og 42 µg/l (DP5). For alle chlorerede ethener gælder, at de højeste koncentrationer er begrænset til en maksimal dybde på 10 m u.t., og for cis-dichlorethylen og vinylchlorid i en strækning på 150 m mellem GWD3 og GWD5 /15/.

Koncentrationen af sum sulfonamider er højst ved boring B622 ved GWD5 med 2.177 µg/l. Der er konstateret høje koncentrationer >500 µg/l mellem boring B622 ved GWD5 og boring B625 ved GWD6. Endvidere er der betydelige koncentrationer på ca. 400 µg/l ved GWD7 (DP10 og boring B614). Længere mod vest er koncentrationerne faldende /10/, /7/, /15/. De højeste koncentrationer konstateres terrænnært til 10 m u.t. Lige under brunkulslaget ved GWD3-GWD5 er der dog påvist 100-300 µg/l sum sulfonamider i næsten alle vandprøver, og ved boring B622 er der påvist 202 µg/l i ca. 35 m u.t. /7/.

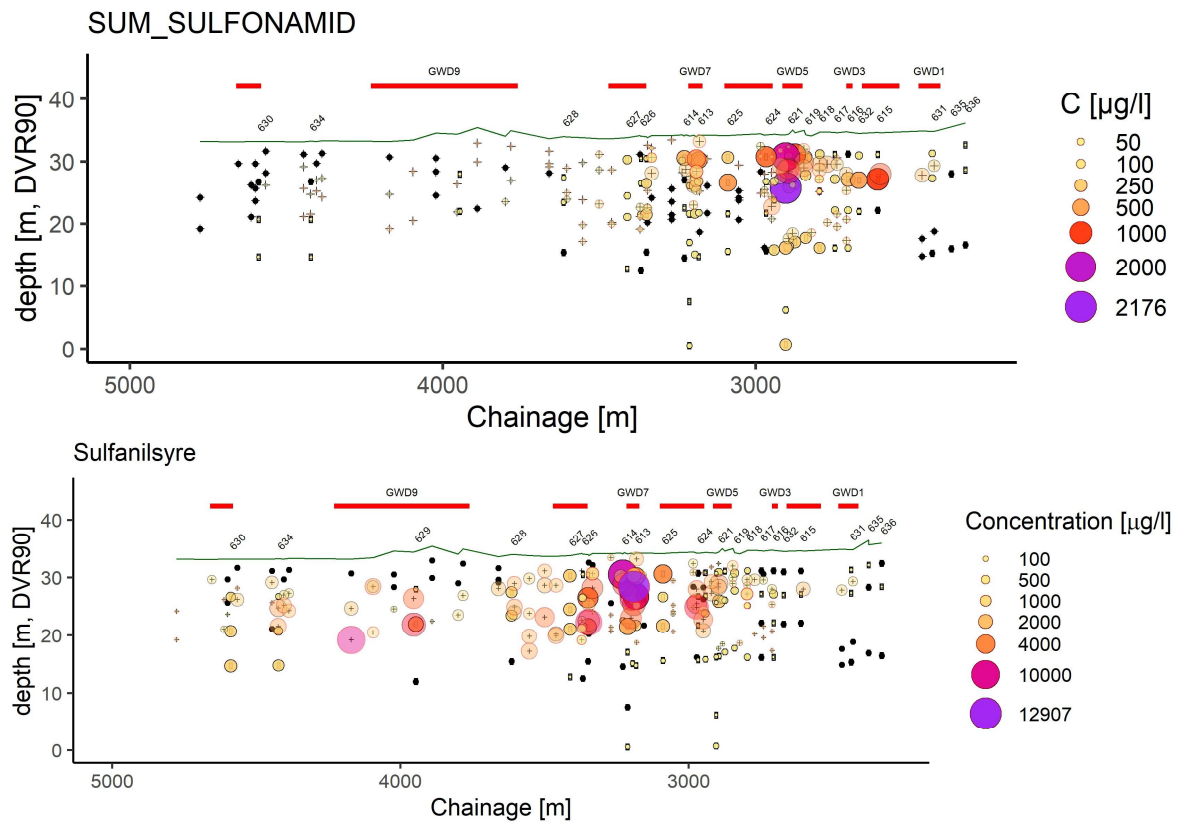
Sulfanilsyre er påvist med <1.000 µg/l ved GWD1 og øst herfor. Mellem DP3 (2.000 µg/l) ved GWD2 og boring B630 (1.400 µg/l) ved GWD10 er der konstateret koncentrationer >1.000 µg/l /10/, /7/. De højeste koncentrationer er >10.000 µg/l og er konstateret ved GWD7, GWD8 og GWD9 ned til 15 m u.t. /15/. Sulfanilsyre er ikke afgrænset mod vest, men der bliver gradvist flere tilfælde af <1.000 µg/l /10/.

De højeste koncentrationer af sum barbiturater på $>2.000 \mu\text{g/l}$ er påvist mellem GWD1 og GWD5 i det terrænnære magasin /15/. Den højeste koncentration på $3.910 \mu\text{g/l}$ er påvist ved GWD1 (DP2). Endvidere er der konstateret $1.286 \mu\text{g/l}$ ved GWD6 (boring B625) i det øvre sekundære magasin lige under brunkulslaget, samt $537 \mu\text{g/l}$ ved GWD7 i det nedre sekundære magasin (boring B611, 33-34 m u.t.) /7/.

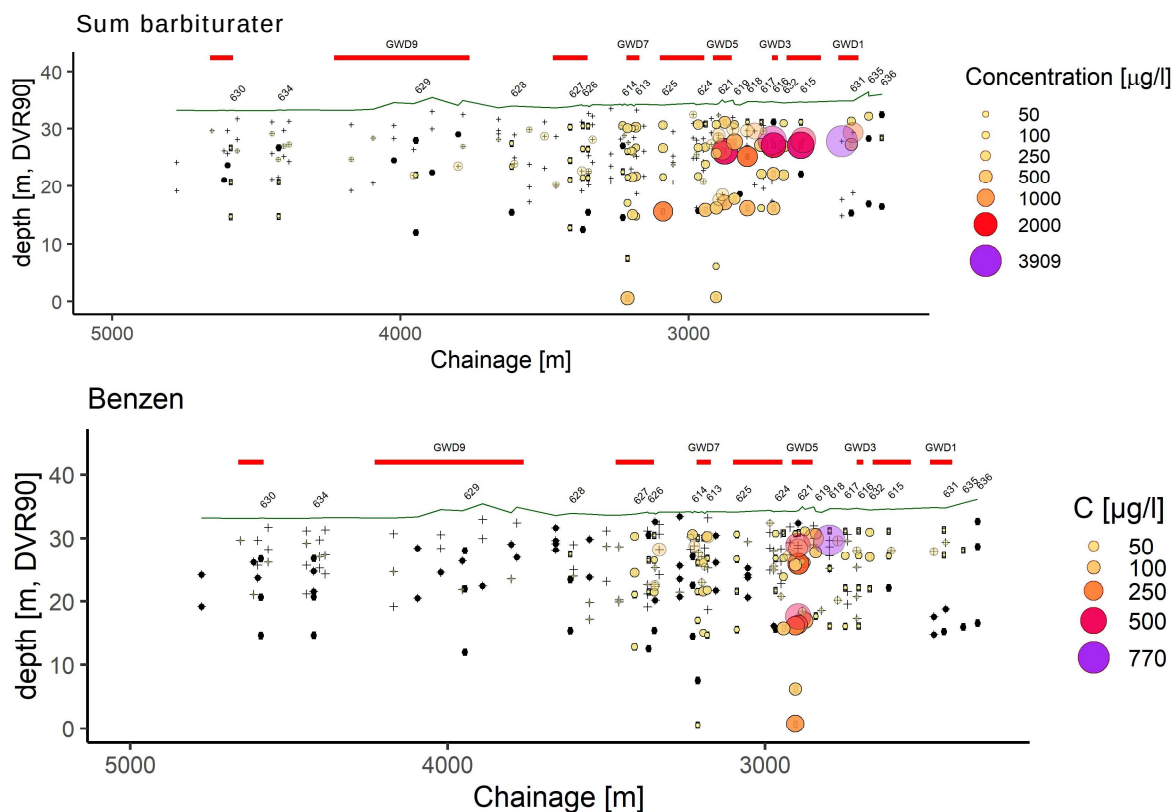
Benzen er påvist i den højeste koncentration på ca. $770 \mu\text{g/l}$ i det terrænnære magasin mellem GWD3 og GWD5 (DP24). Ved GWD5 påvises benzen desuden i det øvre og nedre sekundære magasin, både lige under brunkulslaget og dybere i koncentrationer på hhv. $490 \mu\text{g/l}$ (DPT2F, 16,7 m u.t.) og $210 \mu\text{g/l}$ (boring B622, 33-34 m u.t.) /10/, /7/, /15/. Benzen er stort set afgrænset mod vest med koncentrationer $<1 \mu\text{g/l}$ vest for boring B627. Forureningen er afgrænset mod øst til under detektionsgrænsen ved boring B636 lidt øst for GWD1.



Figur 2-22 Koncentration af cis-DCE (øverst) og vinylchlorid (nederst) i transekt 4 langs Grindsted Å. Udarbejdet af /15/. Sorte prikker = ikke påvist. Transektets placering er vist på Figur 2-1.



Figur 2-23 Koncentration af sum af sulfonamider (øverst) og sulfanilsyre (nederst) i transekt 4 langs Grindsted Å. Udarbejdet af /15/. Sorte prikker = Ikke påvist. Transektets placering er vist på Figur 2-1.



Figur 2-24 Koncentration af sum af barbiturater (øverst) og benzen (nederst) i transekt 4 langs Grindsted Å. Udarbejdet af /15/. Sorte prikker = Ikke påvist. Transektets placering er vist på Figur 2-1.

2.3.3 Forureningsflux til Grindsted Å fra forureningsfanen fra fabriksgrunden (transekt 4)
 Fluxen af forureningsmasse til Grindsted Å fra forureningsfanen fra fabriksgrunden er estimeret i /15/. K-værdier og forureningskoncentrationer er interpoleret på baggrund af K-værdier fra slugtest som vist i Figur 2-11 og koncentrationsdata præsenteret i afsnit 2.3.2. Tabel 2-1 viser resultaterne for fokusstofferne. Estimatet er foretaget for 1) hele transekt 4 langs Grindsted Å (se Figur 2-1), og 2) opstrøms del af transekt 4 til Station 6 (Station 6 vises i Figur 1-1), dvs. GWD1-2 og 5-6. 2) betegnes herefter den opstrøms flux. I Tabel 2-1 vises desuden hvilken procentdel, den opstrøms flux udgør af den samlede flux.

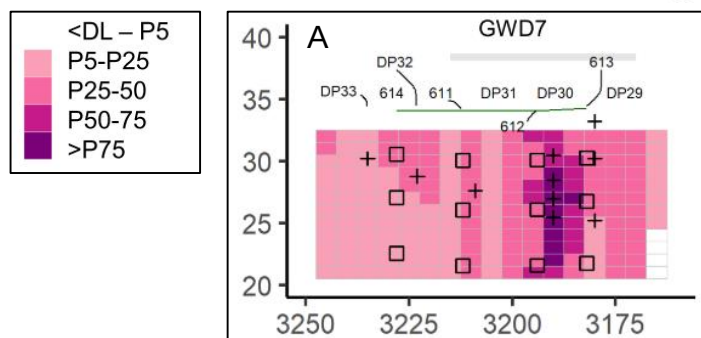
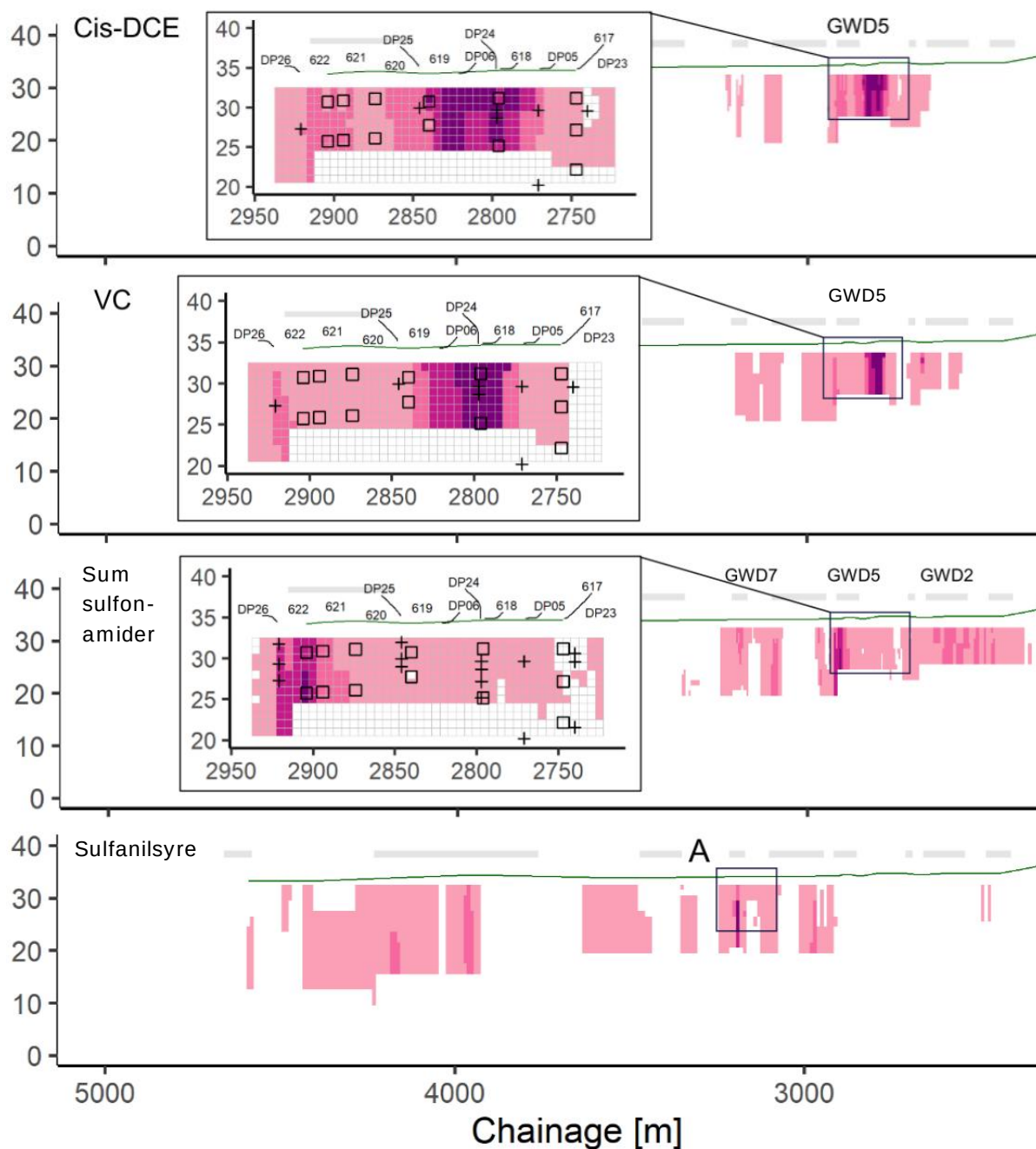
Stof	Forureningsflux, hele transekt 4 (kg/år)	Forureningsflux, opstrøms del af transekt 4 (kg/år)	Andel forureningsflux, opstrøms del af transekt 4 (%)
Cis-dichlorethylen	47 [37-66]	40[30-57]	85
Vinylchlorid	170 [135-235]	122 [96-175]	69
Sum sulfonamider	70 [57-96]	45 [36-63]	64
Sulfanilsyre	1326 [1058-1887]	120 [92-178]	9
Sum barbiturater	172 [142-239]	140[113-198]	81
Benzen	11 [9-16]	8 [6,5-12]	73

Tabel 2-1 Estimeret forureningsflux fra grundvandet til Grindsted Å. 95 % konfidensinterval af simulering angivet i firkantet parentes, som dækker usikkerheder i K, koncentration og tidslig variation i gradient /15/. Transekt 4 omfatter strækningen fra DP1 til DP21 (GWD1-GWD10).

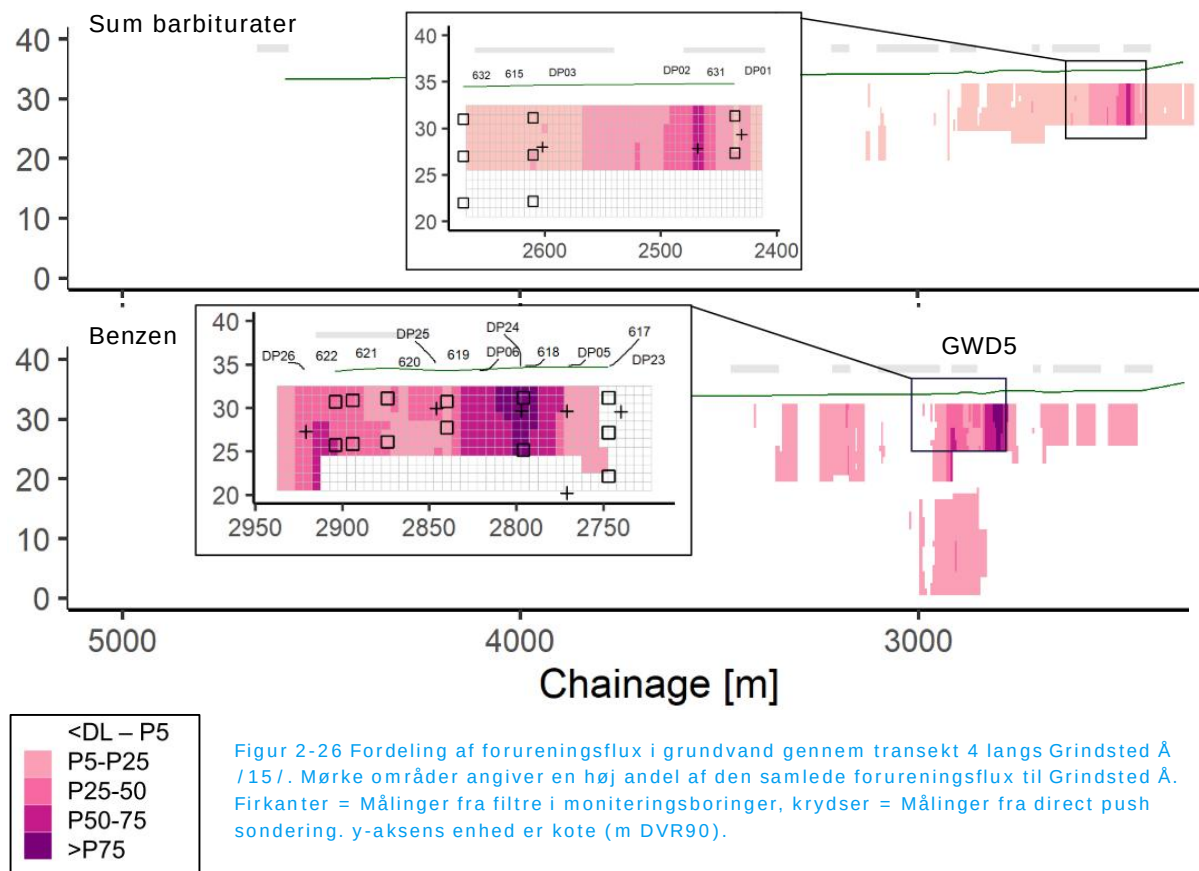
Vinylchlorid har den højeste estimerede forureningsflux af de chlorerede ethener med 170 kg/år, heraf 85 % opstrøms for Station 6. Som vist i Figur 2-25 er den største forureningsflux beregnet i et smalt område lige øst for GWD5. Fluxen vest for GWD8 vurderes at være ubetydelig, hvilket bekræftes i afsnit 5.1, hvor de seks sektioner mellem GWD1 og GWD7 indeholder 100% af fluxen af vinylchlorid. Fordelingen af estimeret cis-dichlorethylen-flux er meget lignende, dog mindre i størrelsesorden (47 kg/år i alt).

Sulfanilsyre har klart den højeste estimerede forureningsflux af de farmaceutiske stoffer i transektet langs åen med næsten 1326 kg/år mod 70 kg/år for sum sulfonamider og 172 kg/år for barbiturater. Den rumlige fordeling er langt mere vestlig end de øvrige fokusstoffer, og langt mere spredt over hele transektet (Figur 2-25). Hovedparten af forureningsfluxen af sum sulfonamider findes i et smalt område ved GWD5, mere vestligt end de chlorerede ethener. Der er desuden en mindre men betydelig flux i GWD2 og GWD7. Den primære forureningsflux af barbiturater til Grindsted Å vurderes at ske ved GWD1-3 og GWD5.

Forureningsfluxen af benzen sker primært terrænnært i den østlige del af GWD5 ved ca. samme chainage som de chlorerede ethener (Figur 2-26). Der er desuden en mindre flux under brunkulslaget. Benzen er det eneste stof, hvor en betydelig del af forureningsfluxen er fordelt under brunkulslaget, i det øvre og nedre sekundære magasin, baseret på tilgængelige målepunkter. For de øvrige stoffer gælder det, at langt hovedparten af forureningsfluxen sker i det terrænnære magasin. For sulfanilsyre er dybden af udbredelsen dog større i den vestlige ende af transekt 4 (>20 m u.t.), muligvis fordi brunkulslaget dykker mod vest.

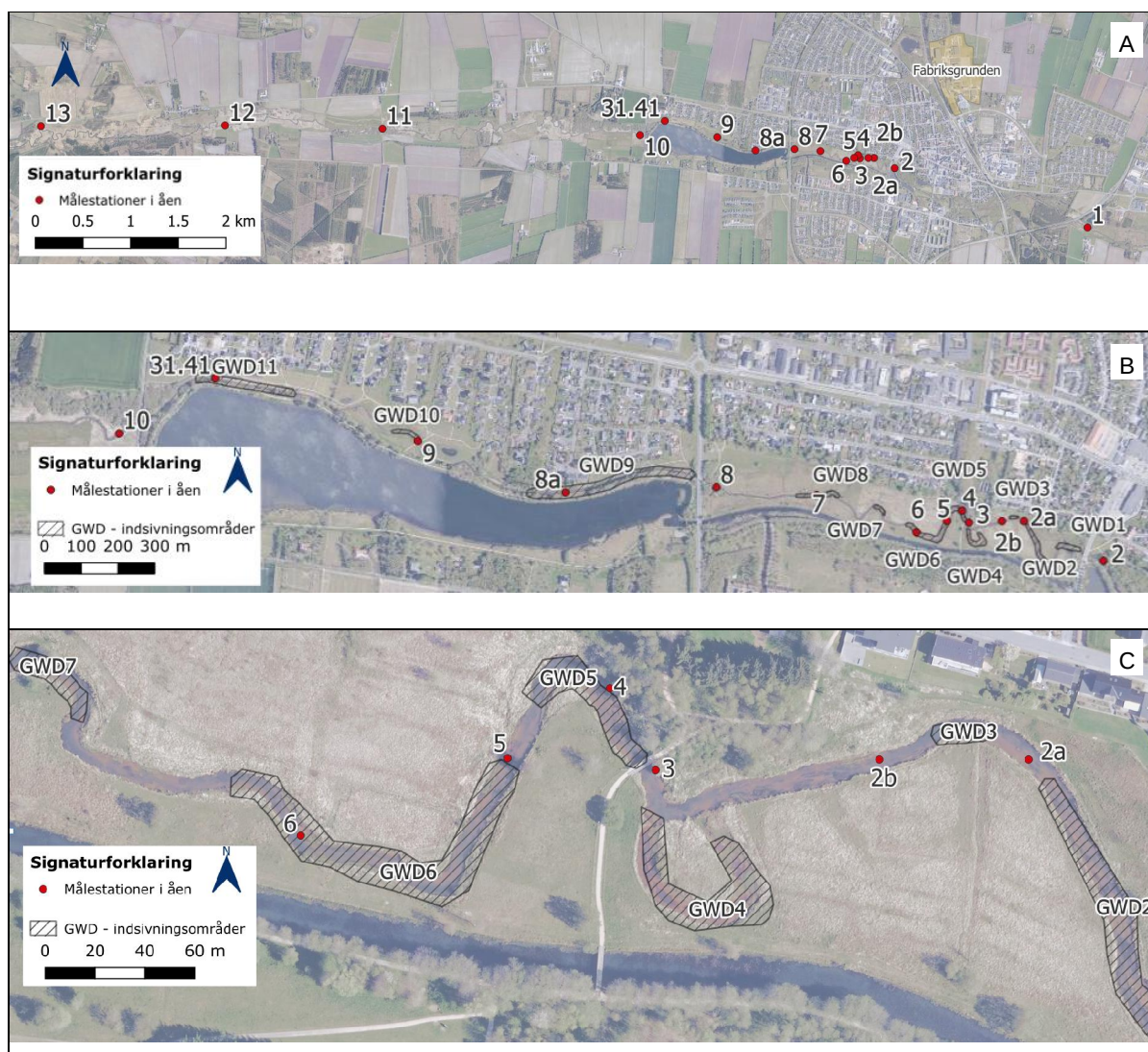


Figur 2-25 Transekt 4 langs Grindsted Å: Relativ størrelse af forureningsflux i grundvand for hver celle som en procentdel af maks. flux /15/. Den mørkeste farve angiver, at området har en forureningsflux, der er blandt de 25 % højeste beregnede. Firkanten = Målinger fra filtre i monitoringsboringer, krydser = Målinger fra direct push sondering. y-aksens enhed er kote (m DVR90). Udsnit A for sulfanilsyre vises i boksen til venstre.



2.3.4 Forurening i Grindsted Å

Der er i forbindelse med nærværende undersøgelse udtaget og analyseret vandprøver fra Grindsted Å i 2021, 2022 og 2023 for målestationer 2-12 og 31.41 (Figur 2-27), samt tre ekstra prøver udtaget i 2023, hhv. to punkter mellem Station 2 og Station 3 og et punkt mellem Station 8 og Station 9.



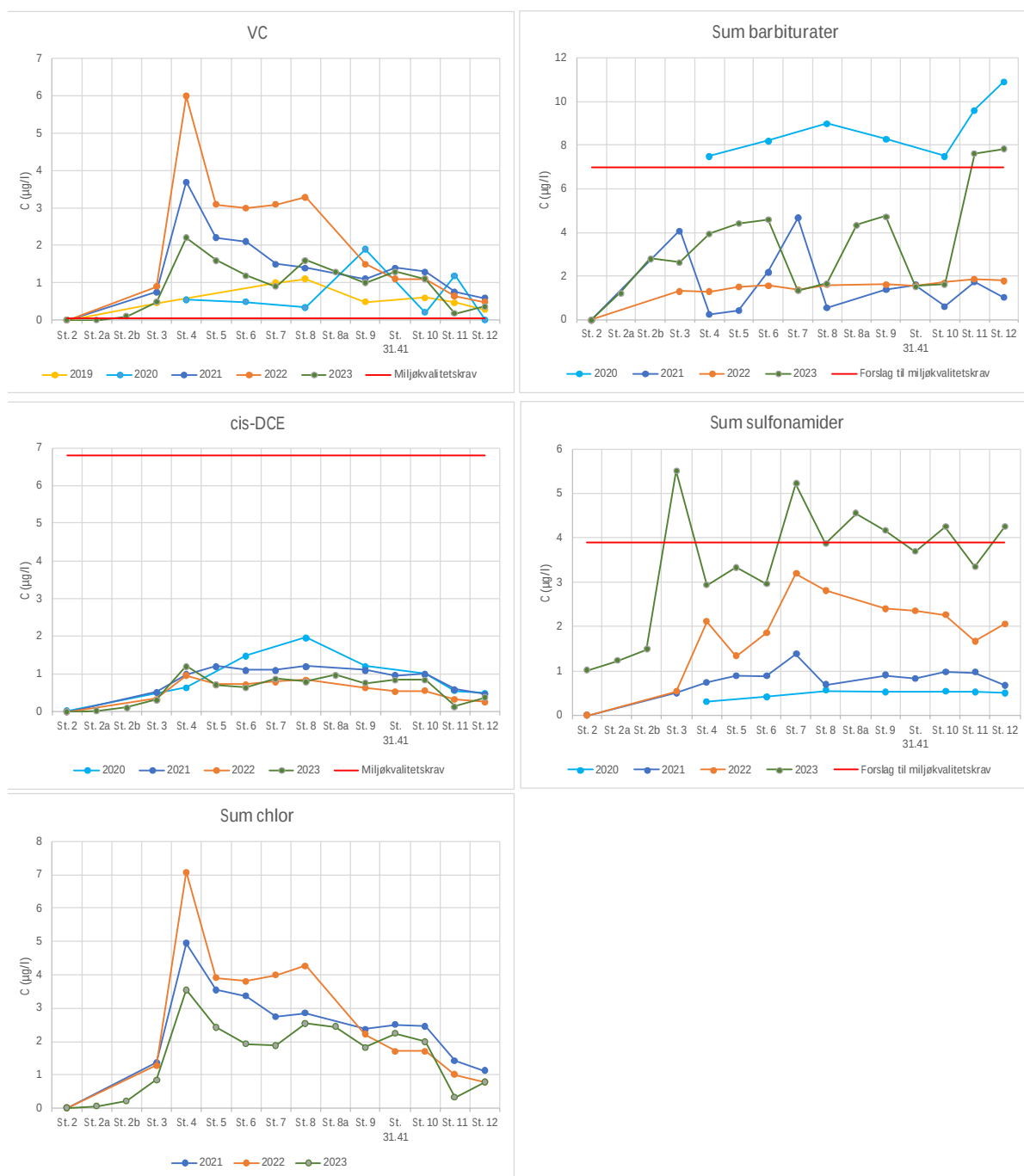
Figur 2-27 Placering af målestationer og GWD-zoner langs Grindsted Å. A) Station 1-Station 13 for vandføringsmålinger og vandprøvetagning. B) Indsivningsområder (GWD1-GWD11). C) GWD2-GWD7.

Figur 2-28 viser koncentrationerne ved målestationerne for hhv. vinylchlorid, cis-dichlorethylen, sum chlorerede stoffer, sum barbiturater og sum sulfonamider for alle tre tidsserier, samt for vinylchlorid også resultater fra 2019 og 2020 og for cis-dichlorethylen, sum sulfonamider og sum barbiturater også resultater fra 2020.

For vinylchlorid er de påviste koncentrationer ved den seneste målerunde i 2023 generelt lavere fra Station 3 til Station 9 end i 2021 og 2022. F.eks. påvises der 6 µg/l ved Station 4 i 2022, mens der i 2023 påvises godt 2 µg/l. Det ses dog, at de påviste koncentrationer fra alle målerunder overskrider Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav på 0,05 µg/l fra station 3 til station 12.

Det er dog ikke et generelt mønster, at koncentrationerne er faldet over tid, da f.eks. koncentrationerne af cis-dichlorethylen i 2023 ligger på niveau med resultaterne fra 2022, mens de påviste koncentrationer af sum sulfonamider er højere, end der er påvist ved de tidligere målinger. For sum barbiturater ses der stor variation i de påviste koncentrationer og overskridelse af forslag til miljøkvalitetskriterium ved målinger for station 11 og 12 for resultaterne fra 2023, mens der ved målingerne i 2020 er overskridelser i alle de analyserede prøver.

Den tidlige udvikling i perioden 2020-2023 viser at koncentrationerne af cis-dichlorethylen i 2023 ligger på niveau med resultaterne fra 2022, mens de påviste koncentrationer af sum sulfonamider er højere i 2023, end der er påvist ved de tidligere prøvetagninger. Koncentrationen af sum barbiturater fluktuerer meget langs Grindsted Å i år 2021 og 2023, men er overvejende højere i 2023 end ved tidligere prøvetagningsrunder.



Figur 2-28. Påviste koncentrationer i Grindsted Å ved målestationer i 2020, 2021, 2022 og 2023. VC = Vinylchlorid, cis-DCE = cis-dichlorethylen, sum chlor = Sum chlorerede stoffer. Bemærk, for vinylchlorid er kvalitetskravet et miljøkvalitetskrav. For sulfonamider og barbiturater er der tale om forslag til miljøkvalitetskriterier.

2.4 Forureningsflux nord for Grindsted Å

Nord for Grindsted Å er der beregnet forureningsflux i transekt 1 og 2 (se Figur 2-1). Til beregningerne er der benyttet koncentrationer fra de seneste resultater (bilag 3) og målte værdier af den hydrauliske ledningsevne fra /7/.

I transekt 1 umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden indgår borerne FG3, FG2, FG1 og B604, og i transekt 2 ved Bekkasinvej indgår borerne B602, FA1, 114.2618-20, B601 og B603.

Forureningsfluxen er beregnet med hydraulisk gradient som hhv. min. og max. værdi fra Tabel 3-1 (0,001 m/m og 0,006 m/m), hvilket giver en indikation af usikkerheden ved beregningen. Der er ikke taget højde for gradientforskel over og under brunkulslag, da der som nævnt i afsnit 2.1.2 er minimal forskel, og det er antaget, at grundvandet bevæger sig vinkelret gennem begge transekter. Borerne er projiceret ind på transekterne, og afstanden mellem borerne er ikke målfast, men estimeret. Der er antaget udelukkende horisontal forureningstransport.

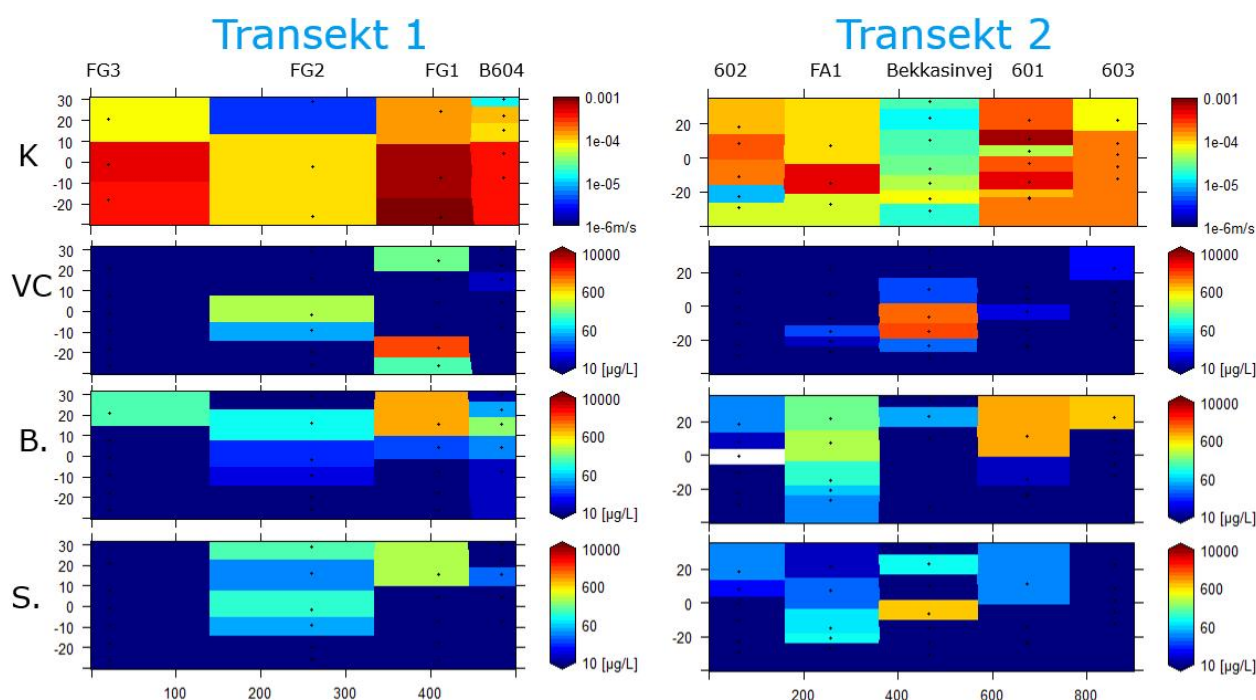
Koncentrationer og K-værdier er interpoleret i transekt 1 og 2 i 1x1 m opløsning vha. nærmeste nabo metoden, og fluxen er beregnet som i de øvrige beregninger af forureningsflux (afsnit 2.3.3). Der er beregnet forureningsflux for vinylchlorid, sum chlorerede stoffer, sum barbiturater og sum sulfonamider.

De interpolerede værdier for den hydrauliske ledningsevne og koncentrationer for vinylchlorid, sum barbiturater og sum sulfonamider fremgår af Figur 2-29, mens de beregnede fluxværdier for vinylchlorid, sum chlorerede stoffer, sum barbiturater og sum sulfonamider fremgår af Tabel 2-2.

Der ses højere beregnet flux af vinylchlorid og sum chlorerede stoffer i transekt 1 end transekt 2. Dette skyldes, at der er et sammenfald af høje koncentrationer og høje hydrauliske ledningsevner i FG1 i transekt 1. I transekt 2 er de højeste koncentrationer målt i boring 114.2618-20, hvor der er lidt lavere K-værdier, så fluxen dermed ikke bliver så stor som i transekt 1.

For summen af barbiturater er der i transekt 2 observeret høje koncentrationer i 2 borer (FA1 og B601), mens det i transekt 1 kun er omkring FG1, hvilket medfører en højere flux i transekt 2 end i transekt 1.

For sulfonamider er de højeste koncentrationer observeret omkring strømlinjen i både transekt 1 og 2, og de beregnede fluxværdier er på samme niveau i begge transekter.



Figur 2-29 Interpoleret hydraulisk ledningsevne (K) og koncentrationer for vinylchlorid, sum barbiturater (B.) og sum sulfonamider (S.), transekt 1 og 2. Sorte punkter markerer målepunkter. Midt af filter vist.

Tabel 2-2 Beregnet flux i transekt 1, 2 og 4.

Stof	Transekt 1 Fabriksgrunden [kg / år]	Transekt 2 Bekkasinevej [kg / år]	Transekt 4 Grindsted Å [kg / år] ¹⁾
Vinylchlorid	[82-495]	[15-87]	[135-235]
Sum chlorerede stoffer	[356-2138]	[36-216]	[172-301] ²⁾
Sum barbiturater	[22-133]	[128-773]	[142-239]
Sum sulfonamider	[7-44]	[15-93]	[57-96]

¹⁾ Fra /15/

²⁾ Sum cis-dichlorethylen og vinylchlorid

Med forbehold for stor usikkerhed specielt i transekt 1, hvor der er lavere datatæthed, så viser fluxberegningerne, at der fortsat sker en markant udsivning af forurening fra fabriksgrunden. For de chlorerede stoffer er fluxen umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden større end fluxen ind i Grindsted Å. En del af dette kan dog tilskrives, at andelen af cis-dichlorethylen er markant højere umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden, og den molære masse af cis-dichlorethylen er godt 50% større end for vinylchlorid.

Der er ikke beregnet en egentlig dechloreringsgrad for fluxdataene, da der ikke er beregnet flux for tetrachlorethylen, trichlorethylen, ethen og ethan, men som det umiddelbart ses af Tabel 2-2, så udgør vinylchlorid en markant større andel af den samlede mængde chlorerede stoffer ved åen sammenlignet med nedstrøms fabriksgrunden, hvilket viser, at der sker en dechlorering af de

chlorerede ethener. I forbindelse med en kommende afværgeindsats vil det være relevant at beregne og løbende vurdere dechloreringsgraden for at vurdere effektiviteten af indsatsen.

2.4.1 Relativ vinylchlorid-andel af flux

Den stigende relative andel af vinylchlorid ift. fluxen af summen af chlorerede ethener mellem transekt 1 og Grindsted Å indikerer, at der sker nedbrydning langs strømlinjen, jf. Tabel 2-3.

Tabel 2-3 Andel af vinylchlorid-flux ift. flux af sum chlorerede ethener i transekt 1, 2 og 4.

	Transekt 1 Fabriksgrunden	Transekt 2 Bekkasinvej	Transekt 4 Grindsted Å ¹⁾
Vinylchlorid-flux / flux af sum chlorerede ethener	0,23	0,41	0,78

¹⁾ Baseret på tal fra /15/. Sum chlorerede ethener = vinylchlorid + cis-dichlorethylen.

2.5 Naturlig nedbrydning af forureningsstoffer

2.5.1 Chlorerede opløsningsmidler

DTU har lavet en række undersøgelser af den naturlige nedbrydning af chlorerede ethener i forureningsfanen fra fabriksgrunden (/11/-/13/). Generelt vurderes der at være "et godt potentiale for nedbrydning af chlorerede ethener i fanen fra fabriksgrunden", men at opholdstiden kan være en begrænsende faktor for at opnå en tilstrækkelig massefjernelse og fuldstændig nedbrydning af vinylchlorid. Data for mikrobielle nedbrydere og isotopværdier understøtter også, at nedbrydningspotentialet for chlorerede ethener er højt /11/, særligt ved Grindsted Å /13/.

Redoxforholdene i hovedparten af fanen vurderes at være anaerobe og som minimum jernreducerende, og der vurderes at være organisk materiale (NVOC) tilstede /11/. Særligt terrænnært i området tæt på Grindsted Å er forholdene stærkt reducerede /13/. Det vurderes også, at elektrondonor generelt ikke er den begrænsende faktor for nedbrydningen, men at der lokalt kan være undtagelser. Analyser af dehalococcoider viser generelt et højt indhold specielt centralt i fanen, hvor der vurderes at være stort potentiale for mikrobiel nedbrydning /11/.

Forskelle i nedbrydningspotentialet for chlorerede ethener i fanen fra fabriksgrunden kunne skyldes:

1. Utilstrækkeligt reducerede forhold
2. Utilstrækkelig mængde af elektrondonor/NVOC
3. Utilstrækkelig mængde af næringsstoffer
4. Manglende tilstedeværelse af specifikke nedbrydere, f.eks. dehalococcoider
5. For kort opholdstid, selvom de øvrige kriterier er opfyldt

I forureningsfanen fra fabriksgrunden er der generelt sammenfald mellem høje koncentrationer af chlorerede ethener og godt nedbrydningspotentiale baseret på redoxforhold, mikrobielle nedbrydere og isotopværdier. Dog indikerer isotopværdierne, at der kan være en begrænsende faktor vestligt i fanen i nedbrydningstrinnet ved cis-dichlorethylen /11/. Grundet det eksisterende gode nedbrydningspotentiale kan der være områder, hvor der ikke er behov for injektion af hele pakken af bakteriekultur, næringsstoffer og elektrondonor for at stimulere nedbrydningspotentialet, men kun delelementer. Dog er datagrundlaget sparsomt i betragtning af forureningsfanens store udbredelse, samtidig med at fortolkning af redoxforhold kompliceres af høje koncentrationer af sulfat. Desuden er der set store variationer i koncentrationer ved borer, der er prøvetaget mere end én gang /11/. I den endelige detailprojektering er der

behov for yderligere analyse af forskelle i nedbrydningspotentialet for at tilrette afværgeprogrammet bedst muligt efter de gældende forhold.

2.5.2 Sulfonamider og sulfonsyrer

Med hensyn til de farmaceutiske stoffer er nedbrydningsprocesserne ikke så velbeskrevne i litteraturen som for de chlorerede ethener. Dog er der opnået en langt større forståelse, særligt for sulfonamiderne, over de seneste år. DTU har udført nedbrydningsforsøg med sulfonamider i batches med grundvand udtaget terrænnært tæt på Grindsted Å og sediment fra Grindsted Å /16/. Forsøgene er udført ved 10°C i hhv. 25 og 44 dage. Resultaterne viser relativt hurtig nedbrydning af tre sulfonamider/sulfonsyrer (sulfanilsyre, sulfadiazin og sulfanilamid) under aerobe forhold, se nedbrydningsrater i Tabel 2-4. Særligt sulfanilsyre nedbrydes hurtigt uden en forudgående lagfase. Resultaterne peger også på, at der ikke sker en akkumulering af kendte nedbrydningsprodukter under aerobe forhold.

Tabel 2-4 Nedbrydningsrater (k) for sulfonamider/sulfonsyrer fra forsøg med grundvand og åsediment fra Grindsted /16/ og andre resultater fra litteraturgennemgangen i /34/.

Moderstof	Medium	Forhold	Reaktions-orden	Lagfase (d)	k (d^{-1})	Ref.
Sulfadiazin*	Grundvand og sediment	Aerob	1. ordens	7	0,10-0,13	/16/
Sulfanilamid			1. ordens	9	0,10	
Sulfanilsyre			0. ordens	0	0,15	
Sulfamethoxazole	Jord	Aerob	-	-	0,35	/34/
		Anaerob	-	-	0,10	
Sulfadiazin	Jord	Aerob	-	-	0,04-0,06	
		Anaerob	-	-	0,003-0,01	
Sulfadimethoxin	Sediment og vand fra marin rejedam	Anaerob	-	-	0,01	
Sulfamethoxazol		Anaerob	-	-	0,10	
Sulfadimethoxin		Aerob	-	-	<0,004	
Sulfamethoxazol		Aerob	-	-	<0,004	
Sulfadiazin		Aerob/anaerob	-	-	<0,004	
Sulfamethazin		Aerob/anaerob	-	-	<0,004	

*DT₅₀ for sulfadiazin er beregnet for de aerobe batches i et forsøg med re-spike.

Der er påvist tilstedeværelse af specifikke og potentielle nedbrydningsprodukter af sulfonamider i forureningsfanen mellem fabriksgrunden og Grindsted Å, hvilket peger på, at en vis nedbrydning af sulfonamider pågår under transporten i grundvandet. Dette understøttes endvidere af tilstedeværelsen af bakterieslægter og funktionelle gener, som potentielt er relateret til nedbrydning af sulfonamider (slægterne *Pseudomonas*, *Burkholderia*, *Bacillus*) /34/.

Generelt har nedbrydning under aerobe forhold været i fokus i forskningen, men der er altså tegn på, at der også er potentiale for nedbrydning af sulfonamider under anaerobe forhold, som det ses i Grindsted. I DTUs litteraturgennemgang /34/ er der også set på studier, som undersøgte anaerob nedbrydning af sulfonamider. I flere tilfælde er nedbrydningsraterne langsommere end under anaerobe forhold, se Tabel 2-4.

Tæt på Grindsted Å har detaljerede studier med dybdeiskretiseret vandprøvetagning vist, at der kan foregå nedbrydning af sulfonamider og sulfonsyrer under nitratreducerende/aerobe forhold i en grænseflade mellem fanen og åbunden, hvorimod der ikke er nedbrydning i overfladevandet /35/. Strømningshastigheden i grænsefladen kan imidlertid være begrænsende for, at nedbrydningen kan nå at forløbe /16/. Det foreslås i /16/ på baggrund af nedbrydningsforsøg, at den naturlige aerobe nedbrydning af sulfonamider og sulfonsyrer kunne stimuleres ved tilsætning af ilt eller nitrat. Da nitrattilsætning er lettest i praksis, foreslås det at undersøge effekten af dette på nedbrydning af sulfonamider og sulfonsyrer.

2.5.3 Barbiturater

Nedbrydning af barbiturater er ikke velbelyst, men i litteraturgennemgange foretaget af DTU /6/, /34/ er der refereret enkelte nedbrydningsforsøg. Resultaterne tyder på, at der kan ske abiotisk hydrolyse med en rate, der er påvirket af pH-værdien. F.eks. kan den neutrale eller monovalente form af allobarbitaral nedbrydes af hydroxyl-ioner, dvs. bl.a. omkring neutral pH, som forventet i grundvand. Det er også rapporteret, at hydrolyseraten for adskillige 5,5-disubstituerede barbiturater stiger med stigende pH. Disse studier anvender høje koncentrationer på 60-80°C. Et andet studie har dog testet hydrolyse af secobarbitaral og butalbitaral ved pH 2-12 ved stuetemperatur i 15 timer uden at se nogen nedbrydning.

Biologisk nedbrydning af barbiturater er også behandlet i litteraturgennemgangene /6/, /34/. Der er udført en håndfuld studier med forskellige vandtyper, stoffer og resultater. Et studie af nedbrydning af phenobarbitaral i grundvand har fundet nedbrydning under både aerobe og anaerobe forhold med nedbrydningsrater på hhv. 0,001 d⁻¹ og 0,002 d⁻¹ observeret over 250 dage. Et andet studie brugte overfladevand med et baggrundsindhold af barbiturater (pentobarbitaral, butalbitaral, secobarbitaral og phenobarbitaral), og det kunne derfor tænkes, at nedbryderorganismer allerede var til stede. Forsøget fandt dog ingen nedbrydning på 21 dage under aerobe forhold af seks barbiturater (aprobarbitaral, pentobarbitaral, butalbitaral, secobarbitaral, hexobarbitaral og phenobarbitaral), som blev tilsat ved forsøget. Der er endvidere udført forsøg med fortyndet slam, som har påvist aerob biologisk nedbrydning af phenobarbitaral og secobarbitaral på 50 dage.

Det vurderes ikke, at nedbrydningspotentiallet i grundvandet ved Grindsted kan beskrives på det nuværende vidensgrundlag. En eventuel biologisk nedbrydning af barbiturater vil formentlig være langsom, og omstændighederne for en sådan nedbrydning er langt fra afklaret /34/.

2.6 Andre forureningskilder

Som det nævnes i notatet i bilag 4, så er der ud over fluxen fra terrænnært og sekundært grundvand, også en række andre kilder som kan bidrage til de påviste koncentrationer i åen. Dette omfatter:

- Opstrøms dambrug (sulfadiazin)
- Udledning af procesvand fra fabriksgrunden via afløbsgrøften
- Udledning fra fem overløbsbygværker
- Udledning af drænvand fra Renseanlæg Vest
- Indsivning fra fanen fra lossepladsen
- Udledning fra Billund Vand & Energis Renseanlæg (nedstrøms for Station 10).

Det er med nuværende vidensgrundlag ikke muligt at kvantificere disse bidrag, men det vurderes, at specielt drænvandet fra Rensningsanlæg Vest, hvor der tidligere er påvist høje koncentrationer af en række forureningskomponenter, kan udgøre et markant bidrag til den samlede udledning til åen.

Det anbefales at få kvantificeret disse bidrag yderligere, så det kan vurderes, hvorvidt der også skal igangsættes en afværgeindsats for disse kilder. Specifikt for drænvand fra Rensningsanlæg Vest nævnes muligheden for at medtage dette i en af strategierne senere i rapporten.

3. Konceptuel forståelse

3.1 Konceptuel forståelse af forureningsudbredelsen

Samlet set har de seneste forureningsundersøgelser (2021-2023) /7/ og databehandling udført af DTU /1/, /9/, /11/, /12/, /13/, /15/, /16/, /24/ bidraget til et bedre overblik over forureningsfanen mellem fabriksgrunden og Grindsted Å.

Undersøgelserne har ført til, at forureningsfluxen til Grindsted Å fra forureningsfanen fra fabriksgrunden stort set kan afgrænses. For stofferne cis-dichlorethylen, vinylchlorid, sum sulfonamider, sulfanilsyre og sum barbiturater sker 95% af forureningsfluxen over brunkulslaget (Figur 2-21). For benzen er der dog også betydelig forureningsflux under brunkulslaget omkring GWD5 (Figur 2-24).

Det skal bemærkes, at undersøgelserne kun har været fokuseret på fanen, og der ikke er udført undersøgelser i kildeområdet på fabriksgrunden. Kildestyrken for forureningen kan derfor ikke fastlægges på baggrund af de seneste undersøgelser, ligesom det ikke kan vurderes, hvorvidt der på fabriksgrunden forefindes fri fase forurening med chlorerede opløsningsmidler eller om forureningsfanen kan tilskrives udsivning fra eventuelle lavpermeable områder. Fordelingen af forurening i forureningsfanen og den tidlige udvikling blev vurderet i et notat /14/ i 2019. Der blev set tegn på, at forureningen med sulfonamider og sulfanilsyre er aftagende i den opstrøms del af forureningsfanen, umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden. For barbiturater og særligt chlorerede ethener var konklusionen imidlertid uklar pga. et meget sparsomt datasæt med få prøver og få genprøvetagninger af borer. For chlorerede ethener kompliceres fortolkningen yderligere af muligheden for transport som fri fase ved kilden og for andre forureningskilder i Grindsted by. Det betyder, at det ikke umiddelbart kan vurderes, hvorvidt forureningsfluxen med chlorerede ethener fra fabriksgrunden er stationær eller aftagende, ligesom varighed for udvaskning af forureningen ikke kan vurderes.

For vinylchlorid er forureningsfanen optegnet på Figur 3-1 for koncentrationer påvist i det terrænnære magasin (0-15 m u.t.) og det øvre (15-30 m u.t.) og nedre (>30 m u.t.) sekundære magasin. Figurene findes i større version i bilag 2.

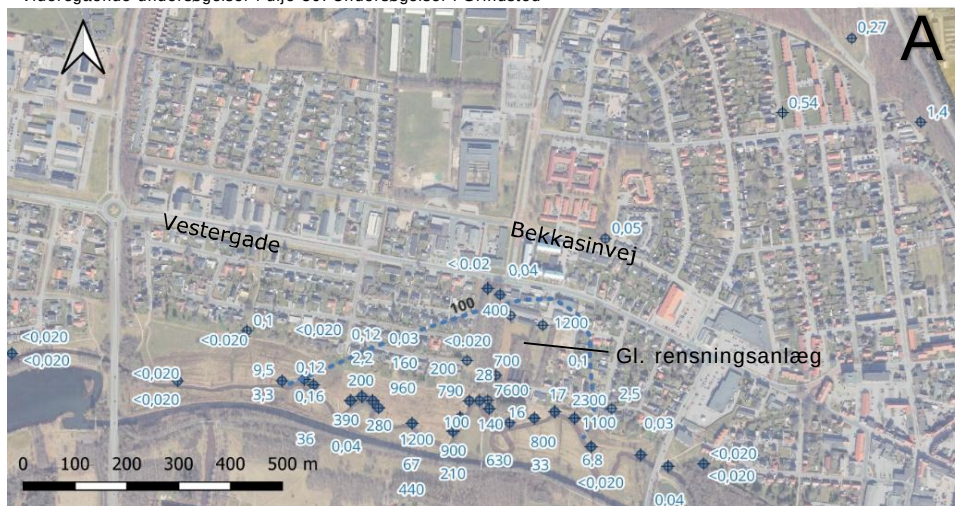
I det terrænnære sekundære magasin påvises kun vinylchlorid > 100 µg/l i området syd for Vestergade og ned mod åen. Fanen hvor vinylchlorid > 100 µg/l er omkring åen afgrænset mellem GWD2 og GWD8.

I det øvre sekundære magasin ses den samme tendens, hvor afgrænsningen for vinylchlorid >100 µg/l dog er lidt mere vestlig, ligesom der i et enkelt filter umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden er påvist en koncentration af vinylchlorid på 280 µg/l.

I det nedre sekundære magasin er forureningsfanen sammenhængende mellem fabriksgrunden og åen, og selv helt tæt på åen påvises der vinylchloridkoncentrationer op til 1.600 µg/l, mens de højeste koncentrationer påvises i B606 (114.4180) beliggende på grunden ved Renseanlæg Vest, hvor der påvises 16.000 µg/l i dybden 57-59 m u.t.

Generelt tegner der sig et billede af en forureningsfane med chlorerede ethener, der siver ud fra fabriksgrunden relativt dybt i området omkring FG1 (114.3594) og FG2 (114.3590), hvor de højeste koncentrationer påvises i dybden 58-60 m u.t. (>11.000 µg/l sum chlorerede). Længere nedstrøms påvises der i transektet omkring Bekkasinvvej (transekt 2) koncentrationer for sum chlorerede >6.000 µg/l i 114.2619 i dybden 46-48 m u.t.

Mellem Bekkasinvej og det gamle rensningsanlæg bliver gradienten mere opadrettet, hvilket medfører at koncentrationen af vinylchlorid i det øvre sekundære og det terrænnære magasin stiger. Dette er konceptuelt illustreret for området omkring det gamle rensningsanlæg i Figur 3-2.



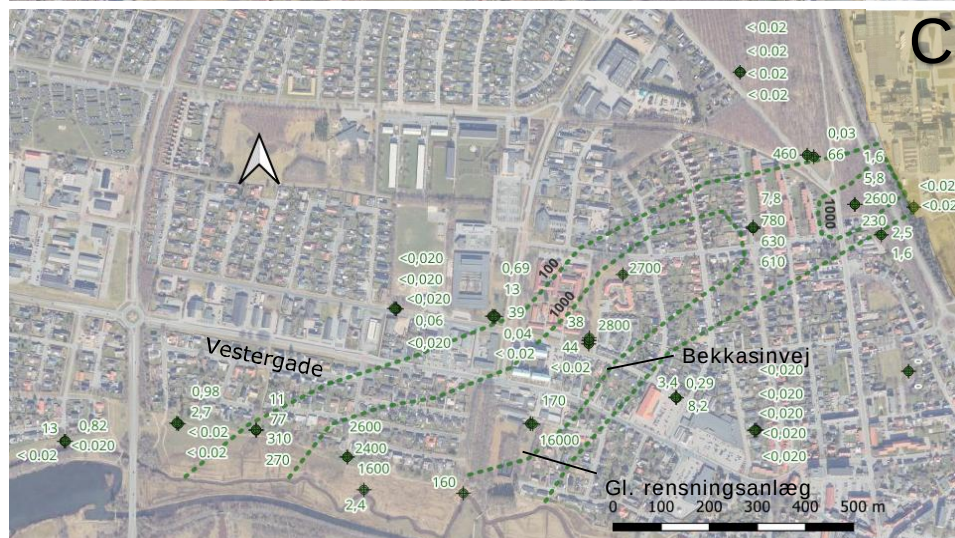
Signaturforklaring

- ◆ Boringer terrænnær
Påvist koncentration af
vinylchlorid (µg/l)
- Afgrænsning (100 µg/l)
af vinylchloridfane
- Fabriksgrund



Signaturforklaring

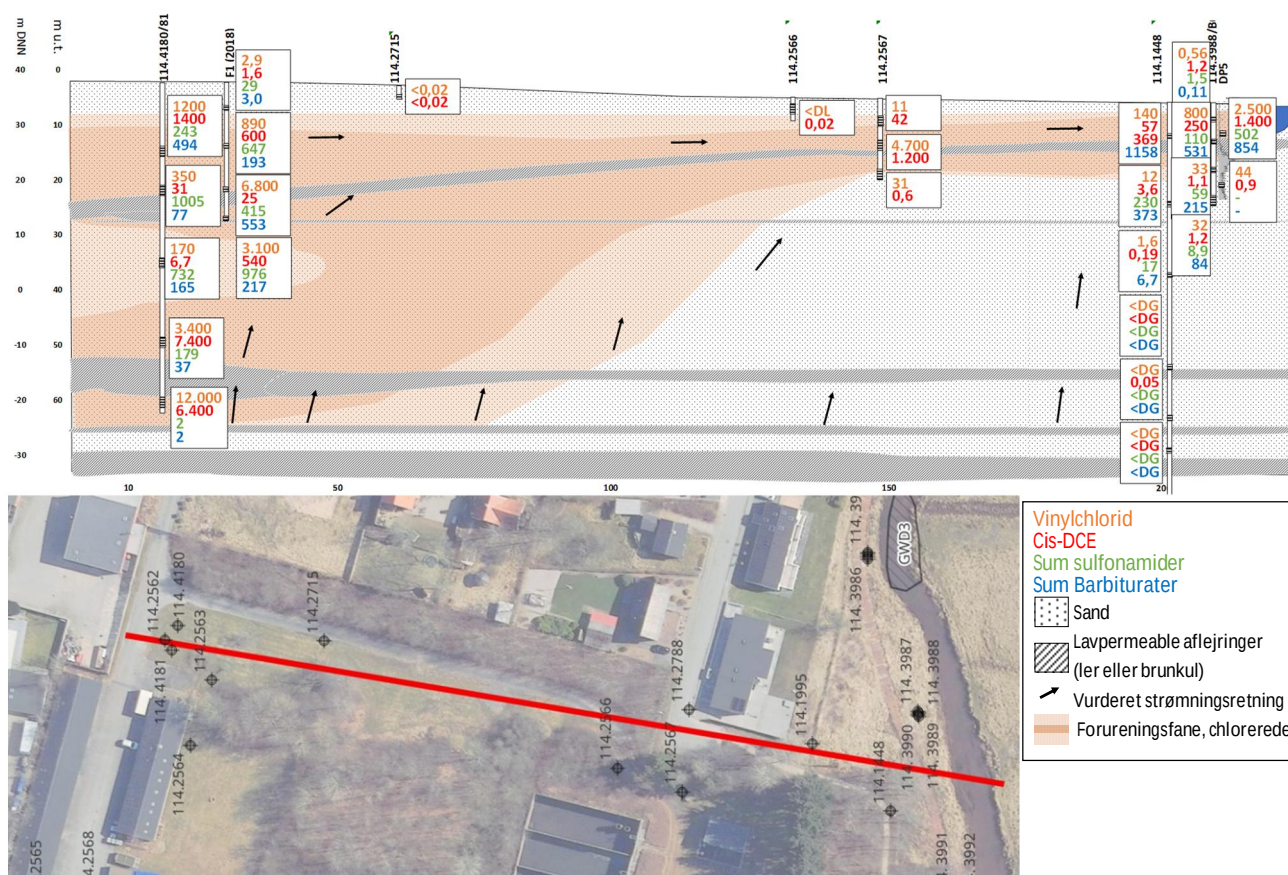
- ◆ Boringer øvre sekundære
Påvist koncentration af
vinylchlorid (µg/l)
- Afgrænsning (100 µg/l) af
vinylchloridfane i øvre sekun-
dære magasin
- Fabriksgrund



Signaturforklaring

- ◆ Boringer nedre sekundære
Påvist koncentration af
vinylchlorid (µg/l)
- Afgrænsning (100 og 1000
µg/l) af vinylchloridfane i
nedre sekundære magasin
- Fabriksgrund

Figur 3-1. Påviste koncentrationer i filtersatte borer og udbredelse af forureningsfanen for vinylchlorid i hhv. A: Terrænnært magasin (0-15 m u.t.), B: Øvre sekundært magasin (15-30 m u.t.), C: Nedre sekundært magasin (>30 m u.t.).



Figur 3-2. Konceptuelt tværsnit med forureningsfanen i området fra det gamle rensningsanlæg ned mod åen.

Koncentrationen af sulfonamider, sulfonsyrer og barbiturater er højest ved og umiddelbart opstrøms for GWD5 ved Grindsted Å. Der er høje koncentrationer af sulfonamider (5% højeste koncentrationer, Figur 2-21) fra GWD2 til GWD7. Sulfanilsyre har udbredelse længere vest på, med væsentlige koncentrationer fra GWD5 til GWD9. Langs strømlinjen er sulfonamider og sulfanilsyrer fordelt med de højeste koncentrationer $>1.000 \mu\text{g/l}$ i den nedstrøms ende af fanen (Figur 2-17-Figur 2-18).

Barbiturater er fordelt lidt anderledes end sulfonamider og sulfonsyrer. Der påvises barbiturater længere østpå ved Grindsted Å end de andre stofgrupper, med væsentlige koncentrationer (5% højeste koncentrationer, Figur 2-21) af barbiturater ved GWD1, dvs. øst for den strømlinje, der er undersøgt i forbindelse med dette projekt. Langs strømlinjen er der især høje koncentrationer $>100 \mu\text{g/l}$ i den nedstrøms ende af fanen, men også enkelte i den opstrøms ende. Dertil kommer, at der er påvist de højeste koncentrationer af barbiturater umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden (Figur 2-19, boring FG1 og 114.2127)

De højeste koncentrationer af chlorerede ethener, sulfonamider, sulfonsyrer og barbiturater ved Grindsted Å findes generelt over brunkulslaget, dvs. i det terrænnære magasin.

3.2 Hydrauliske betragtninger

Forureningstransporten fra fabriksgrunden til åen er styret af flere transportprocesser. Advektiv transport sker som følge af grundvandsstrømningen, diffusions- og dispersionsprocesser sker som følge af koncentrationsforskelle, forskelle i sedimentstrukturen og dispersion i grundvandsstrømningen (denne er traditionelt set lav ved lave transporthastigheder i grundvand).

Sorptionsprocesser, som kan forsinke stoftransporten, sker som følge af forureningsstofferne samt sedimentets sorptionsegenskaber. De følgende underafsnit beskriver og diskuterer betydningen af hver enkelt styrende faktor. Stofferne eventuelle nedbrydning langs strømlinjen er ikke taget i betragtning.

3.2.1 Advektiv transport via grundvandsstrømningen langs strømlinjen

Den advektive transport er styret af grundvandsstrømningen. Som vist i Figur 2-9, er der en generel sydvestlig strømningsretning fra fabriksgrunden mod åen. Langs strømlinjen viser /24/, hvordan den horisontale hydrauliske gradient varierer efter årstid, og hvordan det terrænnære magasin (< 15 m u.t.) har en generelt højere hydraulisk gradient end de dybere semi-artesiske sekundære magasiner (20-50 m u.t.). Værdier anslået fra /24/ er opsummeret i Tabel 3-1.

Den hydrauliske ledningsevne langs strømlinjen er bestemt vha. 32 slugtests (se /7/ og bilag 4). Værdier for det terrænnære magasin (0-15 m u.t.) og det dybere magasin (20-50 m u.t.) er opsummeret i Tabel 3-1.

På baggrund af hydraulisk gradient og ledningsevne er (horisontale) strømningshastigheder i magasinet estimeret ud fra Darcy's lov:

$$v = -k \cdot \frac{d_h}{d_l}$$

Hvor

v = strømningshastighed (m/s)

k = hydraulisk ledningsevne (m/s)

d_h/d_l = horisontal gradient (m/m)

Ud fra en effektiv porøsitet i formationen på $\epsilon_{eff} = 0,3$ er en konceptuel porevandshastighed, v_p , ligeledes estimeret:

$$v_p = \frac{v}{\epsilon_{eff}}$$

De beregnede strømnings- og porevandshastigheder er punktestimater, som ikke tager højde for grundvandsmagasinets heterogenitet. Estimererne skal derfor kun ses som grove estimater, som kan variere betragteligt, hvilket min og max-værdierne også indikerer. Overordnet set er der kun ringe forskel mellem de to lag i strømningshastighed.

Tabel 3-1. Målte hydrauliske parametre og vurderede strømningshastigheder for strømlinjen.

	Dybde	Min		Max		Gennemsnit	
	m u.t.	m/m		m/m		m/m	
Horizontal gradient /24/	0-15	0,004		0,006		0,005	
	20-50	0,001		0,002		0,0015	
		m/s		m/s		m/s	
Hydr. ledningsevne /7/, /25/	0-15	5,93E-06		2,26E-04		3,2E-05*	
	20-50	1,51E-05		6,57E-04		1,2E-04*	
		m/s	m/år	m/s	m/år	m/s	m/år
Strømningshastighed	0-15	2,4E-08	0,75	1,4E-06	43	1,6E-07	5
	20-50	1,5E-08	0,5	1,3E-06	41	1,8E-07	6
		m/s	m/år	m/s	m/år	m/s	m/år
Porevandshastighed	0-15	7,9E-08	2,5	4,5E-06	143	5,3E-07	17
	20-50	5,0E-08	1,6	4,4E-06	138	5,9E-07	19

*Geometrisk middel. Værdier fra tabel 6-3, /2/ suppleret med værdier fra bilag 13, /3/, anvendt.

Fra fabriksgrunden til Grindsted å er der langs strømlinjen ca. 1200 m. Under antagelse af udelukkende horisontalt flow (dette er en forsimpning), og på baggrund af de beregnede porevandshastigheder er grundvandets transporttid fra fabriksgrunden til åen estimeret i det terrænnære og det sekundære magasin (se Tabel 3-2).

Tabel 3-2. Estimerede transporttider for grundvandet fra fabriksgrunden til Grindsted å.

	Magasin	Dybde (m u.t.)	Min	Max	Gennemsnit
			år	år	år
Transporttid	Terrænnære	0-15	8	480	71
	Sekundære	20-50	9	750	63

Grundvandet er således under de givne antagelser mellem 8-480 år ved hhv. min. og max. vurderet strømningshastighed om at nå åen i det øvre lag med et gennemsnit på 71 år ved den gennemsnitlige vurderede strømningshastighed, mens det er mellem 9-750 år om at nå åen i det nedre lag med et gennemsnit på 63 år. Antages det, at forureningstransporten udelukkende sker ved advektiv transport, uden inddragelse af diffusion, dispersion eller sorption, er dette tiden, det kan forventes at tage forureningen at nå fra fabriksgrunden til Grindsted å.

Forureningen blev konstateret ved åen i 1990'erne, og med udgangspunkt i, at der først kom rigtigt gang i produktionen ved slutningen af 2. verdenskrig, vurderes en transporttid fra fabriksgrunden på 40-50 år at være et realistisk estimat.

Fra Bekkasvej til Grindsted Å er der ca. 400 m langs strømlinjen, og under de givne antagelser vil den gennemsnitlige transporttid herfra og til Grindsted Å være hhv. ca. 24 år og 21 år i det øvre og nedre magasin. Advektion forventes at være den absolut dominerende transportproces.

3.2.2 Diffusion og dispersionsprocesser

Steady state diffusion foregår jf. Ficks første lov som følge af koncentrationsforskelle. I porøst sediment kan dette beskrives ved:

$$F = -\phi D_w \nabla c$$

Hvor

ϕ = tortuøse porevolumen - ofte antaget lig porøsiteten

D_w = den molekylære diffusionskoefficient i vand, der varierer fra stof til stof, og som også er temperaturafhængig /26/.

I dette tilfælde er der ikke steady state, og en kvantificering af transporten via diffusionen er ikke foretaget. Størrelsesordenen af den molekylære diffusionskoefficient i rent vand for cis-dichlorethylen og vinylchlorid, hentet fra JAGG, er sammenlignet for kvalitativt at sammenligne betydningen af diffusion mellem stofferne.

Tabel 3-3. Diffusionskoefficienter fra JAGG.

Stof	D_w
	m^2/s
Vinylchlorid	1,04E-09
Cis-dichlorethylen	8,35E-10

Forskelle i D_w kan spille en rolle for transporthastigheden. Ved grundvandsstrømning er betydningen normalt lille. Betydningen afhænger af de lokale hydrauliske, geologiske og kemiske forhold /26//30/. D_w er større for vinylchlorid end cis-dichlorethylen (Tabel 3-3) og transporten af vinylchlorid må derfor isoleret set ud fra D_w forventes at være mere påvirket af diffusion end for cis-dichlorethylen.

Hydraulisk dispersion sker som følge af turbulens og mekanisk sammenblanding under transporten /30/. Normalt samles diffusion og hydraulisk dispersion under betegnelsen hydrodynamisk dispersion. Mekanisk dispersion forventes at spille en mindre rolle, idet der ved grundvandsstrømning kun er en lav grad af turbulens /26/. Det har ikke været muligt at finde diffusionskoefficienter for sulfonamider eller barbiturater.

3.2.3 Sorption langs strømlinjen

Neutrale organiske stoffer som vinylchlorid og cis-dichlorethylen adsorberes til sedimentets organiske materiale. Derfor er sedimentets fraktion af organisk materiale, f_{oc} , afgørende. Ud fra f_{oc} og fordelingskoefficienten mellem organisk kulstof og vand, K_{oc} , er forureningsstofferne fordelingskoefficienter mellem fast stof og vand, K_d [l/kg], beregnet ved:

$$K_d = f_{oc} * K_{oc}$$

For neutrale stoffer kan K_{oc} [l/kg] estimeres ud fra $\log K_{ow}$ (fordelingskoefficienten octanol-vand) og empirisk bestemte konstanter, a og b, som er specifikke for sedimenttype:

$$\log K_{oc} = a * \log K_{ow} + b$$

Fra K_d er retardationsfaktoren R (enhedsløs) beregnet under antagelse af lineær sorption:

$$R = 1 + \frac{\rho_b}{\phi} K_d$$

Hvor

ρ_b = bulkdensiteten af sedimentet (kg/l)

ϕ = porøsiteten i sedimentet (enhedsløs)

Parameterværdier for sand, taget fra JAGG, er anvendt (Se Tabel 3-4).

Tabel 3-4. Parametre for sandlag. Værdier fra JAGG.

Parameter	Enhed	Sand
ρ_b , bulkdensitet	kg/l	1,46
ϕ , porøsitet	-	0,3
f_{oc} , fraktion af organisk kulstof	-	0,001

Retardationsfaktoren angiver forholdet mellem stoffets transporthastighed og porevandshastigheden. En værdi tæt på 1 indikerer at stoffet bevæger sig med tæt på samme hastighed som grundvandet, og at der er en lav grad af sorption til sedimentet. Det ses af Tabel 3-5, at retardationsfaktoren for både cis-dichlorethylen og vinylchlorid i sand er meget tæt på 1. Dermed kan det konkluderes, at sorptionsgraden er lav, og at den retarderede transporttid fra fabriksgrunden til Grindsted Å er meget tæt på grundvandets transporttid for cis-dichlorethylen, vinylchlorid og sulfanilamid (se Tabel 3-2).

Sulfonamider og sulfanilsyre kan optræde på ion-form afhængigt af syrekonstanterne pK_{a1} og pK_{a2} , samt den givne pH, som overordnet set ligger på pH 5-7 i magasinet i Grindsted. pK_{a2} -værdien er mest relevant ved naturligt forekommende pH-niveauer i grundvand. Ved $pH < pK_{a2}$ er hovedparten af sulfonamid-stoffet på den neutrale form, hvorimod hovedparten af sulfonamid-stoffet er på den negativt ladede form når $pH > pK_{a2}$. Som det fremgår af Tabel 3-5 har både sulfanilamid og sulfaguanidin høje pK_{a2} -værdier over typisk pH-niveau i grundvand. Dvs. at stofferne vil være på den neutralt ladede form under miljørelevante forhold, og at K_d og R derfor kan beskrive transportegenskaberne. Andre sulfonamider, herunder de øvrige i Tabel 3-5, har lidt lavere pK_{a2} -værdier i intervallet 5,29-8,43 /32/, men her vil de fleste af stofferne også være hovedsageligt på den neutrale form under miljørelevante forhold. Sulfanilsyre vurderes at være på ionform, grundet den lave pK_a -værdi, og der er derfor ikke bestemt sorptionsparametre.

Overordnet set tyder det på, at både barbiturater og sulfonamider er mobile i grundvandet med retardationsfaktorer i nærheden af 1. Et enkelt studie peger på, at stoffet sulfaguanidin har en relativt høj K_d -værdi og dermed en relativt stor retardation på $R=6,0$ (Tabel 3-5). Det svarer til, at stoffet transporteres med 1/6 af grundvandets strømningshastighed. Det skal dog bemærkes, at stoffet på nuværende tidspunkt er nået frem til transekt 4 ved Grindsted Å, f.eks. er det set i prøver fra boring 114.2508 udtaget i 2020.

Tabel 3-5: Stofspecifikke parametre. pK_{a2} påvirker sulfonamid-gruppen.

Stof	pK_{a2}	K_{oc}	K_d	R
Enhed	-	l/kg	l/kg	-
Cis-dichlorethylen	-	12,43	0,012	1,06
Vinylchlorid	-	6,99	0,007	1,03
Sulfanilamid	10,43 ³	0,03 ¹	3,3E-05 ¹	1,0 ¹
Sulfanilsyre	3,3 ⁴	0,001 ⁴	<0,001	1,0
Sulfaguanidin	11,25 ³	-	1,03 ²	6,0 ²
Sulfacetamid	5,38 ³	0,01 ⁴	<0,001	1,0
Sulfadiazin	6,48 ³	0,12 ⁴	<0,001	1,0
Sulfamethizol	5,29 ³	0,53 ⁴	0,001	1,0
Sulfathiazol	7,12 ³	0,16 ⁴	<0,001	1,0
Allobarbital ⁵	7,9	2,26	0,002	1,01
Amobarbital ⁵	7,9	20,54	0,02	1,1
Barbital ⁵	7,9	0,69	0,0007	1,0
Butalbital ⁶	7,9	12,7	0,01	1,06
Butobarbital ⁶	7,9	9,1	0,009	1,04
Pentobarbital ⁵	7,9	22,0	0,02	1,1

¹ K_{oc} fra /27/.² K_d for sand ved $f_{oc} = 0,014$ og $pH = 7,38$. Større grad af sorption er observeret ved lavere pH. /28/.³Eksperimentel /32/.⁴Modelleret /33/.⁵ pK_a og K_{ow} angivet i /17/.⁶ pK_a og K_{ow} angivet i /6/.

3.2.4 Nedbrydning langs strømlinjen

Som beskrevet i afsnit 2.5 er det vurderet, at redoxforholdene langs strømlinjen mellem fabriksgrunden og Grindsted Å er anaerobe, hvilket muliggør reduktiv dechlorering af chlorerede ethener /11/. Særligt terrænnært i området tæt på Grindsted Å er forholdene stærkt reducerede /13/. Samtidig forventes der generelt ikke at være mangel på elektrondonor i forureningsfanen langs strømlinjen, og data for mikrobielle nedbrydere og isotopværdier understøtter også, at nedbrydningspotentialet for chlorerede ethener er højt /11/.

Nedbrydning af sulfonamider og sulfonsyrer i forureningsfanen mellem fabriksgrunden og Grindsted Å underbygges af tilstedeværelse af specifikke og potentielle nedbrydningsprodukter af sulfonamider og tilstedeværelsen af bakterieslægter og funktionelle gener, som er relateret til nedbrydning af sulfonamider /34/. Tæt på Grindsted Å har detaljerede studier med dybdediskretiseret vandprøvetagning vist, at der kan foregå nedbrydning af sulfonamider og sulfonsyrer under nitratreducerende/aerobe forhold i en grænseflade mellem fanen og åbunden, hvorimod der ikke er nedbrydning i overfladevandet /35/. Se også afsnit 2.5.

3.2.5 Sammenfatning vedr. forureningstransport

Der er både i det terrænnære magasin og i det øvre og nedre sekundære magasin stor forskel på min og max beregnet transporttid for grundvandet fra fabriksgrunden til Grindsted Å. Gennemsnitsværdierne for hhv. det øvre og nedre lag på 71 og 63 år er ikke meget forskellige. Med en retardationsfaktor meget tæt på 1, ser både cis-dichlorethylen og vinylchlorid ud til at

transporteres med tæt på samme hastighed som grundvandet. Dette er også tilfældet for barbiturater og sulfonamider med en undtagelse, sulfaguanidin. Det er ikke estimeret, hvordan transporttiden påvirkes af diffusion, men en sammenligning af diffusionskoefficienterne viser, at transporten af vinylchlorid kan være mere påvirket af diffusion. Der fandtes ikke diffusionskoefficienter for sulfonamider eller barbiturater, men den umiddelbare forventning baseret på fysisk-kemiske parametre fra Tabel 3-5 er, at både sulfonamider og barbiturater er mobile i grundvandet. Sulfanilsyre forventes ikke at sorbere baseret på stoffets molekylestruktur og fysisk-kemiske egenskaber (Tabel 3-5).

Der vurderes på baggrund af et omfattende datagrundlag at være et godt nedbrydningspotentiale for chlorerede ethener, hvor redoxforhold og tilstedeværelse af donor tillader reduktiv dechlorering. Undersøgelserne har også vist, at der sker en vis nedbrydning af sulfonamider, hvilket understøttes af ny viden om nedbrydningsprocesser og -produkter, og specifikke mikrobielle nedbrydere. Der er til gengæld sparsom viden om nedbrydning af barbituraterne, og det kan ikke på nuværende tidspunkt afgøres, om der er et nedbrydningspotentiale for barbiturater under forureningstransporten mellem fabriksgrunden og Grindsted Å.

4. Valg af afværgemetoder

4.1 Fokusstoffer

Målet med afværgeindsatsen er at sikre, at de fastsatte miljøkvalitetskrav og de foreslåede miljøkvalitetskriterier skal være overholdt i 2027 i Grindsted Å for de stoffer der siver ind i åen. For Grindstedværkstofferne er der ikke fastsat miljøkvalitetskrav, men for udvalgte Grindstedværkstoffer er der udarbejdet forslag til miljøkvalitetskriterier /18/. Stoffer som Miljøstyrelsen har fastsat miljøkvalitetskrav for og stoffer, hvor der er udarbejdet forslag til miljøkvalitetskriterium, fremgår af Tabel 4-1.

Tabel 4-1. Miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier i overfladevand for stoffer som siver ind i Grindsted Å. Koncentrationer er målt i perioden 2012-2021 /19/.

Miljøkvalitetskrav/*forslag til miljøkvalitetskriterier		
	Generelt	Max
	$\mu\text{g/l}$	$\mu\text{g/l}$
Barbiturater, sum	7*	
Sulfonamider, sum	3,9*	
Meprobamat	150*	
Sulfanilsyre + acetylsulfanilsyre (sum)	280*	
Anilin	0,4*	
Ethylurethan	500*	
Tetrachlorethylen	10	
Trichlorethylen	10	
Cis-dichlorethylen	6,8	68
Vinylchlorid	0,05	0,5
Benzen	10	50
Toluen	74	380

Analyser af vandprøver fra Grindsted Å viser, at de største overskridelser af krav og kriterier vedrører koncentrationen af vinylchlorid (Figur 2-28). Der er desuden påvist mindre overskridelser af sum barbiturater og sum sulfonamider. For de øvrige stoffer er der ikke påvist overskridelser.

Afværgeindsatsen vil derfor fokusere på at nedbringe forureningsfluxen af vinylchlorid, barbiturater og sulfonamider, så de foreslåede krav/kriterier overholdes. Det skal samtidig sikres, at afværgeindsatsen ikke skaber nye uønskede stoffer eller forøger indsigningen af de andre forureningsstoffer som findes i grundvandet.

Strømningsforholdene i grundvandet i området omkring åen er komplekse, samtidig med, at der i åen sker en opblanding mellem det indsvivende grundvand og vandet i selve åen. Det forventes, at der skal laves en afværgeindsats i store del af området mellem Station 2 og Station 7, og det anbefales derfor, at der udarbejdes et monitoringsprogram for station 7-9 (se Figur 2-27) med krav om, at miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier overholdes for stofferne nævnt i Tabel 4-1.

4.2 Oprensningskriterier

Med henblik på at vurdere, hvor meget den samlede flux skal reduceres for at overholde Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier i åen, kan koncentrationen i åvandet beregnes ud fra den samlede transektflux. I beregninger i Tabel 4-2 er benyttet den målte vandføring i station 9, hvilket er umiddelbart nedstrøms indsvivningsområderne.

For vinylchlorid kan den gennemsnitlige koncentration beregnes til 3,2 µg/l, under forudsætning af fuldt opblandede forhold, med en minimumkoncentration på 2,4 µg/l ved minimal flux og maksimalt flow, mens der beregnes 4,7 µg/l ved maximal flux og minimalt flow (Tabel 4-2).

For sum barbiturater og sum sulfonamider bliver de tilsvarende koncentrationer i åen på 3,0 (2,3-4,3) og 1,2 (0,9-1,7) µg/l.

I Tabel 4-2 ses det, at der er en markant overskridelse af miljøkvalitetskravet for vinylchlorid ved både min og max vandføring, mens den estimerede flux for hhv. barbiturater og sulfonamider ikke medfører en overskridelse af kriterierne hverken ved min eller max flow i åen.

At der på trods af dette er påvist enkelte overskridelser for barbiturater og sulfonamider (se Figur 2-28), kan tilskrives usikkerheder i beregningerne, tidlige variationer, andre kilder som fx udledning af urensset spildevand i forbindelse med større regnhændelser, ligesom en række dræn udleder vand direkte til åen.

Beregningerne i Tabel 4-2 forudsætter ligeledes fuld opblanding i åen, hvilket ikke kan forventes ved alle prøvetagningsstationer.

Tabel 4-2. Beregnede fuldt opblandede koncentrationer af vinylchlorid, sum barbiturater og sum sulfonamider i åvandet ud fra transektfluxen og hhv. minimal og maksimal vandføring ved Station 9. Der er angivet den nødvendige reduktion i forureningsflux (%) for at overholde miljøkvalitetskrav / forslag til miljøkvalitetskriterier under gennemsnitlig vandføring.

		Min	Max	Gennem- snit	Miljøkvalitetskrav / forslag til miljøkvalitetskriterier* (µg/l)	Fluxreduktion (%)
Vandføring st. 9	m³/s	1,75	1,93	1,84		
<u>Vinylchlorid</u>						
Flux	kg/år	115	277	170		
Konc. i åvand	µg/l	2,4	4,7	3,2	0,05	98,4
<u>Sum barbiturater</u>						
Flux	kg/år	142	239	173		
Konc. i åvand	µg/l	2,3	4,3	3,0	7*	-
<u>Sum sulfonamider</u>						
Flux	kg/år	57	96	70		
Konc. i åvand	µg/l	0,9	1,7	1,2	3,9*	-

Med udgangspunkt i data fra Tabel 4-2, kan koncentrationen af vinylchlorid beregnes ved reduktion af fluxen, og som det ses i Tabel 4-3, kræver det 99% reduktion af den gennemsnitlige flux, at opnå en koncentration i åvandet på 0,05 µg/l. Dette svarer til, at fluxen skal reduceres fra 170 kg/år til <2 kg/år. I denne beregning er ikke medtaget, at der kan ske en reduktion af vinylchlorid i åen ved afdampning, ligesom andre bidrag til åen fra spildevandsudledning, drænrør mv. ikke er medtaget. Afdampning af vinylchlorid vurderes i /20/ og /21/ dog at være begrænset over korte afstande.

Tabel 4-3. Beregnet fuldt opblandet koncentration af vinylchlorid i åvandet ved reduktion af forureningsfluxen under hhv. minimal og maksimal vandføring ved Station 9.

Reduktion af flux	Koncentration i åvand (µg/l)		
	min	max	Gennemsnit
25%	1,8	3,5	2,2
50%	1,2	2,4	1,5
75%	0,6	1,2	0,7
99%	0,02	0,05	0,03

Som det fremgår af Tabel 4-2 er der ikke beregnet en nødvendig reduktion af fluxen af hhv. sulfonamider og barbiturater ud fra transektfluxen, da transektfluxen alene ikke vil medføre en overskridelse af de foreslåede miljøkvalitetskriterier. Region Syddanmark har i stedet anmodet Rambøll om at benytte den højest påviste koncentration i åen, og beregne hvor meget denne procentuelt skal reduceres, for at komme ned på de foreslåede miljøkvalitetskriterier for hhv. sum sulfonamider og sum barbiturater.

Af Tabel 4-4 fremgår det, at de højest påviste koncentrationer for sum barbiturater og sum sulfonamider er på hhv. 11,3 og 10,4 µg/l (oplyst af Region Syddanmark). De foreslåede miljøkvalitetskriterier er 38% og 63% lavere end de påviste koncentrationer, og overføres disse procentsatser til ønsket reduktion af transektfluxen, skal fluxen af sum barbiturater reduceres med 65 kg/år og sum sulfonamider med 44 kg/år.

Det er Rambølls vurdering, af brugen af den højest påviste koncentration i åen til at beregne reduktionen af transektfluxen er meget konservativt. Dimensionering af afværgeindsatsen overfor disse to stofgrupper vil på den baggrund blive baseret på en enkelt måling, og det vurderes sandsynligt, at det vil medføre en overdimensionering af indsatsen. Det er Rambølls anbefaling, at indsatsen i stedet dimensioneres efter et gennemsnit af de påviste koncentrationer over de sidste 3-5 år, samt at der udføres en mere omfattende monitoring med udtagning af prøver flere gange hen over året, for at få et bedre indblik i variationerne i koncentrationerne i åen, og for at sikre en korrekt dimensionering af afværgeindsatsen overfor de to stofgrupper.

Tabel 4-4. Beregning af nødvendig reduktion af transektflux for hhv. barbiturater og sulfonamider.

		Barbiturater	Sulfonamider
Forslag til miljøkvalitetskriterier	µg/l	7	3,9
Målt max. koncentration (2019, data fra Region Syddanmark)	µg/l	11,3	10,4
Ønsket reduktion	µg/l	4,3	6,5
	%	38	63
Beregnet transektflux	kg/år	172	70
Reduktion af transektflux	kg/år	65	44

Med udgangspunkt i Region Syddanmarks ønske om at dimensionere indsatsen overfor sulfonamider og barbiturater ud fra den højeste påviste koncentration i Grindsted Å, vil kriterierne for afværgeindsatsen være:

- Reduktion af fluxen af vinylchlorid til Grindsted Å, så miljøkvalitetskravet på 0,05 µg/l overholdes ved Station 7-9. Estimeret til en fluxreduktion på 99%, svarende til 170 kg/år.
- Reduktion af fluxen af sulfonamider til Grindsted Å, så forslag til miljøkvalitetskriterium på 3,9 µg/l overholdes ved Station 7-9. Estimeret til en fluxreduktion på 63%, svarende til 44 kg/år.
- Reduktion af fluxen af barbiturater til Grindsted Å, så forslag til miljøkvalitetskriterium på 7 µg/l overholdes ved Station 7-9. Estimeret til en fluxreduktion på 38%, svarende til 65 kg/år.
- Sikre at indsigningen til åen af øvrige stoffer ikke medfører overskridelse af miljøkvalitetskrav/forslag til miljøkvalitetskriterier i åen

4.3 Indsatsområder

Formålet med afværgeindsatsen er at reducere påvirkningen af Grindsted Å, så fastsatte miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier i åen kan overholdes i 2027. Oprindeligt var vurderingen, at der skulle etableres en in situ afværgeløsning tæt på åen, men på baggrund af de nyeste undersøgelser og målinger i åen vurderes det, at det også er nødvendigt at inddrage muligheden for at supplere in situ indsatsen med en on site afværgeindsats.

Strømningsforhold omkring åen er komplekse og tæt på åen er der relativt høje strømningshastigheder. Dette betyder, at opholdstiden kan være en begrænsende faktor i forhold til en in situ afværgeløsning. Det vurderes derfor, at selv med en kombination af en in situ og en on site indsats ved åen, vil det være vanskeligt at opnå en tilstrækkelig fluxreduktion for vinylchlorid, og det vil dermed være vanskeligt at overholde oprensningskriterierne.

På den baggrund vurderes det relevant at inddrage indsatsområder der ikke ligger i umiddelbar nærhed af åen, men som til gengæld vil sikre en længere opholdstid for en in situ indsats. Samtidig indikerer fluxberegninger ved fabriksgrunden, at der fortsat sker en markant udsivning af chlorerede ethener fra selve fabriksgrunden, hvilket betyder, at en indsats mellem åen og fabriksgrunden kan medvirke til, at indsatsen omkring åen forkortes.

Derfor er der i afværgeprogrammet medtaget in situ afværgeindsatser i to delområder mellem fabriksgrunden og åen. Indsatserne i disse to delområder vil ikke medføre en hurtig effekt på åen men skal sikre en større fluxreduktion og dermed forøge muligheden for at oprensningskriterierne overholdes. Der vil gå længere tid inden indsatserne mellem åen og fabriksgrunden vil have en indflydelse på fluxen til åen. Fx beregnes transporttiden fra fabriksgrunden til åen på gennemsnitligt godt 60 år, men pga. stor variation i strømningsbilledet kan det allerede efter 10 år forventes, at en indsats kan have en påvirkning på den samlede flux.

Det vil være muligt at afvente effektiviteten af afværgeindsatsen ved åen, inden en indsats mellem åen og fabriksgrunden igangsættes. Det anbefales dog at påbegynde indsatserne mellem fabriksgrunden og åen relativt hurtigt mhp. at forkorte varigheden af indsatsen omkring åen og øge muligheden for at kunne opfylde oprensningskriteriet.

Indsatserne mellem åen og fabriksgrunden er i strategien (kapitel 5) beskrevet i en separat fase, ligesom der er beregnet en separat økonomi for indsatserne (kapitel 6). Såfremt der ønskes en

samlet indsats der kun er fokuseret på området omkring Grindsted Å, kan indsætterne mellem åen og fabriksgrunden fravælges, hvis det kan accepteres, at der er stor risiko for, at oprensningskriterierne ikke overholdes.

4.3.1 Indsats omkring Grindsted Å

Indsatsen omkring selve åen skal fokuseres på de områder hvor undersøgelserne har vist, at den væsentligste flux findes i både terrænnært og øvre/nedre sekundært magasin, og indsatsen skal sikre at der hurtigst muligt sker en reduktion af forureningsfluxen til åen.

Omkring selve åen vurderes det muligt at etablere en afværgeindsats i Område 1 umiddelbart nord for åen og Område 2 ved det tidligere rensningsanlæg – se Figur 4-1.

Som beskrevet i afsnit 2.3.3 sker hele fluxen af vinylchlorid i området mellem GWD1 og GWD7, og yderligere indsats langs åen vest eller øst for område 1 vurderes derfor ikke umiddelbart at være relevant. En længere opholdstid vil kræve, at område 1 forlænges i opstrøms retning, hvilket vil betyde, at en afværgeindsats enten skal ske i vejarealer eller at der skal ske en ekspropriation af relevante arealer nord for område 1. Denne mulighed bør undersøges nærmere og vurderes overfor indsatsområder der ikke ligger i umiddelbar nærhed af åen, såfremt feltforsøg viser, at der ikke kan opnås tilstrækkelig opholdstid ved indsatser i område 1 og 2.



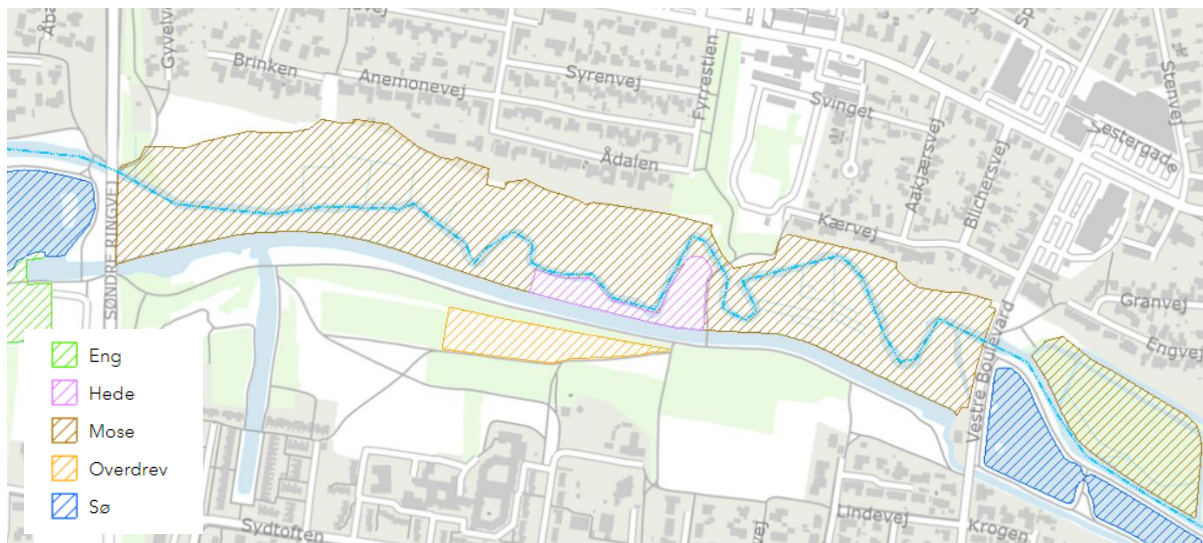
Figur 4-1. Afgrænsning af Område 1 og 2.

Område 1

Karakteristik

Område 1 ejes af Billund Kommune. Området er essentielt i forhold til afværgeindsatsen, da forureningen strømmer igennem dette område, umiddelbart inden den siver ind i åen.

I området mellem Vestre Boulevard og Søndre Ringvej er naturområdet nord for åen defineret som mose (Figur 4-2), der er beskyttet efter naturbeskyttelseslovens §3. Etablering af afværge i området kan derfor kun udføres, såfremt der opnås en dispensation fra Billund Kommune. Generelt er der i dele af området begrænset plads pga. kort afstand mellem matrikelstel til parcelhuse og åbrink, ligesom der flere steder er beplantning/skov. Det kan ligeledes forventes at jorden er meget blød og våd, men det har dog været muligt at etablere boringer langs hele strækningen.



Figur 4-2: Naturområder i området umiddelbart nord for Grindsted Å.

Strømnings- og forureningsforhold

Fra det terrænnære magasin sker der i området en indsvining til åen. Vandspejlet for det terrænnære magasin er i området 0-1 m u.t., og i dele af året, er der frit vandspejl ved terræn. For det sekundære magasin er der i området en kraftig opadrettet gradient og der er artesiske forhold i magasinet med et vandspejl (eller trykniveau) 1-1,5 m over terræn. Åens forløb og de tidligere meanderbuer gør de terrænnære strømningsforhold komplekse. De tidligere og nu opfyldte engvandingskanaler nord for åen bidrager formentlig også til at gøre strømningsforholdene komplekse.

Der påvises høje koncentrationer helt terrænnært og generelt påvises de højeste koncentrationer af vinylchlorid 0-10 m u.t. I det sekundære magasin er der markant færre filtersætninger, og forureningen er ikke endeligt afgrænset.

Mulig indsats

Grundet den terrænnære beliggenhed af forureningsfanen og den generelt opadrettede gradient mod åen, vil en injektionsløsning være oplagt, og der kan både installeres permanente filtre og/eller bruges direct push metoder. Injektionsløsningen udfordres dog af, at gradienten er høj helt tæt på åen, hvilket medfører en høj strømningshastighed og dermed kort opholdstid. Det vil samtidig være oplagt at etablere en række filtersatte borer i de områder hvor de højeste koncentrationer er påvist, mhp. oppumpning og on-site ozonbehandling for at øge den samlede oprensningseffektivitet.

Område 2

Karakteristik

Område 2 er det tidligere rensningsanlæg, hvor der i dag findes en spildevandspumpestation, tre sparebassiner og et overløbsbygværk. Den sydlige del af grunden er drænet for at mindske vandtrykket på førnævnte installationer. Drænvandet ledes til udløbet fra overløbsværket og dermed til Grindsted Å via to store rør. Grunden ejes af Billund Vand & Energi, og eventuel brug af grunden til afværgeindsats skal aftales med forsyningsselskabet.

Området dækker en stor del af fanens bredde, og der er generelt gode pladsforhold på området.

Strømnings- og forureningsforhold

I det terrænnære magasin vurderes det at strømningen over brunkulslaget sker overvejende horisontalt mod åen. Vandspejlet findes ca. 2,5 m u.t. (B606).

Det forventes, at der i hele området er en markant opadrettet gradient i det sekundære magasin, og sydligst i området er der artesiske forhold.

På den nordligste del af området påvises der høje koncentrationer af vinylchlorid både i det terrænnære magasin og i den nederste del af det nedre sekundære magasin. Sydligst i område 2 påvises der høje koncentrationer terrænnært, mens der kun påvises lave eller ingen koncentrationer af vinylchlorid i det nedre sekundære magasin.

Centralt i området påvises der høje koncentrationer terrænnært, mens der ikke er informationer om koncentrationsniveauer i de sekundære magasiner.

Mulig indsats

I den sydlige del af området er fanen relativt terrænnær, og en injektionsløsning er oplagt. Nordligt på lokaliteten findes forureningen både terrænnært og dybere, og her vil det være muligt med en injektionsløsning i det terrænnære magasin med direct push. I det nedre sekundære magasin vil en injektionsløsning skulle udføres i filtersatte borer, da det vurderes, at det ikke vil være muligt at opnå tilstrækkelig dybde med direct push sonderinger. I forhold til Område 1, så vil opholdstiden i formationen være længere, hvorfor både en evt. stimulering af reduktiv dechlorering og injektion af reaktanter mhp. sorption og reduktiv nedbrydning vil være relevant. Grundet områdets beliggenhed, pladsforhold og eksisterende infrastruktur, vil det være oplagt at etablere et afværgeanlæg til ozonbehandling på Område 2 for at øge den samlede oprensningseffektivitet.

4.3.2 Indsats mellem Grindsted Å og fabriksgrunden

På Figur 4-3 er indtegnet to områder hvor det mellem åen og fabriksgrunden vurderes muligt at etablere en afværgeindsats. Område 3 er beliggende umiddelbart nord for Bekkasinvej, mens Område 4 er beliggende umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden



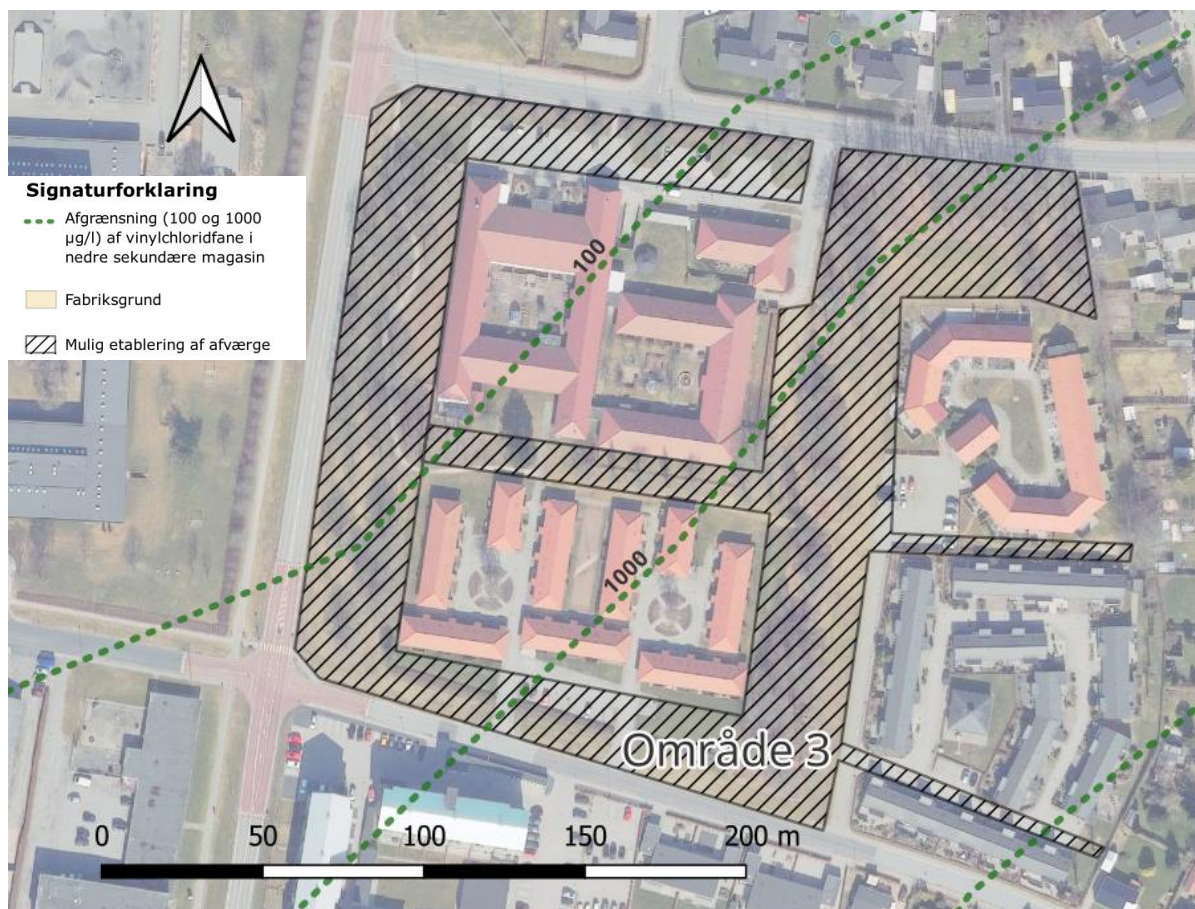
Figur 4-3. Markering af områder hvor det vurderes muligt at etablere afværgeforanstaltninger.

Område 3

Karakteristik

Området er beliggende ca. midt mellem fabriksgrunden og åen. Det er ejet delvis af Grindsted Boligforening og af Billund Kommune. På området findes almenlystige boliger og et plejecenter samt en række græsarealer (Figur 4-4). Området er relevant pga. beliggenheden, men det kan ikke undgås, at en afværgeindsats vil være til gene for beboerne. Ved en injektionsløsning vil det dog kun være i kortere perioder.

Det skal bemærkes, at de udførte boreri ger indikerer, at der i dette område ikke er en adskillelse af det sekundære magasin i et øvre og nedre magasin.



Figur 4-4. Afgrænsning af Område 3.

Strømnings- og forureningsforhold

Forureningsfanen er koncentreret omkring boring 114.2618 med de klart højeste koncentrationer påvist i intervallet 46-56 m u.t., hvor der i de to filtre påvises koncentrationer for vinylchlorid >4.000 µg/l. Der vurderes at være en overvejende horisontal gradient, og ikke nogen adskillelse mellem det terrænnære og det sekundære magasin. Vandspejlet påtræffes ca. 4 m u.t.

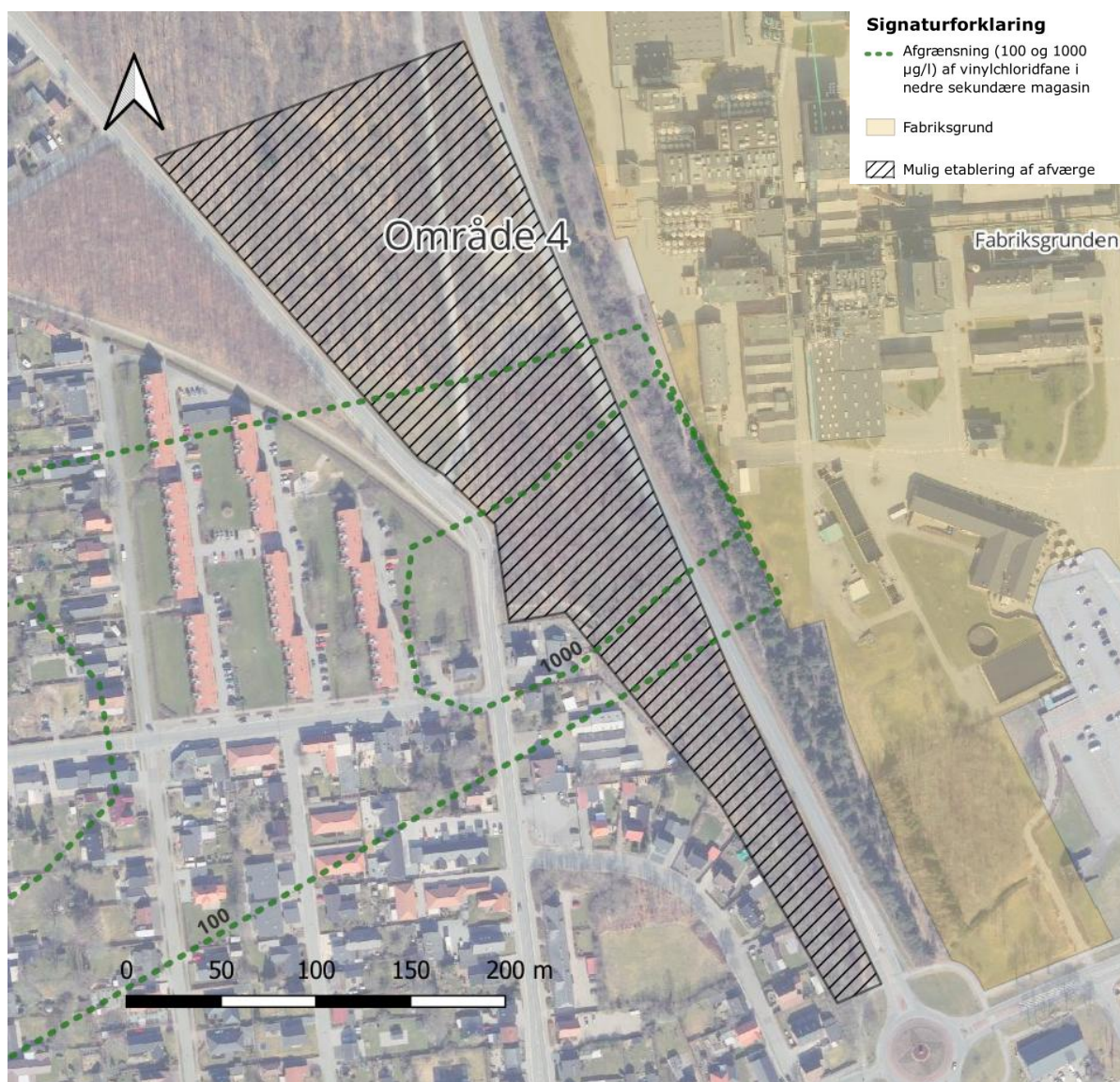
Mulig indsats

I det sekundære magasin vil en injektionsløsning skulle udføres i filtersatte boringer. Til gengæld vil opholdstiden i formationen være relativt lang inden indsivning i åen, hvilket gør at både en stimulering af reduktiv dechlorering og injektion af reaktanter mhp. sorption og reduktiv nedbrydning vil være relevant. En fluxreduktion i dette område vil øge sandsynligheden for at oprensningskriterierne i åen kan overholdes.

Område 4

Karakteristik

Området er beliggende umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden og ejes af Billund Kommune. På området findes en blandet bevoksning af træer og græs, og det benyttes bl.a. til rekreative formål. Generelt er der gode adgangsforhold, om end det kan blive relevant at fælde træer ifht. etablering af en afværgeindsats. Til gengæld vurderes der at være begrænsede gener for de nærmeste beboere.



Figur 4-5. Afgrænsning af Område 4.

Strømnings- og forureningsforhold

Forureningsfanen fra fabriksgrunden vurderes at være centreret omkring FG1 (114.3593), hvor der er påvist 4.600 µg/l vinylchlorid 25-27 m u.t. mens der påvises 11.800 µg/l for sum chlorerede 58-60 m u.t. I det terrænnære magasin påvises relativt lave koncentrationer af vinylchlorid. I både det terrænnære magasin og det sekundære magasin træffes vandspejlet ca. 4 m u.t.

Mulig indsats

En indsats i dette område vil først have en effekt på udstrømningen i åen efter en del år. Den gennemsnitlige transporttid er i Tabel 3-2 estimeret til godt 60 år, men i nogle områder kan den være helt ned til 10 år. Til gengæld vil en indsats ifht. stimulering af mikrobiologiske processer have en lang opholdstid i formationen, hvorfor det vurderes relevant at etablere en afværgeindsats ifht. stimulering af reduktiv dechlorering evt. kombineret med injektion af reaktanter mhp. sorption og reduktiv nedbrydning. Samtidig vurderes det, at en fluxreduktion i dette område vil øge sandsynligheden for at oprensningskriterierne i åen kan overholdes.

4.4 anbefaling af afværgemetoder

De hydrogeologiske forhold, redoxforhold og fokusstofferne fysisk/kemiske egenskaber er afgørende for valg af afværgemetoder. I forhold til de hydrogeologiske forhold skal der tages hensyn til, at forureningen ligger relativt dybt i området mellem fabriksgrunden og åen, mens den pga. en opadrettet gradient er mere terrænnær tæt ved åen. Samtidig betyder dette, at strømningshastigheden stiger markant tæt på åen.

Redoxforholdene er afgørende i forhold til mikrobiologisk nedbrydning af en række af de påviste stoffer. Det er velkendt at anaerob dechlorering af de chlorerede ethener kræver reducerede forhold, mens fx cis-dichlorethylen og vinylchlorid også kan nedbrydes under aerobe forhold, ligesom laboratorieforsøg har vist, at en række af sulfonamiderne også kan nedbrydes under aerobe forhold /16/.

I forhold til forureningsstofferne fysisk-kemiske egenskaber, er det specielt forureningsstofferne sorption til organisk stof, der er relevant. Jo mere et stof sorberer, jo langsommere transporteres det i akviferen. Dermed vil det have en længere opholdstid, hvilket kan forøge muligheden for biologisk nedbrydning, og samtidig kan sorption også fungere som en afværgemetode f.eks. ved injektion af aktivt kul. Sorption som metode vil forsinke transporten af forureningskomponenter og give bedre betingelser for nedbrydning af stofferne i kraft af den forlængede opholdstid.

Der er i forbindelse med de udførte undersøgelser i 2023 udarbejdet en rapport med screening af in-situ afværge- og oprensningmuligheder i forhold til afværge overfor Grindsted Å /18/. I Tabel 4-5 er listet de metoder som er gennemgået, samt en vurdering af metodernes effektivitet overfor de forskellige stofgrupper, og hvorvidt de er effektive under de nuværende redoxforhold (redoxkompatible).

De termiske og elektrokemiske metoder er efterfølgende fravalgt, da de generelt ikke er egnede til behandling af forureningsfaner og desuden er metodernes effektivitet ikke dokumenteret overfor en række af Grindstedværk-stofferne /19/.

Phytoremediering og airsparging er fravalgt, da forureningsfanen vurderes at være beliggende for dybt, og da nogle af stofferne ikke er flygtige. Etablering af en impermeabel barriere vurderes ikke relevant, da det blot vil få vandet til at ændre strømningsmønster, men alligevel havne i åen. Dog kunne det muligvis give en vis forsinkelse, og derved lidt forbedrede muligheder for nedbrydning.

I forhold til de oxiske metoder (aerob nedbrydning eller in-situ kemisk oxidation), så er disse udfordret af redoxforholdene i formationen. En del af de oxidanter som skal tilsættes ved disse metoder, vil derfor blive brugt til at skabe oxiderende forhold i formationen, ligesom en ændring af redoxforholdene vil være en omfattende og kontinuert proces, som også kan medføre problematikker i forhold til udfældning/opløsning af andre redoxsensitive stoffer i magasinet. Samtidig vil der ved injektion tæt på åen være en risiko for, at de injicerede komponenter vil sive ind i åen og medføre en uønsket påvirkning.

Da et af fokusstofferne er vinylchlorid, er det derfor besluttet, at der arbejdes videre med in situ-metoder som iht. Tabel 4-5 er compatible med de eksisterende redoxforhold. Både fordi hovedparten af disse metoder er effektive overfor både vinylchlorid og de øvrige chlorerede ethener, og fordi det vil være muligt at stimulere allerede igangværende processer. Fokus vil derfor være på kemisk reduktion og anaerob biologisk nedbrydning. Kemisk reduktion udføres ved injektion af en reduktant – typisk nulvalent jern (ZVI – Zero Valent Iron). Anaerob biologisk

nedbrydning kaldes også stimuleret reduktiv dechlorering, og det vil være muligt at stimulere den igangværende nedbrydning med tilsætning af bakterier, elektrondonor og/eller næringsstoffer.

Tabel 4-5. Overblik over teknikker og deres effekt overfor fokusstoffer samt om de er redox-kompatible i forhold til de eksisterende reducerede redoxforhold i forureningssonen /18/.

	Tilsætning/brug af	Tetrachlorethylen /trichlorethylen	Dichlorethylen/ vinylchlorid	Benzen	Farma-stoffer	Redox kompatibel
Kemisk reduktion	ZVI	Ja	Ja	Nej	?	Ja
Biologisk nedbrydning (Anaerob)	Kulstof substrat	Ja	Ja	Nej	?	Ja
Biologisk nedbrydning (Anaerob)	Sulfat	Nej	Nej	Ja	?	Ja
Sorption	Aktivt kul	Ja	Ja	Ja	Nej	Ja
Phytoremediering	Planter/Træer	Ja	Ja	Ja	?	Ja
Impermeabel barriere	Ler/membran	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Biologisk nedbrydning (Aerob)	Ilt	Nej	Ja	Ja	?	Nej
Airsparging	Luft	Ja	Ja	Ja	Nej	Nej
Kemisk oxidation	Ozon	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej
Kemisk oxidation	Katalyseret peroxid	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej
Kemisk oxidation	Permanganat	Ja	Ja	?	?	Nej
Kemisk oxidation	Aktiveret persulfat	Ja	Ja	Ja	Ja	Nej
Termisk behandling	Varme	Ja	Ja	Ja	Ja	Ja
Elektrokemisk/elektrokinetisk nedbrydning	Strøm	(Ja)	(Ja)	?	?	Ja

Ulempen ved de redoxkompatible metoder er, at der er relativt begrænset kendskab til deres effekt overfor de farmaceutiske stoffer. Dette bør dog under alle omstændigheder undersøges ved laboratorie- og feltforsøg inden en detailprojektering.

On-site ozonbehandling vil også blive medtaget som en mulig afværge metode. Dette vurderes nødvendigt, både fordi afværgeindsatsen kan udføres i umiddelbar nærhed af åen, fordi den også vil være effektiv overfor barbiturater og sulfonamider, og fordi oppumpningen af grundvand kan være med til at sænke strømningshastigheden, hvilket kan optimere forholdene for in situ afværgeindsatsen. Metoden kan bruges til oppumpning og behandling af grundvand fra udvalgte områder med høje koncentrationer af både chlorerede stoffer, sulfonamider og barbiturater. Det vil ligeledes være muligt at dimensionere anlægget, så der er kapacitet til at forøge behandlingsmængden, såfremt monteringsresultaterne viser, at der er behov for yderligere reduktion af fluxen.

På baggrund af ovenstående anbefales det at arbejde videre med en afværgestrategi som omfatter:

- Stimuleret reduktiv dechlorering (anaerob biologisk nedbrydning)
- Kemisk reduktion
- Sorption
- On site ozonbehandling

5. Strategi

I dette kapitel benyttes en række begreber, som det er relevant at tydeliggøre.

***Område:** der er i kapitel 4 defineret fire områder (Område 1-4), hvor det vurderes muligt at etablere afværge.*

***Indsats:** I afsnit 5.2 defineres seks mulige afværgeindsatser (Indsats 1-6). En indsats kan placeres i et eller flere områder, og kan bestå af en eller flere metoder til at nedbringe indsivning af forurening til Grindsted Å.*

***Sektion:** Hovedparten af forureningen strømmer ud i åen på en delstrækning i Område 1. Denne delstrækning er opdelt i seks sektioner (Sektion 1-6), og hver sektion er yderligere opdelt i både et terrænnært og et øvre sekundært magasin.*

***Faser:** Etablering af afværge inddeles i en række faser, hvor hver fase kan bestå af en eller flere indsatser.*

Som beskrevet i afsnit 4.2, vil det være nødvendigt at reducere fluxen af vinylchlorid med 99% for at opnå målsætningen om en koncentration af vinylchlorid < 0,05 µg/l i Grindsted Å. Det er mere usikkert, hvor stor en reduktion der er påkrævet for sulfonamider og barbiturater, men med udgangspunkt i Region Syddanmarks ønske om at dimensionere indsatsen overfor sulfonamider og barbiturater ud fra de højest påviste koncentrationer i åen, kræves en reduktion af fluxen for sulfonamider og barbiturater på hhv. 63% og 38%.

Det vurderes i afsnit 4.3, at ingen af de beskrevne in situ metoder vil have en tilstrækkelig effektivitet, så de alene kan reducere den samlede flux af vinylchlorid med 99%, ligesom metodernes effektivitet overfor sulfonamider og barbiturater er usikker. Det vil derfor være nødvendigt at anvende flere afværgetiltag, ligesom det vurderes, at det vil være relevant at etablere afværgetiltag flere steder i selve fanen som beskrevet i afsnit 4.3, hvis oprensningskriterierne skal overholdes. Jo længere væk fra åen afværgetiltagene etableres, jo længere tid vil der også gå, inden de har en effekt på åen, og derfor vil nogle af tiltagene ikke bidrage til at overholde kriterierne i 2027, men kan måske på længere sigt sikre at kriterierne kan overholdes, ligesom de som tidligere nævnt muligvis kan medføre en forkortelse af tidshorisonten for indsatserne ved åen.

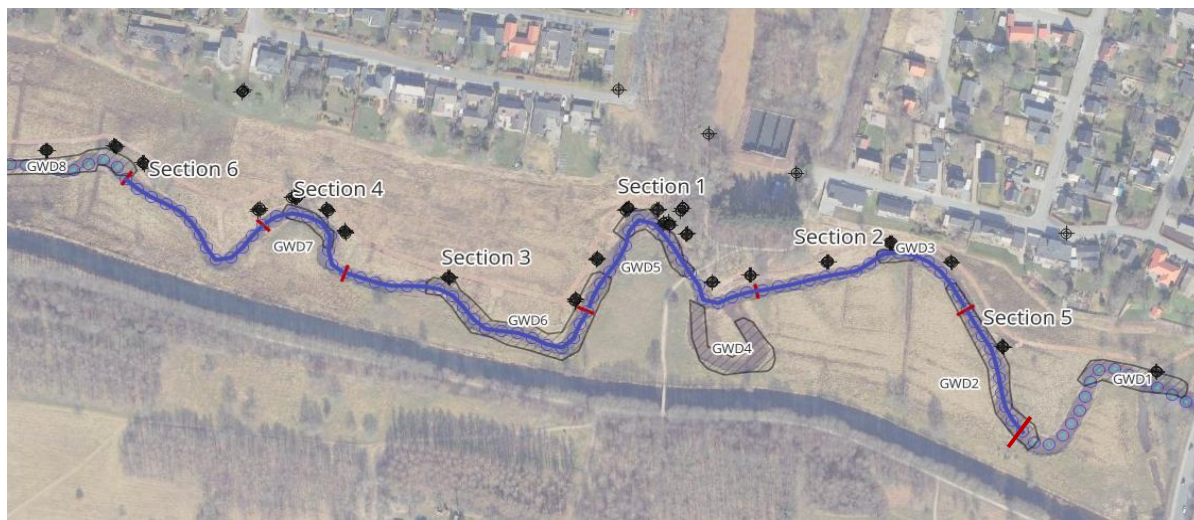
På baggrund af dette, vurderes nedenfor først forureningsfluxen til Grindsted Å, og den underinddeles i seks sektioner mhp. dimensionering og prioritering af afværgeindsatsen omkring åen.

Herefter beskrives strategien for en afværgeindsats længere væk fra åen rettet mod målsætningen nævnt ovenfor. Strategien er opdelt i tre faser, da det af logistiske årsager ikke vurderes muligt at igangsætte alle tre faser på en gang.

Da en yderligere faseopdeling af afværgestrategien vurderes at kunne optimere afværge i de enkelte områder og måske reducere omfang og omkostninger for den samlede indsats, er der også givet en beskrivelse af en optimering af afværgeindsatsen ved yderligere faseopdeling af afværgeindsatsen.

5.1 Fluxbetragtninger

Forureningsfluxen der siver ind i åen fremgår af Tabel 2-1. Med henblik på at vurdere, hvilke områder, der skal inddrages i afværgeindsatsen for at opfylde formålet, er transektet langs åen inddelt i seks sektioner (Figur 5-1). Afværgeindsatsen skal fokuseres på at fjerne 99% af fluxen af vinylchlorid, og sektionerne er derfor placeret, så de dækker det område, hvor det med nuværende vidensgrundlag estimeres, at 100% af forureningsfanen af både cis-dichlorethylen og vinylchlorid siver ind i åen. Som det fremgår af Tabel 5-1, dækker området 69% af fluxen af barbiturater og 89% af fluxen af sulfonamider.



Figur 5-1. Opdeling af området hvor der sker indsvivning af vinylchlorid til åen i seks sektioner.

For hver sektion er fluxen af vinylchlorid, cis-dichlorethylen, sum barbiturater og sum sulfonamider estimeret for hhv. det terrænnære magasin og det øvre sekundære magasin, ligesom det årlige flow af grundvand gennem sektionen er estimeret. Værdierne er estimeret ud fra de samme data og beregningsmetoder som benyttes af DTU i /15/, og fremgår af Tabel 5-1, mens sektionerne er indtegnet på tværsnitsprofilen i Figur 5-2. Generelt skal alle de estimerede værdier betragtes med stort forbehold, da både beregninger af flow og flux er behæftet med store usikkerheder, hvilket både bekræftes af usikkerhedsintervallerne for fluxen i Tabel 2-1 og min og max værdier for grundvandets strømningshastigheder i Tabel 3-1.

Det ses af tabellen, at langt hovedparten af vinylchlorid strømmer ud i åen fra det terrænnære magasin i sektionerne 1-4 (156 kg/år). Ved at fjerne fluxen af vinylchlorid i disse sektioner, vil det altså være muligt at reducere den samlede flux af vinylchlorid med 92%. Det beskrives senere, at det af logistiske årsager ikke vurderes muligt at igangsætte alle afværgetiltag samtidigt. Derfor er der også i Tabel 5-1 medtaget en anbefaling til prioriteret rækkefølge, hvor sektionerne er prioriteret efter fluxen af vinylchlorid. Så den højeste prioritering igangsættes først. Dog har S3ØS fået en højere prioritering end S5T og S6T, da det både logistisk og økonomisk vurderes relevant at etablere afværge i denne delsektion samtidig med etablering i S1ØS og S2ØS.

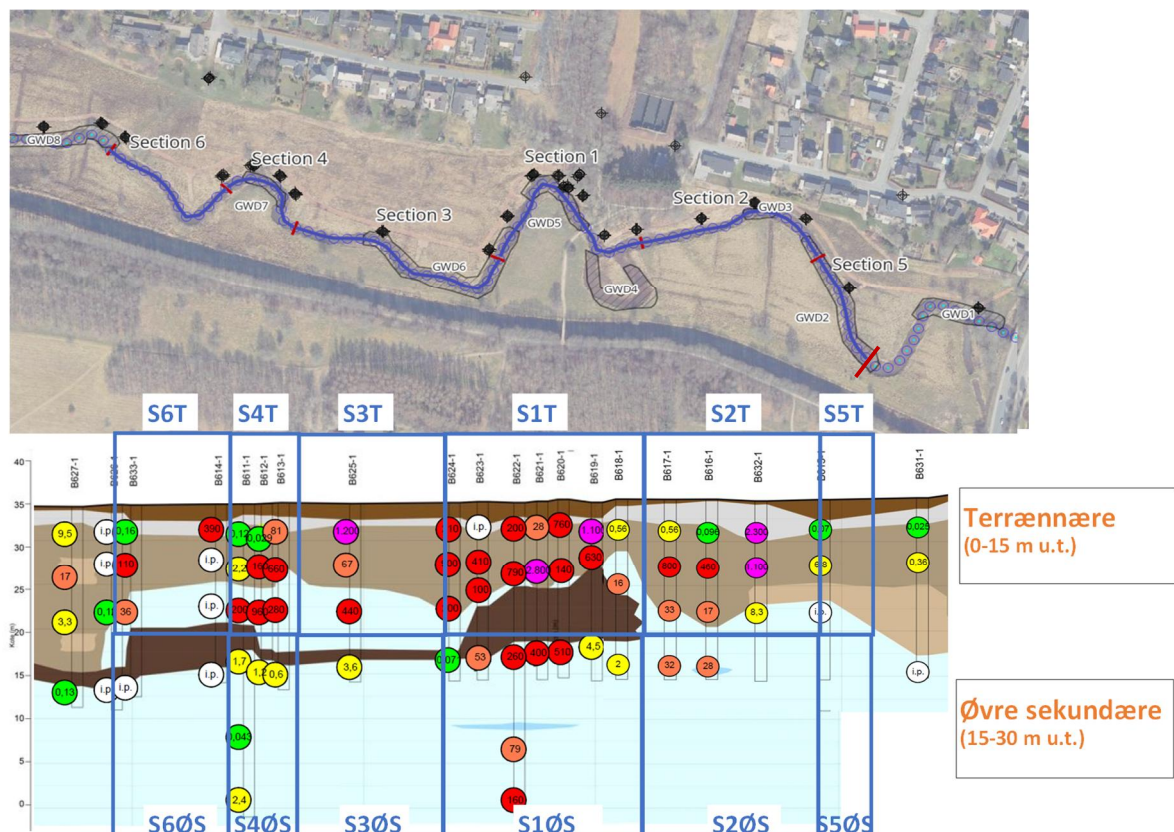
For sulfonamider ønskes en reduktion på 44 kg/år. Det ses i tabellen at den samlede flux af sulfonamider er 70 kg/år, hvor fluxen i det terrænnære magasin udgør 56 kg/år i sektion 1-6. Antages det, at det vil være muligt at fjerne alle sulfonamider ved fx en on site behandling, vil det være nødvendigt at etablere en indsats i områderne S1T, S2T, S3T og S5T, hvor den samlede flux vil være 46 kg og det samlede flow 309.000 m³/år. Ved en lavere effektivitet i behandlingsmetoden, vil det kræve behandling af en større vandmængde for at opnå den ønskede fluxreduktion.

Den samlede flux af barbiturater er 172 kg/år, og her ønskes en reduktion på 65 kg/år. For at opnå dette, vil det være tilstrækkeligt at behandle S1T, S2T og S5T, hvor der tilsammen er en flux på 70 kg, hvis det antages at behandlingen er 100% effektiv overfor barbiturater. Tidligere udførte forsøg med ozonbehandling /36/ har vist, at behandlingseffektiviteten er lavere for barbiturater end for sulfonamider, og det vurderes på den baggrund, at det for barbiturater også vil være relevant at medtage behandling af S3T.

Såfremt områderne S1T, S2T, S3T og S5T behandles, vil det kræve en behandlingseffektivitet på 78% for barbiturater og 95% for sulfonamider, såfremt de ønskede reduktioner på hhv. 65 og 44 kg/år skal opnås. Tidligere udførte laboratorieforsøg har indikeret at det er muligt at opnå behandlingseffektiviteter i dette niveau /36/. Supplerende laboratorie- og feltforsøg skal bekræfte dette, eller om større behandlingsområde er påkrævet.

Tabel 5-1. Opdeling af forureningsflux i sektionerne 1-6 samt terrænnært og øvre sekundært magasin.

Sektion	Chainage	Magasin	Flux (kg / år)				Flow	Anbefalet prioriteret rækkefølge
	m		Vinyl-chlorid	cis-DCE	Sum barbiturater	Sum sulfonamider	1000 m ³ /år	
Hele transektet	2300-5600	terrænnært + øvre sekundært	170	47	172	70		
1 (S1T)	2790-2970	terrænnært	63	22	15	19	80	1
(S1ØS)		øvre sekundært	4	1	8	4	56	5
2 (S2T)	2640-2800	terrænnært	38	14	44	10	61	2
(S2ØS)		øvre sekundært	4	2	11	1	44	6
3 (S3T)	2970-3150	terrænnært	34	3	14	12	156	3
(S3ØS)		øvre sekundært	1	0	6	1	142	7
4 (S4T)	3150-3230	terrænnært	21	3	6	8	76	4
(S4ØS)		øvre sekundært	0	0	1	0	73	
5 (S5T)	2550-2640	terrænnært	3	0	11	5	12	8
(S5ØS)		øvre sekundært	0	0	1	0	8	
6 (S6T)	3230-3350	terrænnært	2	1	1	2	37	9
(S6ØS)		øvre sekundært	0	0	1	0	3	
% -del af den samlede flux i sektion 1-6			100	100	69	89		



Figur 5-2. Tværsnitsprofil med opdeling af fluxtransektet i sektioner for hhv. terrænnære og øvre sekundære magasin. De påviste koncentrationer er for vinylchlorid ($\mu\text{g/l}$).

5.2 Afværgeindsats

Med udgangspunkt i de anbefalede afværgetekniker og de fire indsatsområder, Område 1-4, vurderes der at være i alt seks indsatsmuligheder. Disse er nedenfor listet med metode og indsatsområde samt for Indsats 1-4 information om i hvilken sektion indsatsen er fokuseret. Indsatsområder fremgår af Figur 4-3 og sektioner fremgår af Figur 5-2. Desuden er der listet tre optioner. Disse vurderes kun relevante at inddrage, såfremt laboratorie- og feltforsøg viser, at de øvrige indsatser ikke vil medføre en tilstrækkelig fluxreduktion.

Det er Rambølls vurdering, at der er stor usikkerhed omkring fluxen af barbiturater og sulfonamider til åen, samt at der er en række øvrige kilder der bør undersøges. Dette bekræftes af den store variation i de påviste koncentrationer for de to stofgrupper i åen. Derfor er Indsats 4 delt op i 4a og 4b, hvor Indsats 4a omfatter et mindre ozonanlæg, som kan håndtere $10 \text{ m}^3/\text{time}$, og hvor fokus vil være på S1T og S2T, mens Indsats 4b er en opgradering af anlægget til at kunne håndtere $35 \text{ m}^3/\text{time}$ og udover S1T og S2T også vil omfatte det samlede flow gennem S3T og S5T. Indsats 4a kan altså gennemføres, såfremt behandling af $10 \text{ m}^3/\text{time}$ vurderes tilstrækkeligt ud fra monitoring og undersøgelser. Vurderes der behov for yderligere behandling, tilføjes Indsats 4b, så der sammenlagt kan behandles $35 \text{ m}^3/\text{time}$.

Indsats 1: In-situ afværge af vinylchlorid i det terrænnære magasin i Sektion 1-4

- Injektionsløsning med sorption, kemisk reduktion og stimuleret reaktiv dechlorering i S1T, S2T, S3T, S4T
- Indsatsområde: Område 1 og 2

Indsats 2: In-situ afværge af vinylchlorid i det øvre sekundære magasin i Sektion 1-3

- Injektionsløsning med sorption, kemisk reduktion og stimuleret reduktiv dechlorering i S1ØS, S2ØS, S3ØS
- Indsatsområde: Område 1 og 2

Indsats 3: In situ afværge af vinylchlorid i det terrænnære magasin i Sektion 5 og 6

- Injektionsløsning med sorption, kemisk reduktion og stimuleret reduktiv dechlorering i S5T, S6T
- Indsatsområde: Område 1

Indsats 4a: Afværgepumpning med on site ozonbehandling af vand fra det terrænnære magasin

- Ozonbehandling af chlorerede ethener, sulfonamider og barbiturater fra 2-3 borer placeret i S1T, S2T. 5-10 m³/time. Behandlingsanlæg placeret på Område 2
- Indsatsområde: Område 1 og 2

Indsats 4b: Opskalering af afværgepumpning og on site ozonbehandling så sektionerne S1T, S2T, S3T og S5T behandles, og anlægget dimensioneres til at behandle det samlede flow gennem disse sektioner, hvilket er 35 m³/time.

- Indsatsområde: Område 1 og 2

Indsats 5: In situ afværge af vinylchlorid i fanen opstrøms åen

- Stimuleret reduktiv dechlorering ved injektion af næringsstoffer/elektrondonor/dehalococcoider i det sekundære magasin til stimulering af den igangværende reduktive dechlorering. Eventuelt kombineret med et produkt til sorption og reduktiv nedbrydning
- Indsatsområde: Område 3

Indsats 6: In situ afværge af fanen tæt på fabriksgrunden

- Stimuleret reduktiv dechlorering ved injektion af næringsstoffer/elektrondonor/dehalococcoider i det sekundære magasin til stimulering af den igangværende reduktive dechlorering. Eventuelt kombineret med et produkt til sorption og reduktiv nedbrydning
- Indsatsområde: Område 4

Option 1: Flytning af åen

- En delstrækning af åen omlægges midlertidigt til Bådkanalen. En mulighed kunne være at benytte det nuværende åløb som aerob bioreaktor, hvorved en række af stofferne kan nedbrydes, inden det indsvende vand ledes retur til åløbet.
- Indsatsområde: Område 1

Option 2: Oxidation tæt ved åen

- Ved brug af ozonbehandling i Indsats 4, skal der bortledes en større mængde kraftigt overiltet vand. Ved nedsivning af vandet i en række terrænnære borer kan der skabes aerobe forhold i formationen, hvilket kan stimulere aerob mikrobiologisk nedbrydning af vinylchlorid såfremt de rette bakterier er til stede. Evt. kan det kombineres med yderligere tilsætning af en oxidant.
- Indsatsområde: Område 1

Option 3: Grundvandsafledning opstrøms fabriksgrunden

- Strømningshastigheden fra fabriksgrunden til Grindsted Å sænkes ved etablering af en grøft til afledning af grundvand opstrøms fabriksgrunden. Vandet fra grøften kan ledes til Grindsted Å enten via en ny kanal eller via den eksisterende afløbsgrøft. Lavere strømningshastighed medfører forøget opholdstid og lavere grundvandsflow til åen.
- Indsatsområde: Nordøst for fabriksgrunden

5.3 Overordnet strategi

Med nuværende vidensniveau og usikkerhed omkring effektiviteten af de beskrevne indsatser, vurderes det, at en samlet afværgeindsats for at opnå en tilstrækkelig fluxreduktion kan kræve at alle seks indsatser gennemføres.

Den samlede strategi for afværgeindsatsen er skitseret i Figur 5-3, med det forbehold, at den endelige strategi for den samlede afværgeindsats først kan fastlægges, når der er udført laboratorie- og feltforsøg for de anbefalede afværgeteknikker. Strategien for den samlede afværgeindsats er opdelt i 3 faser af praktiske årsager, da det ikke vurderes muligt at etablere alle indsætterne samtidigt. Der skal etableres et meget stort antal borer, udføres et stort antal injektioner og der er generelt et begrænset antal aktører på markedet med det rette udstyr og den nødvendige ekspertise og erfaring.

Der skal udarbejdes en detaljeret monitoringsplan for forureningsniveauet i både grundvandet og åen undervejs i forløbet for at dokumentere, at den ønskede effekt opnås.

I første fase igangsættes de indsætter, som giver den største og hurtigste reduktion af fluxen til åen. Som det fremgår af Tabel 5-2, er den potentielle fluxreduktion klart størst ved at igangsætte Indsæt 1 og 4, der har fokus på det terrænnære magasin i Sektion 1-4. Det anbefales derfor, at Indsæt 1 og 4 etableres og igangsættes først. Dette omfatter injektion af en sorbent, et kemisk reduktionsmiddel som kan nedbryde vinylchlorid effektivt og en elektrondonor i det terrænnære magasin i sektion 1-4, hvor den markant højeste flux af vinylchlorid er påvist. Samtidig etableres afværgepumpning og ozonbehandling.

Tabel 5-2. Samlet flux for de fire afværgeindsætter i Sektion 1-6 i Område 1. VC = vinylchlorid, cis-DCE = cis-dichlorethylen. Sektion 1-6 er vist på Figur 5-2.

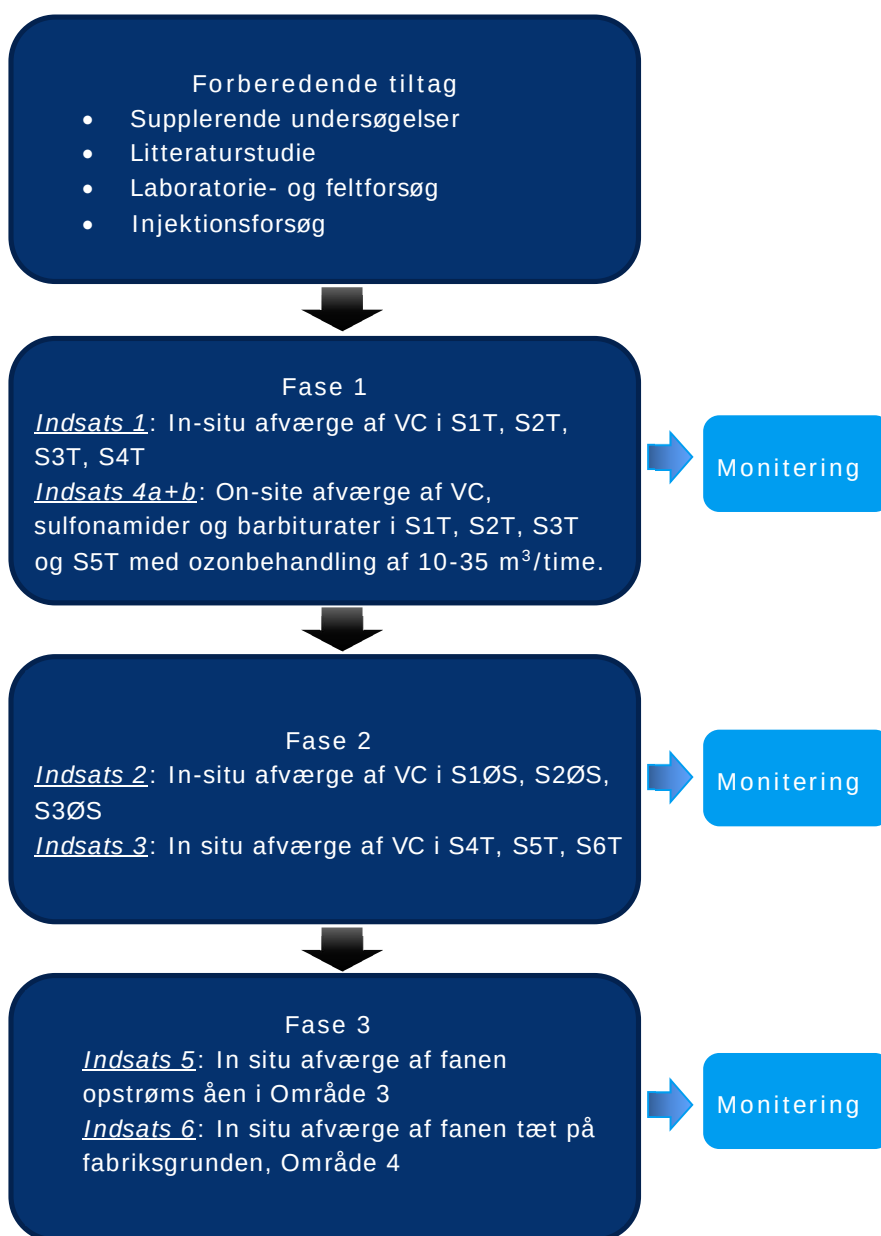
Indsæt	Sektion	Samlet flux			
		VC	cis-DCE	Barbiturater	Sulfonamider
Indsæt 1+4a+b	S1T, S2T, S3T, S4T	156	42	79	49
Indsæt 2	S1ØS, S2ØS, S3ØS	9	3	25	6
Indsæt 3	S5T, S6T	5	1	12	7

I fase 2 igangsættes Indsæt 2 og 3, da de vil medføre en hurtigere fluxreduktion end fase 3 med Indsæt 5 og 6, som først vil medføre en reduktion af fluxen efter en årrække.

Fase 2 omfatter injektion i hhv. sektionerne S1ØS, S2ØS og S3ØS og S4T, S5T, S6T i Område 1. Omfanget af injektionerne kan vurderes ud fra monitoringsdata, hvor det også skal vurderes, i hvilke sektioner der skal injiceres sorbent, reduktionsmiddel, elektrondonor og evt. bakteriekultur.

Indsæt 5 og 6 vurderes relevante, da de på sigt kan medføre en lavere flux til åen og dermed sandsynligheden for at kunne opfylde oprensingskriterierne i åen. Forudsat at Indsæt 5 og 6 kan opnå en tilfredsstillende effektivitet, kan de ligeledes medføre en kortere tidshorisont for Indsæt 1-4. Indsætterne omfatter ligeledes injektion af sorbent, reduktionsmiddel, elektrondonor og evt. bakteriekultur.

Den gennemsnitlige transporttid til åen fra Område 3 (Indsæt 5) og Område 6 (Indsæt 6) er vurderet til hhv. >20 år og >60 år, men det vurderes dog, at en Indsæt 5 og 6 vil have indflydelse på fluxen ved åen væsentligt hurtigere, da der er områder med markant højere strømningshastigheder jf. Tabel 3-1 og Tabel 3-2.



Figur 5-3 Overordnet strategi for afværgeindsatsen. VC = vinylchlorid.

5.4 Optimering af afværgeindsatsen ved yderligere faseopdeling

Det vurderes, at der er så stor usikkerhed omkring den samlede flux til åen, at en yderligere faseopdeling kan optimere den samlede afværgeindsats og muligvis medføre, at ikke alle indsatser er nødvendige. Samtidig anbefales det, at der mellem hver fase er en monitoringsperiode, hvor effekten af de igangsatte tiltag vurderes, inden en eventuel næste fase udføres. Det betyder, at etableringsperioden for den fulde afværgeindsats kan blive længere, men til gengæld sikres det, at de enkelte tiltag kan optimeres, ligesom det kan sikres, at der ikke igangsættes flere tiltag end nødvendigt.

I Figur 5-4 er optegnet et flowdiagram hvor hver fase fra Figur 5-3 opdeles yderligere i en fase a og b. Figuren indeholder alle seks ovennævnte indsatser, monitoringsperioder samt optionen med omlægning af åen. Den første indsats er fokuseret på sektion 1-4 i området umiddelbart nord for

åen, da dette vil have den hurtigste effekt på fluxen ind i åen. Derfor består fase 1a af en afværgeindsats med injektion af en sorbent, et kemisk reduktionsmiddel som kan nedbryde vinylchlorid effektivt og en elektrondonor i det terrænnære magasin i sektion 1-4, hvor den markant højeste flux af vinylchlorid er påvist.

Efterfølgende er der indlagt en monitoringsperiode, hvor effekten af de gennemførte tiltag kan vurderes, ligesom det kan vurderes, om der skal reinjiceres i nogle områder. På baggrund af monitoringsresultaterne kan strategien tilpasses, og de næste tiltag kan projekteres og planlægges på et mere sikkert grundlag. F.eks. kan monitoringsdata fra fase 1 anvendes til at vurdere om afstand mellem injektionsboringerne skal ændres, om mængden af tilsatte reaktanter skal justeres mm.

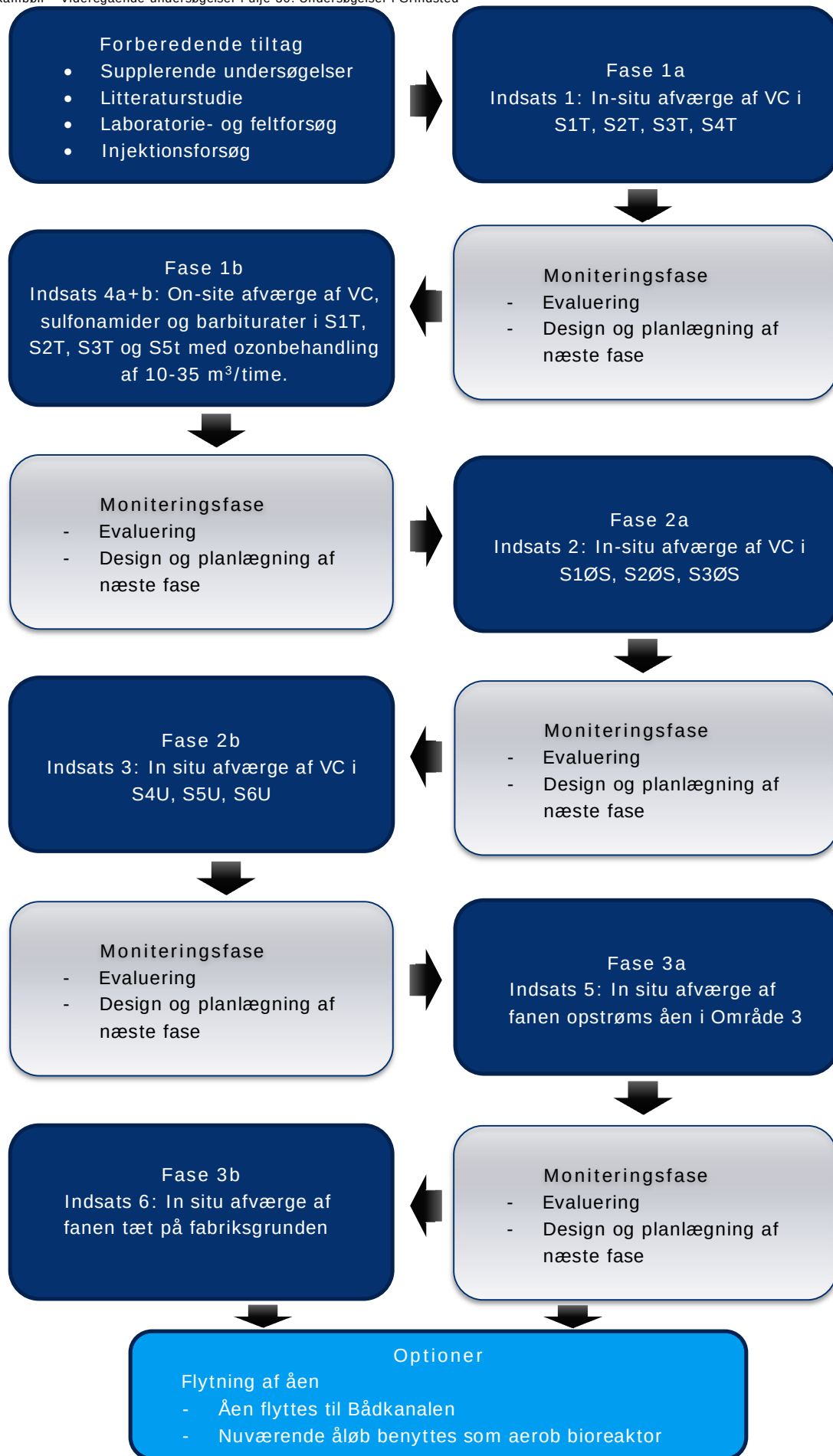
Fase 1b i figuren er afværgepumpning og ozonbehandling. Data fra monitoring i fase 1a kan bruges til at optimere placeringen af pumpeboringerne i fase 1b.

Fase 2a og 2b omfatter Indsats 2 og Indsats 3 med injektion i hhv. sektionerne S1ØS, S2ØS og S3ØS og S4U, S5U, S6U i Område 1. Omfanget af injektionerne kan vurderes ud fra monitoringsdata, og såfremt de påviste koncentrationer i åen allerede er under miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier, kan det besluttet ikke at udføre fase 3a og 3b.

Fase 3a og 3b er etablering af afværgeindsatser i hhv. Område 3 omkring Bekkasinvej og Område 4 umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden. Det vil også være muligt at påbegynde disse to faser før fase 2a og 2b, da de som udgangspunkt vil være uafhængige af monitoringen i de øvrige faser, men vil bidrage til at de øvrige indsatser kan indstilles hurtigere og også vil øge sandsynligheden for, at oprensningskriterierne i åen kan overholdes.

Der er ligeledes medtaget en option på omlægning af åen. Der er udarbejdet et notat, der beskriver muligheden for denne løsning (Bilag 5). Løsningen kan inddrages på et hvilket som helst tidspunkt i projektet, hvis de iværksatte afværgetiltag ikke har den ønskede effekt eller hvis laboratorie- og feltforsøg ikke indikerer, at det er muligt at få en tilstrækkelig fluxreduktion. Løsningen vil kræve en række yderligere undersøgelser, og det kan forventes at blive både omkostningstungt og en lang proces at få tilladelse til omlægning af åen. Løsningen er kort beskrevet i kapitel 6, men er ikke prissat, da den kun vurderes at blive relevant, såfremt de andre tiltag ikke har den ønskede effekt, og da en prissætning med nuværende vidensniveau vil være meget usikker.

Antages det, at monitoringsperioden mellem hver fase vil være ca. 1 år, vil den samlede tidshorisont for etablering af alle faserne være 8-10 år, hvilket er omtrent dobbelt så lang tid, som tidsplanen for strategien beskrevet i afsnit 5.3.



Figur 5-4. Flowdiagram for faseopdeling af afværgeindsatsen ved Grindsted Å.

6. Afværgeindsats

6.1 Generel beskrivelse af de anbefalede afværgete metoder

Nedenfor er kort beskrevet de fire anbefalede afværgete metoder. For yderligere detaljering henvises til afværgescreeningsrapporten /19/. Efterfølgende beskrives de seks forskellige indsatser med en indledende dimensionering og prissætning.

I forhold til valg af injektionsprodukter er dette ikke beskrevet yderligere, da det vil afhænge af resultaterne af litteraturstudie, laboratorie- og feltforsøg. Det betyder også, at en række af de afledte effekter kun kan beskrives overordnet, da det også vil afhænge af valg af produkt.

Ved nedenstående beskrivelser af metoder og indsatser, skal det bemærkes, at de er udført med det nuværende datagrundlag. Det betyder bl.a.:

- Der er ikke udarbejdet en opdateret grundvandsmodel til at forudsige strømningsforhold og eventuelle påvirkninger fra de forskellige indsatser.
- Der er ikke udført laboratorie- og feltforsøg til vurdering af effekten for tilsætning af fx aktivt kul, kemisk reduktionsmiddel, næringsstoffer, elektrondonor, bakterier mv.

Det betyder at metodebeskrivelser bliver på et relativt overordnet niveau, ligesom effektivitet og afledte effekter også kun kan vurderes på et overordnet niveau.

Manglende afgrænsning af forureningen og usikkerhed omkring metodernes effektivitet, betyder at de indledende prissætninger er behæftet med relativ stor usikkerhed.

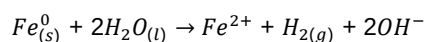
6.1.1 Kemisk reduktion

Nedbrydning af chlorerede ethener ved kemisk reduktion sker ved at elektroner fra reducerede metaller frigives og reagerer med de chlorerede ethener, hvorved der sker en nedbrydning. Ved processen kan der også frigives brint, som kan stimulere en biologisk nedbrydning.

Det er typisk nulvalent jern (Zero Valent Iron - ZVI) der benyttes som reaktivt medie. Jernpartiklerne findes i forskellige størrelse fra jernspåner til mikro ZVI og nano ZVI, ligesom der findes ZVI kombineret med svovl (S-ZVI). Partiklernes overfladeareal og dermed reaktivitet stiger med faldende størrelse.

Ved kemisk reduktiv dechlorering kan der modsat biologisk reduktiv dechlorering ske en fuldstændig nedbrydning af de chlorerede ethener uden ophobning af dichlorethylen og vinylchlorid. Metoden kan ifølge litteraturgennemgang i /19/ også være effektiv overfor nedbrydning af cis-dichlorethylen og vinylchlorid. Erfaringsmæssigt er metoden dog mindre effektiv overfor cis-dichlorethylen og vinylchlorid end for tetrachlorethylen og trichlorethylen.

Ved oxidation af jern produceres der brint og OH^- :



Den producerede brint kan fungere som elektrondonor og dermed være med til at stimulere den biologiske nedbrydning af de chlorerede ethener. Dannelsen af hydroxylionerne vil medføre en pH-stigning i grundvandet, hvilket kan påvirke både en række biologiske og kemiske processer. Det vil derfor være nødvendigt at monitorere grundvandets pH, så det sikres, at dette ikke medfører en uønsket påvirkning af åen.

Ud over at fungere som elektrondonor ved kemisk reduktion, vil tilsætning af ZVI også medføre at de reducerede forhold i formationen kan fastholdes eller reduceres yderligere. Ved tilsætning af substrat sammen med ZVI, kan der derfor ske yderligere stimulering af den biologiske nedbrydning af de chlorerede ethener, hvilket dog bør bekræftes af feltforsøg. Det er også muligt at kombinere ZVI sammen med en sorbent – typisk aktivt kul. Dermed vil stofferne i forskellige grad sorbere til kullet og transporthastigheden af stofferne vil blive sænket markant, hvilket vil give mere tid til både en kemisk reduktion og en biologisk nedbrydning af de chlorerede ethener.

Der pågår stadig udvikling af reaktanter til kemisk nedbrydning af chlorerede ethener, men der findes allerede en række tilgængelige kommercielle produkter. En række af disse produkter indeholder enten et substrat til at stimulere den biologiske nedbrydning eller en adsorbant til at sorbere stofferne, hvorved transporthastigheden af stofferne i grundvandet sænkes, hvilket medfører en forlænget opholdstid og dermed mere tid til både de biologiske og kemiske nedbrydningsprocesser. Der findes ligeledes donorprodukter som kan indeholde methanhæmmere, da der ved nogle af processerne kan dannes methan som et uønsket biprodukt.

Med henblik på at vurdere de tilgængelige produkter på markedet, anbefales det, at der udføres et litteraturstudie, med indsamling af informationer om de enkelte produkter, og at der laves en vurdering af produkternes egnethed ifht. de specifikke forhold i Grindsted. På baggrund af litteraturstudiet foreslås det, at der efterfølgende udvælges 3-4 produkter til laboratorie- og feltforsøg, hvor produkternes effektivitet ifht. nedbrydning af stofferne testes først i et laboratorium og derefter ved feltforsøg.

Der er ikke fundet information om kemisk reduktion af sulfonamider eller barbiturater. Der er søgt på 'sulfonamide' eller 'barbiturate' i kombination med "chemical reduction"/"zero valent iron"/"zero-valent iron"/zvi. Der er ikke fundet information om rensning af vand for barbiturater. I deres review beskriver /39/ flere teknikker til fjernelse af sulfonamider fra vand, som involverer nulvalent jern (ZVI), men det er altid i kombination med et oxidationsmiddel; dvs. at der er tale om oxidationsprocesser, ikke kemisk reduktion. Det kan derfor ikke på det nuværende grundlag vurderes, hvordan implementering af kemisk reduktion eventuelt vil påvirke barbiturater og sulfonamider i grundvandet.

Afledte effekter

Som det nævnes i /19/ så medfører in situ kemisk reduktion en stigning af pH værdien i grundvandet, hvilket kan inhibere de jernreducerende bakteriers nedbrydning af fx BTEX'er. Hvis metoden samtidig stimulerer den biologiske nedbrydning, kan dette medvirke til at pH ikke ændrer sig, da den biologiske nedbrydning som det nævnes i afsnit 6.1.4

vil medføre en faldende pH. Det vides ikke hvad en faldende pH vil have at betydning for de øvrige stoffer.

Desuden nævnes der i /19/, at der også er eksempler på, at udfældning af jernhydroxider kan medføre faldende permeabilitet. Dette kan medføre ændrede strømningsforhold. Det bør overvejes om det kan indgå i laboratorieforsøg og effekten af ændrede strømningsforhold bør vurderes i en grundvandsmodel.

6.1.2 Sorption

Ved brug af sorption som afværgemetode etableres typisk en sorptionsbarriere i grundvandet ved injektion af aktivt kul. Typisk vil dette også involvere injektion af enten en reaktant til at stimulere kemisk reduktion eller elektrondonor og evt. bakterier til at stimulere biologisk nedbrydning.

To eksempler på kommercielt tilgængelige produkter er BOS100® fra RPI og Plumestop® fra Regenesis. BOS100® er aktivt kul der er imprægneret med jern. Dette muliggør at der først sker en sorption til kullet og derefter nedbrydning ved en kemisk reduktion. Plumestop® er et aktivt kulprodukt, og vil typisk blive injiceret med en elektrondonor for at stimulere biologisk nedbrydning.

En udfordring ifht. brug af sorption i Grindsted er, at vinylchlorid sorberer dårligere på aktivt kul end fx moderprodukterne tetrachlorethylen og trichlorethylen. En effektiv afværge overfor vinylchlorid vil derfor kræve en længere sorptionsbarriere (i strømningsretningen), eller tilsætning af en meget reaktiv reaktant. Ved installation af en sorptionsbarriere med stor bredde i strømningsretningen vil der kunne sikres længere opholdstid og større sikkerhed for, at forureningen kommer i kontakt med sorptionsmaterialet.

Der er taget udgangspunkt i, at sorption især vil være relevant sammen med en reaktant og/eller donor til nedbrydning af stofferne, så sorbentens rolle bliver at tilbageholde forureningen for at forlænge opholdstiden og optimere den kemiske og biologiske nedbrydning.

Endeligt design af afværgestrategi med sorption og kemisk og/eller biologisk reduktion vil som nævnt under afsnit 6.1.4 afhænge af en række laboratorie- og feltforsøg.

Sorption vurderes ifølge /19/ at være effektivt overfor chlorerede ethener, dog med det forhold, at vinylchlorid sorberer markant mindre end moderprodukterne. De farmaceutiske stoffer vurderes generelt at sorbere relativt dårligt.

Afledte effekter

Påvirkning af grundvandet med injektion af kul vil afhænge af, om det injiceres sammen med et produkt til kemisk reduktion eller biologisk nedbrydning, hvilket er beskrevet under disse metoder. Som udgangspunkt forventes det injicerede kul at være relativt immobilt, og kullet alene, vil ikke medføre ændringer i pH eller dannelse af uønskede biprodukter.

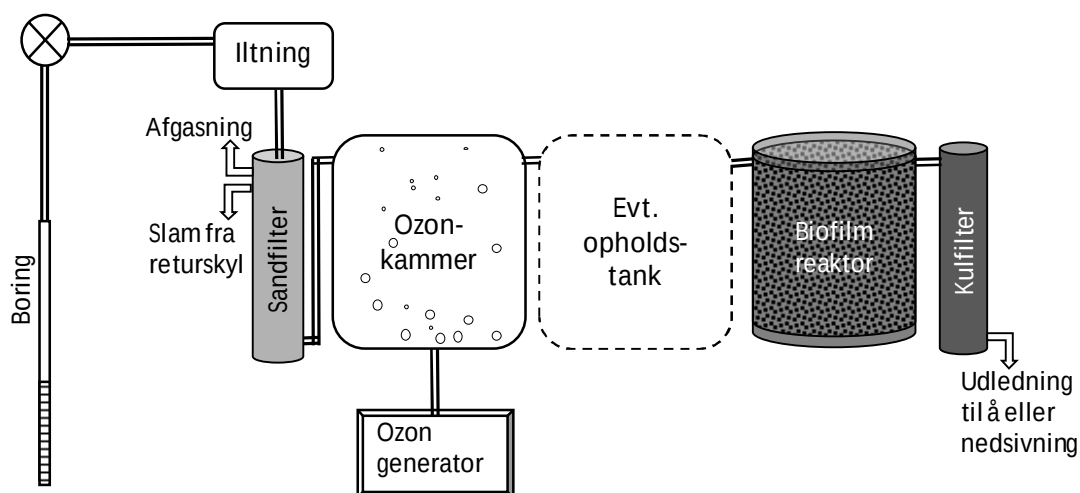
6.1.3 Afværgepumpning med on site ozonbehandling

Ozon er et kraftigt oxidationsmiddel og benyttes bl.a. til rensning og desinfektion af spildevand. Ozon er også effektivt til nedbrydning af vinylchlorid, ligesom det vil kunne nedbryde de øvrige chlorerede ethener, sulfonamiderne, sulfanilsyre og en række af barbituraterne.

DTU har udført en række indledende tests med forurenat vand fra forureningsfanen fra fabriksgrunden, og konstateret at ved en ozonkoncentration på 21 mg/l vil det være muligt at nedbryde vinylchlorid så koncentrationen sænkes fra 3.000 µg/l til under miljøkvalitetskravet på 0,05 µg/l /38/. DTU vil i løbet af efteråret 2023 etablere et pilotanlæg, hvor de med vand fra forureningsfanen fra fabriksgrunden vil teste nedbrydning af de forskellige stoffer ved ozonbehandling. Forsøget forventes afsluttet i maj 2024, og kan bidrage med relevant information ifht. dimensionering af et ozonbehandlingsanlæg ved Grindsted Å.

Figur 6-1 viser en principskitse for et ozonbehandlingsanlæg. Dette omfatter:

1. Sandfilter til fjernelse af mangan og jern
2. Ozongenerator der enten med ilt eller atmosfærisk luft genererer ozon
3. Ozonkammer hvor ozon blandes med det oppumpede vand fra forureningsfanen
4. Opholdstank hvor ozonen reagerer med stofferne i vandet
5. Biofilm reaktor hvor der sker aerob biologisk nedbrydning af eventuelle nedbrydningsprodukter
6. Kulfilter hvor de tilbageværende stoffer tilbageholdes



Figur 6-1. Principskitse for opbygning af ozonbehandlingsanlæg.

Inden sandfilteret skal der ske en iltning af vandet, hvorved det sikres at jern og mangan oxideres og udfælder i sandfilteret. I forbindelse med sandfilteret kan der ske en afgasning af de flygtige komponenter – ikke mindst vinylchlorid. Det skal derfor sikres, at afgasningen opsamles og behandles – enten i kulfilter eller ved nedbrydning med ozon. Generelt er et kulfilter mindre effektivt overfor vinylchlorid, og som alternativ kan der som det foreslås i /23/ benyttes et grønsandsfilter (Manganese Greensand).

Efter sandfilteret ledes vandet videre til ozonkammeret, hvor der sker opblanding med ozon. Afhængig af dimensioneringen af ozonkammeret, kan det være relevant at lede vandet til en opholdstank, så der sikres tilstrækkelig opholdstid til nedbrydning af stofferne, og så det sikres, at alt ozon er forbrugt, inden vandet ledes videre til en biofilmreaktor. Ved indgangen til biofilmreaktoren vil vandet være overmættet med ilt, og der kan derfor ske en aerob nedbrydning af en række af de tilbageværende stoffer. Til sidst ledes vandet gennem et kulfilter, hvorefter det forventes at koncentrationerne af de uønskede stoffer er så lave, at der kan opnås tilladelse til

enten at udlede vandet direkte i åen eller nedsive det i et område, hvor det kan være relevant at oxidere grundvandet.

Afledte effekter

Ved nedbrydning med ozon vil der være en risiko for, at der skabes uønskede nedbrydningsprodukter /36/, ligesom fx bromid kan blive oxideret til det kræftfremkaldende bromat. Der skal både ved feltforsøg og efterfølgende anlægsdesign være fokus på dette.

Ozon er også en giftig gasart, og der skal derfor medtages en række sikkerhedsforanstaltninger så det sikres, at der ikke sker en udledning af ozon – hverken til vandmiljøet eller luften omkring behandlingsanlægget.

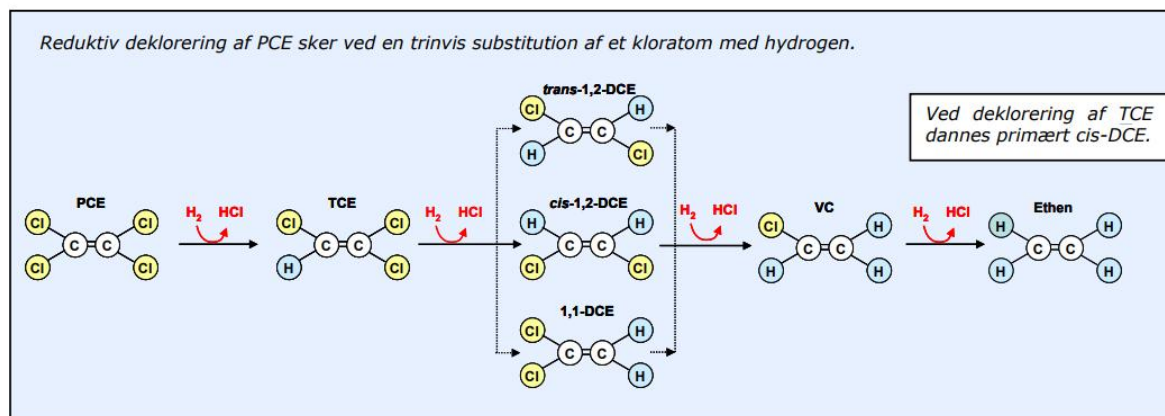
Det ozonbehandlede vand vil være kraftigt overiltet. Vandet kan enten bortskaffes til kloak, til åen eller ved nedsivning. Som udgangspunkt vil det være ønskeligt at bortskaffe det til åen, hvilket dog vil kræve en udledningstilladelse og sandsynligvis krav om, at det rensede vand kan overholde Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav og de foreslåede miljøkvalitetskriterier for Grindstedværksstofferne.

Alternativt kan vandet nedsives, hvilket også vil kræve en tilladelse. Vælges denne løsning, skal man være opmærksom på ikke at udføre nedsivningen i et område, hvor man ved opblanding med iltholdigt vand vil ødelægge en igangværende anaerob nedbrydningsproces i grundvandet. Til gengæld vil nedsivning i nogle områder kunne medføre en aerob nedbrydning.

Ved afledning til kloak må det forventes at der skal betales afledningsafgift, hvilket vil være en væsentlig årlig udgift. Ligeledes kræver afledning til kloak en tilslutningstilladelse.

6.1.4 Stimuleret reduktiv dechlorering

Ved stimuleret reduktiv dechlorering stimuleres den mikrobiologiske nedbrydning af de chlorerede ethener. Ved nedbrydningen fraspaltes et chloratom og erstattes af et brintatom – se Figur 6-2.



Figur 6-2. Sekventiel nedbrydning af chlorerede ethener til ethen. Fra /22/.

Ved metoden fungerer de chlorerede ethener som elektronacceptor, og det kræves derfor, at der er en elektrondonor tilstede – eksempelvis brint. Ofte ses det, at nedbrydningen kun forløber til dichlorethylen og vinylchlorid, da nedbrydningen af vinylchlorid kræver tilstedeværelse af organismer af slægterne dehalococcoider eller dehalogenimonas, som erfaringsmæssigt ikke er tilstede på alle lokaliteter.

For at processen skal forløbe, kræves det at der enten er eller dannes stærkt reducerede forhold i formationen. Stimuleringen af processen kan ske ved tilsætning af en elektrondonor og/eller tilsætning af næringsstoffer. Eksempler på elektrondonor omfatter soyabønneolie, melasse, acetat, osteløbe m.fl. På lokaliteter hvor der ikke vurderes at være tilstrækkelig aktivitet af dehalococcoider eller dehalogenimonas, kan der også tilsættes bakterier.

Det er usikkert, hvordan implementering af stimuleret reduktiv dechlorering kan påvirke koncentrationen af barbiturater og sulfonamider i grundvandet. I bilaget til /6/ diskuteres effekten af organisk kulstof (NVOC), sulfat og nitrat på nedbrydningen af sulfonamider. Litteraturen og observationer af fanen fra fabriksgrunden og lossepladsen i Grindsted tyder på, at tilstedeværelsen af NVOC, sulfat eller nitrat kan hæmme mikrobiel nedbrydning af sulfonamider, fordi sulfonamider ellers kunne udgøre alternative kilder til C, N og S (kulstof, nitrogen og svovl) for mikroberne. Ved tilstedeværelsen af mere let tilgængeligt C, N og S bliver sulfonamider derfor ikke nedbrudt. Tilsætning af næringsstoffer i forbindelse med stimuleret reduktiv dechlorering kan muligvis hæmme naturlig nedbrydning af sulfonamider i grundvandet, fordi det indeholder mere let tilgængelige kilder til C, N og S. Det er dog også muligt, at behandlingen ville have andre effekter på sulfonamiderne.

Der er ikke fundet information om naturlig nedbrydning af barbiturater i grundvandsmagasiner, og det er derfor uvist, hvordan implementering af stimuleret reduktiv dechlorering vil påvirke barbituraterne. Det anbefales at undersøge påvirkningen af stimuleret reduktiv dechlorering på både sulfonamider og barbiturater før implementering af behandlingen.

DTU har undersøgt den naturlige nedbrydning af chlorerede ethener i forureningsfanen fra fabriksgrunden (/11/-/13/), se afsnit 2.5. Det konkluderes bl.a. at redoxforholdene og tilstedeværelsen af NVOC og mikrobielle nedbrydere i hovedparten af fanen er tilstrækkelige til, at nedbrydningen kan forløbe, selvom der lokalt kan være undtagelser /11/. Desuden understøttes det gode potentiale for naturlig nedbrydning af isotopværdier. Generelt vurderes der at være "et godt potentiale for nedbrydning af chlorerede ethener i fanen fra fabriksgrunden", men at opholdstiden kan være en begrænsende faktor for at opnå en tilstrækkelig massejernelse og fuldstændig nedbrydning af vinylchlorid. Samtidig bemærkes det, at ved yderligere stimulering af nedbrydningen, skal risikoen for uønsket dannelse af metan vurderes.

Som beskrevet i afsnit 5.2 vurderes stimuleret reduktiv dechlorering at være relevant i alle områderne, og der skal være fokus på at sikre en tilstrækkelig opholdstid. Yderligere undersøgelser af opholdstid og strømningsforhold kan åbne for en indsats med stimuleret reduktiv dechlorering i den nordlige del af Område 2.

I Område 1 er forureningen relativt terrænnær, og en injektionsindsats kan ske både ved direct push eller installation af permanente borer. En udfordring i området kan være opholdstiden i formationen, men denne kan påvirkes ved afværgepumpningen i Indsats 4. I Område 2 er der brug for yderligere undersøgelser for at fastlægge en injektionsstrategi, men det vurderes, at det vil være relevant at injicere både terrænnært og i det sekundære magasin.

I både Område 3 og Område 4 er der langt mellem de filtersatte borer, og det anbefales derfor at etablere yderligere en række filtersatte borer mhp. at opnå bedre kendskab til forureningsfanens udbredelse, redoxforhold, tilstedeværelsen af elektrondonor og dehalococcoider/dehalogenimonas. På baggrund af dette samt laboratorieforsøg, kan der efterfølgende udarbejdes en detaljeret injektionsstrategi for områderne, og det kan vurderes, om og i givet fald hvor der skal injiceres næringsstoffer, elektrondonor og bakterier, for at stimulere nedbrydningen.

Afledte effekter

En af problematikkerne omkring biologisk nedbrydning kan være, hvis der er ufuldstændig nedbrydning. I så fald kan der dannes vinylchlorid, som ikke nedbrydes videre til ethen. Der er dog påvist relativt høje koncentrationer af ethen i området tæt på åen /11/, hvilket indikerer, at der er potentiale for en fuldstændig nedbrydning, men at opholdstiden kan være en begrænsende faktor med de nuværende forhold.

Som det nævnes i /11/ kan yderligere reduktion af redoxforholdene ved fx tilsætning af næringsstoffer, elektrondonor eller ZVI medføre, at der dannes en uønsket mængde methan, uden at der sker yderligere nedbrydning. Ligeledes kan der ske en forsurende og dermed et pH-fald i grundvandet ved nedbrydning af elektrondonoren. Litteraturstudie og laboratorie- og feltforsøg skal derfor have fokus på disse problematikker, og bl.a. afklare, om det er nødvendigt at tilsætte produkter som hæmmer methandannelsen eller produkter som har en buffereffekt ifht. forsurende af grundvandet.

6.2 Indsats 1 - In-situ afværge i det terrænnære magasin i Sektion 1-4

Indsats 1 i Område 1 og 2 fokuseres på sorption og kemisk reduktion sammen med stimulering af biologisk nedbrydning ved at etablere et eller flere injektionstransektter i det terrænnære magasin.

I forhold til behandling af vinylchlorid, er det en udfordring, at stoffet sorberer mindre end de andre chlorerede ethener, ligesom f.eks. ZVI er mere effektivt overfor moderprodukterne end for nedbrydningsprodukterne. Det er derfor vigtigt, at der udføres et omfattende litteraturstudie mhp. at finde de mest egnede reaktanter/sorbenter og at der ligeledes udføres en række laboratorie- og feltforsøg for at vurdere effektivitet og bidrage med dimensioneringsparametre, herunder nedbrydningshastigheder. Samtidig skal forsøgene også bruges til at vurdere om der er en effekt på barbiturater og sulfonamider.

Dimensionering

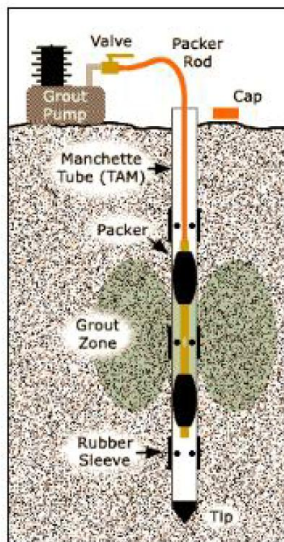
Dimensionering vil tage udgangspunkt i, at transektter med stor bredde i strømningsretningen vil forlænge den reaktive zone i transektet, og dermed forøge både den kemiske og biologiske nedbrydning. Samtidig vurderes det at Indsats 4 – Afværgepumpning med ozonbehandling – ligeledes kan dimensioneres, så det vil være med til at sænke strømningshastigheden og dermed forlænge opholdstiden i transektet.

Opsætning af en lokal grundvandsmodel er essentiel i forhold til at vurdere både eksisterende strømningsforhold og evt. ændrede strømningsforhold ved lavere permeabilitet som følge af injicerede materialer, udfældninger, bakterievækst mv. Ligeledes kan en grundvandsmodel bruges til at vurdere boringsplaceringer, opholdstider og afværgepumpningens indflydelse på strømningsretning.

På baggrund af erfaring fra andre projekter, anvendes der i det efterfølgende som forudsætning en dimensionering med en boringsafstand på 5 m og en boringsplacering i et gitter på 5x5 m.

Det må som udgangspunkt forventes, at der skal reinjiceres efter en årrække. Dette kan dog svinge fra 2 til >10 år. På baggrund af erfaringer fra andre projekter, vurderes det, at der skal reinjiceres (ZVI, aktivt kul) hvert 10. år i 2/3 af punkterne, mens der skal reinjiceres donor i 1/3 af punkterne hvert 5. år.

Boringerne kan udføres som traditionelle boringer med filtersætninger i flere niveauer eller med TAM filtersætning (Tube A Manchette – se Figur 6-3). Princippet for TAM filtersætning er, at der kan monteres flere filterrør på det samme forerør, og ved hjælp af en oppustelig packer, kan der injiceres i de niveauer, hvor der er monteret filterrør.



Figur 6-3. Principskitse for TAM filtersætning.

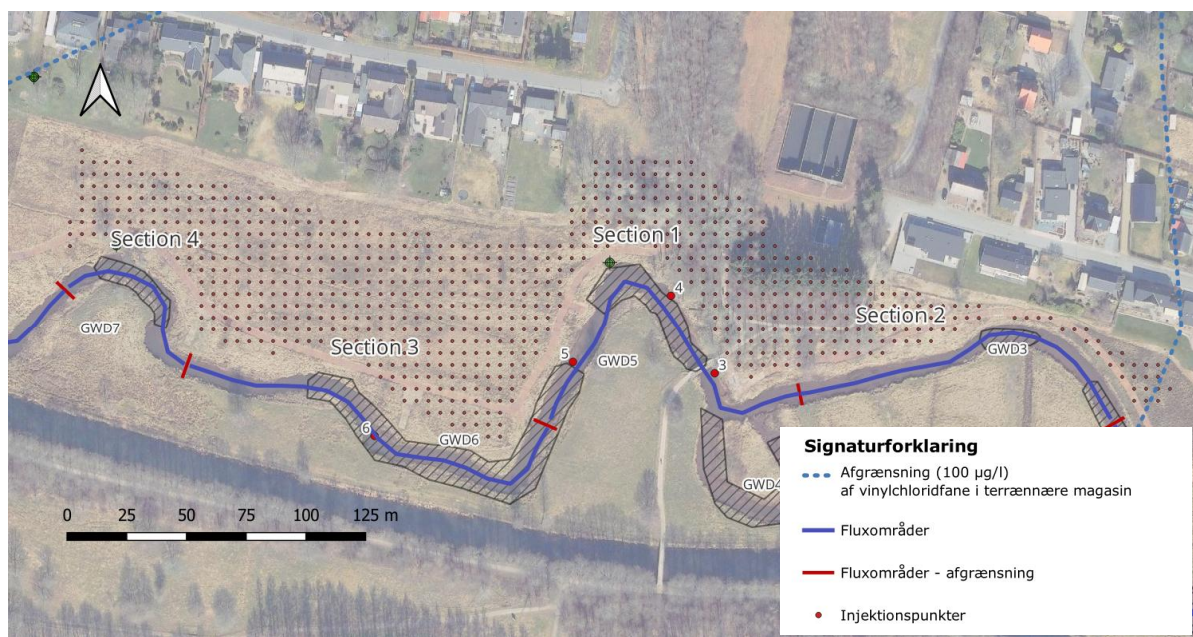
Der er i økonomioverslaget taget udgangspunkt i at boringerne til injektionerne udføres med TAM filtersætning. Det vurderes dog relevant, at undersøge muligheden for brug af direct push, så der ikke efterlades et meget stort antal boringer i det §3 beskyttede område. På baggrund af laboratorie- og feltforsøg og en mere detaljeret analyse af frekvens for reinjektion bør økonomi og naturpåvirkninger for hhv. direct push og fast installerede boringer sammenlignes. Samtidig vurderes det, at frekvensen for reinjektion vil være lavere, jo bredere et transekt der etableres, da opholdstiden i transektet vil blive forlænget. Der bør derfor også laves en økonomisk vurdering af en forøgelse af transektets bredde ifht. reinjektionsfrekvens.

Figur 6-4 viser en mulig placering af injektionspunkter i Område 1 med udgangspunkt i at dække hele Sektion 1-4. Der er ved placering taget udgangspunkt i at holde en afstand til åen på ca. 10 m og ligeledes – hvor det er muligt – at holde ca. 10 m afstand til matrikelstel for de grundejere som er beliggende umiddelbart nord for området. Det bør dog overvejes, om injektion tættere på matrikelstel vil have en positiv effekt på nedbrydningen. Sammenlagt er der 790 injektionspunkter. Det endelige antal punkter er ret afgørende for den samlede økonomi. Det vurderes at der kan opnås et tilstrækkeligt bredt transekt ved injektion i ca. 500 af injektionspunkterne, hvilket der i økonomioverslaget er taget udgangspunkt i.

Som udgangspunkt forventes det, at hele det terrænnære magasin ned til brunkulslaget skal behandles. Dybden til brunkulslaget bør fastlægges i større detalje ved supplerende undersøgelser. Eventuelt kan der bruges geofysiske metoder til en detaljeret kortlægning af lagets overflade i hele injektionsområdet. Dette er dog ikke medtaget i prissætningen.

Ud over injektionsboringerne anbefales det at etablere 25 monitoringsboringer. Disse kan etableres som traditionelle boringer med filtersætninger i tre niveauer. Nogle af boringerne fra de supplerende undersøgelsetiltag (afsnit 7.3) kan evt. bibeholdes som monitoringsboringer.

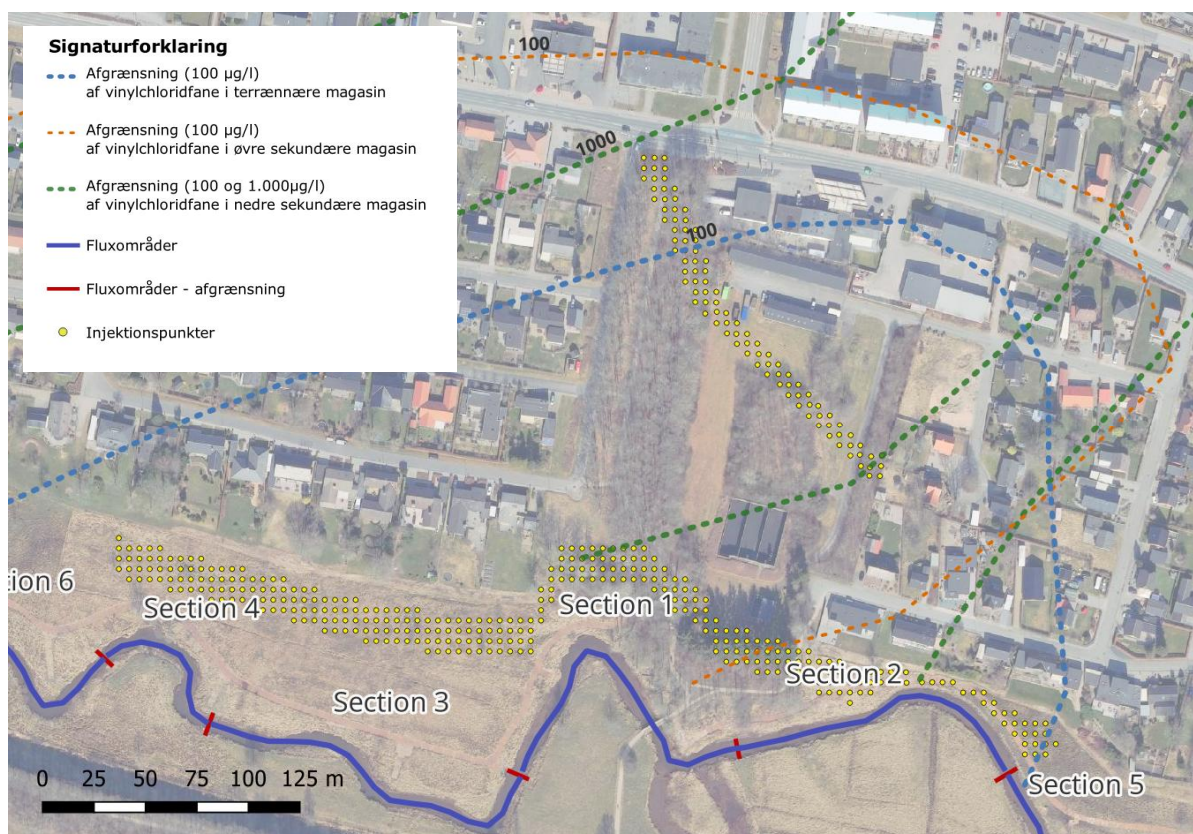
Samtidig bør monitoringsboringer udføres og prøvetages inden afværgeindsatsen påbegyndes, så forureningssituationen er kendt før der sker en påvirkning fra afværgeindsatsen.



Figur 6-4. Placering af injektionspunkter i sektion 1-4.

Et alternativ til den viste placering af injektionspunkter i Figur 6-4 er vist i Figur 6-5. Her er injektionspunkterne delt op i to transekter. Det nordligste transekt er placeret så langt mod nord som muligt i Område 2. Her kan der både injiceres terrænnært og dybere, afhængig af hvad de supplerende undersøgelser viser, og dermed kan der sikres en længere opholdstid i magasinerne. Det sydlige transekt er placeret så langt mod nord som muligt i Område 1 nord for åen, ligeledes for at sikre længst mulig opholdstid i magasinet.

Det samlede antal boringer på Figur 6-5 er lavere end på Figur 6-4, men til gengæld vil et dybere injektionsniveau i det nordlige transekt medføre en forøget omkostning til etablering af boringer, og det vurderes derfor, at den samlede økonomi for begge strategier vil være på samme niveau.



Figur 6-5. Alternativ placering af injektionspunkter mhp. afværgeindsats i Sektion 1-4.

Effektivitet

For de chlorerede ethener er der generelt god erfaring med både sorption, kemisk reduktiv nedbrydning og stimuleret reduktiv dechlorering og ligeledes en kombination af de tre metoder. Dog er sorption og kemisk reduktiv nedbrydning markant mere effektiv for moderprodukterne tetrachlorethylen og trichlorethylen end for nedbrydningsprodukterne cis-dichlorethylen og vinylchlorid. I forhold til behandling af vinylchlorid er det derfor vigtigt, at den endelige injektionsstrategi detailplanlægges med fokus på vinylchlorid. Det er usikkert hvor stor effektivitet indsatsen vil have overfor barbiturater og sulfonamider, hvilket vil blive belyst ved laboratorie- og feltforsøg.

Der skal injiceres i en sandformation, hvor det vurderes, at der kan ske en god fordeling af de injicerede komponenter. Samtidig er transektet relativt bredt, og der kan derfor opnås en relativt lang opholdstid i selve behandlingsområdet. Det er dog vigtigt at have en god systemforståelse og fokus på optimalt design af injektionsstrategien.

Effektiviteten for Indsats 1 kan dog ikke vurderes, før der er udført laboratorie- og feltforsøg.

Oprensningstid

Oprensningstiden vil afhænge af de øvrige indsatser som igangsættes. Som udgangspunkt er den gennemsnitlige transporttid fra fabriksgrunden til åen i afsnit 3.2 vurderet til at være omkring 60 år i det sekundære magasin, mens transporttiden fra Bekkasinevej er omkring 20 år. Værdierne er dog behæftet med stor usikkerhed pga. stor variation i de målte hydrauliske ledningsevner.

Etableres der en effektiv afværgeindsats med Indsats 5 i Område 3 ved Bekkasinvej, vil der gå omkring 20 år, inden dette kan måles ved åen, og indsatsen omkring åen kan reduceres.

Ved etablering af en effektiv afværge med Indsats 6 i Område 4 ved fabriksgrunden vil der gå omkring 60 år, inden indsatsen ved åen kan reduceres, medmindre det på et tidspunkt vurderes, at ozonbehandlingen er tilstrækkelig til at opnå den ønskede reduktion af forureningsfluxen.

Usikkerheder

Uden resultater fra laboratorie- og feltforsøg, injektionstests og opstilling af en grundvandsmodel er det vanskeligt at vurdere usikkerhederne, ligesom yderligere undersøgelser vil give en bedre afgrænsning af den påviste fane.

Den nok største usikkerhed i Område 1 er den tætte beliggenhed på åen, og det er derfor usikkert, om opholdstiden er lang nok til at opnå den ønskede effekt.

Afværgemetoden kan danne methan. Der er dog mulige tiltag mhp. at mindske methandannelsen, men som udgangspunkt skal det forventes, at der skal monitoreres for methandannelse.

Fordeling af de injicerede komponenter kan være problematisk i aflejringer med stor variation i permeabiliteten. Det vurderes dog, at selvom der findes områder med lavere permeabilitet, så vil det være muligt at få en relativt god fordeling i behandlingsområdet. Det skal ligeledes sikres, at de injicerede komponenter ikke når ud i åen og medfører en uønsket påvirkning, og at der ikke dannes uønskede nedbrydningsprodukter. Det vurderes at dette kan sikres ved justering af flow og tryk under injektionerne og ved monitoring i nedstrøms filtre, hvor der også bør monitoreres for nedbrydningsprodukter.

Økonomi

Nedenstående økonomioverslag tager udgangspunkt i at der udføres:

- Indledende laboratorie- og feltforsøg mhp. at vurdere effekten af en række forskellige reduktanter, sorbenter og elektrondonorer.
- Injektionstest for at vurdere influensradius når der injiceres, så der sikres behandling af hele det ønskede område og vurdering af nødvendigt og optimalt flow og tryk under selve injektionen.
- Opstilling af en grundvandsmodel for at vurdere optimal placering af boringer
- Injektion med fastinstallerede boringer (med TAM filtersætning) i 500 punkter og etablering af 25 monitoringsboringer
- Løbende injektioner hvor der hvert 5. år reinjiceres elektrondonor i 1/3 af punkterne og hvert 10. år reinjiceres reaktant til kemisk reduktiv nedbrydning, sorbent og elektrondonor.
- Rådgiverhonorar til forsøg, detailprojektering, udbud, tilsyn, drift og monitoring

Prisen på selve injektionen er baseret på erfaringer fra et tidligere injektionsprojekt. De øvrige poster er beregnet ud fra enten regionens rammeaftaler, erfaringstal og/eller indhentning af priser fra underleverandører. Der er medtaget en samlet pris på etablering og monitoring i 5 år, både fordi der i det første år udføres ekstra monitoringer og fordi det forventes, at der skal reinjiceres efter 5 år. Indsatsen vil have en hurtig effekt på åen, men det forventes at stimulering af den biologiske nedbrydning vil tage lidt tid.

Tabel 6-1. Økonomioverslag for Indsats 1 i kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Sum
Laboratorie- og feltforsøg	2.000.000
Injektionstest	830.000
Detailprojektering inkl. Grundvandsmodellering og udbud	400.000
Etablering	31.700.000
Injektion	38.000.000
Monitering i 5 år	2.300.000
Samlet pris etablering og 5 års drift og monitering	75.200.000
Samlet pris etablering og 40 års drift og monitering	216.500.000

6.3 Indsats 2 - In-situ afværge i det øvre sekundære magasin i Sektion 1-3

Indsats 2 i Område 1 fokuserer som Indsats 1 på sorption og kemisk reduktion sammen med stimulering af biologisk nedbrydning ved at etablere et injektionstransekt, men her i det sekundære magasin og fokuseret i Sektion 1-3.

Dimensionering

I forhold til Indsats 1, så er forureningsfluxen i det sekundære magasin markant lavere, og der etableres derfor også et transekt som er smallere i strømningsretningen. Transektet vil for at få længst mulig opholdstid blive placeres så nordligt som muligt i Område 1.

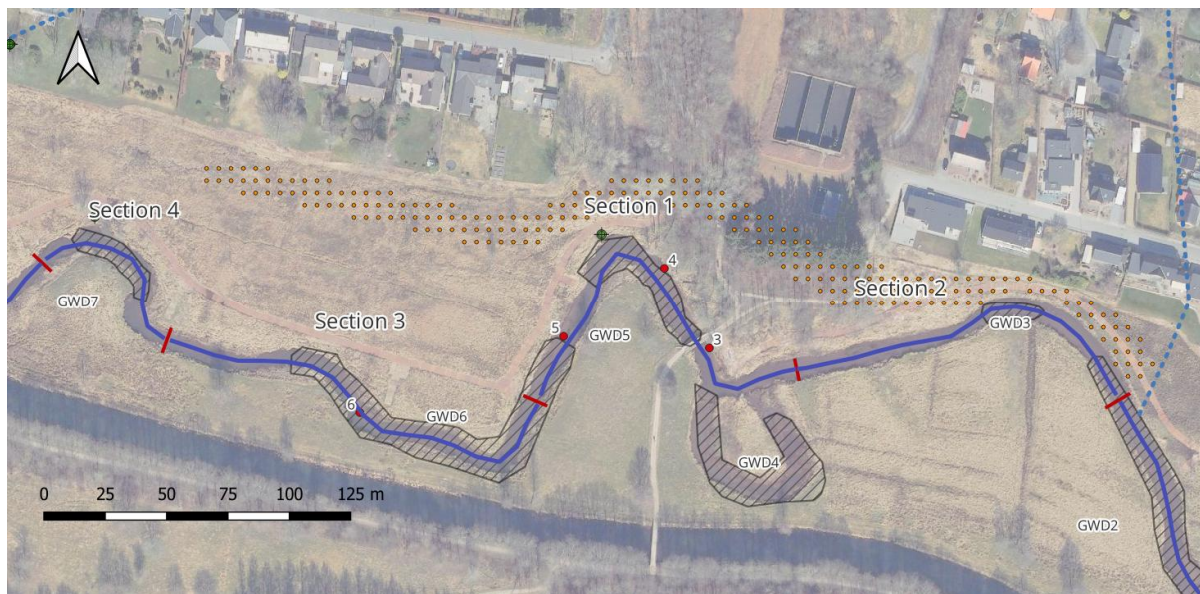
Også her vil opsætning af en grundvandsmodel bidrage med vigtige informationer ifht. strømningsforhold og opholdstid, men der er ikke medtaget udgifter til dette, da Indsats 2 vil blive dækket af modellen fra Indsats 1. Det vil dog fortsat være relevant at lave injektionstests i det sekundære magasin, og på baggrund af dette vurdere den endelige boringsplacering og boringsafstand.

Der tages også her udgangspunkt i en indledende dimensionering med en boringsafstand på 5 m og en boringsplacering i et gitter på 5x5 m. Da tidligere erfaring med direct push i området har vist, at det kan være vanskeligt at komme gennem brunkulslaget, vurderes det, at injektionerne skal ske i filtersatte boringer. I budgetoverslaget er medtaget at boringerne udføres med TAM filtersætning.

Figur 6-6 viser en mulig placering af injektionspunkter i transektet med udgangspunkt i at dække hele Sektion 1-3. Der er ved placering taget udgangspunkt i en så nordlig placering som muligt. Sammenlagt er der 225 injektionspunkter. Indsats 2 anbefales udført i fase 2, men det bør overvejes at etablere boringerne samtidig med boringerne i indsats 1.

Som det ses i Figur 5-2 er de klart højeste koncentrationer af vinylchlorid i det øvre sekundære magasin påvist umiddelbart under brunkulslaget i Sektion 1, men forureningen er generelt ikke afgrænset i magasinet. Det endelige behandlingsområde og behandlingsdybde kan derfor først bestemmes ud fra de supplerende undersøgelser. Indsatsen prissættes efter at der skal behandles fra 15-30 m u.t. i hele Sektion 1-3, men det vurderes at der er en høj sandsynlighed for, at behandlingen kan udføres i mindre dybder mens det dog heller ikke kan udelukkes, at der i dele er området skal behandles dybere end de 30 m u.t.

Det anbefales at etablere seks monitoringsboringer som filtersættes med 7 kanalers CMT filtre (Continuous Multichannel Tubing), hvorved det kan sikres, at der monitoreres i hele magasinet dybde. Nogle af boringerne fra de supplerende undersøgelsestiltag (afsnit 7.3) kan evt. bibeholdes som monitoringsboringer. Samtidig bør monitoringsboringer udføres og prøvetages inden afværgeindsatsen påbegyndes, så forureningssituationen er kendt før der sker en påvirkning fra afværgeindsatsen.



Figur 6-6. Placering af injektionspunkter i sektion 1-3.

Effektivitet

Som nævnt under Indsats 1, så skal der injiceres i en sandformation, hvor det vurderes, at der kan ske en god fordeling af de injicerede komponenter. Strømningsforhold og opholdstid i magasinet er dog vanskelige at vurdere, da der tæt på åen er en kraftig opadrettet gradient. Metodens effektivitet kan derfor først vurderes, når der er udført laboratorie-, felt- og injektionsforsøg og opstillet en grundvandsmodel.

Oprensningstid

Også for Indsats 2 vil oprensningstiden afhænge af de øvrige indsatser som igangsættes, men det kan som under Indsats 1 forventes mellem 20 og 60 år.

Usikkerheder

Uden resultater fra laboratorie- og feltforsøg, injektionstests og opstilling af en grundvandsmodel er det vanskeligt at vurdere usikkerhederne, og specielt for dette behandlingsområde er vinylchlorid ikke afgrænset i magasinet.

Desuden gælder de samme usikkerheder som nævnes under Indsats 1.

Økonomi

Nedenstående økonomioverslag tager udgangspunkt i at der udføres:

- Indledende laboratorie- og feltforsøg mhp. at vurdere effekten af en række forskellige reduktanter og sorbenter

- Injektionstest for at vurdere influensradius når der injiceres, så der sikres behandling af hele de ønskede områder
- Etablering af injektions- og monitoringsboringer
- Injektion i permanent installerede boringer og efterfølgende monitoring i 5 år
- Løbende injektioner hvert 5. år og monitoring af effekten
-

Prisen på selve injektionen er baseret på erfaringer fra et tidligere injektionsprojekt. De øvrige poster er beregnet ud fra enten regionens rammeaftaler, erfaringstal og/eller indhentning af priser fra underleverandører. Grundvandsmodellering er dækket af modellering under indsats 1.

Tabel 6-2. Økonomioverslag for Indsats 2, kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Sum
Laboratorie- og feltforsøg	1.000.000
Injektionstest	640.000
Detailprojektering og udbud	400.000
Etablering	30.000.000
Injektion	17.300.000
Monitoring i 5 år	1.300.000
Samlet pris etablering og 5 års drift	50.540.000
Samlet pris etablering og 40 års drift	116.500.000

6.4 Indsats 3 - In situ afværge i det terrænnære magasin i Sektion 5 og 6

Indsats 3 i Område 1 fokuserer som Indsats 1 på sorption og kemisk reduktion sammen med stimulering af biologisk nedbrydning ved at etablere et injektionstransekt i det terrænnære magasin.

Dimensionering

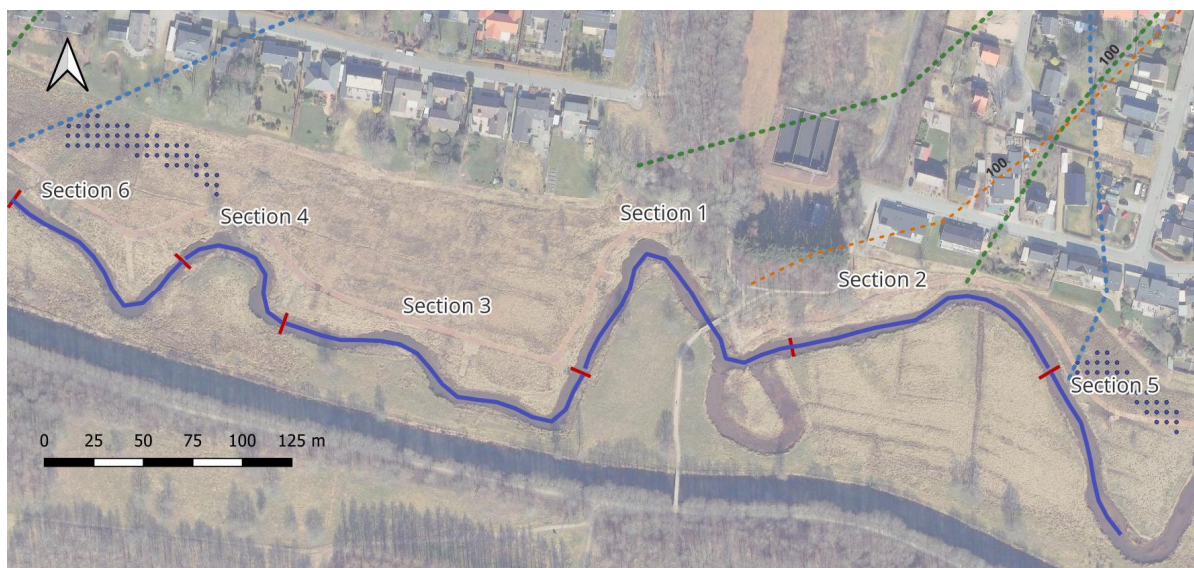
Koncentrationsniveauet og fluxen er markant lavere i Sektion 5 og 6 end Sektion 1-4, og det vurderes derfor, at der kan etableres et transekt der er smallere i strømningsretningen. Til gengæld vil det være relevant at etablere transektet så nordligt som muligt for at maksimere opholdstiden, og dermed forøge både den kemiske og biologiske nedbrydning. Dimensioneringen vil derfor tage udgangspunkt i et transekt med en bredde i strømningsretning på 10 m svarende til tre boringer ved en boringsafstand på 5 m.

Det vurderes ikke relevant at lave separate laboratorie- og feltforsøg og injektionstests, da det forventes at forsøgene fra Indsats 1 kan dække området.

Figur 6-7 viser en mulig placering af injektionspunkter i transektet med udgangspunkt i at dække hele Sektion 5 og 6. Der er også her taget udgangspunkt i en afstand til åen og matrikelskel på ca. 10 m, samt at injektionerne udføres med direct push. Sammenlagt vurderes det, at der skal injiceres i 70 punkter, og etableres seks monitoringsboringer med filtersætning i 3 niveauer.

Nogle af boringerne fra de supplerende undersøgelsestiltag (afsnit 7.3) kan evt. bibeholdes som monitoringsboringer. Samtidig bør monitoringsboringer udføres og prøvetages inden afværgeindsatsen påbegyndes, så forureningssituationen er kendt før der sker en påvirkning fra afværgeindsatsen.

Der er budgetteret med at hele det terrænnære magasin ned til brunkulslaget skal behandles.



Figur 6-7. Placering af injektionspunkter i Sektion 5 og 6.

Effektivitet

Mht. effektivitet er de samme overvejelser gældende som for Indsats 1.

Oprensningstid

Også for oprensningstiden gælder de samme overvejelser som for Indsats 1. Indsats 4 med afværgepumpning og ozonbehandling kan dog medføre ændrede strømningsmønstre som fx kan medføre en smallere fane, hvilket kan betyde at indsatsen kan afsluttes tidligere.

Usikkerheder

Her gælder også de samme usikkerhedsbetragtninger som for Indsats 1.

Økonomi

Nedenstående økonomioverslag tager udgangspunkt i at der udføres:

- Etablering af 70 filtersatte injektionsboringer og etablering af monitoringsboringer
- Injektion og efterfølgende monitoring i 5 år
- Løbende injektioner hvor der hvert 5. år reinjiceres elektrondonor i 1/3 af punkterne og hvert 10. år reinjiceres reaktant til kemisk reduktiv nedbrydning, sorbent og elektrondonor.

Der er ikke medtaget pris på laboratorie- og feltforsøg, injektionstests og grundvandsmodellering, da det forventes at det udførte arbejde i Indsats 1 kan dække Indsats 3.

Prisen på selve injektionen er baseret på erfaringer fra et tidligere injektionsprojekt. De øvrige poster er beregnet ud fra enten regionens rammeaftaler, erfaringstal og/eller indhentning af priser fra underleverandører.

Tabel 6-3. Økonomioverslag for Indsats 3, kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Sum
Detailprojektering og udbud	200.000
Etablering	5.700.000
Injektion	5.600.000
Monitering i 5 år	650.000
Samlet pris etablering og 5 års drift	12.150.000
Samlet pris etablering og 40 års drift	34.900.000

6.5 Indsats 4a – Afværgepumpning med on site ozonbehandling af chlorerede ethener, sulfonamider og barbiturater i det terrænnære magasin i Sektion 1 og 2.

Indsats 4a er som udgangspunkt placeret i Område 1 og fokuserer på onsite behandling. Indsatsen omfatter etablering af en række pumpeboringer i det terrænnære magasin i Sektion 1 og 2, og ozonbehandling af det oppumpede vand i et afværgeanlæg.

Dimensionering

Den endelige dimensionering af Indsats 4 med on-site ozonbehandling vil afhænge både af laboratorie- og feltforsøgene med kemisk reduktion/sorption og af de igangværende forsøg med ozonbehandling som udføres på DTU. Samtidig anbefales det at udarbejde en detaljeret grundvandsmodel, som kan bruges til at opnå bedre forståelse for strømningsforholdene, optimere placering af boringer og vurdere hvilken indflydelse oppumpningen vil få på grundvandshastigheden i Sektion 1 og 2.

Indsats 4 skal således supplere Indsats 1, og samtidig sikre, at der sker en reduktion i fluxen af sulfonamider og barbiturater.

Det vurderes som udgangspunkt relevant at etablere 2-3 filtersatte boringer i det terrænnære magasin. Boringerne kan placeres umiddelbart nord for injektionstransektet i Indsats 1 centralt i Sektion 1 og 2, hvor de højeste koncentrationer af vinylchlorid er påvist. Det er også her de højeste fluxe af sulfonamider og barbiturater er beregnet, og da denne metode er den mest sikre ifht. fjernelse af disse stoffer, bør der ved endelig placering af boringerne vurderes, hvorledes den største fluxreduktion kan opnås.

Det foreslås dog at udføre yderligere undersøgelser centralt i Område 2, hvor der også er påvist høje koncentrationer af vinylchlorid i det terrænnære magasin. Ved placering af boringerne så nordligt som muligt i Område 2, vil det være muligt både at sænke strømningshastigheden ned mod åen og samtidig fjerne en del af forureningen inden sorption og kemisk reduktion i det terrænnære magasin tæt ved åen. Derved vil det være muligt at øge "holdbarheden" af de injicerede sorbenter og reaktanter, hvorfor tidshorisonten mellem reinjektioner kan forlænges. Alternativt kan der også pumpes fra det nedre sekundære magasin omkring B606 (114.4180), hvor der er påvist op til 16.000 µg/l vinylchlorid.

Det samlede flow i det terrænnære magasin i Sektion 1 er ifølge Tabel 5-1 omkring 80.000 m³/år og i Sektion 2 omkring 60.000 m³/år. Det vurderes realistisk at etablere et behandlingsanlæg der kan håndtere 10 m³/time hvilket svarer til 88.000 m³/år. Anlægget kan altså behandle hele flowet i Sektion 1 eller godt 60% af flowet i Sektion 1 og 2, men det vil også være muligt at igangsætte det med et flow på 5 m³/time, og ud fra monitoreringen vurdere, om flowet skal øges. De

indledende undersøgelser fra DTU viser, at en ozondosis på 21 mg/l fjerner trichlorethylen, cis-dichlorethylen, vinylchlorid, sulfanilsyre og sulfanilamider og sænker koncentrationerne af PCE og barbiturater. Det må derfor forventes, at anlægget skal dimensioneres med en ozongenerator, der kan producere minimum 210 g O₃/time.

Dræn

Det skal bemærkes, at der ved rensningsanlægget findes to udløb fra overløbsbygværket, som udleder drænvand fra området omkring overløbsbygværket direkte til åen. Det er også muligt, at der transporteres forurenede grundvand i gruskastningen omkring selve rørtransektet. Billund Vand er ansvarlig for håndtering af dette vand, mens Billund Kommune er myndighed i forhold til udledningstilladelse. Tidligere målinger af drænvandet har vist koncentrationer af vinylchlorid fra 300 til 1.900 µg/l og flow er vurderet til 1,5-7,2 m³/time /23/. Dette svarer til, at der fra drænene udledes mellem 4 og 120 kg vinylchlorid om året. Det kan dog ikke udelukkes, at udledningen er endnu højere, men uanset hvad, så er der tale om en signifikant mængde vinylchlorid, og det vil ikke være muligt at overholde miljøkvalitetskravet for vinylchlorid i åen medmindre der tages hånd om denne udledning, hvilket Billund Vand er ansvarlig for.

Forud for en kommende dimensionering af afværgeindsatsen anbefales det at udføre supplerende målinger af både koncentrationer og flow i drænrørene, så der kan opnås større sikkerhed for den faktiske udledning.

Benyttes den alternative boringsplacering i indsats 1, hvor injektionspunkterne jf. Figur 6-5 er placeret i den nordlige del af område 2, kan en indsats overfor drænrørene blive overflødig.

Effektivitet

Hvor store mængder vinylchlorid, sulfonamider og barbiturater der fjernes, vil afhænge af hvor der oppumpes grundvand. Pumpes der kun fra Sektion 1, så vil behandlingsanlægget være i stand til at behandle 100% af flowet. Pumpes der både fra Sektion 1 og 2 vil godt 60% af flowet blive behandlet. I Sektion 1 er den årlig flux på 63 kg for vinylchlorid, 19 kg for sulfonamider og 15 kg for barbiturater. I Sektion 1 og 2 er den samlede flux tilsvarende 101 kg vinylchlorid, 29 kg sulfonamider og 59 kg barbiturater.

Det forventes at ozonbehandlingsanlægget vil være i stand til at fjerne så godt som alt tilstedeværende vinylchlorid. Ved et flow på 10 m³/time vil anlægget derfor fjerne godt 60 kg om året, hvilket svarer til 35% af den samlede flux. For sulfonamider forventes det også, at langt hovedparten vil blive fjernet i anlægget, og det vil derfor være muligt at fjerne omkring 25-30% af den samlede flux.

For barbiturater forventes det mere usikkert hvor meget der fjernes, men regnes der med at f.eks. 75% fjernes, så vil der af den samlede flux blive fjernet 6% hvis der kun pumpes fra Sektion 1 men op mod 15%, hvis der både pumpes fra Sektion 1 og Sektion 2.

Oprensningstid

Oprensningstiden for Indsats 4 vil afhænge af, hvornår der bliver igangsat en indsats ved Område 3 og effektiviteten af denne indsats. Transporttiden fra Område 3 til Grindsted Å vurderes iht. afsnit 3.2 at være omkring 20 år for vinylchlorid, og det kan derfor forventes, at oprensningstiden vil tilsvare dette, under forudsætning af, at de etablerede tiltag ved Område 3 har minimeret fluxen af vinylchlorid så kraftigt, at der ikke er behov for ozonbehandling.

Etableres der ikke afværgeindsats i område 3 og 4, kan oprensningstiden være >50 år.

Oppumpning af 10 m³/time fra det terrænnære magasin vil samlet set svare til en årlig oppumpning på ca. 80.000 m³ hvilket jf. de hydrauliske vurderinger svarer til den samlede årlige indstrømning til åen fra det terrænnære magasin i sektion 1 eller 60% af indstrømningen fra Sektion 1 og 2. Overordnet set vurderes det, at oppumpningen kan sænke grundvandshastigheden i sektion 1 og 2 markant, hvilket vil medføre en forlænget opholdstid i magasinet.

Nærmere skøn over påvirkning af strømningshastigheden kan fås med en opdateret grundvandsmodel.

Usikkerheder

Den største usikkerhed i forbindelse med ozonbehandlingsanlægget er, hvor stor en mængde af barbituraterne metoden kan fjerne. Samtidig skal det bemærkes, at metoden ikke fjerner uorganiske stoffer som næringssalte og tungmetaller.

Er der bromid til stede i grundvandet, kan dette ved ozonering blive omdannet til det kræftfremkaldende bromat. Der er ikke et miljøkvalitetskrav for bromat i overfladevand, men i drikkevand er kvalitetskriteriet 10 µg/l.

Det skal ligeledes sikres, at ozoneringen ikke medfører dannelse af toksiske nedbrydningsprodukter, hvilket et feltforsøg kan afklare.

Brug af ozon medfører pga. stoffets reaktivitet en række skærpede krav til sikkerhed og arbejdsmiljø. Bl.a. skal der være installeret ozonalarmer, og det skal sikres at anlægget automatisk lukker ned, hvis koncentrationsniveauet af ozon bliver for højt.

Der skal være opmærksomhed på, at eventuel udledning af oxideret vand kan medføre oxidation af organisk stof med mulighed for eventuelle sætninger.

Økonomi

Der er en række usikkerhedsfaktorer ifht. anlæggets størrelse og kapacitet, som også medfører usikkerhed ifht. prissætning af metoden

I forhold til den tidligere beregnede pris på etablering af et ozonbehandlingsanlæg til behandling af 10m³/time /23/, vurderes der dog ikke at være markante ændringer, dog med det forbehold at elprisen generelt er steget ifht. 2019, ligesom der har været prisstigninger på en række råvarer.

I nedenstående prissætning er der taget udgangspunkt i prissætningen af projektering, etablering og drift fra 2019 med et tillæg på 20%. Denne prissætning omfatter analyseudgifter i anlægget, samt at det behandlede vand udledes til recipient. Altså er der ikke medregnet afledningsafgift til kloak.

Der er ikke medregnet udgifter til opsætning af grundvandsmodel og løbende grundvandsmonitoring, da dette er indregnet i Indsats 1. På trods af, at driftsperioden måske kan være kortere, så er der regnet med en driftsperiode på 40 år. Her er der medregnet ekstra anlægsudgifter på 5 mio kr. bla. til ny ozongenerator. Driftsudgifter er regnet i nutidskroner.

Tabel 6-4. Økonomioverslag for Indsats 4, kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Sum
Feltforsøg	1.500.000
Projektering og etablering	9.200.000
Årlig driftsudgift	1.700.000
Sum	12.400.000
Sum 40 års drift	83.700.000

Ved nedsivning af det behandlede vand i borer, forventes en supplerende anlægsudgift på ca. 500.000 kr. samt en samlet udgift til 40 års drift på 6.500.000 kr.

6.6 Indsats 4b – Afværgepumpning med on site ozonbehandling af chlorerede ethener, sulfonamider og barbiturater i det terrænnære magasin i Sektion 1, 2, 3 og 5.

Indsats 4b er som udgangspunkt placeret i Område 1 og fokuserer på en opskalering af onsite behandling i Indsats 4a. Indsatsen vil derfor blive gennemført sammen med indsats 4a og omfatter etablering af en række pumpeboringer i det terrænnære magasin i Sektion 1, 2, 3 og 5, og ozonbehandling af det oppumpede vand i et afværgeanlæg.

Dimensionering

Dimensionering af Indsats 4b tager udgangspunkt i beskrivelsen i Indsats 4a, hvor anlægget opskales fra behandling af 10 m³/time til 35 m³/time. Opskaleringen vil ligeledes betyde, at der skal etableres yderligere en række filtersatte borer i det terrænnære magasin i Sektion 2, 3 og 5.

Boringer skal placeres hvor de højeste koncentrationer af vinylchlorid, sulfonamider og barbiturater er påvist, og den endelige placering besluttet ud fra resultater fra grundvandsmodellering.

Som beskrevet under Indsats 4a kan det også være relevant at placere borerne så nordligt som muligt i Område 2, for at sænke strømningshastigheden ned mod åen og samtidig fjerne en del af forureningen inden sorption og kemisk reduktion i det terrænnære magasin tæt ved åen.

Ved en ozondosis på 21 mg/l (se Indsats 4a) skal anlægget dimensioneres med en ozongenerator, der kan producere minimum 735 g O₃/time.

En så omfattende opskalering af on site ozonbehandling vil medføre, at der vil være større arealbehov til etablering af anlægget, ligesom der også løbende vil være flere gener i området i form af transport af bemanding og materialer til og fra anlægget.

Indsats 4a og b vil sandsynligvis medføre, at der kan ske en nedskalering af Indsats 1 og Indsats 3, da Indsats 4 a og b vil behandle det terrænnære magasin i disse områder. Der er dog med nuværende vidensgrundlag så stor usikkerhed ifht. effektiviteten af indsatserne, at der i økonomioverslagene ikke er medregnet en reduktion af Indsats 1 og Indsats 3.

Effektivitet

Behandlingsanlægget vil være i stand til at behandle 100% af flowet i det terrænnære magasin i Sektion 1,2,3 og 5, hvor der sammenlagt vurderes at være en årlig flux af vinylchlorid på 138 kg, af sulfonamider på 46 kg og barbiturater på 84 kg.

Som beskrevet i afsnit 5.1 vil det kræve en behandlingseffektivitet på 78% for barbiturater og 95% for sulfonamider, såfremt de ønskede reduktioner på hhv. 65 og 44 kg/år skal opnås, og det er vigtigt at laboratorie- og feltforsøg dokumenter at dette er muligt.

Oprensningstid

Oprensningstiden for Indsats 4a og b er beskrevet under Indsats 4a.

Usikkerheder

Usikkerheder for Indsats 4b er beskrevet under Indsats 4a.

Økonomi

Økonomioverslag for Indsats 4b tager udgangspunkt i økonomioverslaget for indsats 4a men med en faktor 2,5 højere udgifter til projektering, etablering og drift, mens der ikke er medtaget udgifter til feltforsøg, da disse er medtaget i Indsats 4a.

Opskalering af anlægget kan medføre stordriftsfordele, som kan have betydning for driftsudgifterne. Det vurderes dog ikke muligt at vurdere omfanget af dette, og det er derfor ikke medtaget i økonomioverslaget. Driftsudgifter er regnet i nutidskroner.

Tabel 6-5. Økonomioverslag for Indsats 4b, kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Sum
Projektering og etablering	23.000.000
Årlig driftsudgift	4.300.000
Sum	27.300.000
Sum 40 års drift	205.500.000

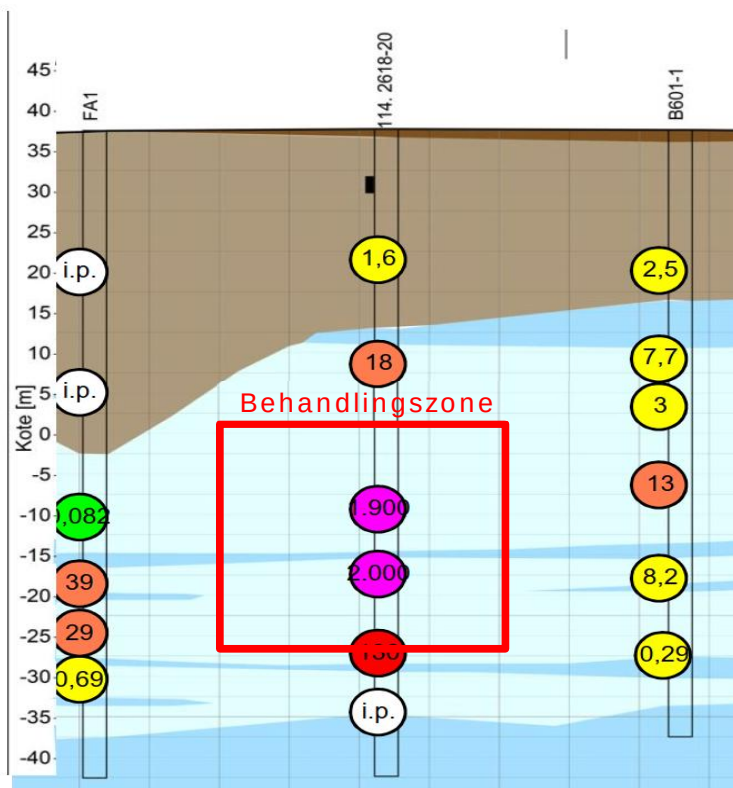
Ved nedsivning af det behandlede vand i borer, forventes en supplerende anlægsudgift på ca. 1.300.000 kr. samt en samlet udgift til 40 års drift på 16.250.000 kr.

6.7 Indsats 5 - In situ afværge af vinylchlorid i fanen opstrøms åen

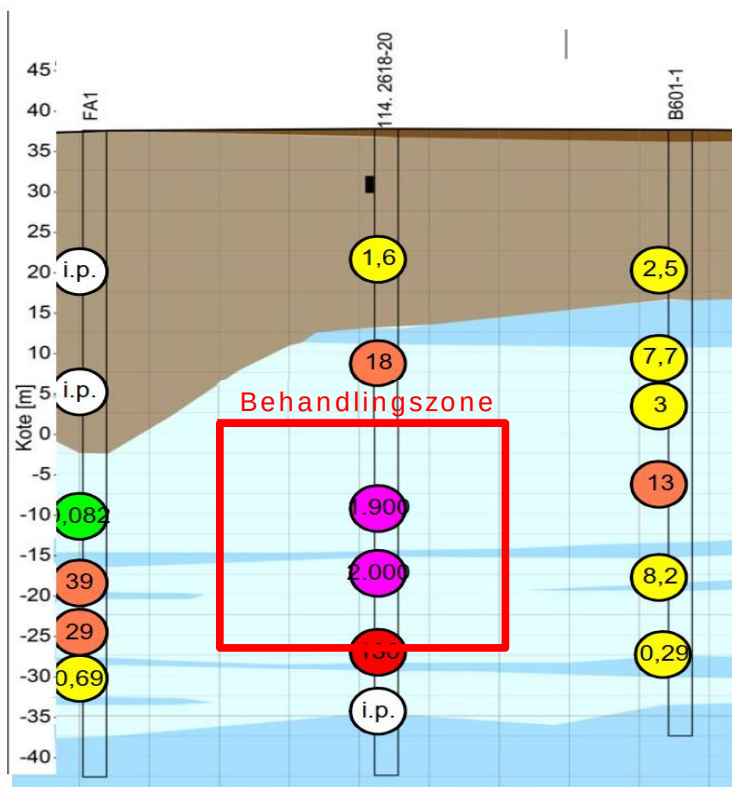
Indsats 5 i område 3 fokuseres på stimuleret reduktiv dechlorering ved injektion i det sekundære magasin mhp at stimulere de biologiske processer. Hvorvidt der både skal injiceres næringsstoffer, elektrondonor, bakterier (dehalococcoider/dehalogenimonas) og et sorptionsmateriale afhænger af laboratorie- og feltforsøg og yderligere undersøgelsetiltag. Omfanget af injektionsboringer er baseret på en indledende dialog med Regenesi.

Dimensionering

Med det nuværende vidensniveau vurderes det relevant at etablere et injektionstransekt med en bredde på mindst 175 m for at dække den vurderede udbredelse af fanen ($>1000 \mu\text{g/l}$ vinylchlorid) i det sekundære magasin. Den endelige bredde vil afhænge af de supplerende undersøgelsetiltag, ligesom en grundvandsmodel kan medvirke til at vurdere både omfang og optimal placering af transektet.



Figur 6-8 viser en mulig placering af transektet i Område 3. Som det ses af figuren kan den vestlige del af transektet placeres i et græsareal, mens den østlige del af transektet kan placeres i vej/parkeringsplads. Det fremgår også af figuren, at afværgeindsatsen skal fokuseres ca. 40-60 m u.t.



Figur 6-8. Placering af transekt og behandlingszone for Indsats 5.

Afstanden mellem injektionspunkter vil afhænge af både de supplerende undersøgelser, laboratorie- og feltforsøg og injektionstests. Ud fra det geologiske kendskab vurderes det, at afstanden mellem injektionspunkter skal være 3-5 m. Regnes der konservativt med 3,5 m, vil det give i alt 50 injektionspunkter. Det anbefales, at borerne udføres med TAM filtersætning.

Det må forventes, at der skal udføres en reinjektion efter en årrække. Horisonten for en reinjektion vil afhænge af valget af injektionsprodukter og forbruget af de respektive produkter i magasinet. Erfaringsmæssigt kan tidshorisonten for reinjicering svinge mellem 2 og 10 år. I de økonomiske vurderinger nedenfor, antages reinjektion hvert 5. år i hele den periode afværgeindsatsen pågår.

Monitering udføres ved etablering af 6 borer til 60 m u.t. med 7 kanalers CMT filtersætning. Som nævnt i de øvrige indsats, kan nogle af borerne fra de supplerende undersøgelsestiltag (afsnit 7.3) evt. bibeholdes som monitoringsboringer. Samtidig bør monitoringsboringer udføres og prøvetages inden afværgeindsatsen påbegyndes, så forureningssituationen er kendt før der sker en påvirkning fra afværgeindsatsen.

Effektivitet

Der skal injiceres i en sandformation, hvor det vurderes, at der kan ske en god fordeling af de injicerede komponenter. Samtidig er der en relativt lang opholdstid i magasinet, inden udløb i åen. Erfaringsmæssigt kan der i sandmagasiner opnås dechloreringsgrader $>90\%$. Yderligere vurdering af effektiviteten kan ske efter udførelse af laboratorie- og feltforsøg.

Oprensningstid

Den gennemsnitlige transporttid fra fabriksgrunden til åen er i afsnit 3.2 vurderet til at være omkring 60 år i det sekundære magasin. Dette tal er behæftet med stor usikkerhed pga. stor variation i de målte hydrauliske ledningsevner. I nogle områder kan der forventes en markant kortere transporttid og i andre en markant længere. Med udgangspunkt i de 60 år og placeringen af transektet i Indsats 5, kan transporttiden fra transektet til åen estimeres til omkring 20 år, mens transporttiden fra fabriksgrunden til transektet kan estimeres til 40 år. Det vil sige, at der vil gå omkring 20 år fra den første injektionsrunde til man forventeligt kan se en mindsket påvirkning af åen.

Såfremt Indsats 6 i Område 4 har den forventede effektivitet, bør dette have en effekt ved Område 3 efter ca. 40 år, hvor det så forventes at Indsats 5 kan reduceres eller indstilles.

Usikkerheder

Der er en række usikkerheder både ifht. indsatsens effektivitet og oprensningstid. Som det nævnes i /19/, så er den biologiske nedbrydning af de farmaceutiske stoffer relativt dårligt belyst, og det kompliceres af, at der er tale om mange forskellige stofgrupper. Ved nedbrydning kan der også dannes en række metabolitter som kan være problematiske. Så for både sulfonamider og barbiturater er metodens effektivitet usikker.

Laboratorie- og feltforsøg, injektionstests og opstilling af en grundvandsmodel kan give langt bedre estimater for effektivitet og oprensningstid, ligesom yderligere undersøgelser vil give en bedre afgrænsning af den påviste fane.

I forbindelse med stimuleret reduktiv dechlorering som afværgemetode er der eksempler på, at der er opstået problemer ifht. uønsket dannelse af methan meget tæt på boliger. Der er dog mulige tiltag mhp. at mindske methandannelsen, men som udgangspunkt skal det forventes, at der skal monitoreres for methandannelse.

Fordeling af de injicerede komponenter kan være problematisk i aflejringer med stor variation i permeabiliteten. Det vurderes dog, at selvom der findes områder med lavere permeabilitet, så vil det være muligt at få en relativt god fordeling i behandlingsområdet.

Økonomi

Nedenstående økonomioverslag tager udgangspunkt i at der udføres:

- Indledende laboratorie- og feltforsøg mhp. at vurdere hvorvidt der skal tilsættes donor, næringsstoffer og bakterier, og hvilken donor der vil være mest effektiv
- Injektionstest for at vurdere influensradius når der injiceres, så der sikres behandling af hele det ønskede område
- Opstilling af en grundvandsmodel for at vurdere optimal placering af borer
- Etablering af injektions- og monitoringsboringer
- Injektion og efterfølgende monitoring i 5 år
- Løbende injektioner hvor der hvert 5. år reinjiceres elektrondonor i 1/3 af punkterne.

Prisen på selve injektionen er baseret på et overslag fra Regenesys på injektion af en elektrondonor og næringsstoffer. De øvrige poster er beregnet ud fra erfaringstal og/eller indhentning af priser fra underleverandører.

Tabel 6-6. Økonomioverslag for Indsats 5, kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Sum
Laboratorie- og feltforsøg	1.700.000
Injektionstest	1.200.000
Detailprojektering inkl. grundvandsmodellering	400.000
Etablering	11.000.000
Injektion	4.200.000
Monitering i 5 år	1.300.000
Samlet pris etablering og 5 års drift	19.700.000
Samlet pris etablering og 40 års drift	38.200.000

6.8 Indsats 6 - In situ afværge af fanen tæt på fabriksgrunden

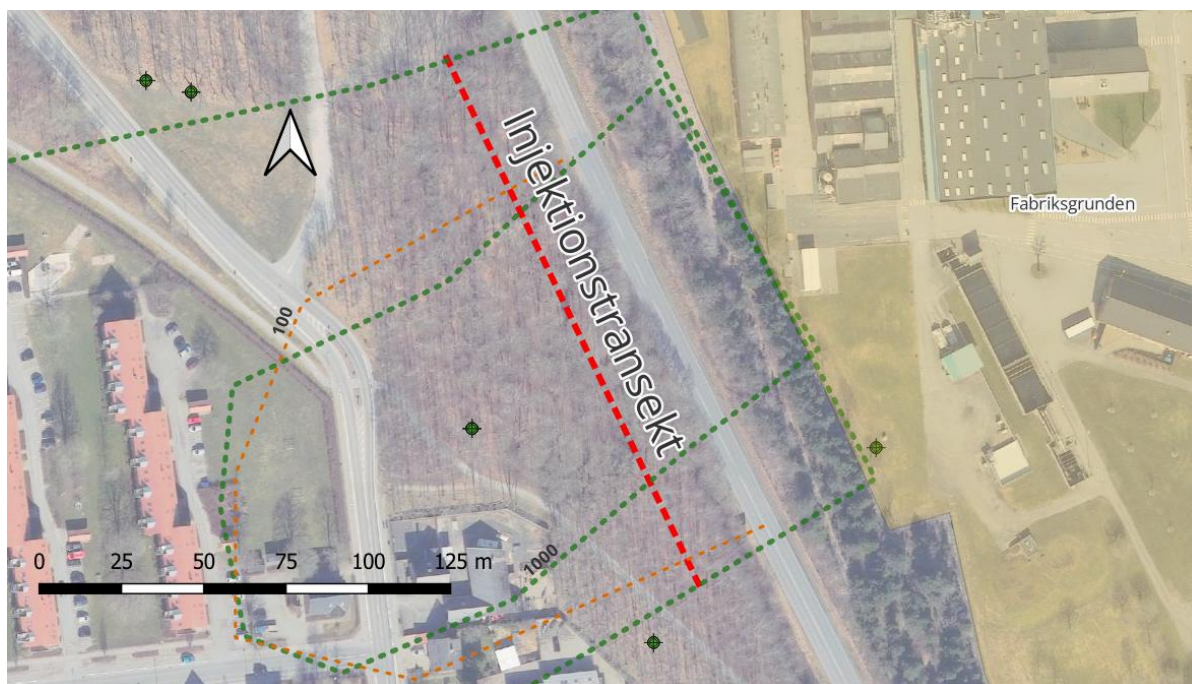
Indsats 6 i Område 4 fokuseres på stimuleret reduktiv dechlorering kombineret med ZVI ved injektion i det sekundære magasin mhp at stimulere både de biologiske og kemiske processer umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden. Hvorvidt der både skal injiceres næringsstoffer, elektrondonor, bakterier (dehalococcoider) og et sorptionsmateriale afhænger af laboratorie- og feltforsøg og yderligere undersøgelsestiltag.

Vurdering af omfanget af nødvendige injektionsboringer er baseret på en indledende dialog med Regenesys.

Dimensionering

Indsats 6 vurderes at være på samme niveau som Indsats 5 med etablering af et 175 m transekt med i alt 50 boringer og de samme forudsætninger som beskrevet under Indsats 5. Dog forventes det, at indsatsen skal udføres i to injektionsniveauer og det dybe niveau helt ned til 70 m u.t.

Placering af transektet vil være umiddelbart nedstrøms fabriksområdet. Figur 6-9 viser en mulig placering af transektet med udgangspunkt i udbredelsen af den dybere forureningsfane for vinylchlorid. Placeringen vurderes at være ideel med udgangspunkt i pladsforhold og minimering af gener for beboere i området. Et alternativ kunne også være at placere transektet endnu tættere på fabriksgrunden, hvor der øst for vejen (Simmelbrovej) findes et tidligere jernbanetransekt mellem fabriksgrunden og vejen.



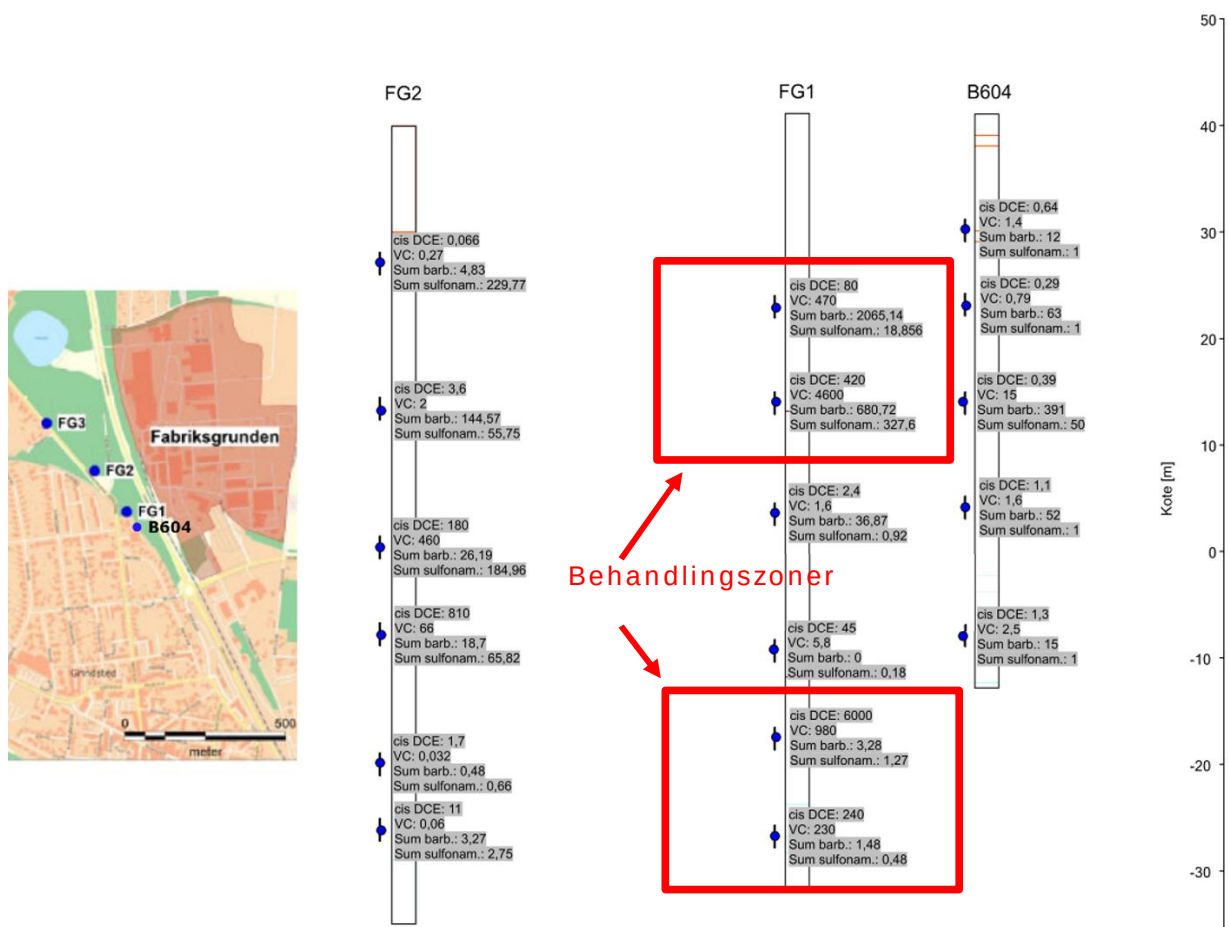
Figur 6-9. Placering af injektionstransekt i Indsats 6.

Med det nuværende vidensniveau og udgangspunkt i de påviste koncentrationer i FG1, vurderes det relevant at lave en behandling i to dybder i transektet, hvor de klart højeste koncentrationer af vinylchlorid påvises (Figur 6-10). Den øverste behandlingszone er ca. 15-30 m u.t. mens den nederste zone er omkring 55-70 m u.t.

Boringsafstand vil være som beskrevet for Indsats 5, og det vurderes ligeledes relevant at benytte TAM filtersætning, da det vil gøre det muligt at injicere i begge behandlingszoner i den samme boring.

Regenesi vurderer, at det vil være relevant at injicere en kombination af elektrondonor, ZVI, bakterier og næringsstoffer. Som tidligere nævnt, vil yderligere undersøgelser og laboratorie- og feltforsøg give nødvendige input til en mere detaljeret injektionsstrategi og en vurdering af behandlingens effektivitet.

Monitering udføres som i Indsats 5 ved etablering af seks boringer til 70 m u.t. med 7 kanalers CMT filtersætning. Som nævnt i de øvrige indsatser, kan nogle af boringerne fra de supplerende undersøgelsestiltag (afsnit 7.3) evt. bibeholdes som monitoringsboringer. Samtidig bør monitoringsboringer udføres og prøvetages inden afværgeindsatsen påbegyndes, så forureningssituationen er kendt før der sker en påvirkning fra afværgeindsatsen.



Figur 6-10 Behandlingszoner med udgangspunkt i de påviste koncentrationer af vinylchlorid (VC) i FG1.

Effektivitet

Der skal injiceres i en sandformation, hvor det vurderes, at der kan ske en god fordeling af de injicerede komponenter. Samtidig er der en relativt lang opholdstid i magasinet, inden udløb i åen. Som beskrevet under Indsats 5 kan der erfaringsmæssigt opnås dechloreringsgrader >90%.

Oprensningstid

Der er på nuværende tidspunkt ikke kendskab til kildestyrken af forureningen på fabriksgrunden. Det er afgørende for tidshorizonten hvorvidt der er fri fase forurening tilstede, eller hvorvidt forureningsfanen kommer fra udsivning fra lavpermeable aflejringer.

Er der fri fase tilstede vil koncentrationsniveauet forblive relativt stabilt, indtil det sidste fri fase er opløst, hvorefter der gradvist kan forventes faldende koncentrationer, mens der langsomt sker udvaskning af stoffer fra de lavpermeable områder.

Er der ikke fri fase tilstede, kan det forventes, at forureningsfluxen fra fabriksgrunden vil være faldende, da der sker en udvaskning fra de lavpermeable områder.

For begge scenarier gælder det, at det med nuværende vidensniveau ikke kan forudsiges, hvor lang tid Indsats 6 skal forløbe. I forhold til det økonomiske overslag, er der for at kunne sammenligne de forskellige indsatser, lavet en beregning for 40 års indsats.

Usikkerheder

For vurdering af usikkerheder gælder de samme problematikker som er beskrevet under Indsats 5.

Økonomi

Nedenstående økonomioverslag tager udgangspunkt i at der udføres:

- Indledende laboratorie- og feltforsøg mhp. at vurdere hvorvidt der skal tilsættes donor, ZVI, næringsstoffer og bakterier, og hvilken donor der vil være mest effektiv
- Injektionstest for at vurdere influensradius når der injiceres, så der sikres behandling af hele det ønskede område
- Opstilling af en grundvandsmodel for at vurdere optimal placering af borer
- Etablering af injektions- og monitoringsboringer
- Injektion og efterfølgende monitoring i 5 år
- Løbende injektioner hvor der hvert 5. år reinjiceres elektrondonor i 1/3 af punkterne.
- Rådgiverhonorar iht. regionens rammeaftaler

Prisen på selve injektionen er baseret på et overslag fra Regenesys på injektion af en elektrondonor, ZVI, bakterier og næringsstoffer. De øvrige poster er beregnet ud fra erfaringstal og/eller indhentning af priser fra underleverandører.

Tabel 6-7. Økonomioverslag for Indsats 6, kr. excl. moms.

Post	Sum
Laboratorie- og feltforsøg	1.700.000
Injektionstest	1.300.000
Detailprojektering inkl. grundvandsmodellering	400.000
Etablering	14.100.000
Injektion	7.100.000
Monitoring i 5 år	1.300.000
Samlet pris etablering og 5 års drift	25.800.000
Samlet pris etablering og 40 års drift	51.000.000

6.9 Option – omlægning af åen

Omlægning af Grindsted Å er medtaget som en mulighed. Det vil være en lang proces både i forhold til forundersøgelser, myndighedsbehandling og eventuel oprensning af Bådkanalen, inden det kan iværksættes. Derfor bør det kun overvejes, hvis det på baggrund af de indledende laboratorie- og feltforsøg vurderes, at der ikke kan opnås en tilfredsstillende reduktion af fluxen til åen.

Ved en omlægning af åen vil der med stor sandsynlighed fortsat ske indsivning af grundvand til det "tomme" åløb. Afhængig af effektiviteten af afværgeindsatsen, som ud over Indsats 4 har fokus på reduktive metoder, vil det være muligt at bruge åløbet som en bioreaktor til aerob nedbrydning. Dette kan kombineres med, at det overiltede vand fra Indsats 4 sikrer aerobe forhold i åløbet, ligesom det kan vurderes, om der i dele af åløbet skal placeres bærematriale til bakterievækst. Det skal også vurderes, om der er behov for tilsætning af bakterier mhp. at få

nedbrudt de uønskede forureningskomponenter, inden vandet nedstrøms åløbet blandes med det omlagte åvand.

En række af de forhold der skal undersøges nærmere ifht. en omlægning af åen er beskrevet i notatet i bilag 5.

Der er ikke medtaget en dimensionering eller prissætning på omlægning af åen.

Det kan undersøges om en hævnning af vandspejlet i åen kan have en effekt på strømningshastigheden i grundvandet i forhold til at opnå en længere opholdstid. Dette kan undersøges med en opdateret grundvandsmodel, hvor mulige afledte effekter også bør belyses.

6.10 Option - oxidation

Som tidligere beskrevet er der som udgangspunkt ikke medtaget aerobe afværgetiltag pga. de kraftigt reducerede forhold i magasinerne. Også for denne option gælder det, at den kan blive relevant, hvis det på baggrund af de indledende laboratorie- og feltforsøg vurderes, at der ikke kan opnås en tilfredsstillende reduktion af fluxen til åen.

Ved brug af det oxiderede vand fra ozonbehandlingsanlægget, kan der ved infiltration skabes aerobe forhold i formationen relativt tæt på åen – eksempelvis i det terrænnære magasin omkring Sektion 1 og 2, hvor den højeste flux er påvist. Det vil dermed – eventuelt kombineret med tilsætning af et oxidationsmiddel – være muligt at der kan ske aerob biologisk nedbrydning af både cis-dichlorethylen og vinylchlorid og en række af sulfonamiderne og barbituraterne.

Der er en række forhold som skal overvejes – bl.a. om oxidation af formationen kan betyde udfældning eller mobilisering af andre komponenter, som kan medføre en uønsket påvirkning af åen, ligesom det skal overvejes, om det overhovedet er muligt at fastholde oxiderede forhold tæt på åen.

Muligheden for brug af aerob nedbrydning er ikke beskrevet yderligere eller prissat.

6.11 Option – grundvandsafledning opstrøms fabriksgrunden

Ved etablering af en afledningsgrøft opstrøms fabriksgrunden vil det ved afledning af grundvand være muligt at reducere strømningshastigheden mellem fabriksgrunden og åen. Med antagelse om at vandet ikke er påvirket af forureningen fra fabriksgrunden, vil det ved simpel vandbehandling være muligt at udlede vandet til Grindsted Å.

En længere opholdstid i magasinet vil forøge tiden til mikrobiel nedbrydning af de chlorerede ethener. Med både et langsommere flow og en større nedbrydning, vil det være muligt at reducere fluxen til Grindsted Å.

Yderligere vurdering af denne option vil kræve opstilling af en grundvandsmodel for området, og den er derfor ikke beskrevet yderligere eller prissat.

6.12 Tidsplan

I bilag 6 ses en konceptuel tidsplan med projektstart når udbudsfasen på de forberedende tiltag påbegyndes. Tidsplanen forløber over 8 år og viser opstart af alle seks indsatser fordelt på tre faser som tidligere beskrevet.

Det forventes, at de forberedende tiltag kan gennemføres over en periode på 20 måneder. I samme periode bør dialog med myndighederne påbegyndes mhp. at få de relevante godkendelser og tilladelser.

Feltforsøg ifht. Indsats 4 bør ligeledes udføres i samme periode som de forberedende tiltag, så detailprojektering for alle indsatserne kan påbegyndes efter ca. 18 måneder.

Der er som beskrevet i afsnit 7.4 medtaget tre udbudsprocesser, hvor de to udbud for entreprenørydelserne kan gennemføres samtidig og påbegyndes efter ca. 2 år.

For Indsats 4 er der efterfølgende en testfase inden anlægget sættes i drift. For de øvrige indsatser efterfølges etableringsfasen af en injektionsfase som efterfølges af monitoring.

Tidsplanen tager udgangspunkt i, at der etableres to indsatser ad gangen – dvs. først etableres Indsats 1 og 4, dernæst Indsats 2 og 3 og til sidst Indsats 5 og 6.

Det vurderes, at etableringen af alle indsatser kan være afsluttet efter ca. 5 år, hvorefter alle indsatser går ind i en drifts- og monitoringsfase, mens der er kontinuert drift af Indsats 4.

Antages det, at de forberedende tiltag opstartes i starten af 2026, vil Indsats 1 og 4 være etableret ved udgangen af 2029, mens Indsats 2 og 3 vil være etableret primo 2030 og Indsats 5 og 6 primo 2031. Det vurderes derfor ikke, at det med afværgeindsatsen vil være muligt at opfylde målsætningen om at miljøkvalitetskrav og -kriterier kan være overholdt i Grindsted Å i 2027. Det kan først forventes, at afværgeindsatsen har en effekt i Grindsted Å i løbet af 2030-2031, mens der vil gå yderligere en årrække, inden den fulde effekt af indsatsen vil slå igennem.

7. Forberedende tiltag

7.1 Litteraturstudie

Der pågår løbende test og udvikling af nye produkter til stimulering af både biologisk og kemisk nedbrydning af forureningskomponenter i grundvandsmagasiner og under både aerobe og anaerobe forhold. For at sikre, at den nyeste viden er inddraget i afværgetiltagene og de mest optimale produkter under de givne forhold benyttes, anbefales det, at der laves et litteraturstudie med gennemgang af de produkter, der findes på markedet til injektion og efterfølgende sorption, kemisk reduktion og/eller biologisk nedbrydning.

På baggrund af litteraturstudiet kan der efterfølgende udvælges en række produkter til laboratorie- og feltforsøg. Selve laboratorie- og feltforsøgene er beskrevet og medtaget under økonomien for de enkelte indsatsområder.

7.2 Monitoring

Det anbefales at der hurtigst muligt udarbejdes og igangsættes et monitoringsprogram med løbende monitoring af en række borer i alle magasiner. Monitoringen skal have fokus på chlorerede ethener og nedbrydningsprodukter, mens der i udvalgte filtre også skal analyseres for Grindstedpakke A.

Der er i budgetoverslaget medtaget, at der udføres fire monitoringsrunder med prøvetagning af 30 filtre i hver runde. Alle vandprøver analyseres for chlorerede opløsningsmidler og nedbrydningsprodukter mens 10 vandprøver analyseres for Grindstedpakke A. Efterfølgende interval for monitoring bør vurderes ud fra variationen i de første fire monitoringsrunder, og vil også afhænge af, hvornår afværgeindsatserne etableres.

Formålet med monitoringen er både at have baselineværdier inden en afværgeindsats igangsættes, og at kunne vurdere variationer og hvorvidt der er stigende eller faldende koncentrationer, hvor nedbør kan påvirke koncentrationer mv. Samtidig vil monitoringen også bidrage til indsamling af dimensioneringsparametre for afværgeindsatsen.

Det skal bemærkes, at det generelt er et komplekst system, og det skal nøje overvejes, hvilke parametre det vil være relevant at monitorere ifht. dokumentation af den ønskede effekt fra de igangsatte afværgeindsatser.

7.3 Undersøgelser

Inden der igangsættes en afværgeindsats er det vigtigt at få afgrænset forureningen i de områder, hvor der ikke er sikkerhed omkring afgrænsningen, ligesom det er vigtigt at få en afklaring af de områder, hvor de højeste koncentrationer og de højeste fluxe forefindes. Det vil derfor være nødvendigt at udføre en række undersøgelser i Område 1-4. Samtidig vil undersøgelserne bidrage med yderligere geologiske data, som kan anvendes til at opdatere både den eksisterende geologiske model og efterfølgende de eksisterende grundvandsmodel.

En opdateret grundvandsmodel vil bidrage med en bedre forståelse af strømningsforhold og strømningshastigheder i grundvandsmagasinerne. Ligeledes vil grundvandsmodellen hjælpe med at optimere omfang og placering af de enkelte indsatser, og vil bidrage med relevante projekteringsparametre. Grundvandsmodellering er ikke prissat under de forberedende tiltag men medtaget under de enkelte afværgeindsatser.

Nedenfor er kort skitseret et forslag til supplerende undersøgelsesprogram for de fire områder. Det bør ved detailplanlægning af undersøgelserne vurderes, om borerne kan placeres, så de i forbindelse med afværgeindsatsen kan bruges som monitoringsboringer og ligeledes hvorvidt de kan bruges som injektionsboringer eller monitoringsboringer ifbm. injektionstests.

Område 1

I området omkring åen er der ved den seneste undersøgelse udført en række borer og sonderinger, som har givet et bedre overblik over indsivningsområder og flux. Pga. meanderbuer og en kraftig opadrettet gradient fra de sekundære magasiner, er de hydrauliske forhold komplekse, og i området omkring GWD4 og GWD5 (Sektion 1 og 2) bør der udføres yderligere undersøgelser mhp. afgrænsning i både terrænnære samt øvre og nedre sekundære magasiner. Ligeledes er der i Sektion 3 relativ stor afstand mellem prøvetagningspunkterne, og det vil derfor også give mening at placere yderligere en række prøvetagningspunkter her.

Resultaterne fra undersøgelserne vil ligeledes bidrage med informationer ifht. dimensionering af den kommende afværgeindsats, hvor tilsætning af reaktanter skal tilpasses forureningsfluxen i de forskellige områder.

Område 2

I Område 2 mangler der informationer omkring fanens udbredelse i både det terrænnære og sekundære magasin. Da der i området anbefales både en indsats ifht. kemisk reduktiv dechlorering, sorption, ozonbehandling og evt. stimuleret reduktiv dechlorering, er det afgørende at få bedre kendskab til både strømningsforhold og koncentrationsniveauer i terrænnære samt øvre og nedre sekundære magasiner.

Område 3 og 4

I Område 3 og 4 er det essentielt at få en bedre afgrænsning af forureningsfanen i det sekundære magasin. Etablering af injektionsboringer i disse områder er dyrt da fanen ligger dybt i formationen, og en præcis afgrænsning er derfor vigtig. Samtidig vil undersøgelserne bidrage med yderligere informationer ifht. optimering af den biologiske nedbrydning af vinylchlorid.

7.4 Økonomi for forberedende tiltag og udbud

Nedenfor er givet et samlet budgetoverslag for de anbefalede forberedende tiltag, ligesom der er medtaget overslag på indhentning af myndighedsgodkendelser og tilladelser og udbudsprocesserne. I hver post er medregnet rådgiverhonorar iht. regionens eksisterende rammeaftaler for videregående undersøgelser. Borepriser er enten baseret på rammeaftaler eller priser indhentet hos boreentreprenører.

Der er flere muligheder i forhold til udbudsprocessen. Afhængig af hvilken overordnet strategi der vælges, kan de forskellige indsatser opdeles i flere udbud. Det vurderes umiddelbart mest relevant at udføre tre udbudsprocesser:

- Udbud 1: bygherrerådgivning, inkl. litteraturstudie, monitorering, forberedende undersøgelser, grundvandsmodellering samt rådgivning ved detailprojektering, etablering og drift.
- Udbud 2: entreprenørudbud, etablering af in situ afværge i Indsats 1, Indsats 2, Indsats 3, Indsats 5 og Indsats 6.
- Udbud 3: entreprenørudbud, etablering af on site ozonbehandling i Indsats 4.

Det vurderes, at hvert udbud har et så stort omfang, at EU-udbud vil være påkrævet, og der er i tidsplanen afsat 5 måneder til gennemførelse af hvert udbud. Gennemførelse af

udbudsprocesserne er prissat til 250.000,- for udbud 1 og 400.000,- for hvert af udbuddene 2 og 3.

Tabel 7-1. Økonomioverslag for forberedende tiltag, kr. excl. moms. Alle priser er i nutidskroner.

Post	Omfang	Sum
Litteraturstudie	Gennemgang og vurdering af relevante produkter Kontakt til leverandører Udvælgelse af produkter til laboratorie- og feltforsøg	80.000
Monitering	4 runder med 30 filtre	690.000
Område 1	6 borer til 15 m u.t. m. 3 filtersætninger 15 niveauspecifikke vandprøver (direct push) med prøvetagning i 5 niveauer 4 borer til 40 m u.t. m. 3 filtersætninger	1.670.000
Område 2	8 borer til 15 m u.t. m. 3 filtersætninger 5 niveauspecifikke vandprøver med prøvetagning i 5 niveauer 3 borer til 30 m u.t. m. 3 filtersætninger 3 borer til 60 m u.t. m. 7 kanals CMT filtersætning	2.250.000
Område 3	2 borer til 60 m u.t. m. 3 filtersætninger 2 borer til 60 m u.t. m. 7 kanals CMT filtersætning	1.300.000
Område 4	2 borer til 70 m u.t. m. 3 filtersætninger 4 borer til 60 m u.t. m. 7 kanals CMT filtersætning	2.240.000
Udbud	Udbud 1: bygherrerådgivning Udbud 2: entreprenørydelser, Indsats 1,2,3,5,6 Udbud 3: Entreprenørydelser, Indsats 4	1.100.000
Myndighedsgodkendelser, tilladelser og dispensationer	Afhængig af omfang – vurderet til 200.000-800.000	500.000
Samlet sum		9.780.000

8. Myndighedsbehandling, tilladelser og dispensationer

En række af de anbefalede indsatser vil kræve myndighedsgodkendelser, tilladelser eller dispensationer. Nogle af disse processer kan være langvarige pga. høring mv., og det anbefales derfor, at indhentning af de relevante tilladelser igangsættes i god tid.

Nedenfor er listet og kort beskrevet den myndighedsbehandling, der umiddelbart vurderes relevant. Prissætningen er vanskelig, da det vil afhænge af hvilke krav der stilles fra myndigheden, herunder om der fx skal laves en VVM-redegørelse. I Tabel 7-1 er opgaven prissat til 500.000 kr.

Brug af Område 1-4: Både myndigheder og grundejere skal inddrages, når der skal søges tilladelse til etablering af de forskellige indsatser i de fire foreslåede områder.

Dispensation ifht. §3 i Område 1: Der skal søges dispensation til indsatsen i Område 1, da området er defineret som beskyttet mose, og da det vurderes at en vis påvirkning af området, om end kortvarig, ikke kan undgås.

Udledningstilladelse: Der skal søges tilladelse til udledning af det behandlede grundvand fra Indsats 4 til Grindsted Å. Det må forventes, at Billund Kommune opstiller en række monitoringskrav ifbm. udledningen.

Nedsivningstilladelse eller tilslutningstilladelse: Såfremt det beslutes i stedet at nedsive det behandlede vand eller aflede det til kloak, skal der søges tilladelse til dette, og det skal vurderes, hvor nedsivningen kan ske eller hvor der kan ske tilslutning til kloak.

Boretilladelse: Der skal ikke indhentes tilladelse, men boringer skal anmeldes til Billund Kommune. I forbindelse med borearbejdet kan det komme på tale at søge om tilladelse til vejspærring.

Byggetilladelse: I forbindelse med etablering af et ozonbehandlingsanlæg kan det forventes, at der skal søges byggetilladelse, både hvis der etableres en midlertidig eller en mere permanent bygning til anlægget.

Omlægning af Grindsted Å: Såfremt det bliver aktuelt at etablere en omlægning af Grindsted Å, er der en lang række aktører og myndigheder som skal involveres. Det må forventes at blive en lang proces, da der sandsynligvis skal udarbejdes en VVM redegørelse.

Generelt anbefales det på et tidligt stadie i processen at indgå i en konstruktiv dialog med både Billund Kommune, Billund Vand, boligselskaber, borgere, virksomheder mv. i Grindsted By. En række af indsatserne vil givetvis give forstyrrelser ifht. både støj og synlige entreprenørmaskiner, ligesom brug af nogle rekreative områder i perioder kan blive indskrænket. En aktiv og løbende dialog kan ofte fjerne en række af de problemer, som dette kan medføre.

9. Bæredygtighedsvurdering

I følge Jordforureningsloven har regionerne indsats overfor jordforureninger, der udgør en risiko for overfladevand. Region Syddanmarks indsats overfor forureningsfanen fra fabriksgrunden har til formål at reducere påvirkningen af Grindsted Å, således at fastsatte miljøkvalitetskrav og forslag til miljøkvalitetskriterier overholdes i 2027. Bæredygtighed spiller en central rolle i forhold til valg af afværgemetode. For at kunne oprense forureningen i forureningsfanen er det nødvendigt med en kombination af flere teknikker. Rambøll har derfor udført en bæredygtighedsvurdering, der tager udgangspunkt i, at der anvendes fire forskellige afværgeteknikker i kombination for at behandle de udpegede indsatsområder. Disse er stimuleret in-situ reduktiv dechlorering, in-situ kemisk reduktion, in-situ sorption med aktivt kul og on-site ozonbehandling. Der er desuden beskrevet en mulighed omkring flytning af åen. Der er ikke taget højde for denne i bæredygtighedsvurderingen.

9.1 Formålet med den udførte bæredygtighedsvurdering

Der udføres en indledende bæredygtighedsvurdering, hvor afværgeløsningen (kombination af teknikkerne in-situ reduktiv dechlorering, in-situ kemisk reduktion, in-situ sorption og on-site ozonbehandling) sammenlignes med et nul-scenarium. Nul-scenariet er et udtryk for, at der ikke udføres nogen form for afværgeindsats af forureningsfanen til Grindsted Å. Bæredygtighedsvurderingen belyser således hvilke konsekvenser, der er ved at udføre afværge kontra ikke at gøre noget. Bæredygtighedsvurderingen er alene kvalitativ, dvs. beskrivende og ikke kvantitativ. Der foretages således ikke opgørelser af i hvilken grad alternativerne påvirker de sammenlignede bæredygtighedsindikatorer. Ligeledes er der ikke foretaget vurderinger af, hvor vigtige de forskellige bæredygtighedsindikatorer er i forhold til hinanden. Der kan således ikke på baggrund af vurderingen beregnes totale bæredygtighedsscorer eller foretages en egentlig rangering af hvilket alternativ, der er mest bæredygtigt. Vurderingen har alene til formål at belyse hvilke bæredygtighedsindikatorer der påvirkes negativt (eller positivt) ved de to alternativer.

9.2 Metodebeskrivelse

Vurderingen tager udgangspunkt i bæredygtighedsindikatorerne beskrevet i Miljøprojekt nr. 2209 /40/. Metoden indeholder en række indikatorer fordelt på de tre overordnede bæredygtighedsdimensioner miljø, samfund og økonomi. Indikatorerne er fordelt under et antal kategorier indenfor hver dimension, se tabel 9.1.

Tabel 9-1 Oversigt over kategorier af bæredygtighedsindikatorer baseret på /41/.

Miljø	Samfund	Økonomi
Luft	Sundhed og sikkerhed	Direkte omkostninger og fordele
Jord og terræn	Etik og lighed	Indirekte og afledte omkostninger og fordele
Grundvand og overfladevand	Lokalområde og -samfund	Beskæftigelse og -kapital
Natur		Levetid og fleksibilitet
Råmaterialer		Usikkerhed og evidens
Affald		

Den udførte bæredygtighedsvurdering, er en indledende vurdering på trin 1, og er således en kvalitativ vurdering. At vurderingen er kvalitativ betyder, at den udelukkende er baseret på beskrivelser af de miljømæssige såvel som sociale og økonomiske påvirkninger ved de sammenlignede alternativer.

Det skal desuden bemærkes, at metoden til bæredygtighedsvurdering beskrevet i Miljøprojekt nr. 2209, har til formål at sammenligne afværgestrategier, dvs. strategier, der opfylder samme oprensningskriterier eller samme reduktion i forureningsflux. De bæredygtighedsindikatorer, der indgår i metoden, er således udvalgt i forhold til at beskrive den relative bæredygtighed mellem afværgeteknikker, og er ikke beregnet til at beskrive et nulscenarie, hvor der ikke foregår en afværge. Som følge heraf er metoden anvendt med forbehold i det følgende.

Ligeledes er vurderingen, som beskrevet ovenfor, udelukkende udført ved kvalitative beskrivelser. Der er derfor ikke tildelt scorer i forhold til hvor godt alternativer klarer sig for de enkelte bæredygtighedsindikatorer, ligesom der heller ikke er tildelt vægte i forhold til, hvor vigtige indikatorerne er i forhold til hinanden. Det vil således ikke, på baggrund af vurderingen, kunne afgøres hvilket alternativ, der samlet set er mest bæredygtigt, men udelukkende hvordan de klarer sig relativt til hinanden indenfor de enkelte bæredygtighedsindikatorer. Da påvirkningerne fra et nulscenarie og et afværgescenarie vil være meget forskelligartede, vil de vægte, der anvendes til at beskrive vigtigheden af indikatorerne, have stor indflydelse på resultatet. Vigtigheden af indikatorerne bør afspejle en prioritering fastsat af projektets interessenter herunder region, kommune, lokalområdets repræsentanter og øvrige, der kan blive berørt af projektet.

9.3 Miljøpåvirkninger

I de nedenstående beskrivelser er påvirkningerne fra afværgeindsatsen beskrevet i venstre kolonne og påvirkninger ved nulscenariet beskrevet i højre kolonne.

Luft

Afværgemetoderne vil kræve energi, der på nuværende udgangspunkt bidrager til drivhusgasudledningen. Især vil ozonbehandling kræve store mængder energi, da dette anlæg skal køre kontinuert. Således vil det også være mest klimabelastende at vælge løsning 4b med et behandlingsflow på 35 m³/h frem for løsning 4a med et flow på 10 m³/h.

Afværgemetoderne kræver også produktion af materialer og kemikalier hvorved der i produktionen bidrager til drivhusgasudledningen fra forbrug af energi.

Der er en risiko for, at der kan ske en afgasning af vinylchlorid fra ozonanlægget. For at minimere denne risiko behandles vinylchlorid ved sorption på et aktivt kulfilter.

Der kan forekomme en øget udledning af metan, da leveforholdene for methanogene bakterier fremmes ved stimuleret reduktiv dechlorering. For at minimere risikoen tilsættes metanhæmmere til den anvendte elektrondonor til reduktiv dechlorering.

Nul-scenariet vil ikke bidrage til drivhusgasudledning eller lokalt forringet luftkvalitet.

Jord og terræn

Afværgemetoderne anvendes til at reducere indsivningen af forurening til åen, og påvirker derfor ikke jordforureningen i kildeområdet. De geotekniske egenskaber af jorden vil heller ikke blive påvirket.

Nul-scenariet påvirker ikke jordforureningen eller geotekniske egenskaber af jorden i forureningsfanen.

Grundvand og overfladevand

Afværgen vil reducere koncentrationerne af vinylchlorid i åen. Der foreligger i litteraturen begrænset viden om hvorledes afværge med in-situ sorption, kemisk reduktion og reduktiv dechlorering påvirker de farmaceutiske stoffer (barbiturater og sulfonamider). Der er derfor en vis usikkerhed på hvorledes disse stoffer påvirkes af afværgeindsatsen. Der er tests i gang for at klarlægge nedbrydningsveje af de farmaceutiske stoffer. Det antages, at afværgeløsningerne samlet set vil medføre en forbedring af overfladevandskvaliteten

Ved kemisk reduktion kan der ske udfældning af jernoxider og hydroxider, hvilket kan mindske permeabiliteten af grundvandsmagasinet. Systemet og injektionsmængder designes således at risikoen for dette minimeres. Derudover kan pH ændres nedstrøms. Injektionsområdet placeres således, at pH kan nå at justeres til den naturlige balance inden grundvandet strømmer til Grindsted Å. Dette vil derfor være en lokal ændring for grundvandet, som ikke udgør en risiko for overfladevandet i åen.

Den kemiske og økologiske tilstand af Grindsted Å forbedres ikke. Det er uvist om den i fremtiden vil forværres, idet forureningsfluxen muligvis ikke har 'toppet' endnu, eller om dens tilstand vil være uændret, hvis der ikke udføres en afværgeindsats. Idet der foregår naturlig nedbrydning af vinylchlorid i forureningsfanen, er det også muligt at åens tilstand vil forbedres i fremtiden.

Natur

Området omkring Grindsted Å er §3 beskyttet mose. Det er i dette område hvor der etableres boringer. For at minimere påvirkningen etableres køreveje på jernplader, og der udføres ikke arbejde i områder med specielle biotoper.

Etableringen af boringerne udgør en kortvarig forstyrrelse for planter og mikroorganismer i jordlagene. Ved direct push afværgeløsninger udføres der nye boringer hver gang der skal injiceres. Det vil således være kortvarige forstyrrelser, som kan forekomme i løbet af hele perioden. Det antages dog, at planter og mikroorganismer relativt hurtigt vil reetableres, og at der ikke er tale om forstyrrelser der kan udgøre langvarig skade på naturen.

Indledende forsøg har vist, at behandlet vand fra ozonering er mere toksisk overfor alger end ubehandlet vand, hvilket kan skyldes nedbrydningsprodukter i det behandlede vand. Der er tests i gang for at undersøge dette nærmere.

Den kemiske og økologiske tilstand af Grindsted Å forbedres ikke, og dermed forbedres levevilkårene for åens flora og fauna heller ikke.

Ved nul-scenariet er der ingen påvirkning af naturen i arbejdsområdet.

Råmaterialer

Der anvendes råmaterialer til fremstilling af materialerne til de fire afværgeløsninger. Det er bl.a. jern, aktivt kul, ozon og en kulstofkilde til stimuleret reduktiv dechlorering. Denne kulstofkilde er sandsynligvis laktat. Der er ikke kendskab til at nogle af disse materialer kan være genanvendt. Derudover anvendes fossile ressourcer til energiproduktion.

Der er intet forbrug af råmaterialer ved nul-scenariet.

Affald

Der vil forekomme affald i form af jord fra boringerne. Det antages at jorden kan klassificeres som ren jord, og kan således genanvendes i andre projekter.

Der er intet affald ved nul-scenariet.

9.4 Samfundspåvirkninger

I de nedenstående beskrivelser er påvirkningerne fra afværgeindsatsen beskrevet i venstre kolonne og påvirkninger ved nulscenariet beskrevet i højre kolonne.

Sundhed og sikkerhed

Ozon er en reaktiv gas der kræver særlige sikkerhedsforanstaltninger at arbejde med, og kan udgøre en arbejdsmiljørisiko.

Afværgeløsningerne vil forbedre tilstanden af åen. Eventuelle sundhedsmæssige risici forbundet med åens anvendelse vil reduceres som følge af afværgeindsatsen. Der vil dog fortsat være et omsætningsforbud af fisk (på nær laks og ørred) fra åen, da afværgeløsningerne ikke ændrer på sedimentets indhold af kviksølv.

Der er ingen arbejdsmiljørisici ved nulscenariet, da der ikke udføres arbejde.

Grindsted Å anvendes til lystfiskeri og andre aktiviteter såsom sejlads m.m. Der kan derfor være en risiko for at borgere kortvarigt kan komme i kontakt med vandet, og dermed udsættes for sundhedsskadelige stoffer f.eks. i forbindelse med kæntring eller lignende.

Etik og lighed

Forureningen oprenses og sikrer bedre forhold for åens fauna og flora i fremtiden.

Der er ikke kendskab til nogle problematiske forhold ved fremstilling af produkterne, som anvendes til afværgeløsningerne.

Hvis der ikke udføres nogen afværgeindsats mod forureningen til Grindsted Å, vil problemet overføres til fremtidige generationer. Dog vil forureningsfanen også naturligt aftage over tid som følge af naturlig nedbrydning og udvaskning af forureningsstofferne. Det er dog usikkert om der er tale om en fuldstændig nedbrydning af stofferne.

Lokalområde og -samfund

Der vil forekomme kortvarige gener for lokalbefolkningen i form af støj og øget trafik ved etablering af borer. Hvis det ikke er muligt at få en udlednings- eller nedsivningstilladelse af det behandlede vand fra ozonanlægget, kan det være der skal etableres en ledning til afledning til kloak. I dette tilfælde vil der også være kortvarige gener i form af støj og øget trafik ved etablering.

Enkelte borgere vil opleve større gener, da der forekommer huse tæt på injektionsområdet. Disse gener vil kun opstå når der foretages injektion, hvilket formodes at ske med 5 til 10 års mellemrum. Da der ikke sker kildeoprensning, men udelukkende behandling af fanen, forventes det at den samlede afværgetid er lang, i størrelsesordenen 25-100 år.

Der vil forekomme borer som er synlige i hele afværgeperioden, som kan udgøre en visuel gene.

Indvindingsforbuddet for private havevandingsboringer vil muligvis kunne ophæves i nogle områder hvis forureningsfanen oprenses.

Der er ingen lokale gener ved nulscenariet, da der ikke igangsættes en afværge. Der vil dog stadig foregå monitoring af forureningsfanen, hvilke måske kan ses som en gene for beboere nær åen.

Det kan være meget forskelligt hvordan den enkelte borger i lokalområdet opfatter nul-scenariet og afværgeindsatsen, og hvorvidt de vil acceptere dem.

Nogle borgere kan føle utryghed ved, at der ikke gøres en indsats overfor forureningsfanen og åens tilstand. Andre kan være utilfredse med at indsatsen udføres overfor Grindsted Å, og ikke overfor kilden til forureningen.

Der kan også forekomme øget utryghed ved, at der sættes fokus på, at der er en forurening i lokalområdet, hvilket for nogle borgere er en påmindelse, mens andre borgere vil føle en større tryghed, fordi der tages initiativ til at minimere forureningen.

9.5 Økonomiske påvirkninger

I de nedenstående beskrivelser er påvirkningerne fra afværgeindsatsen beskrevet i venstre kolonne og påvirkninger ved nulscenariet beskrevet i højre kolonne.

Direkte omkostninger og fordele

De direkte omkostninger ved afværgestrategien er høje, særligt for ozonbehandling. De øvrige metoder er relativt billige, men sammenlignet med nul-scenariet er det dyrt at oprense forureningen især pga. den lange tidshorisont. Omkostningerne dækker bl.a. indkøb af materiale, udførelse af borer og injektioner, monitoring samt evaluering af effektiviteten.

Der er driftsomkostninger forbundet med ozonanlægget. Jern kan udfælde og tilstoppe pumper m.m. hvilket kan forårsage ekstra driftsomkostninger.

Indirekte omkostninger og fordele

Når åens kvalitet forbedres, antages det at den rekreative værdi af åen og natur samt omkringliggende områder også vil stige i forhold til nul-scenariet.

Det skal bemærkes, at restriktionerne for den rekreative anvendelse af åen er begrundet i tungmetalforureningen af åens bundsediment. Afværgeindsatsen ændrer derfor ikke på de restriktioner, der er for den rekreative anvendelse af åen.

Beskæftigelse og beskæftigelseskapital

Det giver øget beskæftigelse at rense forureningen, og er medvirkende til at fremme innovation og vidensopbygning af afværgeløsninger i Danmark.

Levetid og fleksibilitet

Det vurderes at afværgemetoderne skal anvendes i den tid det tager forureningen fra kilden at nå Grindsted Å, hvilket vurderes til at være mellem 25-100 år. De valgte metoder giver en høj grad af fleksibilitet, da der relativt nemt kan etableres flere borer, og injektionsmængder samt mængden af grundvand, som pumpes op til ozonbehandling, kan ændres.

Der er ingen direkte omkostninger ved at forureningen ikke oprenses. Der vil dog stadig udføres monitoring af grundvandsfanen og åens tilstand, hvilket er forbundet med nogle omkostninger.

Den rekreative værdi af åen og natur samt boliger forbedres ikke ved nul-scenariet.

Det er uvist, om der er indirekte omkostninger ved ikke at leve op til kravene fra Vandrammedirektivet. Der kan eksempelvis komme bøder fra EU til medlemslande som ikke lever op til deres forpligtelser.

Nul-scenariet påvirker ikke beskæftigelsen.

Det vurderes at forureningen fra kilden vil udvaske til Grindsted Å indenfor 25-100 år. Hvis der ikke foretages nogle foranstaltninger for oprensning, vil der ingen fleksibilitet være, da forureningen ikke kan påvirkes.

Usikkerhed og evidens

Der er på nuværende tidspunkt usikkerhed omkring flere aspekter ved afværgeindsatsen, men det anbefales at undersøge disse løbende. Der er bl.a. usikkerhed omkring hvor effektive afværgeløsningerne er, og hvorledes de påvirker særligt de farmaceutiske stoffer. Usikkerheden kan minimeres ved at udføre flere tests.

Der er også usikkerhed omkring grundvandsstrømningen i området, hvilket vil kunne belyses ved at udføre detaljerede grundvandsmodeller.

Det er usikkert hvordan forureningen vil være i fremtiden. Det kan ske at påvirkningen af åen bliver større, fordi fluxen til åen endnu ikke har 'toppet', men på lang sigt vil fluxen og dermed påvirkningen fra forureningen aftage. Der er dog sandsynligvis tale om en lang tidshorisont, førend der vil ses ændringer i forureningsfluxen til åen.

9.6 Opsummering

Den udførte kvalitative bæredygtighedsvurdering er opsummeret i Tabel 9-2 (afværgeindsats) og Tabel 9-3 (nul-scenariet) nedenfor. I tabellerne er hver indikatorkategori markeret med en grøn, gul eller rød cirkel for både afværgeindsatsen og nul-scenariet. Grøn indikerer ingen ændring eller en positiv påvirkning af indikatorkategorien. Gul indikerer en mindre påvirkning eller usikkerhed om hvorledes kategorien påvirkes. Rød indikerer en negativ påvirkning af indikatorkategorien. Farveinddelingerne er en subjektiv vurdering baseret på den ovenstående gennemgang af indikatorkategorierne i afsnit 9.3-9.5. Som nævnt ovenfor, kan der ikke, på baggrund af den nedenstående tabel, drages konklusioner omkring hvilket af de to alternativer, der er mest bæredygtigt. Dette skyldes dels, at den anvendte metode ikke er udviklet til at sammenligne med en nul-scenarium (som ikke opfylder målsætningen for afværge) og dels, at der ikke er taget stilling til vigtigheden af de forskellige dimensioner og indikatorkategorier i forhold til hinanden.

Såfremt en mere uddybende bæredygtighedsvurdering skal udføres, hvor der foretages en semi-kvantitativ vurdering med beregning af samlede bæredygtighedsscorer, bør der, for at følge anbefalingerne i ISO standarden for bæredygtig afværge /40/ først foretages en afklaring med projektets interessenter om 1) hvorvidt de sammenlignede alternativer er acceptable, 2) hvilke bæredygtighedsindikatorer, der skal indgå i vurderingen og 3) hvor vigtige de inkluderede bæredygtighedsindikatorer er i forhold til hinanden. For store og komplekse afværgeindsatser, bør der ifølge ISO foretages en bred interessentinddragelse, således at alle grupper af relevante interessenter er repræsenteret. Interessenter defineres som personer eller grupper, der kan påvirke projektet eller som kan blive påvirket af projektet.

Tabel 9-2. Opsummering på den kvalitative bæredygtighedsvurdering for [afværgeindsatsen](#). ● angiver ingen påvirkning eller en positiv påvirkning af kategorien; ● angiver en mindre påvirkning eller en usikkerhed om hvordan kategorien påvirkes; ● angiver en negativ påvirkning af kategorien.

Miljø	Samfund	Økonomi
Luft ●	Sundhed og sikkerhed ●	Direkte omkostninger og fordele ●
Jord og terræn ●	Etik og lighed ●	Indirekte og afledte omkostninger og fordele ●
Grundvand og overfladevand ●	Lokalområde og -samfund ●	Beskæftigelse og -kapital ●
Natur ●		Levetid og fleksibilitet ●
Råmaterialer ●		Usikkerhed og evidens ●
Affald ●		

Tabel 9-3. Opsummering på den kvalitativ bæredygtighedsvurdering for nul-scenariet. ● angiver ingen påvirkning eller en positiv påvirkning af kategorien; ● angiver en mindre påvirkning eller en usikkerhed om hvordan kategorien påvirkes; ● angiver en negativ påvirkning af kategorien.

Miljø	Samfund	Økonomi
Luft ● Jord og terræn ● Grundvand og overfladevand ● Natur ● Råmaterialer ● Affald ●	Sundhed og sikkerhed ● Etik og lighed ● Lokalområde og -samfund ●	Direkte omkostninger og fordele ● Indirekte og afledte omkostninger og fordele ● Beskæftigelse og -kapital ● Levetid og fleksibilitet ● Usikkerhed og evidens ●

10. Opsamling og anbefaling

Modsat et traditionelt afværgeprogram, så er der i dette afværgeprogram ikke beskrevet og sammenlignet forskellige afværgemetoder. Det skyldes både, at der ikke vurderes at være alternativer til den foreslåede indsats, og at det er nødvendigt med afværgeindsats i flere områder.

Opdraget for opgaven var at etablere en in situ afværgeindsats tæt ved Grindsted Å som hurtigt vil være i stand til at sikre, at oprensningskriterierne i åen kan overholdes. Med udgangspunkt i de supplerende undersøgelser af hydrogeologiske forhold og forureningsflux vurderes det i rapporten, at en in situ indsats i område 1 og 2 ved åen ikke vil medføre en tilstrækkelig reduktion af fluxen af vinylchlorid til at sikre, at oprensningskriterierne i åen kan overholdes. Der er derfor medtaget både en on site indsats med afværgepumpning og ozonbehandling (Indsats 4) samt in situ afværgeindsatser mellem fabriksgrunden og Grindsted Å (Indsats 5 og 6), hvor Indsats 5 og Indsats 6 dog ikke vil bidrage med en hurtig effekt i åen, men vurderes på længere sigt at kunne bidrage til at afkorte varigheden af indsatserne tættere på åen.

Sammenlagt er der beskrevet seks forskellige afværgeindsatser (Indsats 1-6), som hver har fokus på et delområde. Indsatserne omfatter kemisk reduktiv nedbrydning, sorption, nedbrydning med ozon og stimuleret reduktiv nedbrydning.

Hovedindsatsen for afværge er at minimere fluxen af vinylchlorid, og det estimeres, at fluxen skal reduceres med 99% for at overholde miljøkvalitetskravet i Grindsted Å. Desuden skal der ske en reduktion af fluxen af barbiturater og sulfonamider, hvor det dog med nuværende vidensgrundlag ikke kan endeligt fastlægges, hvor meget disse fluxe skal reduceres.

Det vurderes, at dette som udgangspunkt vil kræve, at alle seks indsatser igangsættes. Hvis der kan accepteres en mindre fluxreduktion end der vurderes påkrævet for at overholde oprensningskriterierne, kan både Indsats 4 med on site behandling samt Indsats 5 og 6 mellem fabriksgrunden og Grindsted Å fravælges.

Afværgeindsatsen er opdelt i tre faser, da det logistisk set ikke vurderes muligt at igangsætte alle seks indsatser på en gang. Tidsplanen tager ligeledes udgangspunkt i denne faseopdeling. Det forventes ikke, at det vil være muligt at opfylde målsætningen om, at miljøkvalitetskrav- og kriterier er opfyldt i Grindsted Å i 2027. Indsatsen vurderes først at have en effekt i 2028-29, mens der vil gå yderligere en årrække, inden den fulde effekt af indsatsen vil slå igennem.

Der er udarbejdet et separat budgetoverslag for hver af de seks indsatser samt for de forberedende tiltag.

Fluxberegningerne er dog behæftet med stor usikkerhed ligesom der kan være andre kilder som påvirker åen, og der anbefales derfor en alternativ strategi, hvor de indsatser som vil medføre den største fluxreduktion igangsættes først. Imellem indsatserne anbefales det at indlægge en monitoringsperiode. Her vil det både være muligt at optimere indsatsen, og samtidig vurdere behovet for yderligere indsats. Det har den fordel, at der ikke igangsættes flere indsatser, end der reelt set er nødvendigt, hvilket i sidste ende kan gøre den samlede afværgeindsats markant billigere. Til gengæld har det den ulempe, at selve implementeringen vil strække sig over en længere periode end det fremgår af tidsplanen i bilag 6 (8-10 år). Eksempel på en strategi med monitoringsperioder og forskudt implementering af indsatserne er medtaget i afsnit 5.4.

Forberedende tiltag

Der er en lang række usikkerheder i forbindelse med både vurdering af effektiviteten for de enkelte indsatser samt vurdering af omfanget af indsatserne, da forureningen ikke er endeligt afgrænset. Det anbefales derfor, at der hurtigst muligt igangsættes en række indledende tiltag, som er essentielle ifht. den endelige detailprojektering. Dette omfatter:

- Litteraturstudie til vurdering af de kommercielt tilgængelige produkter til sorption, kemisk reduktiv nedbrydning og stimulering af mikrobiologisk nedbrydning. På baggrund af litteraturstudiet udvælges en række produkter til laboratorie- og feltforsøg.
- Laboratorie- og feltforsøg udføres mhp. at finde den bedst egnede afværgeindsats ifht. de specifikke forhold i Grindsted, og samtidig vil de give en indikation på effektiviteten af de forskellige indsatser samt bidrage med dimensioneringsparametre til detailprojektering af afværgeindsatserne.
- Grundvandsmodel – der skal opstilles en grundvandsmodel, da dette er essentielt i forhold til at beskrive strømningsforholdene og vurdere strømningshastighederne i magasinerne. Samtidig kan modellen også benyttes til at optimere omfang og placering af de enkelte indsatser, ligesom den kan bruges til at vurdere indsatsernes eventuelle påvirkning af strømningsforholdene.
- Injektionstests bruges til at vurdere influensradius, og er essentielle i forhold til detailprojektering af afstand mellem injektionspunkter.
- Feltforsøg – i forhold til dimensionering af ozonbehandlingsanlægget bør der udføres et feltforsøg mhp. at vurdere effektivitet, nødvendige koncentrationer, problemstillinger mv. Alternativt vil det eventuelt være muligt at koble sig på det planlagte pilotprojekt hos DTU, så det kan sikres, at projektet bidrager med de nødvendige dimensioneringsparametre.

Oprensningstid

I kildeområdet på fabriksgrunden vides det ikke, om der er fri fase, eller om der sker udsivning fra lavpermeable aflejringer. Det betyder, at tidshorisonten for afværgeindsatsen ikke kan forudsiges. Det anbefales derfor, at der udføres en kildeopsporing mhp. at beskrive kildestyrken. Det vil samtidig åbne muligheden for at undersøge en afværgeindsats i selve kildeområdet. Dette er dog ikke beskrevet yderligere eller prissat, da det ligger udenfor selve formålet med afværgeprogrammet.

Det vurderes, at det tager grundvandet i gennemsnit godt 60 år at strømme fra fabriksgrunden til åen. Igangsættes en afværgeindsats i Område 1 ved selve åen, vil der hurtigt ske en reduktion af forureningsfluxen til åen. Til gengæld vil en afværgeindsats ved fabriksgrunden (Område 4), først have fuld effekt efter godt 60 år, om end der kan forventes en reduktion af fluxen allerede efter 10 år.

Antages det, at forureningen fra fabriksgrunden er aftagende, og fanen har sluppet eller er ved at slippe fabriksgrunden, så skal afværgeindsatsen nede ved åen altså være i drift i mindst 60 år. Ved en effektiv indsats i Område 3 kan driftsperioden ved åen måske sænkes til 20 år, da det vurderes at strømningstiden fra Område 3 til åen er ca. 20 år.

Antages det i stedet at der fortsat er fri fase forurening til stede på fabriksgrunden, så vil den samlede oprensningstid være >> 60 år.

Økonomioverslag

I Tabel 10-1 er det overordnede budgetoverslag for monitoring, supplerende undersøgelser og Indsats 1-6 opsummeret i hele mio. kr. Der er ikke medregnet en procentsats for uforudsete

udgifter, men som udgangspunkt bør denne sættes til 20% svarende til 40 mio. kr. for etablering og 5 års drift. Beregningerne er udført med nutidskroner – altså uden fremskrivning.

Det vurderes som udgangspunkt, at budgettet i Tabel 10-1 er relativt konservativt, da der ikke er medregnet "stordriftsfordele", hvor det fx forventes, at bore- og injektionsarbejdet kan blive billigere. Samtidig forventes det også, at indsatsen kan indskrænkes i nogle områder ud fra resultater fra de supplerende undersøgelser. Viser det sig, at der vil være længere tid mellem reinjektioner i de enkelte indsatse, vil det ligeledes betyde, at driften over 40 år kan blive markant billigere, men modsat kan der i nogle områder også være brug for hyppigere injektioner.

Den samlede pris for etablering og drift i 5 år er 256 mio. kr., mens det vurderes at 40 års drift inkl. etablering vil koste 757 mio. kr. Som ovenfor nævnt kan det ikke med nuværende vidensgrundlag afgøres, om 40 års drift er tilstrækkeligt.

Ved igangsætning af alle indsatserne kan der forventes en besparelse i både etablerings- og drifts- og rådgivningsomkostninger på forventeligt 5-10%.

Etableres der kun afværgeløsning ved åen (Indsats 1-4b), vil prisen for etablering og 5 års drift være 210 mio. kr mens etablering og 40 års drift vil koste 668 mio. kr.

Tabel 10-1. Samlet budgetoverslag for de beskrevne aktiviteter i afværgeprogrammet. Alle priser er i nutidskroner excl. moms.

	Etablering og 5 års drift	Etablering og 40 års drift
	mio kr.	mio kr.
Monitering og suppl. undersøgelser	10	10
Indsats 1	75	217
Indsats 2	50	116
Indsats 3	12	35
Indsats 4a	19	84
Indsats 4b	44	206
Indsats 5	20	38
Indsats 6	26	51
Sum	256	757

11. Referencer

- /1/ Draborg, H., Ottosen, C., Broholm, M. M., Bjerg, P. L. (2021). Note om indsivningsområder for forureningskomponenter til Grindsted Å. Teknisk notat. Udført på foranledning af Region Syddanmark. Dateret 8. juni 2021.
- /2/ Rasmussen, E. S., Dybkjær, K. og Piasecki, S. (2010). Lithostratigraphy of the Upper Oligocene – Miocene succession of Denmark. *Geological Survey of Denmark and Greenland, Bulletin*, 22, 1-92.
- /3/ Maurya, P.K.; Balbarini, N.; Balling, I.; Rønde, V.; Christiansen, A.V.; Bjerg, P.L.; Auken, E.; Fiandaca, G. (2018) Subsurface imaging of water electrical conductivity, hydraulic permeability and lithology at contaminated sites by induced polarization. *Geophysical Journal International*, 213, 2, 770–785.
- /4/ Rambøll (2020). Indsats over for jordforurening. Monitoringsboringer, Grindsted. Teknisk rapport udført for Region Syddanmark.
- /5/ Balbarini, N., Rønde, V., Maurya, P., Fiandaca, G., Møller, I., Klint, K.E., Christiansen, A.V., Binning, P.J., Bjerg, P.L. (2018). Geophysics based contaminant mass discharge quantification downgradient of a landfill and a former pharmaceutical factory. *Water Resources Research*, 54, 8, 5436-5456.
- /6/ Balbarini, N., Frederiksen, M., Rønde, V., Møller, I.B., Sonne, A.T., McKnight, U.S., Pedersen, J.K., Binning, P.J., Bjerg, P.L. (2020). Assessment of the fate of pharmaceutical compounds in a layered aquifer discharging to a stream. *Groundwater*, 58(2), 208-223.
- /7/ Rambøll (2023). Videregående forureningsundersøgelse. Undersøgelser Grindsted – Pulje 30. Fase I, II og III. Teknisk rapport. Udført på foranledning af Region Syddanmark. Journal nr. 09/16599.
- /8/ GEUS (2020). Palynologisk analyse af fem boringer fra Grindsted. Notat nr. 08-EN-20. De Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland, december 2020.
- /9/ Lemaire, G.G., Ottosen, C.B., Broholm, M.M., Bjerg, P.L. (2023). Hydrological conditions, hydrogeology and flow field. Præsentation. DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /10/ Rambøll (2023). Undersøgelser Grindsted – Pulje 30. Fase I – screening og metodeudvikling. Teknisk rapport. Udført på foranledning af Region Syddanmark.
- /11/ Ottosen, C.B., Bjerg, P.L., Lemaire, G.G., Hansen, J.G., Broholm, M.M (2023). Undersøgelse af chlorerede ethener's nedbrydning i fanen fra Grindstedværkets fabriksgrund. Teknisk notat. DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /12/ Ottosen, C.B., Lemaire, G.G., Bjerg, P.L., Broholm, M.M. (2023). Redoxforhold i Grindsted. Præsentation. 17-05-2023, DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /13/ Ottosen, C. B., Rønde, V., McKnight, U. S., Annable, M. D., Broholm, M. M., Devlin, J. F., Bjerg, P. L. (2020). Natural attenuation of a chlorinated ethene plume discharging to a stream: Integrated assessment of hydrogeological, chemical and microbial interactions. *Water Research*, 186, 116332.
- /14/ Frederiksen, M., Broholm, M.M., Bjerg, P.L. (2019). Vurdering af jord-og grundvandsforurening på Grindstedværkets grund og påvirkning af nedstrøms grundvand. Teknisk notat. DTU Miljø, Kgs. Lyngby.

- /15/ Lemaire, G.G., Broholm, M.M., Hansen, J.G., Ottosen, C.B., Bjerg, P.L. (2023). Bestemmelse af forureningsfluxen i Grindsted Å. Teknisk notat. DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /16/ Hansen, J.G., Bjerg, P.L., Lemaire, G.G., Ottosen, C.B., Broholm, M.M. (2023). Nedbrydningsforsøg af sulfonamider fra forureningsfanen i Grindsted Å. Teknisk notat. DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /17/ Draborg, H. (2021). Degradation of Pharmaceutical Compounds in the Grindsted Factory Plume - Tools and Assessment. Kandidatspeciale, Danmarks Tekniske Universitet, Institut for Miljø og Vandressourcer, Kgs. Lyngby.
- /18/ DHI (2023). Forslag til sundheds- og miljøkvalitetskrav for stoffer med relation til forureningen fra Grindstedværket. Rapport, Region Syddanmark Projekt nr A237370, juni 2023.
- /19/ Rambøll (2023). Grindsted Å – Screening for in situ afværge- og oprensningmuligheder. Rapport udført for Region Syddanmark, 2023.
- /20/ Rønde, V., McKnight, U. S., Sonne, A. T., Balbarini, N., Devlin, J. F., Bjerg, P. L. (2017). Contaminant mass discharge to streams: Comparing direct groundwater velocity measurements and multi-level groundwater sampling with an in-stream approach. *Journal of Contaminant Hydrology*, 206, 43-54.
- /21/ Sonne, A. T., McKnight, U. S., Rønde, V., Bjerg, P. L. (2017). Assessing the chemical contamination dynamics in a mixed land use stream system. *Water Research*, 125, 141-151.
- /22/ Chambon, JCC; Damgaard, I; Lemming, G; Christiansen, CM; Binning, PJ; Broholm, MM; Bjerg, PL (2009). Stimuleret reduktiv deklorering som afværgeteknologi i moræner - Erfaringer og modellering. DTU Miljø, Institut for Vand og Miljøteknologi.
- /23/ COWI (2019). Afværgeprogram for afværgeforanstaltninger overfor forureningsfanen fra det tidligere Grindstedværkets fabriksgrund. Rapport udført for Region Syddanmark, maj 2019.
- /24/ G. Lemaire, C. Ottosen, M. M. Broholm, P.L. Bjerg (2023) Strømningsforhold i Grindsted. DTU Sustain.
- /25/ Rambøll (2023). Videregående undersøgelser Grindsted, Fase III, Datarapport. Rapport udført for Region Syddanmark, maj 2023. Appendix C til reference /7/.
- /26/ Fetter, C.W. (2008) Contaminant Hydrogeology. Second Edition.
- /27/ Schwarz, J.; Thiele-Bruhn, S.; Eckhardt, K.U. & Schulten, H.R (2012) Sorption of Sulfonamide Antibiotics to Soil Organic Sorbents: Batch Experiments with Model Compounds and Computational Chemistry.
- /28/ Białk-Bielinska, A.; Maszkowska J.; Mroziak, W; Bielawska, A; Kołodziejska M.; Palavinskas, R; Stepnowski, P.; Kumirska, J. (2012). Sulfadimethoxine and sulfaguanidine: Their sorption potential on natural soils.
- /29/ Miljøstyrelsen (2022): JAGG – Risikovurdering af forurenede grunde. Version 2.1. Miljøstyrelsen, Cirkulær Økonomi og affald.
- /30/ Freeze, R. Allan & Cherry, John A. (1979) Groundwater. Prentice-Hall. Englewood Cliffs, N.J., USA.

- /31/ Jurado, A; Margareto, A.; Pujades, E.; Vázquez-Suñe, E.; Diaz-Cruz, M.S. (2020) Fate and risk assessment of sulfonamides and metabolites in urban groundwater. *Environmental Pollution*, 267, 115480.
- /32/ Hu, J., Li, X., Liu, F., Fu, W., Lin, L., Li, B. (2022). Comparison of chemical and biological degradation of sulfonamides: Solving the mystery of sulfonamide transformation. *Journal of Hazardous Materials*, 424, 127661.
- /33/ DTU Food (2023). Danish (Q)SAR Database. URL = <https://qsardb.food.dtu.dk/db/index.html> Tilgået 11-01-2024.
- /34/ Ottosen, C.B., Bjerg, P.L., Hansen, J.G., Lemaire, G.G., Broholm, M.M (2023). Vurdering af farmaceutiske stoffers nedbrydning i fanen fra Grindstedværkets fabriksgrund. Teknisk notat. DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /35/ Morsing, L., Petersen, T.E.L. (2022). Vurdering af nedbrydning af farmaceutiske stoffer i hyporheisk zone ved anvendelse af dybdeiskretiseret vandprøvetagning. Bachelorspeciale. DTU Sustain, Kgs. Lyngby.
- /36/ COWI (2020). Indsats overfor jordforurening. Laboratorieforsøg til test af AOP metoder overfor forureningsfanen fra det tidligere Grindstedværkets fabriksgrund. Rapport udført for Region Syddanmark, oktober 2020.
- /37/ Jensen, J. (1970). Jordens svovlindhold. *Tidsskrift for planteavl*, 74, 385-390.
- /38/ Andersen, H., Kaarsholm, K.M.S. (2023). On site behandling og erfaringer med ozon. Præsentation givet på projektmøde d. 31/8-2023, DTU Sustain.
- /39/ Wu, Y., Guan, C.Y., Griswold, N., Hou, L., Fang, X., Hu, A., Hu, Z., Yu, C.P. (2020). Zero-valent iron-based technologies for removal of heavy metal(loid)s and organic pollutants from the aquatic environment: Recent advances and perspectives. *Journal of Cleaner Production*, 277, 123478.
- /40/ Rambøll (2022). Sustainable Remediation. Methodology for Assessment. Miljøprojekt nr. 2209. ISBN: 987-87-7038-435-3
- /41/ ISO (2017). Soil quality - Sustainable remediation, ISO 18504:2017

Bilag 1

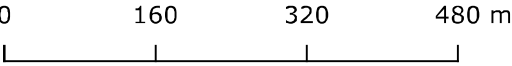
Situationsplaner med boringsplaceringer,
udstrømningsområder og målestationer



Signaturforklaring

- Fabriksgrund
- B601-B636
Filtersatte boringer

1:8.000



Bilag 1.a
Placering af filtersatte boringer
udført i 2022

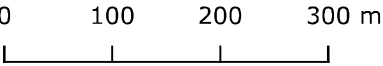
PROJECT: Grindsted Å | DATED: 23-10-2024 | DESIGNER: MBLR
\\cher\user\data\Afd-440\GIS\REH2021\IN00059_1100047870_Pulje_30_Grindsted\QGIS\Grindsted.qgz



Signaturforklaring

- ⊕ DP01-DP47
Niveauspecifik vandprøvetag

1:7.000



Bilag 1.c
Placering af direct push sonderinger (DP) med niveauspecifik vandprøvetagning



Region Syddanmark

Afværgeprogram
Grindsted Å

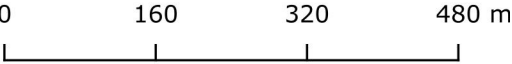
PROJECT: Grindsted Å | DATED: 23-10-2024 | DESIGNER: MBLR
\\cher\userdata\Afd-440\GIS\REH2021\IND0059_1100047870_Pulje_30_Grindsted\QGIS\Grindsted.qgz



Signaturforklaring

- Målestationer i åen
- ▨ GWD - indsivningsområder

1:8.000



Bilag 1.c
**Placering af målestation 2-9 og
indsivningsområde GWD1-GWD10**

Bilag 2

Situationsplaner med påviste koncentrationer af vinylchlorid



Signaturforklaring

- Boringer terrænnær
Påvist koncentration af
vinylchlorid ($\mu\text{g/l}$)
- Afgrænsning ($100 \mu\text{g/l}$)
af vinylchloridfane
- Fabriksgrund

Noter

Note 1. Bemærk at pga. stor borings-tæthed i nogle områder er ikke alle koncentrationer indtegnet.

Note 2. Ved flere filtersætninger i magasinet, står koncentrationen for det øverste filter øverst. For analyseresultater og filtrerniveauer henvises til bilag 3.

1:8.000



Bilag 2.a

Påviste koncentrationer af vinylchlorid (µg/l) i terrænnære magasin (0-15 m u.t.)

Bilag 3

Tabel med analyseresultater benyttet i situationsplaner

Boringer filtersat 0-15 m u.t.

id	DGUNr	x	y	kote_ground	depth_level	depth	filttop	filtbund	SUM_BARBITAL	SUM_SULFONAMID	Trichlorethen	cis-1,2-dichlorethen	Vinylchlorid	SUM_CHLOREREDE	Sampling_Date
604	114.4175-3	495454,42	6179721,8	41,04	5	11	10	12	11,9	0,7	0,03	0,64	1,4	2,12	27-09-2022
605	114.4179-2	495187,5	6179740,52	40,65	6	12	11	13	1,2	24,2	0,04	0,42	0,54	1,03	03-10-2022
606	114.4180-3	494725,08	6179318,52	38,12	5	12	11	13	474,9	242,7	36	1400	1200	2707,6	27-09-2022
611	114.3967-1	494375,36	6179176,869	34,068	6	4	3,5	4,5	199,4	64,2	0,06	0,25	0,12	0,48	01-03-2022
114. 1421	114.1421-12	497668	6180295	44,8	12	12,84	12,59	13,09	-	-	-	-	-	-	08-10-2021
114. 2508	114.2508-1	494618,89	6179169,68	35,26	1	6	5,5	6,5	833	620,6	0,07	140	7600	7764,34	21-09-2021
114.2797-1	114.2797-1	494635,04	6179219,13	36,53	1	-	5,6	5,6	-	-	4,6	72	700	844,09	18-05-2020
611-4	114.3965-1	494377,144	6179176,771	34,068	4	12,5	12	13	33,7	34,5	<0,020	30	200	231,11	01-03-2022
611-5	114.3966-1	494376,404	6179177,237	34,068	5	8	7,5	8,5	45,2	26,2	<0,020	0,91	2,2	3,15	01-03-2022
612-2	114.3969-1	494397,449	6179168,1	34,078	2	12,5	12	13	193,9	107,3	0,07	92	960	1056,74	01-03-2022
612-3	114.3970-1	494397,325	6179168,993	34,078	3	8	7,5	8,5	116,5	205,2	0,05	56	160	220,69	01-03-2022
612-4	114.3971-1	494396,613	6179169,279	34,078	4	4	3,5	4,5	52	35,5	3,2	2,4	0,03	115,69	01-03-2022
613-2	114.3973-1	494408,937	6179153,937	34,249	2	12,5	12	13	175,6	45,1	<0,020	3	280	283,58	22-02-2022
613-4	114.3975-1	494408,407	6179154,888	34,249	4	4	3,5	4,5	236,9	493,2	0,56	100	81	190,46	22-02-2022
613-4	114.3974-1	494408,3	6179154,11	34,249	3	7,5	7	8	104,4	86	<0,020	27	660	688,71	22-02-2022
614-2	114.3977-1	494355,324	6179169,695	34,057	2	11,5	11	12	5,3	0,7	<0,020	<0,020	0,04	0,04	23-02-2022
614-3	114.3978-1	494354,269	6179167,837	34,057	3	7	6,5	7,5	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	23-02-2022
614-4	114.3979-1	494354,001	6179168,903	34,057	4	3,5	3	4	113,6	396,6	0,09	230	390	623,99	23-02-2022
615-1	114.3980-1	494818,1	6179077,735	34,63	1	12,5	12	13	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	10-03-2022
615-2	114.3981-1	494818,526	6179077,432	34,63	2	7,5	7	8	2765,5	1014,1	2,5	16	6,8	28,86	10-03-2022
615-3	114.3982-1	494818,975	6179077,111	34,63	3	3,5	3	4	8,5	3	0,04	2,7	0,07	3,03	10-03-2022
616-2	114.3984-1	494748,882	6179146,661	34,671	2	12,5	12	13	472,1	59,1	0,66	1,8	17	22,72	15-03-2022
616-3	114.3985-1	494748,236	6179146,669	34,671	3	7,5	7	8	2374,6	360,5	15	730	460	1278,23	15-03-2022
616-4	114.3986-1	494747,68	6179146,726	34,671	4	3,5	3	4	0	0	<0,020	0,27	0,1	0,73	15-03-2022
617-2	114.3988-1	494709,357	6179133,984	34,651	2	12,5	12	13	214,9	59,1	0,1	1,1	33	34,9	09-03-2022
617-3	114.3989-1	494708,933	6179134,148	34,651	3	7,5	7	8	528	109,6	17	250	800	1124,43	09-03-2022
617-4	114.3990-1	494708,476	6179133,883	34,651	4	3,5	3	4	0,1	1,5	0,15	1,2	0,56	3,95	09-03-2022
618-2	114.3992-1	494661,217	6179125,012	34,676	2	9,5	9	10	1471,9	11,4	0,09	11	16	28,06	08-03-2022
618-3	114.3993-1	494660,729	6179125,003	34,676	3	3,5	3	4	5,3	97,7	6,9	6,4	0,56	113,28	08-03-2022
619-2	114.3995-1	494637,241	6179120,373	34,246	2	6,5	6	7	851,7	153,4	0,41	25	630	661,66	08-03-2022
619-3	114.3996-1	494637,347	6179121,006	34,246	3	3,5	3	4	123,6	249,1	38	5300	1100	6686,82	08-03-2022
620-2	114.3998-1	494621,562	6179152,369	34,59	2	8,5	8	9	2587,4	71,7	0,2	19	140	160,1	08-03-2022
620-3	114.3999-1	494622,111	6179152,819	34,59	3	3,5	3	4	406,1	957,7	1,2	250	760	1019,17	08-03-2022
621-2	114.4001-1	494603,325	6179168,527	34,381	2	8,5	8	9	364,3	249,6	0,15	1300	2800	4147,05	08-03-2022
621-3	114.4002-1	494602,813	6179168,981	34,381	3	3,5	3	4	34,5	78	3,2	70	28	159,34	08-03-2022
622-4	114.4005-1	494583,577	6179168,919	34,231	4	8,5	8	9	276,9	2178,7	0,2	480	790	1288,69	04-03-2022
622-5	114.4006-1	494583,276	6179168,245	34,231	5	3,5	3	4	131,2	1729	36	270	200	549,3	04-03-2022
623-2	114.4008-1	494565,969	6179136,083	34,331	2	10,5	10	11	131	16,6	<0,020	4,7	100	105,01	02-02-2022
623-3	114.4009-1	494565,429	6179135,674	34,331	3	7,5	7	8	161,3	74,1	2,6	35	410	452,41	02-02-2022
623-4	114.4010-1	494565,528	6179134,966	34,331	4	3,5	3	4	1,5	0,5	<0,020	<0,020	<0,020	0,31	02-02-2022
624-2	114.4012-1	494552,404	6179108,812	34,229	2	12,5	12	13	99,4	2,9	<0,020	0,23	200	200,23	02-02-2022
624-3	114.4013-1	494551,687	6179108,541	34,229	3	7,5	7	8	139,3	32,6	<0,020	9,3	900	909,7	02-02-2022
624-4	114.4014-1	494551,753	6179107,66	34,229	4	3,5	3	4	210,4	812,2	0,27	38	210	251,19	02-02-2022
625-2	114.4016-1	494473,674	6179123,689	34,117	2	12,5	12	13	71,6	7,3	<0,020	1,4	440	441,47	25-02-2022
625-3	114.4017-1	494473,002	6179123,557	34,117	3	7,5	7	8	198,5	575,6	0,64	130	67	202,57	23-02-2022
625-4	114.4018-1	494472,496	6179123,938	34,117	4	3,5	3	4	164,5	218,1	<0,020	94	1200	1298,3	23-02-2022
626-2	114.4020-1	494265,775	6179210,822	34,003	2	12,5	12	13	33,9	34,8	<0,020	0,3	0,12	0,42	15-03-2022
626-3	114.4021-1	494265,129	6179211,103	34,003	3	7,5	7	8	24	10,7	<0,020	0,13	<0,020	0,13	15-03-2022
626-4	114.4022-1	494264,594	6179211,347	34,003	4	3,5	3	4	7,1	0,8	0,05	<0,020	<0,020	0,25	15-03-2022
627-2	114.4024-1	494222,632	6179208,148	33,794	2	12,7	12,2	13,2	8,6	54,3	0,07	13	3,3	16,62	15-03-2022
627-3	114.4025-1	494222,13	6179208,069	33,794	3	9,3	8,8	9,8	12,2	40	<0,020	34	17	52,26	15-03-2022
627-4	114.4026-1	494221,656	6179208,092	33,794	4	3,5	3	4	15	95,8	0,06	24	9,5	34,21	15-03-2022
628-2	114.4028-1	494021,287	6179207,928	33,947	2	10,5	10	11	16,9	13,3	<0,020	0,02	<0,020	0,06	15-03-2022
628-3	114.4029-1	494020,703	6179207,949	33,947	3	6,5	6	7	12,2	7,2	<0,020	0,04	<0,020	0,04	15-03-2022
629-2	114.4031-1	493700,661	6179262,341	34,492	2	12,5	12	13	14	10,3	<0,020	0,25	<0,020	0,25	16-03-2022
629-3	114.4032-1	493701,24	6179262,644	34,492	3	6,5	6	7	0	1,7	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-03-2022
630-2	114.4034-1	493137,698	6179358,511	33,189	2	12,5	12	13	0,4	0,4	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-03-2022
630-3	114.4035-1	493138,188	6179357,897	33,189	3	6,5	6	7	0,2	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-03-2022
631-2	114.4037-1	494910,352	6179060,987	34,821	2	7,5	7	8	428,7	59,9	1,9	6,9	0,36	14,22	14-03-2022
631-3	114.4038-1	494913,896	6179061,335	34,821	3	3,5	3	4	125,5	38,4	0,7	2,8	0,03	5,37	14-03-2022
632-1	114.4039-1	494786,873	6179133,553	34,474	1	12,5	12	13	264,1	9,8	0,08	1,4	8,3	10,19	10-03-2022
632-2	114.4040-1	494786,436	6179133,931	34,474	2	7,5	7	8	375,7	534,3	3,6	240	1100	1363,8	10-03-2022
632-3	114.4041-1	494786,031	6179134,197	34,474	3	3,5	3	4	103,4	57,8	0,07	130	2300	2446,63	10-03-2022
633-2	114.4043-1	494283,14	6179199,757	33,968	2	12,5	12	13	9,2	200	0,08	42	36	79,77	14-03-2022
633-3	114.4044-1	494282,431	6179199,733	33,968	3	7,5	7	8	10,8	153,2	0,06	23	110	133,79	14-03-2022
633-4	114.4045-1	494282,537	6179200,29	33,968	4	3,5	3	4	6,3	12,8	0,03	0,13	0,16	0,62	14-03-2022
634-2	114.4047-1	493263,806	6179297,459	33,234	2	12,5	12	13	1,1	1,8	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-03-2022
634-3	114.4048-1	493263,245	6179297,55	33,234	3	6,5	6	7	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-03-2022
635-2	114.4183-1	494967,4	6179038,48	35,55	2	7,5	7	8	0	0	3,8	4,7	0,04	38,62	16-09-2022
635-3	114.4184-1	494966,69	6179038,71	35,55	3	3,5	3	4	142,1	5,8	1,8	3,8	<0,020	40,95	16-09-2022
636-2	114.4186-1	495035,78	6179043,14	36,15	2	7,5	7	8	0,2	0,2	<0,020	<0,020	<0,020	0,09	16-09-2022
636-3	114.4187-1	495035,11	6179043,61	36,15	3	3,5	3	4	0	0,1	<0,020	<0,020	<0,020	0,07	16-09-2022
B2-213	114.2789-1	494858,03	6179153,07	38,34	1	3,5	3	4	11,1	0,2	<0,020	2,8	2,5	5,58	22-09-2020

DP14-3	-	494081,357	6179198,182	33,809	3	10	10	11	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	09-09-2021
DP14-4	-	494081,357	6179198,182	33,809	4	4	4	5	35,8	3,5	<0,020	0,04	<0,020	0,04	09-09-2021
DP15-2	-	493979,089	6179209,624	33,619	2	4,5	5,5	6,5	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	12-09-2021
DP15-3	-	493979,089	6179209,624	33,619	3	4	4,5	5,5	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	12-09-2021
DP15-4	-	493979,089	6179209,624	33,619	4	2	4	5	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	12-09-2021
DP15-4	-	493979,089	6179209,624	33,619	1	5,5	2	3	6,6	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	12-09-2021
DP16-1	-	493849,328	6179268,307	34,019	1	10,5	10,5	11,5	164	21,9	<0,020	0,74	<0,020	0,77	31-08-2021
DP16-2	-	493849,328	6179268,307	34,019	2	5	5	6	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0,02	31-08-2021
DP17-2	-	493693,221	6179256,702	34,364	2	8	12,5	13,5	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	02-09-2021
DP17-4	-	493693,221	6179256,702	34,364	1	12,5	8	9	91,1	11,9	<0,020	0,29	<0,020	0,29	02-09-2021
DP18-1	-	493561,019	6179217,043	33,398	1	12,9	12,9	13,9	-	-	<0,020	<0,020	0,99	0,99	02-09-2021
DP18-2	-	493561,019	6179217,043	33,398	2	5	5	6	6,5	0,3	<0,020	<0,020	2	2	02-09-2021
DP19-1	-	493262,309	6179298,258	33,228	1	11,7	11,7	12,7	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	31-08-2021
DP19-2	-	493262,309	6179298,258	33,228	2	8,5	8,5	9,5	14,2	0,5	<0,020	0,06	<0,020	0,06	31-08-2021
DP20-1	-	493115,598	6179377,781	33,177	1	12,1	12,1	13,1	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	26-08-2021
DP20-2	-	493115,598	6179377,781	33,177	2	7	7	8	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	26-08-2021
DP21-1	-	492978,921	6179448,639	33,186	1	14	14	15	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	26-08-2021
DP21-2	-	492978,921	6179448,639	33,186	2	9	9	10	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	26-08-2021
DP23-3	-	494715,479	6179136,349	34,564	3	5	5	6	66,3	245,1	12	36	2,4	161,41	08-12-2021
DP24-3	-	494660,304	6179124,067	34,64	3	6	6	7	-	-	2,5	1800	11000	12828,4	08-12-2021
DP24-4	-	494660,304	6179124,067	34,64	4	5	5	6	461,6	409,9	36	4000	11000	15106,1	08-12-2021
DP25-2	-	494634,104	6179127,419	34,962	2	5	5	6	425,5	729	8,6	540	3200	3792,71	06-12-2021
DP26-1	-	494575,023	6179149,254	34,266	1	7	7	8	186,4	187,8	0,14	300	1600	1907,39	23-11-2021
DP27-1	-	494561,093	6179128,728	34,276	1	13,5	13,5	14,5	59,5	17,4	<0,020	3,6	210	213,84	24-11-2021
DP28-4	-	494544,954	6179093,43	34,389	4	2	2	3	84	62,4	0,93	18	320	341,93	24-11-2021
DP29-3	-	494406,71	6179150,966	34,194	3	4	4	5	4,5	212,8	0,04	55	1200	1259,05	16-11-2021
DP30-1	-	494400,229	6179164,423	33,934	1	8,5	8,5	9,5	0,5	120,8	0,04	36	450	487,61	18-11-2021
DP30-2	-	494400,229	6179164,423	33,934	2	7	7	8	-	-	0,05	63	590	656,1	18-11-2021
DP31	-	494380,423	6179175,773	34,092	1	6,5	6,5	7,5	0,3	75,9	0,07	12	30	42,75	18-11-2021
DP32	-	494364,148	6179171,049	34,274	1	5,5	5,5	6,5	7,7	318,1	0,07	210	240	454,57	19-11-2021
DP33-1	-	494350,873	6179159,529	34,223	1	6	6	7	-	-	<0,020	0,56	1,7	2,26	21-11-2021
DP33-2	-	494350,873	6179159,529	34,223	2	4	4	5	11,1	40,9	<0,020	25	110	135,62	20-11-2021
DP34-1	-	494293,595	6179185,719	34,154	1	10	10	11	-	-	<0,020	0,05	0,04	0,09	24-11-2021
DP34-2	-	494293,595	6179185,719	34,154	2	6	6	7	112,1	313,8	0,23	220	310	533,57	24-11-2021
DP35-1	-	494262,867	6179209,752	34,147	1	11,5	11,5	12,5	172	71,6	0,02	0,24	0,09	0,35	24-11-2021
DP35-2	-	494262,867	6179209,752	34,147	2	3	3	4	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0	24-11-2021
DP36	-	494133,171	6179205,083	33,655	1	5	5	6	120,6	21,2	<0,020	0,1	<0,020	0,1	24-11-2021
DP37	-	494031,304	6179204,113	33,936	1	10	10	11	86,2	25,7	<0,020	0,06	<0,020	0,06	24-11-2021
DP38	-	493869,367	6179264,357	34,913	1	8	8	9	12,1	2,8	<0,020	0,07	<0,020	0,07	24-11-2021
DP39	-	493757,517	6179274,764	35,432	1	13	13	14	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	02-12-2021
DP40	-	493633,359	6179234,957	34,544	1	10	10	11	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	03-12-2021
DP41	-	493487,649	6179213,538	33,192	1	8,5	8,5	9,5	13,1	5,9	<0,020	0,19	5,7	5,89	06-12-2021
DP42	-	493293,849	6179272,458	33,283	1	6	6	7	32,5	7,9	<0,020	0,08	<0,020	0,08	04-12-2021
DP43	-	493278,556	6179283,987	33,2	1	6,2	6,2	7,2	15	2	<0,020	0,18	0,85	1,03	06-12-2021
DP44	-	493235,725	6179290,734	33,158	1	4	4	5	15,1	2,2	<0,020	0,09	0,43	0,52	06-12-2021
DP45	-	493148,568	6179338,964	33,165	1	7	7	8	8,9	1,4	<0,020	<0,020	0,33	0,33	06-12-2021
DP46	-	493130,174	6179368,487	33,166	1	9,5	9,5	10,5	0	0	<0,020	<0,020	0,2	0,2	06-12-2021
DP47	-	493070,575	6179379,15	33,134	1	3,5	3,5	4,5	0,3	0	<0,020	0,16	0,97	1,15	08-12-2021
DPT1F-2	-	494567,528	6179166,765	34,535	2	8,9	8,9	8,9	132	44,8	0,61	130	260	392,98	02-07-2021
DPT1F-3	-	494567,528	6179166,765	34,535	3	7,5	7,5	7,5	69,8	176,2	5,9	17	4,1	30,88	02-07-2021
DPT1F-4	-	494567,528	6179166,765	34,535	4	6,7	6,7	6,7	64,4	10,3	12	24	0,28	38,2	02-07-2021
DPT2F-2	-	494599,697	6179170,326	34,371	2	6	6	6	289,5	1246,9	0,42	1000	1400	2430,87	07-07-2021
DPT2F-3	-	494599,697	6179170,326	34,371	3	5,5	5,5	5,5	529,8	901,1	1,3	710	1600	2327,16	07-07-2021
DPT2F-4	-	494599,697	6179170,326	34,371	4	2	2	2	0,3	0,5	0,11	0,13	0,06	0,51	07-07-2021
DPT3F-2	-	494615,546	6179157,94	35,008	2	8,8	8,3	8,3	1283,2	26,1	0,43	15	35	51,35	06-07-2021
DPTF3F-3	-	-	-	-	3	6,1	6,1	6,1	609,1	543,2	0,04	23	1400	1434,07	06-07-2021
DPTF3F-4	-	-	-	-	4	5	5	5	642,3	722	0,05	6,4	960	971,01	06-07-2021
DPTF3F-5	-	-	-	-	5	3,5	3	3	391,8	640,6	0,6	850	670	1534,02	06-07-2021
DPTF3F-6	-	-	-	-	6	1,7	1,7	1,7	18,7	44,6	0,05	0,45	1,6	2,44	06-07-2021
FG2	114.3592-2	495321,26	6179888	40,71	6	12	11	13	4,8	229,8	0,12	0,07	0,27	0,54	26-11-2019
GA1	114.3655-2	494154,63	6179307,73	35,79	6	13	12	14	212,9	57,7	0,02	0,2	0,1	0,4	14-06-2021
UK1-1	114.3683-1	494618,39	6179391,53	39,48	1	7,5	7	8	-	-	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0,67	29-01-2020
UK1-2	114.3683-2	494619,38	6179391,3	39,48	2	4,5	4	5	-	-	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0,04	29-01-2020
UK2-1	114.3684-1	494642,81	6179379,24	39,21	1	7,5	7	8	88,6	516,1	22	6	0,49	58,82	21-09-2020
UK2-2	114.3684-2	494642,81	6179379,24	39,21	2	4,5	4	5	36,2	1	0,28	0,04	0,04	7,26	21-09-2020

Boringer filtersat 15-30 m u.t.

id	DGUnr	x	y	kote_ground	depth_level	depth	filttop	filtbund	SUM_BARBITAL	SUM_SULFONAMID	Trichlorethen	cis-1,2-dichlorethen	Vinylchlorid	SUM_CHLOREREDE	Sampling_date
601	114.3902-1	495025,382	6179375,313	40,1	5	29	28	30	1348	61,6	<0,020	2	7,7	9,93	25-01-2022
602	114.3906-2	494441,758	6179564,395	39,28	6	21	20	22	59,8	61,4	0,11	0,05	<0,020	0,16	01-02-2022
603	114.3911-2	495189,929	6179304,008	39,75	6	17,5	16,5	18,5	1211,6	5,2	0,38	69	20	95,57	15-02-2022
604	114.4176-2	495449,35	6179726,76	41,06	4	19	18	20	63,1	0,8	<0,020	0,29	0,79	1,22	27-09-2022
604	114.4176-1	495449,35	6179726,76	41,06	3	26	25	27	397,6	49,8	<0,020	0,39	15	15,46	27-09-2022
605	114.4179-1	495187,5	6179740,52	40,65	5	23	22	24	8,3	8,3	1,1	3,3	0,32	7,43	03-10-2022
606	114.4181-2	494730,04	6179317,58	38,24	4	19	18	20	77,4	1005,4	0,04	31	350	384,85	16-11-2022
611	114.3964-1	494378,076	6179176,683	34,068	3	17	16,5	17,5	90,8	29	<0,020	0,19	1,7	2,03	01-03-2022
611	114.3963-1	494378,832	6179177,684	34,068	2	26,5	26	27	5,6	0,1	<0,020	<0,020	0,04	0,04	01-03-2022
612	114.3968-1	494398,045	6179167,794	34,078	1	19	18,5	19,5	266,1	45,8	<0,020	0,47	1,2	1,84	01-03-2022
613	114.3972-1	494408,809	6179153,015	34,249	1	19,5	19	20	106	1,4	<0,020	0,28	0,6	0,88	22-02-2022
614	114.3976-1	494355,596	6179168,596	34,057	1	19,5	19	20	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	23-02-2022
616	114.3983-1	494749,498	6179146,704	34,671	1	18,5	18	19	505,7	41,6	0,16	8,1	28	37,08	15-03-2022
617	114.3987-1	494709,799	6179134,213	34,651	1	18,5	18	19	83,6	8,9	0,07	1,2	32	33,41	09-03-2022
618	114.3991-1	494661,594	6179125,301	34,676	1	18,5	18	19	751,2	196	0,07	1,7	2	4,05	08-03-2022
619	114.3994-1	494637,626	6179120,253	34,246	1	16,5	16	17	333,3	190,4	<0,020	0,8	4,5	5,57	08-03-2022
620	114.3997-1	494620,904	6179152,314	34,59	1	17,5	17	18	692,4	223,6	<0,020	8,9	510	522,1	08-03-2022
621	114.4000-1	494604,064	6179168,707	34,381	1	18	17,5	18,5	233,7	138,7	<0,020	4,8	400	406,4	08-03-2022
622	114.4004-1	494584,483	6179169,105	34,231	3	18	17,5	18,5	429,4	286,9	0,04	50	260	311,89	04-03-2022
622	114.4003-1	494584,863	6179169,671	34,231	2	28	27,5	28,5	60,9	29,9	<0,020	4,3	79	83,64	04-03-2022
623	114.4007-1	494565,791	6179136,778	34,331	1	18,5	18	19	542,5	164,9	<0,020	0,72	53	54,14	02-02-2022
624	114.4011-1	494552,112	6179109,547	34,229	1	18,5	18	19	0	0	<0,020	<0,020	0,07	0,07	02-02-2022
625	114.4015-1	494474,263	6179123,283	34,117	1	18,5	18	19	1287	21,3	<0,020	2,7	3,6	6,4	23-02-2022
626	114.4019-1	494266,276	6179210,52	34,003	1	21,5	21	22	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	15-03-2022
627	114.4023-1	494223,043	6179208,238	33,794	1	21	20,5	21,5	8	2,1	<0,020	<0,020	0,13	0,17	15-03-2022
628	114.4027-1	494021,89	6179207,775	33,947	1	18,5	18	19	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	15-03-2022
629	114.4030-1	493699,974	6179262,092	34,492	1	22,5	22	23	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-03-2022
630	114.4033-1	493137,378	6179359,132	33,189	1	26	25,5	26,5	2,7	2	<0,020	<0,020	2,2	2,2	16-03-2022
631	114.4036-1	494914,734	6179060,774	34,821	1	19,5	19	20	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0,07	14-03-2022
633	114.4042-1	494283,665	6179198,976	33,968	1	18,5	18	19	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	14-03-2022
634	114.4046-1	493264,359	6179297,38	33,234	1	24	23,5	24,5	1,7	0,3	<0,020	<0,020	0,24	0,24	16-03-2022
635	114.4182-1	494968,3	6179038,36	35,55	1	19,5	19	20	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-09-2022
636	114.4185-1	495036,48	6179042,57	36,15	1	19,5	19	20	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	16-09-2022
114.1421-11	114.1421-11	497668	6180295	44,8	11	18,67	18,42	18,92	-	-	-	-	-	-	08-10-2021
114.1421-10	114.1421-10	497668	6180295	44,8	10	27,37	27,12	27,62	-	-	-	-	-	-	08-10-2021
114.2568	114.2568-2	494662,54	6179337,61	38,5	2	19	18	20	53,8	1289,5	-	-	-	-	03-09-2021
BE7-2	114.2568-2	494662,54	6179337,61	38,5	2	19	18	20	118,1	337,7	0,29	270	610	884,98	18-06-2020
BE7-1	114.2568-1	494662,54	6179337,61	38,5	1	24	23	25	-	-	10	210	440	670,3	18-06-2020
Bekkasinvej	114.2620-2	494847,44	6179501,97	40,28	6	17	16	18	68,7	136,9	6,4	7,2	2,5	69,7	19-05-2020
FA1	114.3642-2	494649,14	6179547,6	39,94	6	18	17	19	302,2	14,7	< 0,02	0,02	< 0,02	1,62	30-01-2020
FG1-6	114.3595-2	495399,28	6179786,8	41,09	6	17	16	18	-	-	<0,020	<0,020	280	280,55	20-10-2021
FG1-5	114.3595-1	495399,28	6179786,8	41,09	5	26	25	27	1462,5	438,9	<0,020	<0,020	0,11	1,01	20-10-2021
FG2	114.3592-1	495321,07	6179887,91	40,71	5	25	24	26	151	55,8	0,26	3,6	2	6,24	17-02-2020
FG3	114.3598-2	495160,86	6180069,38	40,54	6	22	21	23	213,5	9,1	0,3	0,35	< 0,02	3,55	30-01-2020
G10-6	114.1495-6	494344,42	6179247,23	37,5	6	15,5	15	16	-	-	0,31	120	810	941,54	18-06-2020
G10-5	114.1495-5	494344,42	6179247,23	37,5	5	21,5	21	22	239,6	1012,9	0,34	1000	2100	3112,67	03-09-2021
G8	114.1447-4	494917,44	6179637,02	40,161	4	16,75	15	18,5	-	-	8,1	6,1	1,8	386,39	03-06-2020
GA1	114.3655-1	494154,68	6179307,81	35,79	5	26	25	27	-	-	32	150	140	329,4	02-11-2021
GA2-6	114.3654-2	493983,71	6179320,26	35,56	6	16,5	15,5	17,5	1,6	0	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0	25-02-2020
GA2-5	114.3654-1	493983,62	6179320,33	35,56	5	26	25	27	145,6	34,6	<0,020	0,22	0,17	0,39	23-07-2021
GA3-6	114.3651-2	493751,28	6179279,81	35,62	6	19	18	20	61,9	1,6	< 0,02	0,1	< 0,02	0,1	16-03-2020
GA3-5	114.3651-1	493751,33	6179280,01	35,62	5	29	28	30	0	0	< 0,02	< 0,02	< 0,02	0	16-03-2020
DP06		494638,967	6179113,894	34,096	1	15,5	-	-	-	-	0,04	0,6	5,3	6,38	
DP01		494920,056	6179058,103	34,824	1	16	-	-	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0,03	
DPT3F-1		494615,546	6179157,94	35,008	1	16,5	-	-	427,2	201,9	<0,020	2	340	343,6	
DP14-1		494081,357	6179198,182	33,809	1	16,6	-	-	-	-	0,08	0,05	<0,020	0,54	
DPT2F-1		494599,697	6179170,326	34,371	1	16,7	-	-	371,8	154,1	0,03	44	290	335,78	
DP02		494876,485	6179071,204	34,836	2	17,2	-	-	-	-	<0,020	<0,020	<0,020	0,09	
DPT1F-1		494567,528	6179166,765	34,535	1	17,3	-	-	144,6	74,2	0,12	0,71	13	14,1	
DP04-1		494741,178	6179146,245	34,726	1	17,4	-	-	-	-	0,05	1,7	32	34,68	
DP07-1		494550,176	6179105,148	34,19	1	18	-	-	-	-	<0,020	<0,020	0,1	0,1	

Boringer filtersat >30 m u.t.

id	DGUnr	x	y	kote_ground	depth_level	depth	filttop	filtbund	SUM_BARBITAL	SUM_SULFONAMID	Trichlorethen	cis-1,2-dichlorethen	Vinylchlorid	SUM_CHLOREREDE	Sampling_date
611	114.3962-1	494378,989	6179177,101	34,068	1	33,5	33	34	537,6	14,8	<0,020	1,4	2,4	3,86	01-03-2022
622	114.4052-1	494585,456	6179169,757	34,231	1	33,5	33	34	344,6	204,7	<0,020	1,4	160	162,6	01-03-2022
114.1421	114.1421-9	497668	6180295	44,8	9	35,6	35,35	35,85	-	-	-	-	-	-	08-10-2021
114.2038-1	114.2038-1	495275	6180266	40,79	1	75,5	74	77	0	0	<0.020	<0.020	<0.020	0	19-10-2020
114.2038-6	114.2038-6	495275	6180266	40,79	6	108	103	113	0	0	<0.020	<0.020	<0.020	0	19-10-2020
114.2127-1	114.2127-1	495522	6179781	41,39	1	105,5	99	112	0	0	<0.020	<0.020	<0.020	0	21-10-2020
114.2127-2	114.2127-2	495522	6179781	41,39	2	77	76	78	0	0	<0.020	<0.020	<0.020	0	21-10-2020
114.2618-1	114.2618-1	494846,03	6179488,91	40,12	1	71	70	72	0,1	0	< 0.02	0,11	< 0.02	0,11	
114.2618-2	114.2618-2	494846,03	6179488,91	40,12	2	64	63	65	-	0	0,44	29	44	78,81	18-06-2020
114.2619-1	114.2619-1	494846,73	6179496,16	40,24	3	55	54	56	-	0	0,6	1800	2800	4635,7	03-06-2020
114.2619-2	114.2619-2	494846,73	6179496,16	40,24	2	47	46	48	-	1008,4	-	-	-	-	08-10-2021
114.2619-2	114.2619-2	494846,73	6179496,16	40,24	4	47	46	48	-	0	1,2	4400	2000	6491,45	10-04-2019
114.2620-1	114.2620-1	494847,44	6179501,97	40,28	5	30	29	31	0	0	7	58	38	107,26	18-06-2020
601-1	114.3900-1	495028,961	6179373,454	40,1	1	64	63	65	0	0,1	<0,020	<0,020	0,29	0,29	25-01-2022
601-2	114.3900-2	495028,838	6179373,559	40,1	2	54,5	53,5	55,5	12,6	0,2	0,07	0,84	8,2	9,18	25-01-2022
601-3	114.3901-1	495027,081	6179374,472	40,1	3	43	42	44	-	-	< 0.02	1,4	16	17,56	25-01-2022
601-4	114.3901-2	495026,988	6179374,554	40,1	4	36	35	37	-	-	< 0.02	3,5	3,4	7,22	25-01-2022
602-1	114.3904-1	494446,763	6179563,616	40,1	1	69,5	68,5	70,5	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	01-02-2022
602-2	114.3904-2	494446,719	6179563,484	39,28	2	62	61	63	0	0	0,27	<0,020	<0,020	0,27	01-02-2022
602-3	114.3905-1	494444,34	6179564,021	39,28	3	50	49	51	7,9	7,3	0,09	<0,020	<0,020	0,09	01-02-2022
602-4	114.3905-2	494444,456	6179564,165	39,28	4	40	39	41	0	0,3	<0,020	0,06	0,06	0,12	01-02-2022
602-5	114.3906-1	494441,713	6179564,524	39,28	5	31	30	32	15,4	24,4	0,1	<0,020	<0,020	0,1	01-02-2022
603-1	114.3909-1	495195,047	6179304,817	39,75	1	63	62	64	0	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	15-02-2022
603-2	114.3909-2	495194,848	6179304,838	39,75	2	52,3	51,3	53,3	0,4	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	15-02-2022
603-3	114.3910-1	495192,558	6179304,389	39,75	3	45	44	46	0,5	0	<0,020	<0,020	<0,020	0,03	15-02-2022
603-4	114.3910-2	495192,368	6179304,413	39,75	4	38	37	39	0,5	0	<0,020	<0,020	<0,020	0	15-02-2022
603-5	114.3911-1	495190,154	6179304,02	39,75	5	31	30	32	0,5	0	<0,020	<0,020	<0,020	0,03	15-02-2022
604-1	114.4175-1	495454,42	6179721,8	41,04	1	49	48	50	14,9	0,6	<0,020	1,3	2,5	3,88	27-09-2022
604-2	114.4175-2	495454,42	6179721,8	41,04	2	37	36	38	52,1	1,1	<0,020	1,1	1,6	2,75	27-09-2022
605-1	114.4177-1	495187,91	6179735,77	40,69	1	64,5	63,5	65,5	0,7	1,2	0,15	140	610	752,25	03-10-2022
605-2	114.4177-2	495187,91	6179735,77	40,69	2	50	49	51	27	3,6	0,99	4500	630	5188,28	03-10-2022
605-3	114.4178-1	495187,76	6179738,5	40,64	3	43	42	44	87,5	169,8	<0,020	11	780	795,22	03-10-2022
605-4	114.4178-2	495187,76	6179738,5	40,64	4	33	32	34	173,3	445,6	<0,020	0,69	7,8	8,52	03-10-2022
606-1	114.4180-1	494725,08	6179318,52	38,12	1	58	57	59	1,5	2,3	0,1	6400	16000	22472	27-09-2022
606-2	114.4180-2	494725,08	6179318,52	38,12	2	47	46	48	-	-	2,1	7400	3400	10885,13	16-11-2022
606-3	114.4181-1	494730,04	6179317,58	38,24	3	33	32	34	156,9	732,1	0,19	6,7	170	178,83	27-09-2022
FA1-1	114.3641-1	494646,12	6179547,93	39,94	1	67	66	68	60,8	5,9	0,02	2,4	0,69	3,2	30-01-2020
FA1-2	114.3641-2	494646,17	6179547,95	39,94	2	61	60	62	89,5	142,3	0,15	82	13	96,49	14-12-2021
FA1-3	114.3640-1	494652,08	6179547,35	39,94	3	55	54	56	187,6	105,9	0,23	63	39	104,35	30-01-2020
FA1-4	114.3640-2	494652,2	6179547,31	39,94	4	47	46	48	-	-	5,3	28	0,04	105,49	02-11-2021
FA1-5	114.3642-1	494649,22	6179547,56	39,94	5	32,5	31,5	33,5	483,6	49,6	< 0.02	0,04	< 0.02	0,49	30-01-2020
FG1-1	114.3593-1	495399,28	6179786,8	41,09	1	68	67	69	1,5	0,5	8,5	240	230	499,43	10-02-2020
FG1-2	114.3593-2	495399,28	6179786,8	41,09	2	59	58	60	3,3	1,3	510	8500	2600	11811,07	02-11-2021
FG1-3	114.3594-1	495399,28	6179786,8	41,09	3	49	48	50	0	0,2	17	45	5,8	69,46	29-01-2020
FG1-4	114.3594-2	495399,28	6179786,8	41,09	4	37	36	38	36,9	0,9	0,52	2,4	1,6	4,67	29-01-2020
FG2-2	114.3590-2	495300,31	6179892,5	40,71	2	61	60	62	0,5	0,7	0,97	1,7	0,03	6,24	30-01-2020
FG2-3	114.3591-1	495313,9	6179888,86	40,71	3	50	49	51	18,8	65,8	76	810	66	994,7	30-01-2020
FG2-4	114.3591-2	495314	6179889,02	40,71	4	43	42	44	26,2	185	4,5	180	460	649,97	30-01-2020
FG2-4	114.3590-1	495300,22	6179892,39	40,71	1	67	66	68	3,3	2,8	8,4	11	0,06	21,87	30-01-2020
FG3-2	114.3596-2	495160,86	6180069,38	40,54	2	59	58	60	1,1	0,3	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0,09	30-01-2020
FG3-3	114.3597-1	495160,86	6180069,38	40,54	3	50	49	51	5,6	0,2	< 0.02	0,03	< 0.02	1,33	30-01-2020
FG3-4	114.3597-2	495160,86	6180069,38	40,54	4	42	41	43	1,3	0,8	< 0.02	< 0.02	< 0.02	1,2	30-01-2020
FG3-4	114.3596-1	495160,86	6180069,38	40,54	1	67	66	68	1,1	0,1	< 0.02	< 0.02	< 0.02	0,17	30-01-2020
FG3-5	114.3598-1	495160,86	6180069,38	40,54	5	33	32	34	2,8	0,5	0,03	0,06	< 0.02	4,59	30-01-2020
G10-2	114.1495-1	494344,42	6179247,23	37,5	1	64,5	64	65	-	-	0,14	17	1600	1620,94	18-06-2020
G10-3	114.1495-3	494344,42	6179247,23	37,5	3	48,5	48	49	173,5	755,7	0,32	590	2600	3197,68	03-09-2021
G10-4	114.1495-4	494344,42	6179247,23	37,5	4	42,5	42	43	159,2	876	0,65	540	2400	2947,69	03-09-2021
G6-1	114.1426-1	495511,06	6179430,4	40,95	1	60,5	60	61	-	-	-	-	-	-	20-10-2021
G6-2	114.1426-2	495511,06	6179430,4	40,95	2	49	48	50	-	-	-	-	-	-	20-10-2021
G7	114.1430-1	495029	6180229	40,7	1	107,5	100	115	0	0	<0.020	<0.020	<0.020	0	19-10-2020
G8	114.1447-2	494917,44	6179637,02	40,161	2	54	53,5	54,5	83,7	851,8	0,47	660	2700	3381,12	14-12-2021
GA1-1	114.3657-1	494154,78	6179303,55	35,79	1	62,5	61,5	63,5	89	5	0,7	30	11	42,42	27-02-2020
GA1-2	114.3657-2	494154,96	6179303,61	35,79	2	54	53	55	-	-	0,68	250	77	334,04	02-11-2021
GA1-3	114.3656-1	494155	6179305,64	35,79	3	44	43	45	-	-	0,91	440	310	766,54	02-11-2021
GA1-4	114.3656-2	494154,83	6179305,43	35,79	4	36	35	37	192,2	1182	2,2	330	270	609,9	02-11-2021
GA2-1	114.3652-1	493993,43	6179318,04	35,56	1	62	61	63	13,8	1,4	0,06	2,1	0,98	3,17	25-02-2020
GA2-2	114.3652-2	493993,46	6179317,88	35,56	2	53	52	54	40,8	0,4	0,02	7,4	2,7	10,29	06-04-2020
GA2-3	114.3653-1	493989,94	6179319,44	35,56	3	44	43	45	1,5	0	< 0.02	0,02	< 0.02	0,02	26-02-2020
GA2-4	114.3653-2	493989,94	6179319,34	35,56	4	36	35	37	4,7	0,4	< 0.02	0,02	< 0.02	0,02	27-02-2020
GA3-1	114.3650-1	493756,46	6179280,64	35,62	1	64	63	65	0	0	< 0.02	0,05	< 0.02	0,05	18-03-2020
GA3-2	114.3650-2	493756,51	6179280,77	35,62	2	52	51	53	54,7	12,1	0,2	32	13	45,94	16-03-2020
GA3-3	114.3649-1	493758,37	6179280,91	35,62	3	43	42	44	9,6	3,9	0,34	0,7	0,82	1,99	17-03-2020
GA3-4	114.3649-2	493758,49	6179280,94	35,62	4	36	35	37	0	0,1	<0.020	0,17	<0.020	0,17	03-12-2020

Bilag 4

Notat. Vurdering af hydrauliske forhold og indsatsområder
samt anbefaling af mulige afværgetiltag ved Grindsted Å

Notat

- Vurdering af hydrauliske forhold og indsatsområder for vinylchlorid samt anbefaling af mulige afværgetiltag ved Grindsted Å

Projekt navn **Pulje 30 2021. Grindsted advanced investigation**
Projektnr. **1100047870**
Kunde **Region Syddanmark**
Notatnr.
Version **4.0**
Til **Region Syddanmark**
Fra **Rambøll**
Kopi til **DTU Sustain**

Udarbejdet af **MBLR, RTHN**
Kontrolleret af **DOH**
Godkendt af **MBLR**

Dato 03-09-2024

Indhold

1	Baggrund	2
2	Forudsætninger	2
3	Konceptuel forståelse	2
3.1	Strømningsforhold fra fabriksgrund mod Grindsted Å	2
3.2	Fanens vej fra fabriksgrunden til Grindsted Å	5
4	Hydrauliske observationer	14
4.1	Grindsted Å	14
4.2	Grundvandets strømningshastighed	15
4.3	Grundvandsflow til Grindsted Å	19
5	Beregnet forureningsflux i å og gennem transekt langs åen	19
6	Afgrænsning og prioritering af indsatsområde	24
7	On site afværge	26
8	Anbefalede afværgetiltag og strategi	27

Rambøll
Olof Palmes Allé 22
DK-8200 Aarhus N
T +45 5161 1000

1 Baggrund

Med udgangspunkt i de nyeste undersøgelsesresultater samt diskussioner på møderne afholdt d. 14/6-23 og 31/8-23 med deltagelse af Region Syddanmark, DTU Sustain og Rambøll, har Rambøll udarbejdet dette notat. Formålet med notatet er at

- Vurdere de hydrauliske parametre og usikkerheder, som kan have indflydelse på en kommende afværge overfor indsigningen af forurenende stoffer til Grindsted Å
- Afgrænse det/de områder hvor der skal etableres afværge
- Anbefale afværgemetoder der skal arbejdes videre med i afværgeprogrammet, på baggrund af afværgescreeningen og de nyeste undersøgelsesresultater

2 Forudsætninger

Nedenstående er listet forudsætninger, som ligger til grund for den efterfølgende vurdering af mulige afværgetiltag:

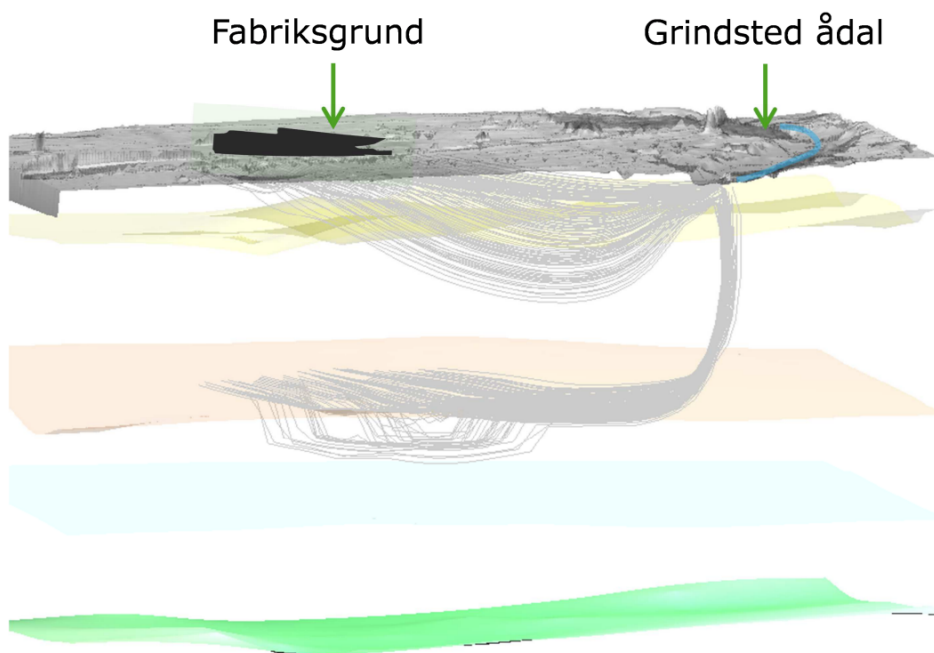
- Hovedfokus for afværgetiltagene er rettet mod vinylchlorid, og afværgen skal sikre at koncentrationen af vinylchlorid i åen ikke overskrider Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav på 0,05 µg/l nedstrøms en opblandingszone.
- Afværgemetoder rettet mod vinylchlorid skal vurderes i forhold til effekt overfor sulfonamider og barbiturater.
- Det skal sikres, at afværgen ikke forøger indsigning af sulfonamider og barbiturater.
- Der skal i afværgeprogrammet som minimum indgå én metode, som kan bringes i spil, såfremt afværgemetoden overfor vinylchlorid ikke mindsker påvirkningen af åen fra sulfonamider og barbiturater til under de foreslåede kvalitetskriterier. Afværgeindsats i forhold til sulfonamider og barbiturater behandles mere detaljeret selve afværgeprogrammet.
- På baggrund af de udførte fluxberegninger og de påviste koncentrationer i åen, afgrænses det område, hvor der skal udføres afværge.
- Fokus har i afværgescreeningen været på *in situ* løsninger. Muligheden for on site behandling kan også inddrages i afværgeprogrammet.
- Mulighed for flytning af Grindsted Å vil blive inddraget i en vurdering af mulige afværgetiltag.
- Ud over fluxen fra terrænnært og dybereliggende sekundært grundvand, vurderes det, at der også kan være bidrag til de påviste koncentrationer i åen fra opstrøms dambrug, overflade- og procesvand fra fabriksgrunden via afløbsgrøften, udledning fra fem overløbsværker, udledning af drænvand fra Renseanlæg Vest, indsigning fra fanen fra lossepladsen og udledning fra Billund Vand & Energis Renseanlæg. Det er med nuværende vidensgrundlag ikke muligt at kvantificere disse bidrag.

3 Konceptuel forståelse

3.1 Strømningsforhold fra fabriksgrund mod Grindsted Å

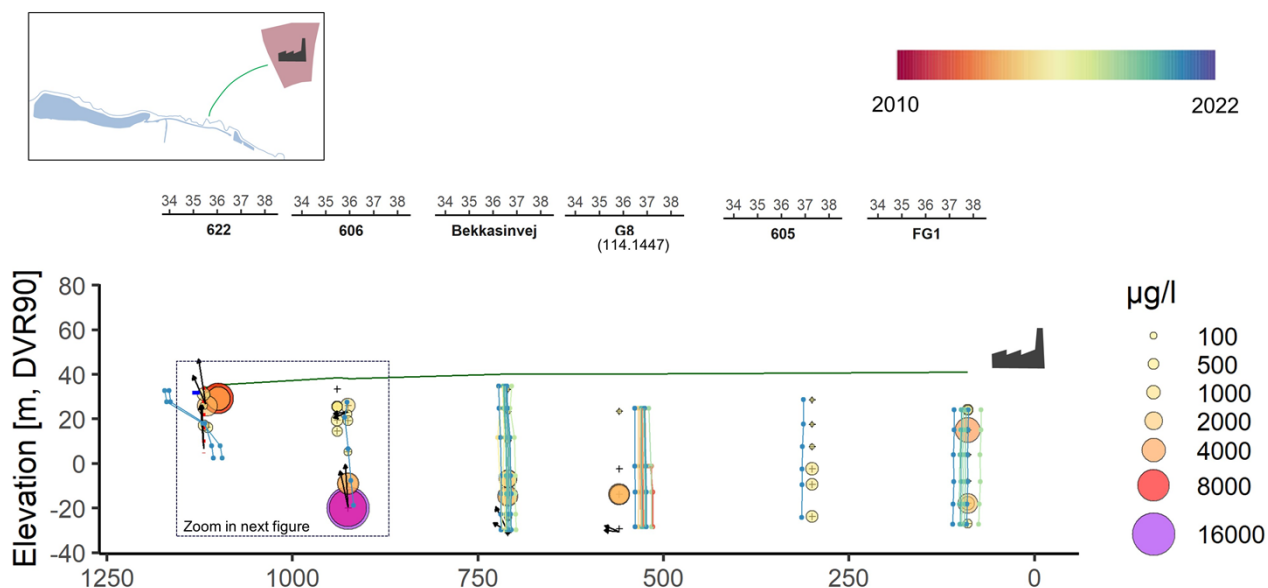
Grundvandets strømningsforhold omkring åen er komplekse, men som udgangspunkt må det forventes, at der fra både nord og syd sker en grundvandsstrømning mod åen, og at der fra både det terrænnære magasin (over brunkulslaget, ca. 0-15 m u.t.) og de dybereliggende sekundære magasiner (under

brunkulslaget, ca. 15-50 m u.t.) sker en opstrømning og indsivning fra magasinerne til åen. Alle magasiner fra 0-60 m u.t. er sekundære, men hvor det terrænnære magasin er frit, er hhv. det øvre sekundære (ca. 15-30 m u.t.) og nedre sekundære magasin (ca. 30-60 m u.t.) spændt med artesiske forhold omkring åen. Figur 1 viser partikelbaner for forurening fra fabriksgrunden mod åen, baseret på grundvandsmodellering udført i 2015 /3/. Figuren viser, at der sker forureningstransport både terrænnært og dybere i formationen, men at alle partikelbaner ender i Grindsted Å. Bemærk at de to grupper af partikelbaner beskriver partikler sluppet i toppen henholdsvis i bunden af grundvandsmagasinet.



Figur 1. Partikelbaner for forureningstransport fra fabriksgrunden, stationær model, set mod (syd)øst. Gul: Bund Kvartær. Rød: bund Odderup. Blå: bund Bastrup. Grøn: Bund Billund. Fra /3/.

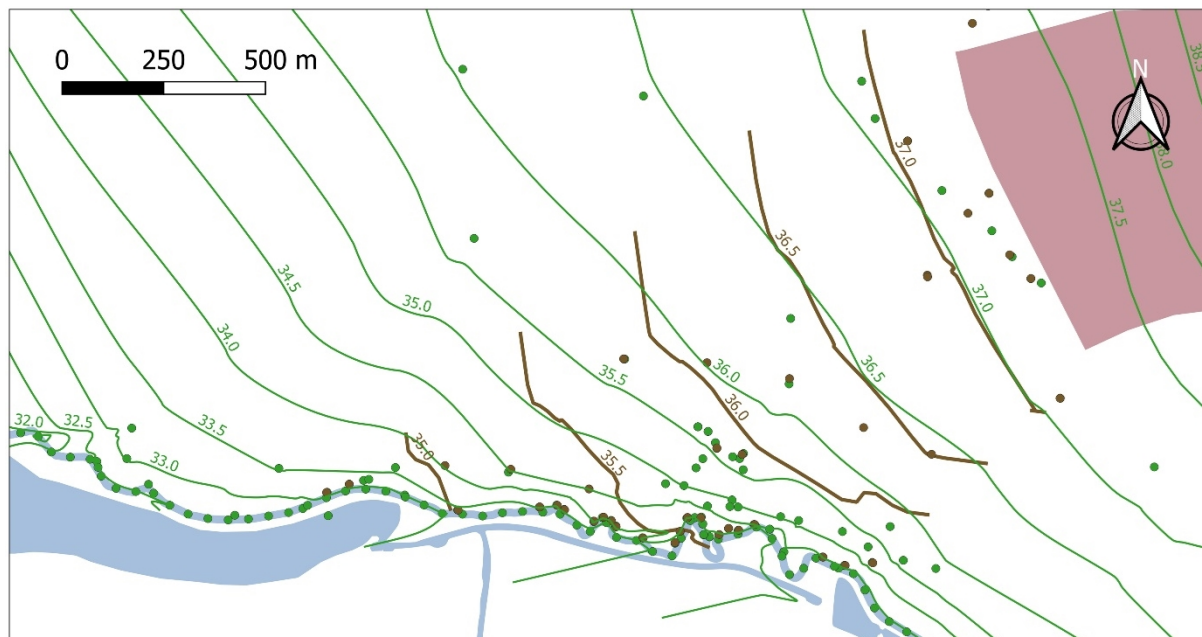
At der er en opadrettet strømningsretning, jo tættere man kommer på åen, bekræftes både af de artesiske forhold og af DTU Sustains pejledatabehandling /9/. Dette er illustreret i Figur 2, hvor de sorte pile viser strømningsretningen. Det ses, at allerede omkring Bekkasinvej er der indikationer på, at der i de nederste filtre er en markant opadrettet strømningsretning, mens den er endnu mere markant i boring B606 umiddelbart nord for det gamle rensningsanlæg. Der er kun en svag nedadrettet gradient nedstrøms for fabriksgrunden, men som det ses i Figur 1 viser partikelbanerne en nedadrettet strømning. Der kan også tidligere have været fri fase tilstede, ligesom højere densitet af nogle af forureningskomponenterne kan medføre en nedsivning.



Temporal variations of hydraulic head along depth for the monitoring wells in the main flowline, combined with VC concentration data. Date used: spreadsheet Region SydDanmark. The black arrow indicate the estimated flow direction, based on hydraulic gradient in horizontal and vertical direction, and anisotropic factor in [0.1-1] in October 2022.

Figur 2. Tidslig og rumlig variation i målte vandspejlskoter langs hovedstrømningsretningen fra fabriksgrunden (højre del af figuren) til Grindsted Å, kombineret med koncentrationsmålinger for vinylchlorid. De sorte pile indikerer strømningsretningen, baseret på den hydrauliske gradient i horisontal og vertikal retning og en anisotropisk faktor K_v/K_h på [0,1-1] i oktober 2022 /7/.

Figur 3 viser potentialeforholdene for det terrænnære magasin (0-10 m u.t.) og de dybereliggende magasiner (18-35 m u.t.). Det ses, at strømningsretningen varierer mellem sydvestlig og sydlig, men at den generelt er mod åen.



Figur 3. Potentialelinjer for det terrænnære magasin (grøn, < 10 m u.t.) og det øvre sekundære magasin (brun, 18-35 m u.t.) nord for Grindsted Å, oktober 2022 /1/.

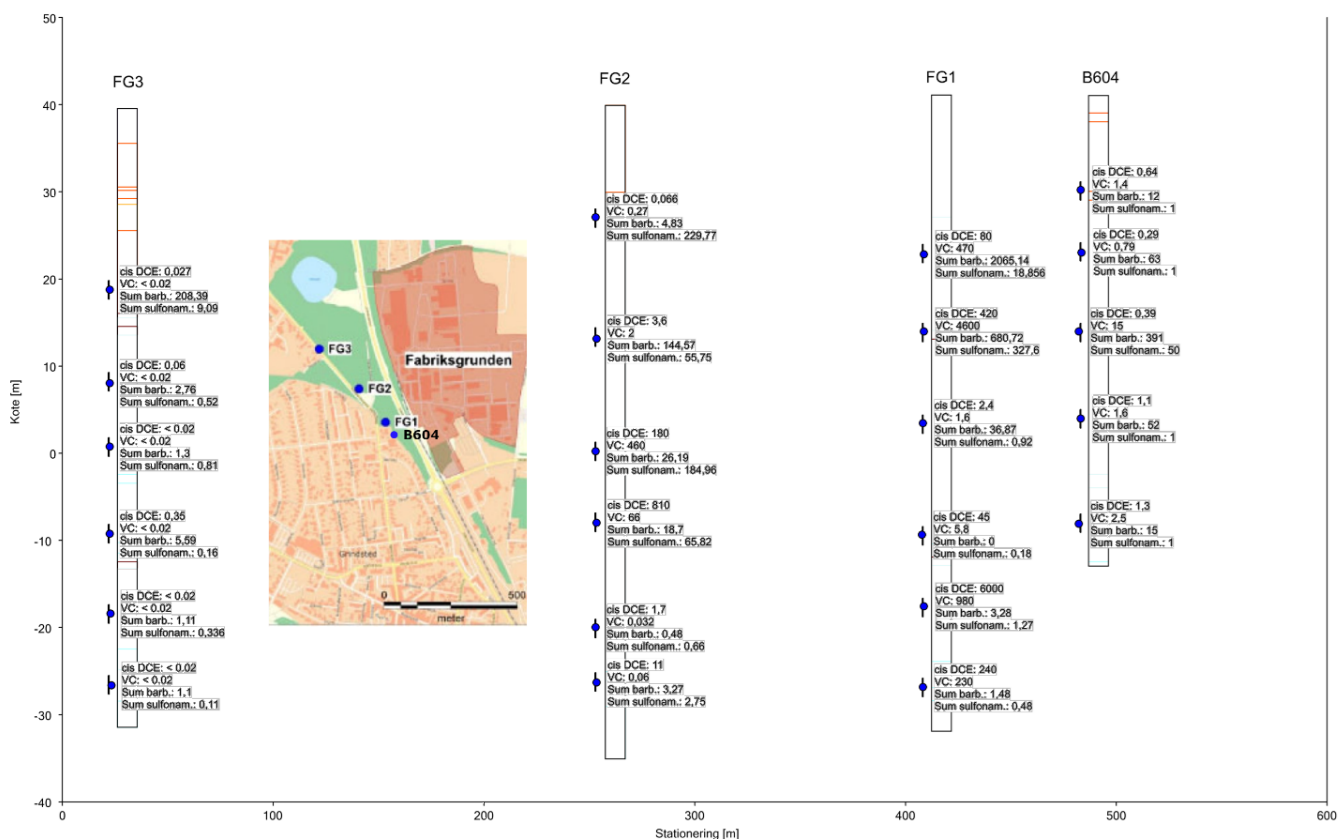
3.2 Fanens vej fra fabriksgrunden til Grindsted Å

Følgende afsnit opsummerer målte forureningskoncentrationer i transekter umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden, ved Bekkasinvej, langs en strømlinje mellem fabriksgrunden og Grindsted Å, langs Grindsted Å og omkring det gamle rensningsanlæg tæt på Grindsted Å.

Transekt umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden

Umiddelbart nedstrøms fabriksgrunden er der i en tidligere undersøgelse /5/ etableret tre boresteder FG1-FG3 (114.3590-114.3598) med seks filtersætninger ved hvert borested. Yderligere er borestedet B604 (114.4175 og 114.4176) etableret i august 2022. Borestedet er placeret 100 m sydøst for FG1 og er filtersat i samlet 5 niveauer fra 10 til 50 m u.t. (se /6/ for overblik over boresteder og DGU-numre). B604 er et supplement til boring 114.2127, som er beliggende 90 m nordøst for B604 på selve fabriksgrunden (filtersat 10-12 m u.t., i niveauer fra 48-78 m u.t. samt i Bastrup-magasinet). De målte koncentrationer af cis-dichlorethylen, vinylchlorid, sum sulfonamider og sum barbiturater som indgår i analysepakken Grindstedpakke A i vandprøver udtaget fra filtrene ved de fire boresteder fremgår af Figur 4. Som det ses på figuren, er de højeste koncentrationer af cis-dichlorethylen og vinylchlorid i FG1, hvor der er målt op til 6.000 µg/l cis-dichlorethylen og 4.600 µg/l vinylchlorid. Jf. /8/ er dette ikke koncentrationer, der indikerer fri fase i fanen, men det kan ikke udelukkes, at der fortsat er fri fase af tetrachlorethylen og trichlorethylen i kildeområdet på fabriksgrunden, og de høje koncentrationer kan heller ikke afvises at stamme fra tilbagediffusion fra lavpermeable lag. Det er ligeledes i FG1 og til dels i FG2, at de højeste koncentrationer af sum barbiturater og sum sulfonamider er målt i de terrænnære filtre. Fanen ser ud til at være afgrænset mod nord af FG3 med koncentrationer under detektionsgrænsen for vinylchlorid og lidt over det foreslåede miljøkvalitetskriterium for summen af sulfonamider. Sum barbiturater er dog fortsat 30 gange over det foreslåede kvalitetskriterium i FG3. Overordnet set ser fanen ud til at være afgrænset mod syd i B604. Højeste koncentration af cis-dichlorethylen og vinylchlorid er 1,3 µg/l og 15 µg/l hhv. 48-50 m u.t. og 25-27 m u.t. De højeste koncentrationer af barbiturater og sulfonamider måles ligeledes 25-27 m u.t. med hhv. 398 µg/l og 50 µg/l.

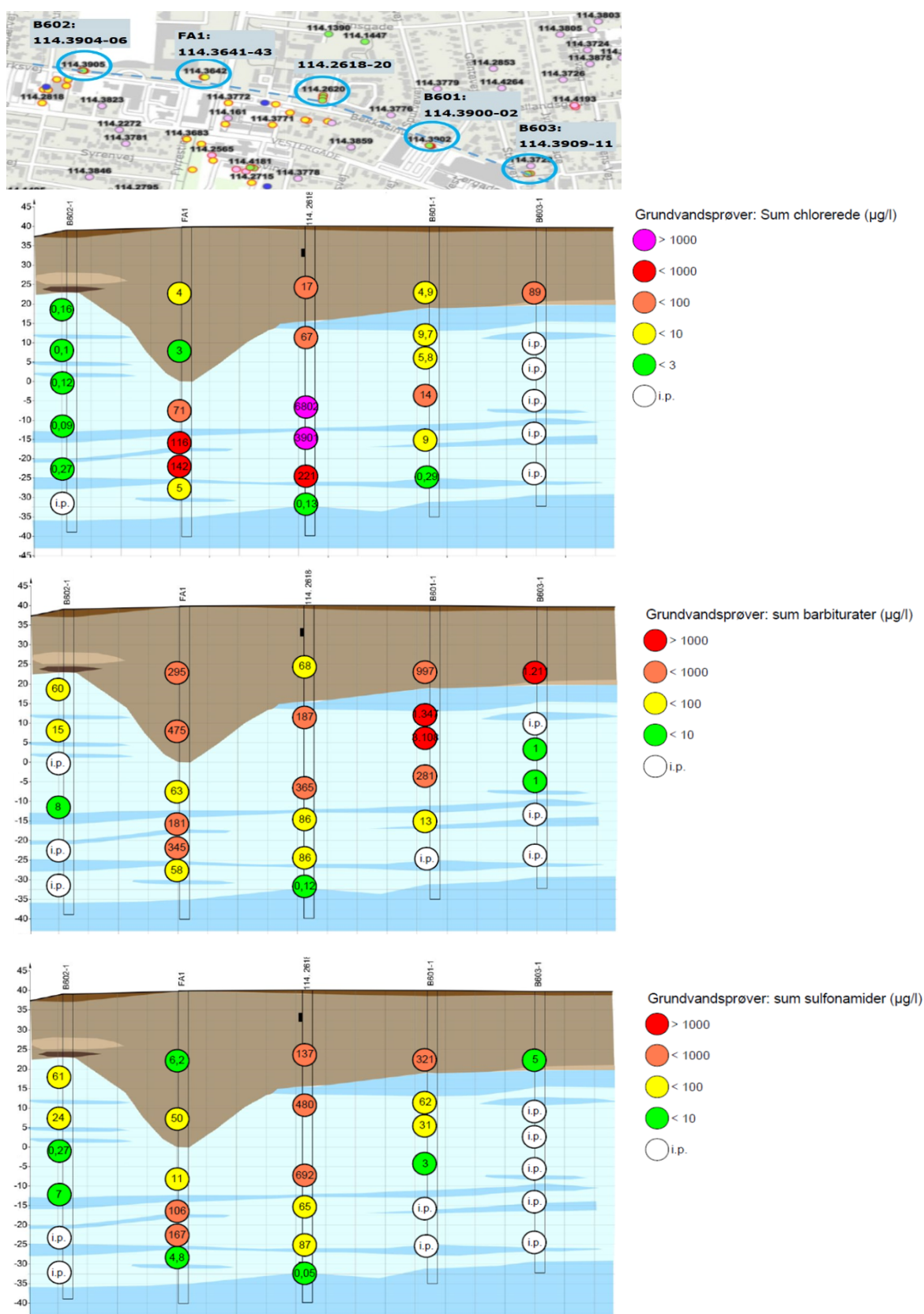
På baggrund af de målte koncentrationer umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden kan det ikke udelukkes, at der sker en fortsat tilførsel fra kilden/kilderne på fabriksgrunden. Det kan dog heller ikke udelukkes, at der er tale om forurening, som er fanget i lavpermeable aflejringer, og som langsomt frigives.



Figur 4. Koncentrationer af cis-dichlorethylen, vinylchlorid, sum sulfonamider og sum barbiturater (alle µg/l) i tværsnit umiddelbart nedstrøms for fabriksgrunden.

Transekt ved Bekkasinvej

I forbindelse med de tidligere udførte undersøgelser fra 2017-2023 /6/ er der udført i alt fem boresteder, der tilsammen udgør et transekt på tværs af forureningsfanen ved Bekkasinvej i Grindsted, der ligger centralt i fanen mellem fabriksgrunden og åen.



Figur 5. Koncentrationer af sum chlorerede ethener, sum barbiturater og sum sulfonamider i transekt langs Bekkasinsvej.

Her påvises de klart højeste koncentrationer af chlorerede ethener i den centrale boring 114.2618, mens fanen er afgrænset mod vest i B602 (se /6/ for sammenstilling af boringsnavne og DGU numre) og med undtagelse af det mest terrænnære filter mod øst af B603. For sulfonamider findes de højeste koncentrationer i den samme boring. Fanen er ikke endeligt afgrænset mod vest, men den er afgrænset mod øst. For barbituraterne påvises de højeste koncentrationer længere mod øst i B601 og B603, og fanen vurderes ikke at være endeligt afgrænset hverken mod vest eller øst.

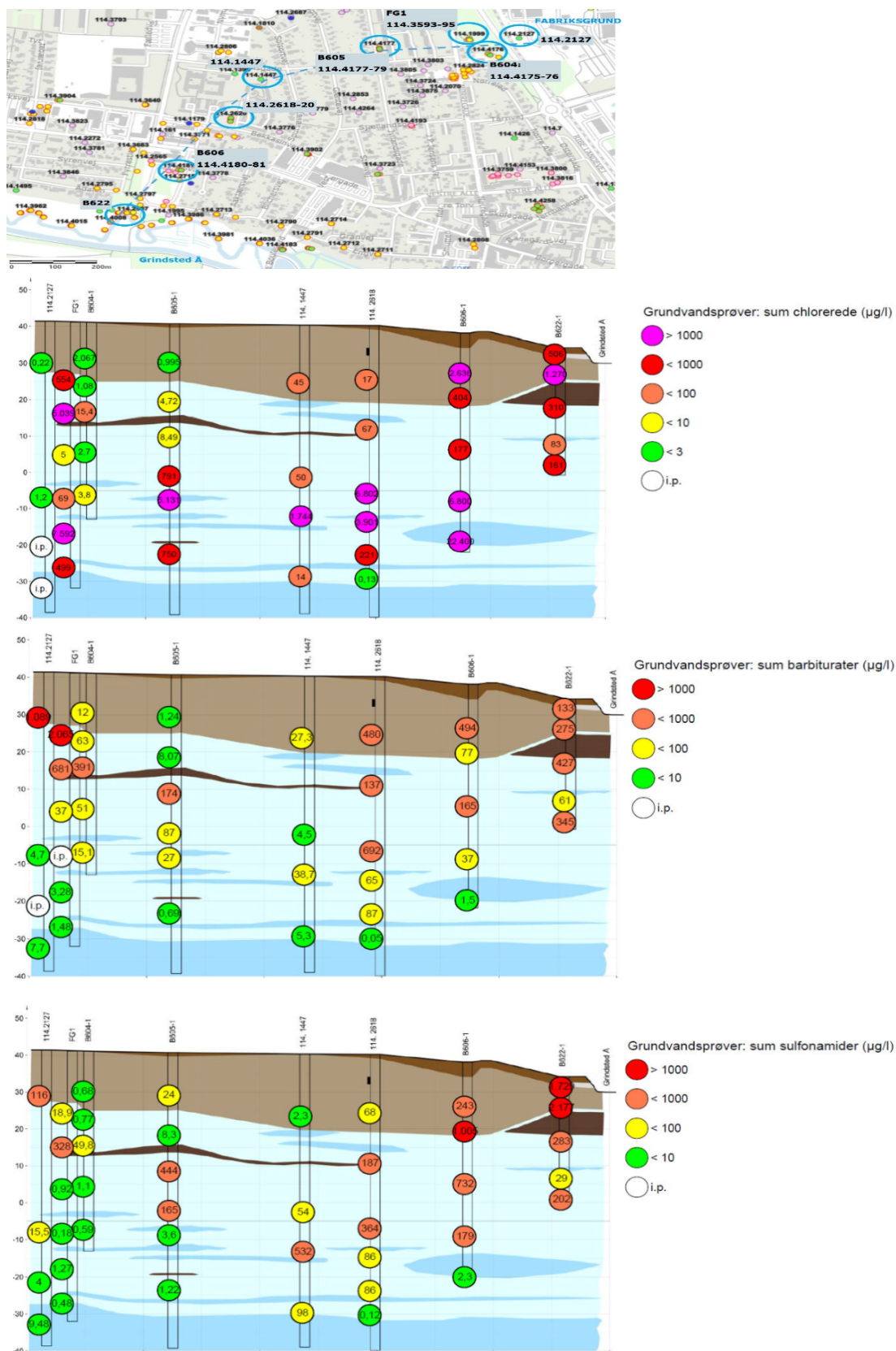
Vertikalt vurderes der at være en god afgrænsning for alle stoffer.

Transekt langs strømningslinjen

Figur 6 viser koncentrationerne langs strømningslinjen for sum chlorerede ethener, sum sulfonamider og sum barbiturater /6/. Omkring fabriksgrunden påvises høje koncentrationer af chlorerede ethener både terrænnært og dybere i formationen. Længere nedstrøms påvises de høje koncentrationer kun dybere i formationen, hvilket indikerer at den terrænnære forurening bevæger sig dybere ned i formationen og eventuelt at der er forskellige nedbrydningsgrader i de forskellige lag og i forskellige dele af fanen.

Først omkring B606 påvises der igen høje koncentrationer i det terrænnære magasin, hvilket sandsynligvis kan tilskrives, at der som tidligere nævnt er en opadrettet strømningsretning allerede fra Bekkasinvej. Fra B606 er der både en terrænnær og en dybere fane som bevæger sig mod åen, og derudover kan der også forekomme bidrag af tetrachlorethylen + trichlorethylen fra andre kilder i de øvre filtre, jf. /11/. Overordnet set måles højere koncentrationer i nærheden af åen end tæt på fabriksgrunden.

Det samme mønster tegner sig for sulfonamider og barbiturater, hvor fanen dog forbliver lidt mere terrænnær, ligesom der ikke påvises høje koncentrationer i dybden tæt på fabriksgrunden.

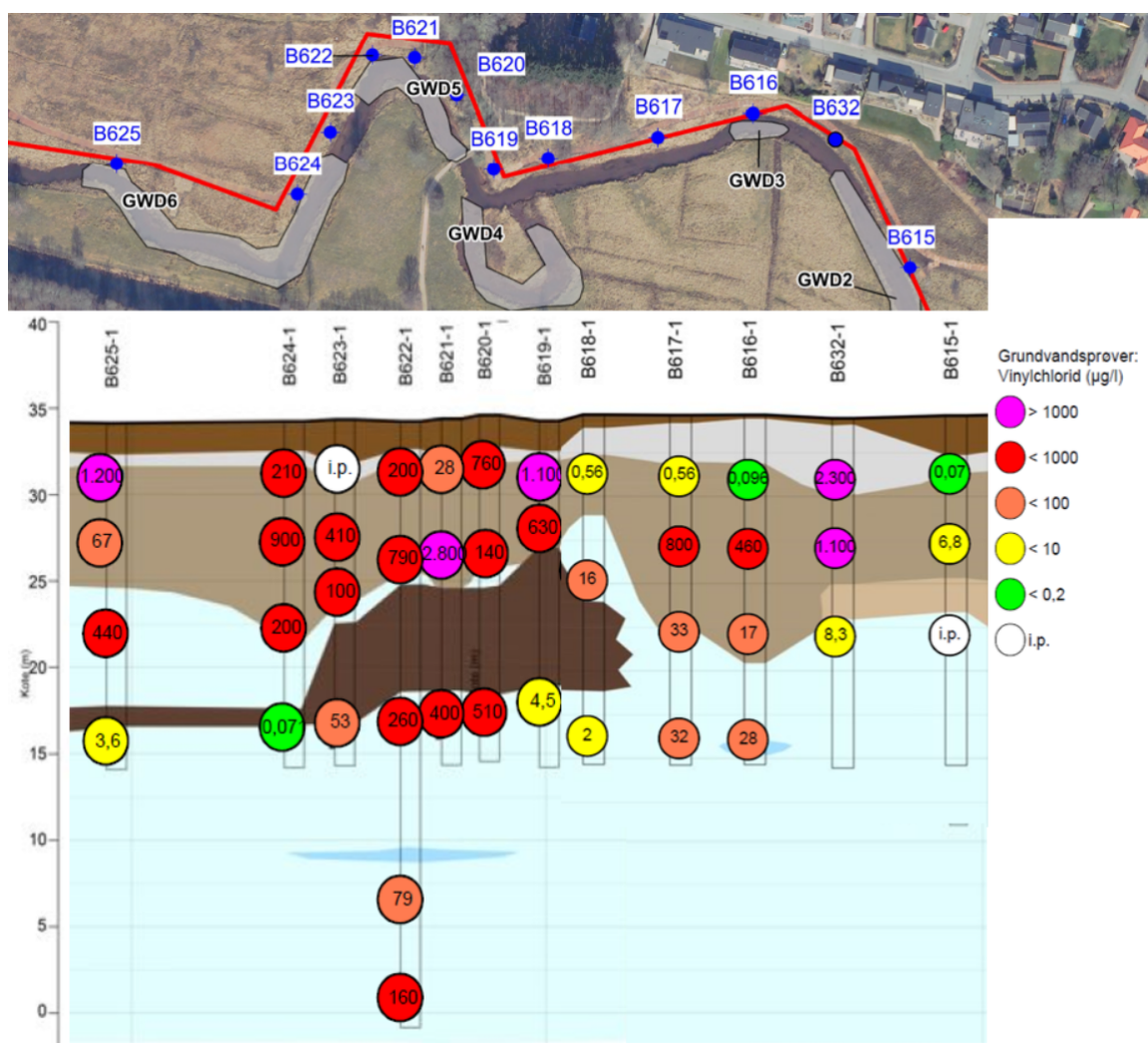


Figur 6. Koncentrationer af sum chlorerede, sum barbiturater og sum sulfonamider i strømlinie fra fabriksgrunden til Grindsted Å.

Transekt langs Grindsted Å

De udførte undersøgelser af DTU Sustain og Rambøll har vist, at forureningsstofferne fra fabriksgrunden strømmer ud i åen over en længere strækning fra station 2 til station 9. Placering af målestationer er vist på Figur 10. Samtidig kan der på dele af strækningen også ske en påvirkning af åen fra andre kilder. Dette omfatter tre opstrøms dambrug, overflade- og procesvand fra fabriksgrunden via afløbsgrøften, udledning fra fem overløbsværker, udledning af drænvand fra Renseanlæg Vest (det gamle renseanlæg), indsigning fra fanen fra lossepladsen og udledning fra det nuværende rensningsanlæg (efter station 10). Eventuel påvirkning fra disse kilder er ikke kvantificeret og kan være periodiske og stærkt varierende. Region Syddanmark overvejer at igangsætte undersøgelser med henblik på at kvantificere eventuel udledning fra kilderne.

De højeste koncentrationer af vinylchlorid påvises terrænnært i området mellem B615 og B625 – se Figur 7. Ca. 35 m u.t. påvises 160 µg/l, og forureningen er i dybden ikke afgrænset hverken vertikalt eller horisontal, hvilket kan betyde, at der sker en underestimering af fluxen i transektet til åen.



Figur 7. Tværsnit langs Grindsted Å med påviste koncentrationer af vinylchlorid i grundvand.

Tværsnit omkring det gamle rensningsanlæg

Opstrøms åen er der lokalt omkring det gamle rensningsanlæg indtegnet en række tværsnitsprofiler på Figur 8, mens selve profilerne ses i Figur 9. Pilene i Figur 9 angiver vurderet strømningsretning og er baseret på /7/.

Tværsnit 1 går ca. vinkelret på strømningsretningen fra 114.3683 til 114.4180. Målinger i tværsnittet viser, at der nordligst på grunden findes lave koncentrationer af vinylchlorid i de terrænnære filtre. Til gengæld påvises der høje koncentrationer af både cis-dichlorethylen og vinylchlorid 15-30 m u.t. – op til 1.200 µg/l vinylchlorid og 1.900 µg/l cis-dichlorethylen. Dybere i formationen er der kun filtersat en enkelt boring, men her påvises til gengæld 12.000 µg/l vinylchlorid og 6.400 µg/l cis-dichlorethylen i boring 114.4180.

Tværsnit 2 går i sydvestlig retning fra 114.4180 mod GWD4 og 114.3988 beliggende ved åen. Her er der tidligere i boring 114.2797 påvist op til 2.800 µg/l vinylchlorid og 1.100 µg/l cis-dichlorethylen. Nede omkring åen påvises de højeste koncentrationer i de øverste filtre beliggende over brunkulslaget fra 0-15 m u.t., hvor der påvises op til 3.300 µg/l vinylchlorid og 2.800 µg/l cis-dichlorethylen.

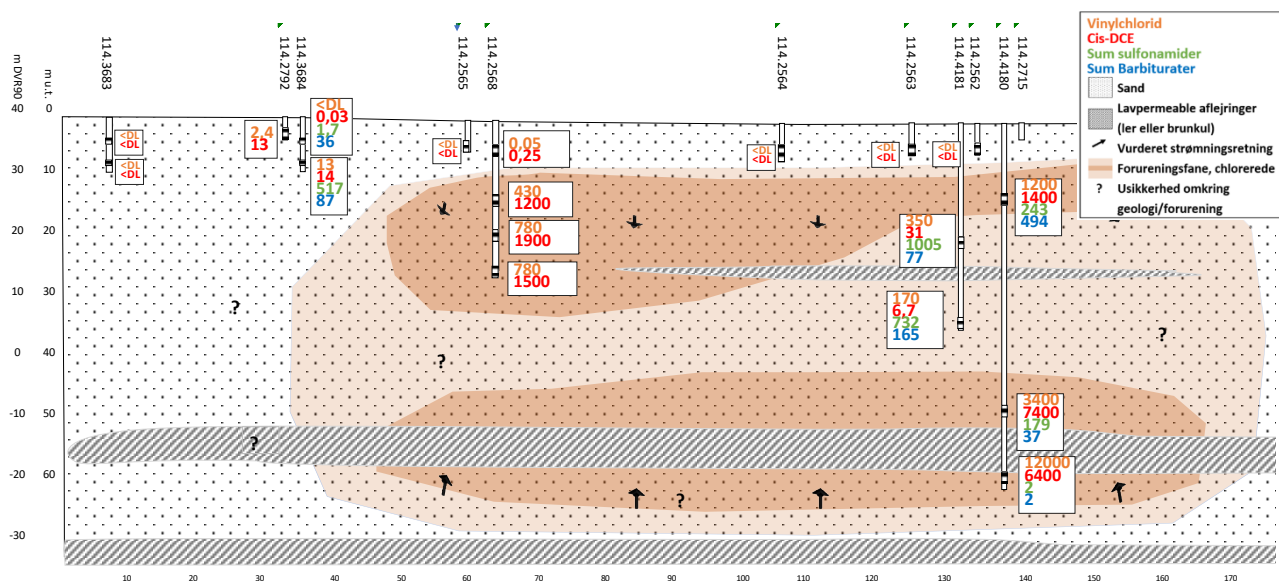
Tværsnit 3 går ligeledes fra 114.4180 men i mere sydlig retning mod GWD5 og boring 114.1448 og 114.3988. Terrænnært, ca. 3-5 m u.t., er der i 114.2566 og 114.2567 påvist relativt lave koncentrationer af vinylchlorid og cis-dichlorethylen, mens der 8-10 m u.t. påvises 4.700 µg/l vinylchlorid og 1.200 µg/l cis-dichlorethylen. Boring 114.1448 er ført til 73 m u.t. og filtersat i seks niveauer ned til 65 m u.t. I de tre nederste filterniveauer påvises ikke vinylchlorid og kun spor af cis-dichlorethylen i et enkelt filter, hvilket indikerer, at forureningsfanen nede omkring åen ligger markant højere end længere opstrøms, hvilket bekræftes af høje terrænnære koncentrationer i 114.3899 og DP5.

Helt generelt er der ikke kendskab til strømningsforhold og koncentrationsniveauer i intervallet 10-60 m u.t. i området mellem den nordlige bygning på rensningsanlægsgrunden og åen, idet der kun findes terrænnære boringer i området. Det forventes, at fanen i dette område vil bevæge sig mod terræn, men hvor det sker og hvordan forureningsfanen udbredes vertikalt vides ikke. I forbindelse med et kommende afværgeprojekt må det forventes, at dette område skal undersøges yderligere, idet den største forureningsflux findes her, og der i de nuværende beregninger af forureningsflux er en væsentlig usikkerhed forårsaget af afstanden mellem datapunkterne.

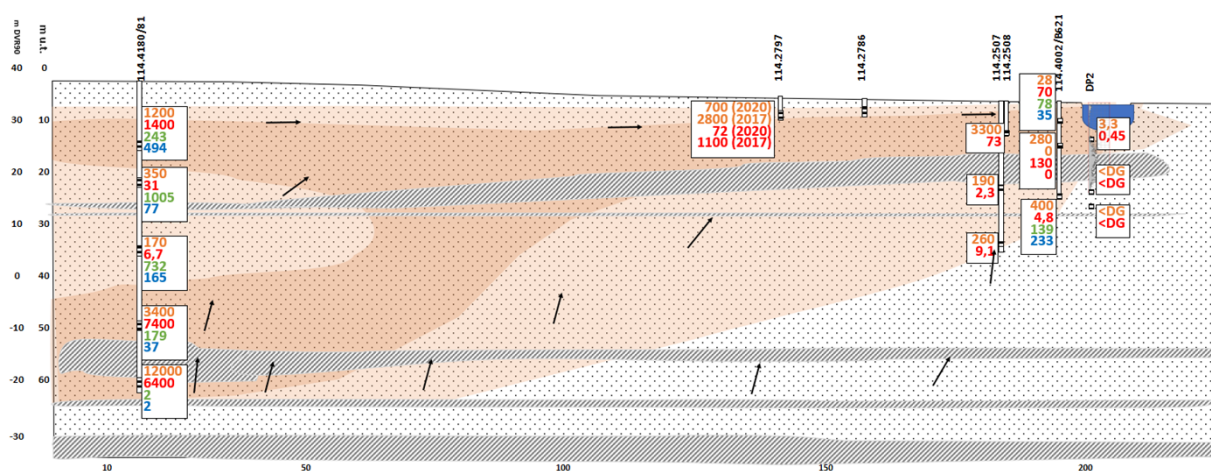


Figur 8. Placering af tværsnitsprofiler i området omkring det gamle rensningsanlæg.

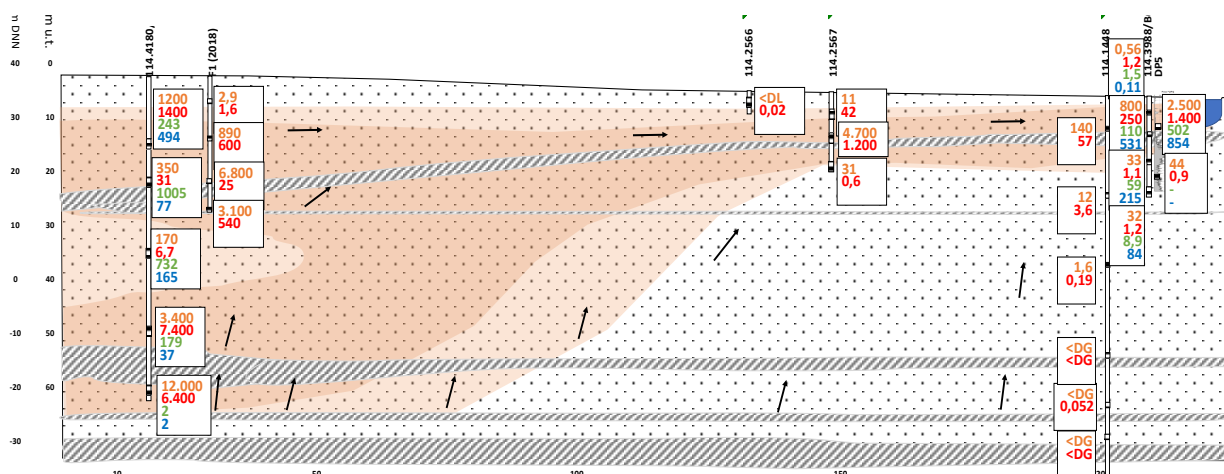
Tværsnitsprofil 1



Tværsnitsprofil 2



Tværsnitsprofil 3



Figur 9. Tværsnitsprofiler omkring det gamle rensningsanlæg med påviste koncentrationer af vinylchlorid, cis-dichlorethylen, sum sulfonamider og sum barbiturater (µg/l). Placering af snittene ses i Figur 8.

4 Hydrauliske observationer

4.1 Grindsted Å

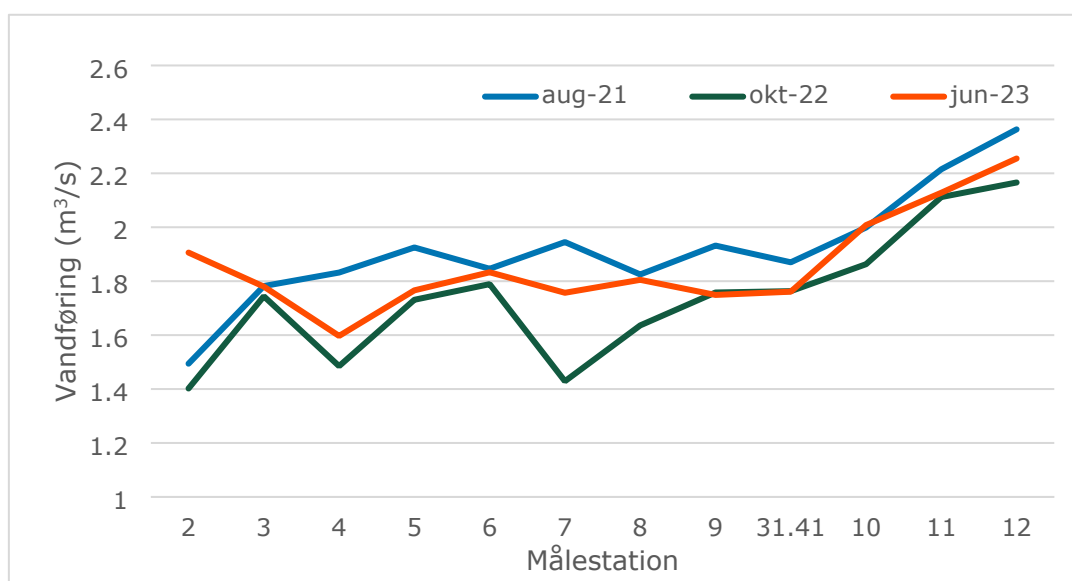
Rambøll har udført vandføringsmålinger i Grindsted Å i august 2021, oktober 2022 og juni 2023. Målestationernes placering fremgår af Figur 10, mens måleresultaterne er afbilledet i Figur 11.

Generelt ses der i alle målerunder en indsvivning af grundvand til åen, mens der mellem enkelte stationer kan være et fald i vandføringen, hvilket enten kan skyldes måleusikkerhed, eller at der sker en udsivning af vand fra åen til grundvandet. I 2021 er der en stigning i vandføringen fra station 2 til station 10 på $0,50 \text{ m}^3/\text{s}$ svarende til 34%, mens der tilsvarende i 2022 er en stigning på $0,46 \text{ m}^3/\text{s}$ svarende til 33% og i 2023 en stigning på $0,10 \text{ m}^3/\text{s}$ svarende til 10%.

Ses der specifikt på området omkring GWD4 og GWD5, så sker der fra station 3 til station 6 en stigning i vandføringen på $0,064$, $0,045$ og $0,053 \text{ m}^3/\text{s}$ i hhv. 2021, 2022 og 2023, hvilket svarer til stigninger på hhv 4%, 3% og 3%. Dette svarer til, at der på timebasis sker en tilførsel af vand til åen på 230, 162 og 191 m^3 i hhv. august 2021, oktober 2022 og juni 2023, hvilket svarer til en årlig tilførsel på hhv. 2,0, 1,4 og $1,7 \text{ mio m}^3$.



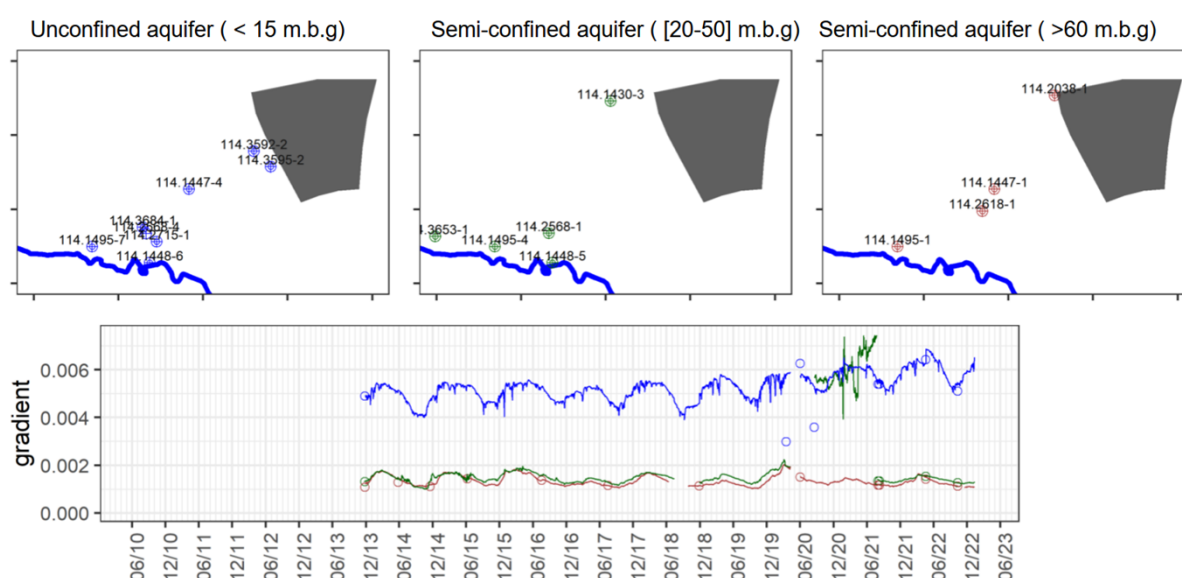
Figur 10. Placering af målepunkter for vandføringsmålinger og vandanalyser.



Figur 11. Vandføringsmålinger i Grindsted å.

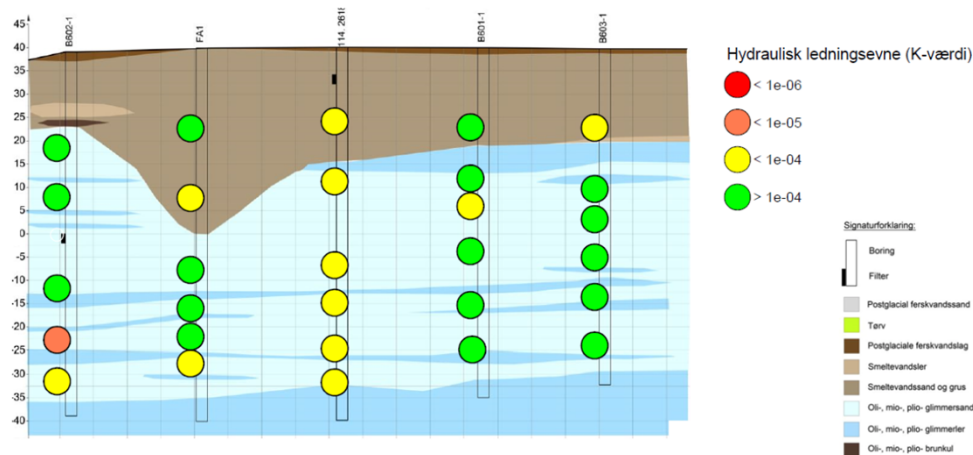
4.2 Grundvandets strømningshastighed

I forhold til valg af afværgemetoder er det relevant at kigge på strømningshastigheder i grundvandet både omkring åen og i området mellem fabriksgrunden og åen. DTU Sustain har estimeret den hydrauliske gradient i området mellem fabriksgrunden og åen ud fra resultater fra automatiske vandstandsmålere placeret i en række borer (Figur 12). Det ses, at i det terrænnære magasin svinger gradienten mellem 0,004 og 0,006, mens den i perioden juni 2021 til dec. 2022 vurderes til at være gennemsnitligt 0,0059. I det sekundære magasin er variationerne i gradienten mindre, og den vurderes at være omkring 0,0015.

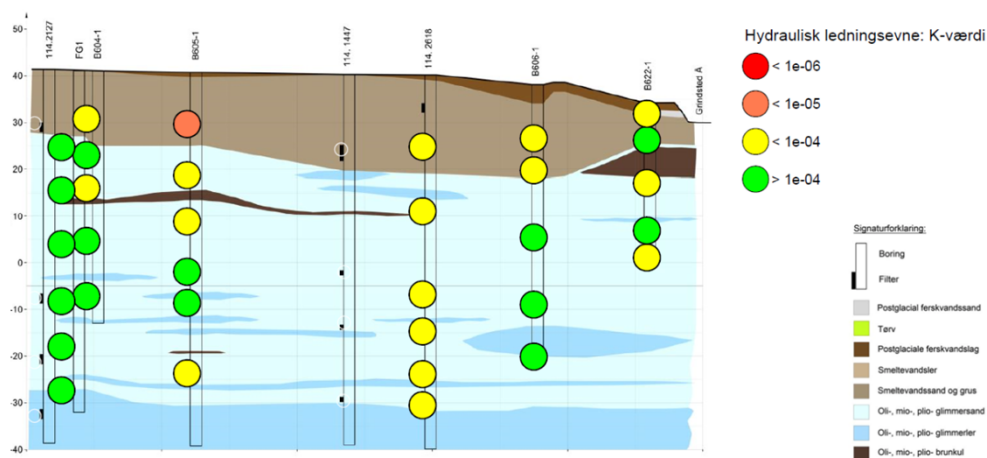


Figur 12. Tidlig variation i den hydrauliske gradient i området mellem fabriksgrunden og åen for det terrænnære magasin (blå), det sekundære magasin (grøn, 20-50 m u.t.) og det dybere sekundære magasin (rød, >60 m u.t.) /2/. I perioden 7/4-20-28/7-21 er beregningen af den hydrauliske gradient for det sekundære magasin fejlbehæftet pga. manglende data fra 114.1430-3.

Der er udført slugtests i borer i transektet langs Bekkasinvej og i strømlinjen mellem fabriksgrunden og åen – resultaterne ses i Figur 13 og Figur 14. Generelt viser de udførte slugtests i borerne langs Bekkasinvej, at den hydrauliske ledningsevne ligger i intervallet 1×10^{-5} – $2,5 \times 10^{-4}$ m/s med enkelte højere værdier. Omkring strømningslinjen ligger værdierne i intervallet 1×10^{-6} – $3,8 \times 10^{-4}$ m/s med enkelte højere værdier.

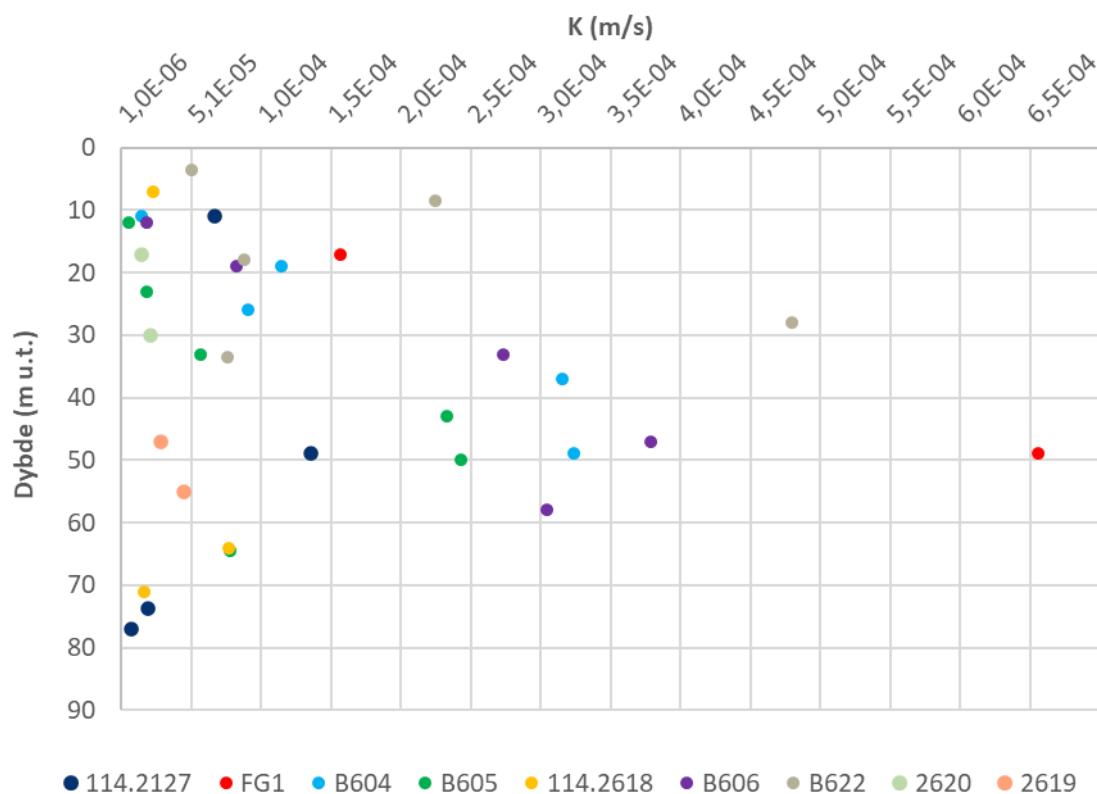


Figur 13. Hydraulisk ledningsevne i transekt langs Bekkasinvej.



Figur 14. Hydraulisk ledningsevne i strømlinjen mellem fabriksgrunden og Grindsted Å.

På Figur 15 ses det, at den hydrauliske ledningsevne generelt er lidt højere i dybden 30-60 m u.t., end i det terrænnære magasin. Se Tabel 4-1 for statistiske nøgletal for K.



Figur 15. Hydraulisk ledningsevne i borerne langs strømlinjen fra fabriksgrunden mod åen. Værdierne i figuren er fra tabel 6-3, /6/, suppleret med værdier fra bilag 13, /10/.

På baggrund af de hydrauliske parametre, kan strømningshastighederne i det terrænnære og det dybere magasin estimeres ud fra Darcy's lov:

$$v = -k \cdot \frac{d_h}{d_l} = \frac{Q}{A}$$

Hvor

v = strømningshastighed (m/s)

k = hydraulisk ledningsevne (m/s)

d_h/d_l = gradient (m/m)

Q = flow (m³/s)

A = tværsnitsareal (m²)

Ud fra den effektive porøsitet i formationen kan porevandshastigheden ligeledes estimeres:

$$v_p = \frac{v}{\epsilon_{eff}}$$

Hvor

ϵ_{eff} = den effektive porøsitet.

Med udgangspunkt i betragtningerne omkring gradient og hydraulisk ledningsevne og en effektiv porøsitet på $\epsilon_{eff} = 0,3$, er strømningshastighederne i det terrænnære og dybere magasin beregnet i Tabel 4-1.

Tabel 4-1 Estimerede strømningshastigheder i området mellem fabriksgrunden og Grindsted å.

	Dybde (m u.t.)	Min		Max		Gennemsnit	
		m/m		m/m		m/m	
Horizontal gradient /1/	0-15	0,004		0,006		0,005*	
	20-50	0,001		0,002		0,0015*	
		m/s		m/s		m/s	
K /6/,/10/	0-15	5,93E-06		2,26E-04		3,2E-05** (n = 7)	
	20-50	1,51E-05		6,57E-04		1,2E-04** (n = 20)	
		m/s	m/år	m/s	m/år	m/s	m/år
Strømningshastighed	0-15	2,4E-08	0,75	1,4E-06	43	1,6E-07	5
	20-50	1,5E-08	0,5	1,3E-06	41	1,8E-07	6
		m/s	m/år	m/s	m/år	m/s	m/år
Porevandshastighed	0-15	7,9E-08	2,5	4,5E-06	143	5,3E-07	17
	20-50	5,0E-08	1,6	4,4E-06	138	5,9E-07	19

*) Vurderet, ikke beregnet, fra figur 6 i /1/.

**) Geometrisk middel. Værdier fra /6/ (tabel 6-3), suppleret med værdier fra /10/ (bilag 13), anvendt.

For det terrænnære og det dybere magasin beregnes en gennemsnitlige strømningshastighed på hhv. 5 og 6 m/år, hvilket svarer til en porevandshastighed på 17-19 m/år. Afstanden mellem fabriksgrunden og åen er omkring 1200 m. Ud fra min, max og middelværdier, under antagelse af udelukkende horisontalt flow (dette er en forsimpning), uden hensyntagen til rumlig variation af gradient og ledningsevne og på baggrund af de beregnede porevandshastigheder er grundvandets gennemsnitlige transporttid fra fabriksgrunden til åen estimeret i det terrænnære og det dybere magasin til hhv. 71 og 63 år.

Ses udelukkende på området omkring det gamle rensningsanlæg, er der ca. 200 m fra den nordlige ende af grunden til Grindsted Å. Ud fra de givne antagelser giver det en transporttid på ca. 10-12 år i både det terrænnære og det dybere magasin, hvor det dog må forventes at strømningshastigheden i det terrænnære magasin er hurtigere tættere på åen.

Disse estimater for transporttid skal tages som et groft overslag, idet alle undersøgelser peger på en heterogen geologi med varierende hydrauliske forhold. Fra /7/ vides det, at de hydrauliske forhold omkring åen er komplekse, og at strømningshastigheden i det terrænnære magasin omkring åen varierer betydeligt jf. varierende hydraulisk gradient og hydraulisk ledningsevne /7/. I grundvandsmodellen fra 2015 /3/ er der beregnet en transporttid fra toppen af grundvandsspejlet til Grindsted Å på 10-50 år, mens der fra den dybere del af formationen beregnes en transporttid på 20 til mere end 100 år.

Transporttiden kan blive en udfordring i forhold til en *in situ* afværgelse i magasinet. Både fordi opholdstiden i magasinet kan være kort, og der dermed vil være kort tid til at opnå den ønskede biologiske og/eller kemiske nedbrydning, og fordi der er risiko for, at eventuelle overskydende reaktanter kan strømme ud i åen og medføre en uønsket påvirkning af vandkvaliteten. Det bør derfor overvejes, hvor tæt på åen, en afværgeløsning placeres. Større afstand og dermed længere opholdstid kan enten nås ved at flytte injektionsområdet væk fra åen, eller ved at flytte selve åen.

Flytning af injektionsområdet giver den udfordring, at forureningen ligger markant dybere opstrøms åen, hvorved der skal injiceres dybere, hvilket vil gøre afværgeindsatsen væsentligt dyrere. Muligheden bør dog medtages i afværgeprogrammet.

Flytning af åen giver en række hydrauliske, logistiske og lovmæssige udfordringer, men det vurderes at være relevant at undersøge muligheden yderligere.

4.3 Grundvandsflow til Grindsted Å

Med henblik på at vurdere, hvorvidt en on site afværgeløsning er aktuel, er det relevant at kigge på tilstrømningen af grundvand til åen, hvilket kan beregnes ud fra hydraulisk gradient og ledningsevne i fluxtransektet, jf. data fra /2/ og /7/. I området mellem B615 og B625 (GWD2-GWD6), kan den samlede indstrømning fra det terrænnære magasin (> kote 20) estimeres til 242.825 m³/år, hvilket svarer til 665 m³/dag eller 28 m³/time. Af dette udgør indstrømningen i området omkring GWD4 og GWD5 (B617-B622) 56.049 m³/år svarende til 153 m³/dag eller 6 m³/time. Der er en markant usikkerhed på estimerterne for grundvandsindstrømning til åen, idet både hydraulisk ledningsevne og gradient interpoleres over større områder og idet de hydrauliske forhold i de dybere dele af magasinet er dårligt kendt. Grundvandsindstrømning til åen ved GWD4 og GWD5 er lavere pr. meter å-strækning end indstrømningen ved GWD6, hvilket kan skyldes interpolationsusikkerhed, men også at denne beregning er udført for udstømning >kote 24, og at der lokalt i området omkring B625 (station 6) sker en meget stor indsivning til åen.

Den målte stigning i vandføring i åen fra station 3 til station 6 svarer som ovenfor beregnet til en årlig grundvandstilstrømning i åen på 1,4-2 mio. m³/år (s. 14). Dette er væsentligt højere end den beregnede grundvandstilstrømning fra det terrænnære magasin på åens nordlige side, og understøtter dermed, at der sker en markant tilstrømning både fra de dybereliggende magasiner og fra åens sydlige brink. Tilstrømningen kan dog også være påvirket af overfladeafstrømning og drænudløb.

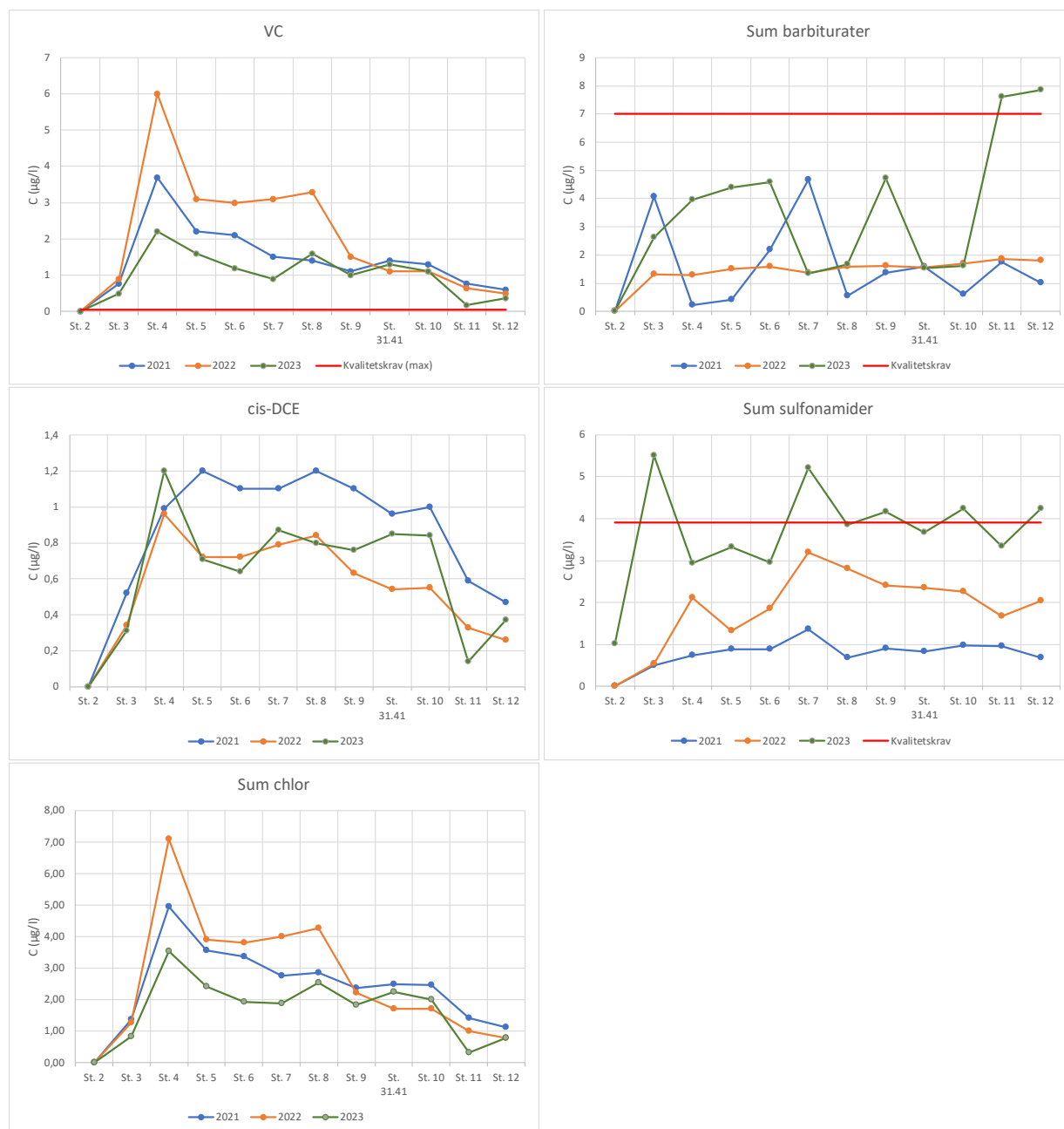
5 Beregnet forureningsflux i å og gennem transekt langs åen

Forureningskoncentrationer i åen

Der er udtaget og analyseret nye vandprøver fra Grindsted Å i juni 2023, hvilket betyder, at der er datasæt for hhv. 2021, 2022 og 2023 for de udpegede målestationer samt for tre ekstra målepunkter i 2023. Figur 16 viser de påviste koncentrationer ved målestationerne for hhv. vinylchlorid, cis-dichlorethylen, sum chlorerede opløsningsmidler, sum barbiturater og sum sulfonamider for alle tre tidsserier. Se Tabel 5-1 for ekstra målepunkter fra 2023. For vinylchlorid er de påviste koncentrationer ved den seneste målerunde i 2023 lavere fra station 3 til station 9 end i 2021 og 2022. Eksempelvis påvises der 6 µg/l ved station 4 i 2022, mens der i 2023 påvises godt 2 µg/l. Det ses dog, at de påviste koncentrationer fra alle målerunder overskrider Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav på 0,05 µg/l fra station 4 til station 10. Det er dog ikke et generelt mønster, at koncentrationerne er faldet, da eksempelvis koncentrationerne af cis-dichlorethylen ligger på niveau med resultaterne fra 2022, mens de påviste koncentrationer af sum sulfonamider er højere, end der er påvist ved de tidligere målinger. For barbiturater ses der stor variation i de påviste koncentrationer og overskridelse af forslag til miljøkvalitetskriterier ved målinger for station 11 og 12 for resultaterne fra 2023. Af de ekstra koncentrationsmålinger kan det ses, at der sker en stigning i alle stoffer omkring GWD3. Målingerne mellem station 8 og station 9 er i samme størrelsesorden som målingerne ved station 8 og station 9.

Tabel 5-1: Ekstra koncentrationsmålinger 2023 i Grindsted å. Cis-DCE = cis-dichlorethylen, VC = vinylchlorid.

Sted	Enhed	Cis-DCE	VC	Sum barbiturater	Sum sulfonamider
Opstrøms GWD3	µg/l	0,024	<0,020	1,23	1,223
Nedstrøms GWD3	µg/l	0,11	0,1	2,81	1,48
Mellem st. 8 og st. 9	µg/l	0,97	1,3	4,34	4,54



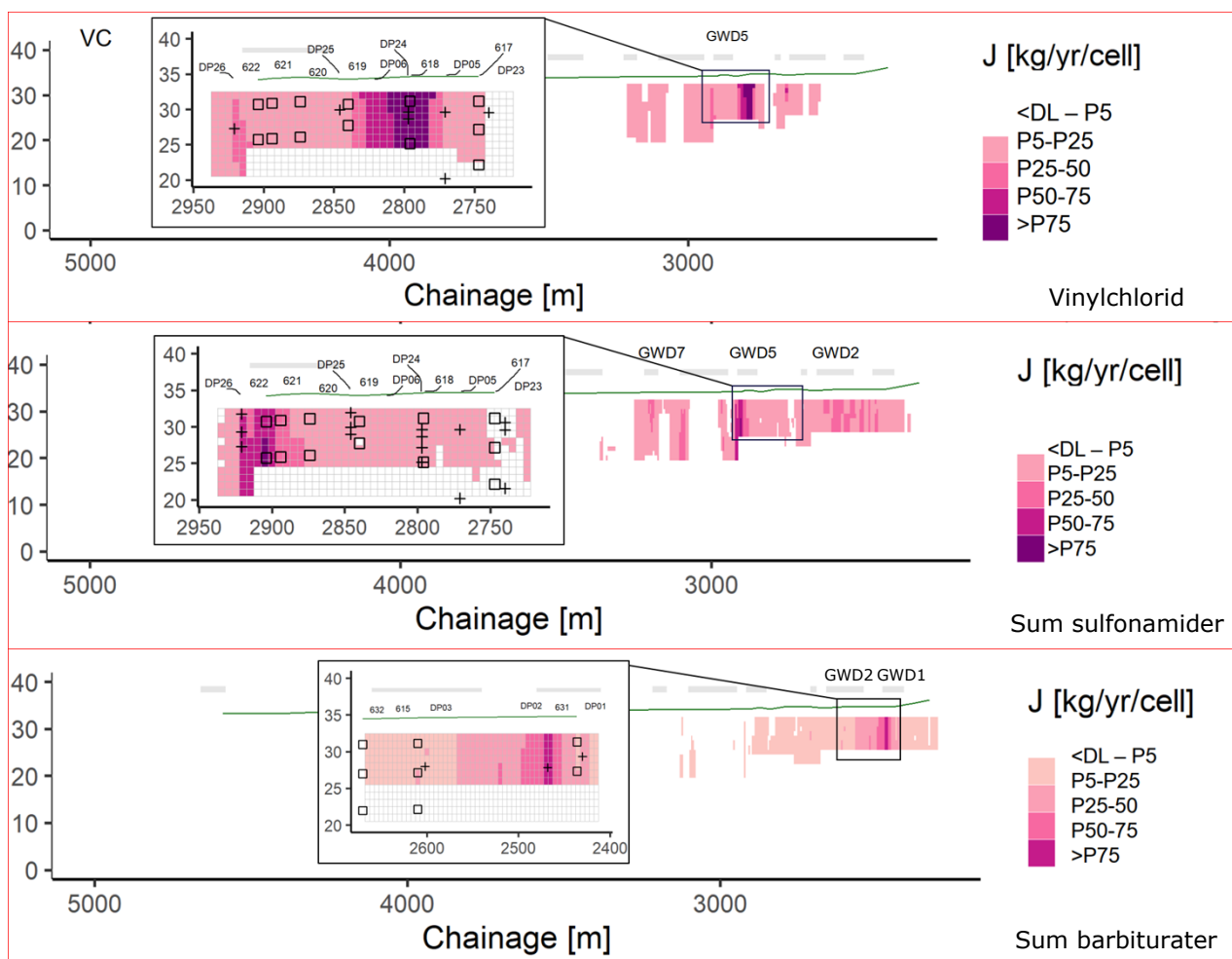
Figur 16. Påviste koncentrationer i Grindsted Å ved målestationer i 2021, 2022 og 2023. VC = vinylchlorid, cis-DCE = cis-dichlorethylen, sum chlor = sum chlorerede ethener. Bemærk, for vinylchlorid er kvalitetskravet et miljøkvalitetskrav. For sulfonamider og barbiturater er der tale om forslag til miljøkvalitetskriterier.

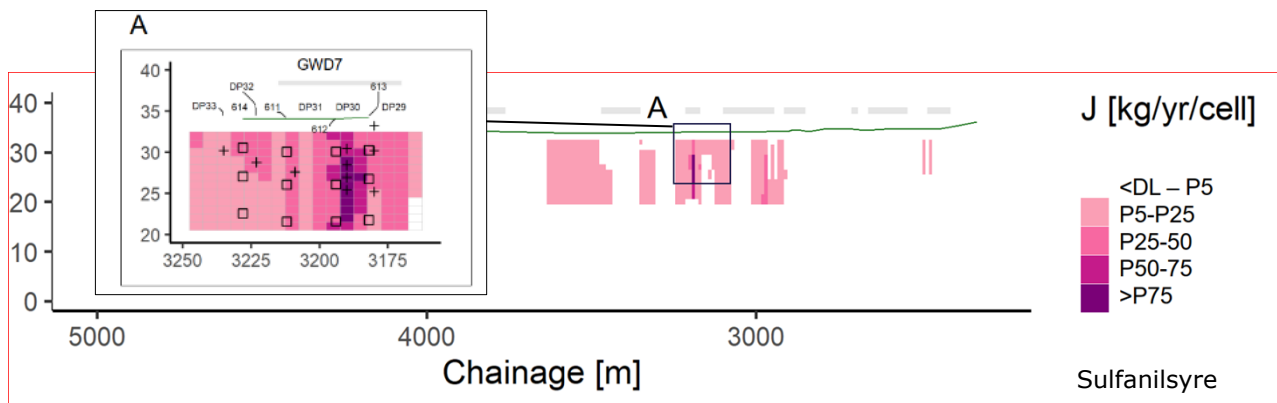
Det må forventes, at der i de målte koncentrationer kan være sæsonvariationer på baggrund af nedbør, temperatur, afdampning m.m. En vurdering af dette vil kræve 4-6 årlige prøvetagninger over en årrække.

Beregnet forureningsflux i å og gennem transekt langs åen

DTU har udført fluxberegninger både ved et transekt langs åen og ved at beregne fluxen i selve åen på baggrund af de påviste koncentrationer og flowmålinger /9/. For vinylchlorid beregnes der for hele transektet fra station 2 til station 9 en samlet flux på 170 kg/år. Hovedparten af fluxen – 146 kg - indsiver til åen mellem station 2 og station 6.

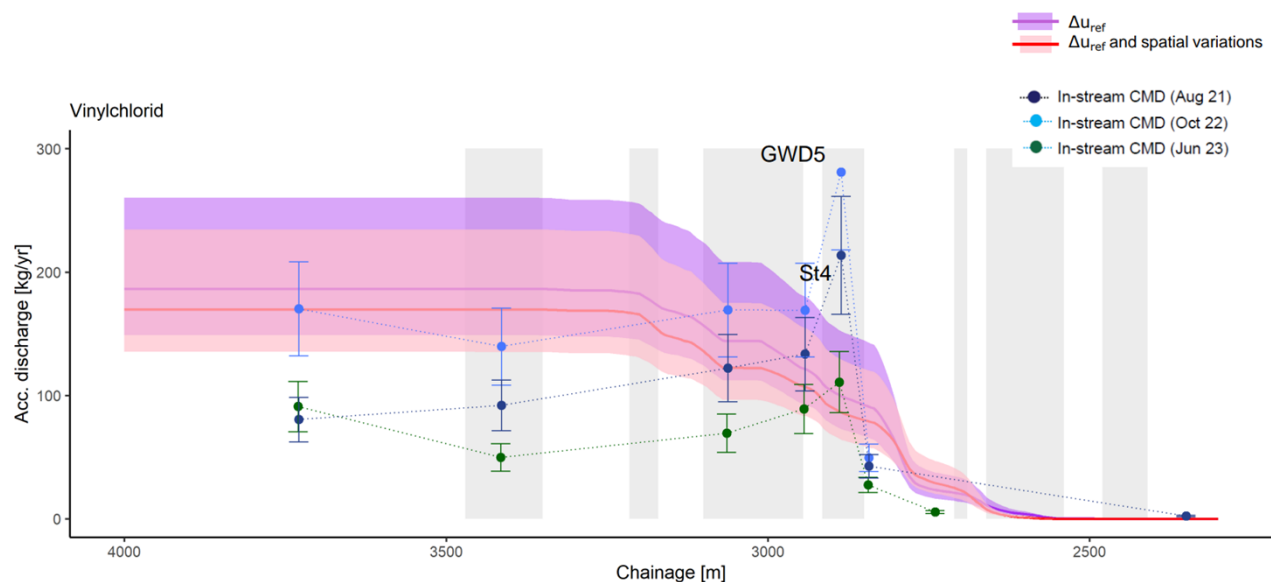
Forureningsfluxen til åen varierer for de forskellige stofgrupper. Dette kan både tilskrives de fysisk/kemiske egenskaber, geologiske og hydrogeologiske forhold og forureningskildernes beliggenhed på fabriksgrunden. Dette ses i Figur 17, som viser et tværsnit langs åen med den beregnede flux af vinylchlorid, sum sulfonamider, sum barbiturater og sulfanilsyre. For vinylchlorid og sulfonamider er forureningsfluxen til åen centreret omkring GWD4 og GWD5, mens den største forureningsflux af barbiturater til åen sker omkring GWD1 (grå felt længst mod højre), og der er en markant forureningsflux af sulfanilsyre omkring GWD7





Figur 17. Transekt langs Grindsted Å med beregnet flux som en procentdel af maksimal flux for hhv. vinylchlorid, sum sulfonamider, sum barbiturater og sulfanilsyre. /2/.

Figur 18 viser en sammenligning af fluxen fra station 1 til station 9 beregnet for hele transektet og beregnet på baggrund af de udførte vandanalyser og flowmålinger i hhv. august 2021, oktober 2022 og juni 2023. Generelt viser figuren, at der sker en markant indstrømning i området omkring station 4. Ved prøvetagningerne i 2021 og 2022 var fluxen i åen markant højere end den beregnede transektflux ved station 4, mens der ses god overensstemmelse i 2023. En direkte sammenligning af in stream forureningsflux med den transektbaserede forureningsflux i grundvandet er vanskelig, idet der forudsættes fuld opblanding i åen og idet transekt-interpoleringerne er forbundet med rumlig usikkerhed. Derfor er det vanskeligt at pege på den direkte årsag til forskellen mellem de to flux-estimer, men det kan noteres, at de er i samme størrelsesorden og i mange tilfælde meget tæt på hinanden.



Figur 18. Akkumuleret vinylchlorid masseflux langs Grindsted å: Sammenligning med vinylchlorid flux i åen (in-stream CMD), baseret på målinger af flow og koncentrationer i åen ved tre målekampagner /9/. Δu_{ref} = vinylchlorid masseflux med horisontalt konstant hydraulisk gradient, ' Δu_{ref} and spatial variations' = Vinylchlorid masseflux med vertikalt og horisontalt varierende hydraulisk gradient. 95 % konfidensinterval for den transektbaserede forureningsflux, baseret på Monte Carlo-simuleringer, er markeret med det farvede areal. Usikkerheden for in-stream flux, baseret på måleusikkerhed, er vist som fejllinjer ved punkter.

Med henblik på at vurdere, hvor meget den samlede flux af vinylchlorid skal reduceres for at overholde Miljøstyrelsens miljøkvalitetskrav på 0,05 µg/l i åen, kan koncentrationen i åvandet beregnes ud fra den samlede transektflux på 170 kg. Benyttes de målte vandføringer fra station 9 og en gennemsnitsflux på 170 kg, kan den gennemsnitlige koncentration af vinylchlorid beregnes til 2,9 µg/l, med en minimumkoncentration på 2,4 µg/l ved minimal flux og maksimalt flow, mens der beregnes 4,7 µg/l ved maximal flux og minimalt flow (Tabel 5-2).

Tabel 5-2. Beregnede koncentrationer af vinylchlorid i åvandet ud fra transektfluxen og vandføringen ved st. 9.

		Min	Max	Gennemsnit
Vandføring st. 9	m ³ /s	1,75	1,93	1,84
Flux	kg/år	115	277	170
Konc. i å vand	µg/l	2,4	4,7	3,2

Med udgangspunkt i data fra Tabel 5-2, kan den resulterende koncentration af vinylchlorid beregnes ved forskellige grader af reduktion af fluxen, og som det ses i Tabel 5-3, kræver det 99% reduktion af den gennemsnitlige flux at opnå en koncentration i åvandet på 0,05 µg/l. Dette svarer til, at fluxen skal reduceres fra 170 kg/år til <2 kg/år.

Tabel 5-3. Beregnet koncentration af vinylchlorid i åvandet ved forskellige grader af reduktion af fluxen.

Reduktion af flux	Koncentration i åvand (µg/l)		
	min	max	Gennemsnit
25%	1,8	3,5	2,2
50%	1,2	2,4	1,5
75%	0,6	1,2	0,7
99%	0,02	0,05	0,03

6 Afgrænsning og prioritering af indsatsområde

Rambøll har med udgangspunkt i DTUs data for fluxberegningerne langs åen, lavet yderligere analyse af forureningsfluxen. Med udgangspunkt i at forureningsfluxen for vinylchlorid skal reduceres med 99% for at sikre at miljøkvalitetskravet overholdes, vil det være nødvendigt at etablere afværge for en meget stor del af forureningsfanen. Både på grund af bemanding og udstyr, vurderes det ikke muligt at etablere afværge for hele forureningsfanen på samme tid, og det kan derfor være relevant at prioritere områderne, efter hvor stor forureningsflux der er i det enkelte område eller hvor der hurtigst opnås den størst effekt, og på den måde inddele afværgeindsatsen i en række faser.

På Figur 19 er transektet langs åen inddelt i 6 områder, og hvert område er desuden underinddelt i både et øvre (terrænnært) og et nedre (sekundært) område. Inddelingen er sket ud fra en vurdering af den beregnede forureningsflux i de enkelte områder. Forureningsfluxen i både det terrænnære og det øvre sekundære magasin fremgår af Tabel 6-1 for hvert område.

Det ses af tabellen, at den klart højeste forureningsflux er i det terrænnære magasin for områderne 1-4, og disse fire områder får derfor også prioritet 1-4. Derefter prioriteres det sekundære magasin i område 1-3, mens det terrænnære magasin i område 5 og 6 har laveste prioritet pga. en relativt lav forureningsflux.

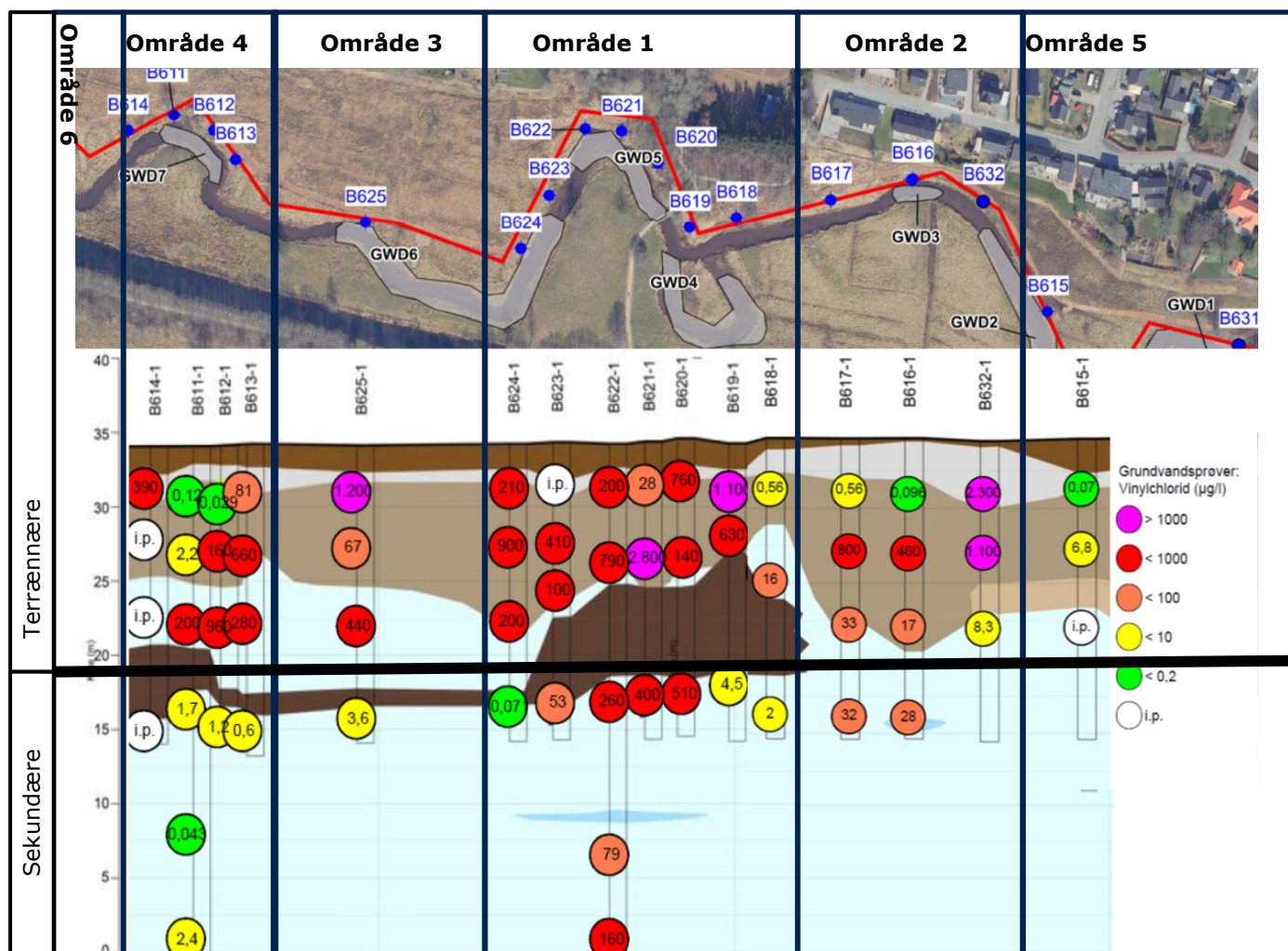
Skal fluxen reduceres fra 170 til 2 kg/år, vil det ifølge Tabel 6-1 være nødvendigt med en 100% reduktion fra både det terrænnære og sekundære magasin i område 1-5. Fluxberegningerne er dog behæftet med relativt stor usikkerhed, ligesom der som tidligere nævnt er mange usikkerheder omkring den vertikale afgrænsning i det sekundære magasin og især de vertikale strømningsforhold omkring åen.

Tabel 6-1. Beregnet flux i terrænnære og sekundære magasin for område 1-6. VC = vinylchlorid.

Område	Chainage_2022	Magasin	Bundkote	VC-flux ¹	Flow ¹	Prioritet
	<i>m</i>		<i>DVR90</i>	<i>Kg/år</i>	<i>m³/år</i>	
1	2790-2970	Terrænnært	19	63	56.049	1
		Sekundært	35	4	23.559	5
2	2640-2800	Terrænnært	24	38	44.433	2
		Sekundært	35	4	16.291	6
3	2970-3150	Terrænnært	19	34	142.343	3
		Sekundært	35	1	13.444	7
4	3150-3230	Terrænnært	19	21	73.013	4
		Sekundært	35	0	3.013	
5	2550-2640	Terrænnært	19	3	7.900	8
		Sekundært	35	0	4.422	
6	3230-3350	Terrænnært	19	2	30.270	9
		Sekundært	35	0	7.073	

¹Angivne flux-værdier for de prioriterede områder er baseret på koordinatsbestemte udtræk og summering i områderne fra DTUs beregnede forureningsflux med horisontalt og vertikalt varierende hydraulisk gradient, givet i datafilen

'output_flux_variable_gradient_idw.Rda'. Vandføringen gennem de prioriterede områder er ligeledes baseret på data fra den samme fil og er beregnet for hver gridcelle ud fra datafilens variable: $Q = \text{var1.pred.K} * \text{gradient} * \text{deltax} * \text{deltay} \text{ [m}^3/\text{s]}$, hvor var1.pred.K er den interpolerede hydrauliske ledningsevne (m/s), gradient er den horisontale gradient (-), deltax er bredden på hver celle (5 m) og deltay er højden på hver celle (1 m). For hvert prioriteret område er Q summeret op for alle celler i området, og enheden er regnet om til enheden m³/år. Den beregnede Q er tjekket efter ved beregning af forureningsfluxen for hele transektet som stemmer overens med den rapporterede.



Figur 19. Områder for afværgeindsatsen overfor vinylchlorid.

7 On site afværge

COWI har tidligere for Region Syddanmark testet avancerede oxidationsprocesser (AOP) til rensning af det forurenede grundvand mhp. at undersøge muligheden for at etablere en midlertidig afværgeindsats, der hurtigt kunne minimere påvirkningen af Grindsted Å /4/. Regionen valgte ikke at arbejde videre med den midlertidige indsats, da testene efterlod usikkerhed omkring metodernes effektivitet. Endvidere blev det vurderet, at metoderne ikke var aktuelle i forhold til en permanent afværgeindsats, da den vandmængde, som skulle behandles, vurderedes at være urealistisk stor i forhold til on-site-behandling.

Rambøll har været i dialog med Henrik Andersen og Kamilla Kaarsholm, DTU Sustain, omkring brug af ozon til on site behandling af forureningsfanen fra det tidligere Grindstedværkets fabriksgrund. Det er umiddelbart deres vurdering, at det vil være muligt at optimere processerne og opnå en meget høj rensningsgrad, ligesom det vurderes, at området omkring det tidligere rensningsanlæg vil være optimalt ifht. placering af et ozonanlæg. DTU Sustain arbejder uafhængigt på et projekt med test af ozonbehandling på vand fra Grindsted, og der er planlagt et pilotforsøg i løbet af efteråret 2023. Med

udgangspunkt i dette, er det Rambølls anbefaling, at on site behandling med ozon medtages som en af de mulige afværgeteknikker i afværgeprogrammet.

8 Anbefalede afværgeteknikker og strategi

Med udgangspunkt i den udførte afværgescreening samt ovenstående betragtninger, kommer Rambøll nedenfor med anbefalinger til de afværgeteknikker, der skal arbejdes videre med i det kommende afværgeprogram. Metoderne vil som beskrevet fokusere på afværge overfor vinylchlorid, men med opmærksomhed på, om metoderne vil have en indvirkning (positiv og negativ) på de øvrige forureningskomponenter, herunder om metoderne kan reducere indsivningen af sulfonamider og barbiturater til et niveau, der sikrer at forslag til miljøkvalitetskriterier overholdes i åen. Ligeledes skal de øvrige chlorerede stoffer inddrages, da de ved nedbrydning kan omdannes til vinylchlorid.

Der medtages ligeledes mindst en metode til reduktion af fluxen af sulfonamider og barbiturater, da der også er påvist overskridelser i åen for disse stoffer.

Der er ligeledes udarbejdet et notat omkring mulighed for at flytte åen. Dette kan give nogle fordele ifht. håndtering af vandmængder, påvirkning af eksisterende natur, opholdstider og minimering af risici for at injicerede kemikalier kan medføre en påvirkning af åen.

Afværgeteknikker

Da fokus er på vinylchlorid, er det som udgangspunkt Rambølls anbefaling, at der arbejdes videre med *in situ* metoder som iht. afværgescreeningen er kompatible med de eksisterende redoxforhold. Både fordi hovedparten af disse metoder er effektive overfor både vinylchlorid og de øvrige chlorerede stoffer, og fordi en ændring af redoxforholdene vil være en omfattende og kontinuert proces, ligesom det kan medføre problematikker i forhold til udfældning, opløsning mv. Ulempen ved de redoxkompatible metoder er, at der er relativt begrænset kendskab til deres effekt overfor de farmaceutiske stoffer. Dette bør dog under alle omstændigheder undersøges ved laboratorieforsøg inden en detailprojektering.

Samtidig anbefales det, at der også udføres yderligere test af on site ozonbehandling. Metoden kan bruges til oppumpning og behandling af grundvand fra udvalgte områder med høje koncentrationer af både chlorerede opløsningsmidler, sulfonamider og barbiturater. Det vil ligeledes være muligt at dimensionere anlægget, så der er kapacitet til at forøge behandlingsmængden, såfremt monteringsresultaterne viser, at der er behov for yderligere reduktion af fluxen.

Som udgangspunkt anbefales det derfor, at der arbejdes videre med:

- Stimuleret reduktiv dechlorering (SRD)
- Kemisk reduktion
- Sorption
- On site ozonbehandling

Afværgestrategi

Det er Rambølls anbefaling, at en afværgeindsats ifht. Grindsted Å fokuseres på en injektionsstrategi kombineret med en on site ozonbehandling. Injektionsstrategien vil være fokuseret på området omkring åen, men det vurderes, at det kan være relevant at lave injektioner længere væk fra åen i opstrøms retning for at sikre en tilstrækkelig oprensning.

Afværgeindsatsen inddeles i en række faser, hvor der i hver fase inddrages nye områder i henhold til ovenstående prioriteringsliste. I første fase fokuseres på det terrænnære magasin i område 1, 2 og 3 (GWD2-GWD6), da det her er muligt at opnå den største reduktion af forureningsfluxen.

I de efterfølgende faser fokuseres på de næste prioriteringer jf. Tabel 6-1, hvor det ved detailplanlægningen dog kan blive relevant at fremskynde nogle områder pga. logistisk planlægning.

Det vurderes, at der med fordel kan indlægges en monitoringsperiode imellem hver fase, hvor effekten af de igangsatte tiltag vurderes, inden den næste fase udføres. Det betyder i så fald, at det kan komme til at tage flere år, at få igangsat den fulde afværge, men til gengæld sikres det, at de enkelte tiltag kan optimeres, ligesom det kan sikres, at der ikke igangsættes flere tiltag end nødvendigt.

Referencer

- /1/ Lemaire, GG; Ottesen, C; Broholm, MM; Bjerg, PL (2023). Strømningsforhold i Grindsted. Notat, DTU Sustain, 9. marts 2023
- /2/ Lemaire, GG; Broholm, MM; Hansen, JG; Ottosen, CB; Bjerg, PL (2023). Bestemmelse af forureningsfluxen i Grindsted Å. Notat, DTU Sustain, 4. maj 2023.
- /3/ Alecia (2015). Grindsted forureningskortlægning. Del 2 – scenarieberegninger. Notat, 4. november 2015.
- /4/ Region Syddanmark (2019). Indsats overfor jordforurening. Afværgeprogram for afværgeforanstaltninger overfor forureningsfanen fra det tidligere Grindstedværkets fabriksgrund. Rapport, COWI, Geosyntec, maj 2019.
- /5/ Region Syddanmark (2020). Indsats overfor jordforurening. Monitoringsboringer, Grindsted. Rapport, Rambøll, august 2020.
- /6/ Region Syddanmark (2023). Videregående forureningsundersøgelse. Undersøgelser i Grindsted. Rapport, Rambøll, maj 2023.
- /7/ Lemaire, GG; Ottesen, C; Broholm, MM; Bjerg, PL (2023). Grindsted: fase V. Præsentation, DTU Sustain, 31. august 2023.
- /8/ USEPA, (U.S. Environmental Protection Agency) (1992). Estimating Potential for Occurrence 877 of DNAPL at Superfund Sites. I OSWER Publication 9355.4-07FS. (pp. 1–9). Office of 878 Solid Waste And Emergency Response.
- /9/ Lemaire, G.; Broholm, M. M.; Hansen, J.; Ottosen, C. B. & Bjerg, P.L. (2023) Yderligere beregninger til notat 07 – Bestemmelse af forureningsfluxen i Grindsted å (variabel gradient). Beregning med rumlige variationer af hydraulisk gradient.
- /10/ Region Syddanmark (2023) Videregående undersøgelser Grindsted, Fase III, Datarapport. Rambøll, maj 2023.
- /11/ Ottosen, Cecilie; Bjerg, Poul L.; Lemaire, Gregory; Hansen, Josefine og Broholm, Mette M. (2023) Undersøgelse af chlorerede ethener's nedbrydning i fanen fra Grindstedværkets fabriksgrund. DTU Sustain.

Bilag 5

Notat. Omlægning af Grindsted Å til Bådkanalen

Screening af mulighed for midlertidig omlægning af Grindsted Å

Projekt navn **Fase V - afværgeprogram**
 Projektnr. **1100047870**
 Kunde **Region Syddanmark**
 Notatnr. **1**
 Version **1.8**
 Til **Morten Birch Larsen, Rambøll**
 Fra **Mads Bøg Grue, Rambøll**
 Kopi til **-**

Udarbejdet af **Mads Bøg Grue**
 Kontrolleret af **Dennis Søndergård Thomsen**
 Godkendt af **Anders Mønster Hjernø/Britt Boye Thrane**

Dato 2024/09/04

1 Baggrund

I forbindelse med en mulig oprensning af forurenende stoffer i Grindsted ved Grindsted Å, syd for Kærvej og Ådalen, ønskes det at undersøge muligheden for, at lave en midlertidig omlægning af Grindsted Å til en delstrækning af Bådkanalen.

Rambøll
 Englandsgade 25
 DK-5100 Odense C

Dette notat er en indledende screening af mulighederne for en omlægning af Grindsted Å. Inden der kan laves en detailprojektering af en omlægning, er der en række forhold, der skal undersøges nærmere.

T+45 5161 1000

En midlertidig omlægning af Grindsted Å til Bådkanalen vil potentielt kunne påvirke både vandtilførslen og vandstanden i Engsøen og de tilstødende kanaler. Samtidig vil der være risiko for en mobilisering af det forurenede sediment i Bådkanalen.

2 Grindsted Engsø

Engsøen administreres efter Regulativ for Grindsted Engsø med tilhørende kanaler fra 2009¹.

Engsøen modtager blandt andet vand fra et indtag i Grindsted Å opstrøms "Rådhus stryget" i ca. St. 11.805 m.

Fra indtaget ved Rådhuset består kanalerne til Engsøen af følgende, som er vist på Figur 1:

Fødekanalen: En ca. 950 m lang fødekanal langs Grindsted Å fra indløbet i St. 11.805 m til udløb i Bådkanalen under Vester Boulevard.

Udover tilløb fra Grindsted Å modtager fødekanalen vand fra flere regnvandsudløb og fra grundvandssænkninger.

¹ <https://www.billund.dk/media/hylherdo/regulativ-for-grindsted-engsøe-med-tilhørende-kanaler.pdf>

Bådkanalen: Forlængelsen af Fødekanalen. En 15 m bred og ca. 1,15 km lang kanal fra Vestre Boulevard mod vest til Engsøen.

Bådkanalen modtager også regnvand fra minimum to udledninger på strækningen.

Sydkanalen: Fra Bådkanalen er der anlagt en 300 m lang sydgående forgrening, som ender blindt i boligområdet Sydtoften.

Sydkanalen modtager også regnvand fra store dele af Sydbyen.

Afløbskanalen: Afløbet fra søen findes i søens vestende med afløb i kote 34,4 m DVR90. Vandet ledes via et overløbsbygværk gennem en 250 m lang kanal til udløb i Grindsted Å.



Figur 1 Grindsted Engsø og tilhørende kanaler

Engsøen

Grindsted Engsø har et areal på ca. 30 ha. Søen har en maksimal dybde på 2,25 m og en middeldybde på 1,55 m.

Den nuværende vandtilførsel fra Grindsted Å er etableret i 1998, som en del af restaureringsstrategien for søen. Rambøll har ikke kendskab til, hvordan tilførslen til søen var før 1998.

I 2002 blev der opstillet en vandbalance for Engsøen. Denne er beskrevet i regulativet for Engsøen med tilhørende kanaler¹. Vandtilførslen til søen blev her opgjort til 89 l/s i gennemsnit. Vandføringen i afløbet var i gennemsnit 70 l/s.

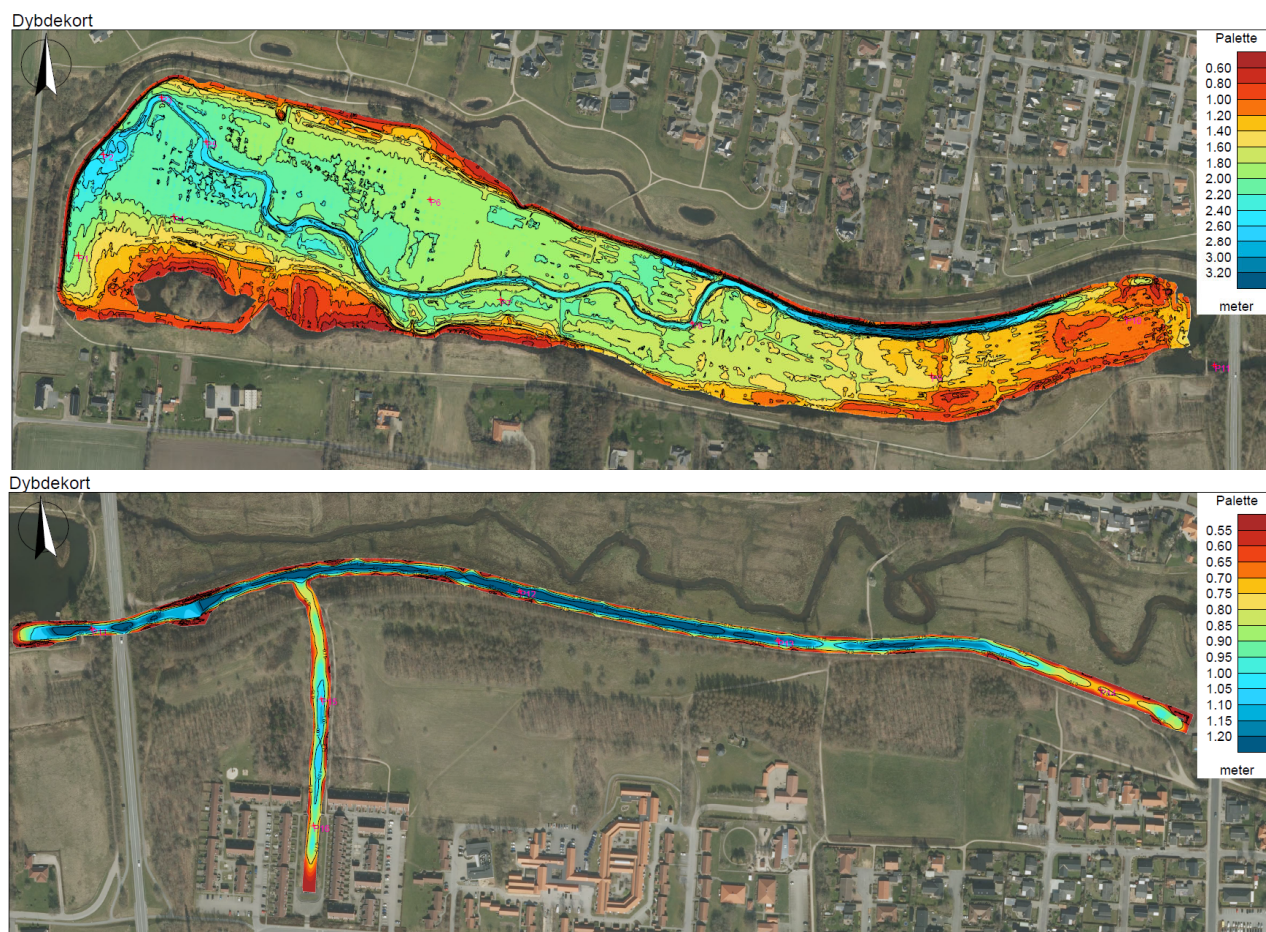
I regulativets vandbalance er der beskrevet en indsivning af grundvand fra søens sydside i størrelsen 30-40 l/s. Desuden beskrives, at der fra søens nordside sker en betydelig udsivning af søvand gennem de diger, der adskiller det højere liggende søvandspejl fra Grindsted Å.

Udsivningen og fordampning fra vandoverfladen overstiger i sommerhalvåret indsivningen, hvorved vandføringen i afløbet reduceres eller helt ophører.

3 Geofysisk kortlægning af Engsøen, Bådkanalen og Sydkanalen

Rambøll har tidligere, for Billund Kommune, udført en geofysisk kortlægning af batymetri (undersøisk topografi) i Grindsted Engsø samt i Båds og Sydkanalen².

Dybden i Engsøen varierer fra 0,40 m til 3,4 m. Dybden i kanalerne er lavest mod øst. Dybden i kanalerne varierer fra 0,50 m til 1,25 m.



Figur 2 Batymetri i Engsøen, Bådkanalen og Sydkanalen

² Geofysisk kortlægning Grindsted Engsø, Rambøll, marts 2020.

4 Grindsted Å



Figur 3 Grindsted Å imellem Vesterbrogade og Søndre Ringvej

Grindsted Å er ikke målt op på strækningen i nyere tid, og der er derfor ikke kendskab til de faktiske forhold som f.eks. bundkoter og bundbredder på strækningen. Der tages derfor udgangspunkt i de regulativmæssige dimensioner. Vandspejl på strækningen trækkes ud fra højdemodellen og fra 3 droneflyvninger, som der er udført i 2021-2022.

Rambøll har tidligere udarbejdet et notat omkring grødeslåning i Bådkanalen³. Analyser viser at sedimentet i kanalen er forurenet, og at der i forbindelse med både grødeslåning og en evt. regulering af kanalen er risiko for at mobilisere denne forurening. Billund Kommune har på den baggrund besluttet ikke at skære grøde i Bådkanalen.

Ved en evt. senere detailprojektering af omlægningen, bør der opstilles en vandløbsmodel koblet til en grundvandsmodel så der kan foretages en konsekvensvurdering for eksisterende og projekterede forhold på et opdateret grundlag. I den forbindelse bør både Grindsted Å og Bådkanalen opmåles.

Grindsted Å har på strækningen et regulativmæssigt fald på 0,57 ‰ med en bundkote i Vesterbrogade (St. 11.940 m) i kote 33,90 m og ved Søndre Ringvej (St. 14.100 m) i kote 32,34 m. Den regulativmæssige bundbredde er 3,5 m.

Oplandet til Vesterbrogade er ca. 186 km² (jf. Scalgo). Fra Billund Kommunes målestation ved Eg (mst. 31.14 Grindsted Å, Eg) er der beregnet en årsmiddel afstrømning på 14,2 l/s/km² svarende til en årsmiddelvandføring ved Vesterbrogade på ca. 2.641 l/s.

³ Vurdering af grødeskæring – Bådkanalen Grindsted, Rambøll, november 2022.

5 Mulig omlægning af Grindsted Å

Det undersøges i denne screening om det er muligt at lave en omlægning af Grindsted Å fra St. 12.700 m og ned til St. 13.600 m. Dette vil flytte Grindsted Å til den sydlige del af ådalen igennem en delstrækning af Bådkanalen og frigive plads til at foretage oprensning i den nordlige del af ådalen.

I St. 12.700 m er vandspejlet ifølge Danmarks Højdemodel i kote 34,10 m i Grindsted Å og i kote 34,50 m i Bådkanalen ca. 20 m syd for åen. Den regulativmæssige bundkote i St. 12.700 m er i kote 33,35 m.

I St. 13.600 m er vandspejlet ifølge Danmarks Højdemodel kote 33,40 m i Grindsted Å og i kote 34,50 m i Bådkanalen ca. 14 m syd for åen. Den regulativmæssige bundkote i St. 13.600 m er i kote 32,70 m.

I forbindelse med projektet er der af 3 omgange foretaget en droneoverflyvning langs med Grindsted Å. Vandspejle målt i hhv. St. 12.700 m samt St. 13.600 m fremgår af Tabel 5-1.

Tabel 5-1 Vandspejle målt ved droneflyvning

	Fase I (august 2021)	Fase II (april 2022)	Fase III (oktober 2022)
St. 12.700 m	34,30 m	33,80 m	34,15 m
St. 13.600 m	33,45 m	33,05 m	33,27 m

Der er i juli 2021 etableret en målestation (31.40 Grindsted Å, 650 m opstrøms Engsøen)⁴ i Grindsted Å. De målte vandspejl i perioden varierer fra kote 33,32 m til kote 34,13 m. Denne variation i vandspejlet (og vandføring) skal kunne rummes i en omlægning og belyses yderligere ved en dynamisk model.

Ved etablering af et nyt midlertidigt forløb af Grindsted Å igennem bådkanalen skal Grindsted Å fra ca. St. 12.700 m ledes ud i Bådkanalen og ca. 500 m længere nedstrøms ledes retur til Grindsted Å i St. 13.600 m. Ved afsnøring af vandløbet fra St. 12.700 m til St. 13.600 m skal tilløb på strækningen i Grindsted Å fortsat kunne få afløb. På strækningen er der bl.a. spildevandsoverløb fra Renseanlæg Vest som fortsat skal sikres udløb. Derudover vil der formentlig være en indsivning af grundvand til den afsnørede del af Grindsted Å som skal håndteres og evt. renses. Dette forhold bør undersøges nærmere.

Det forudsættes, at man ved omlægning af Grindsted Å igennem Bådkanalen ikke ønsker at hæve vandspejlet i Grindsted Å opstrøms for. Da der altså skal være uændrede forhold opstrøms for projektstrækningen, skal vandspejlet i Bådkanalen sænkes på strækningen. Omfanget af vandspejlssænkningen afhænger af, om man laver et indløbsstryg fra Grindsted Å i St. 12.700 m til Bådkanalen, eller et udløbsstryg fra Bådkanalen til Grindsted Å St. 13.600 m. Umiddelbart vil et udløbsstryg fra Bådkanalen til Grindsted Å være den løsning, som vil påvirke vandspejlet mindst og som samtidig vil betyde mindst regulering af Bådkanalen. Til gengæld må det forventes at der skal opbygges et stryg fra St. 13.600 m og nedstrøms i Grindsted Å, som udligner forskellen imellem vandspejlet imellem Grindsted Å's St. 12.700 m og St. 13.600 m. Vandspejlsforskellen er her målt til ca. 70-90 cm ved de 3 droneoverflyvninger og Danmarks Højdemodel. Denne vandspejlsforskel vil kunne udlignes med et 70-90 m langt stryg med 10 ‰ fald. En dynamisk model vil være nødvendig for at kunne fastlægge vandspejlsforskellen og længden af stryget mere præcist.

Etableres omlægningen med et udløbsstryg til Grindsted Å, så vil vandspejlet i Bådkanalen være stuvningspåvirket og kunne holdes i ca. kote 34,1 m, samme niveau som vandspejlet i Grindsted Å St.

⁴ <https://vandportalen.dk/plotsmaps?days=790&end=16082023&z=17&x=8.9141&y=55.7567&loc=1366&id=14760-0-0>

12.700 m. Vandspejlet i Bådkanalen sænkes altså med ca. 40 cm i forhold til de eksisterende forhold. Etableres stryget fra Grindsted Å til Bådkanalen sænkes vandspejlet i Bådkanalen med ca. 1,1 m. Det vurderes ud fra den geofysiske kortlægning af Bådkanalen, at det vil kræve en uddybning af Bådkanalen og altså en fjernelse af forurenede sediment. Samtidig vil grundvandstilstrømningen fra syd formentlig påvirkes. Det anbefales at etablere stryget som et udløbsstryg fra Bådkanalen, hvilket vil påvirke vandspejlet i kanalen mindst. En opmåling af Bådkanalen vil vise, om der ved denne løsning vil være behov for en regulering af Bådkanalens dimensioner.

Det er muligt at en del af faldet kan afvikles i Bådkanalen. Det vil kræve en opmåling af både Grindsted Å og Bådkanalen at kvalificere dette nærmere.

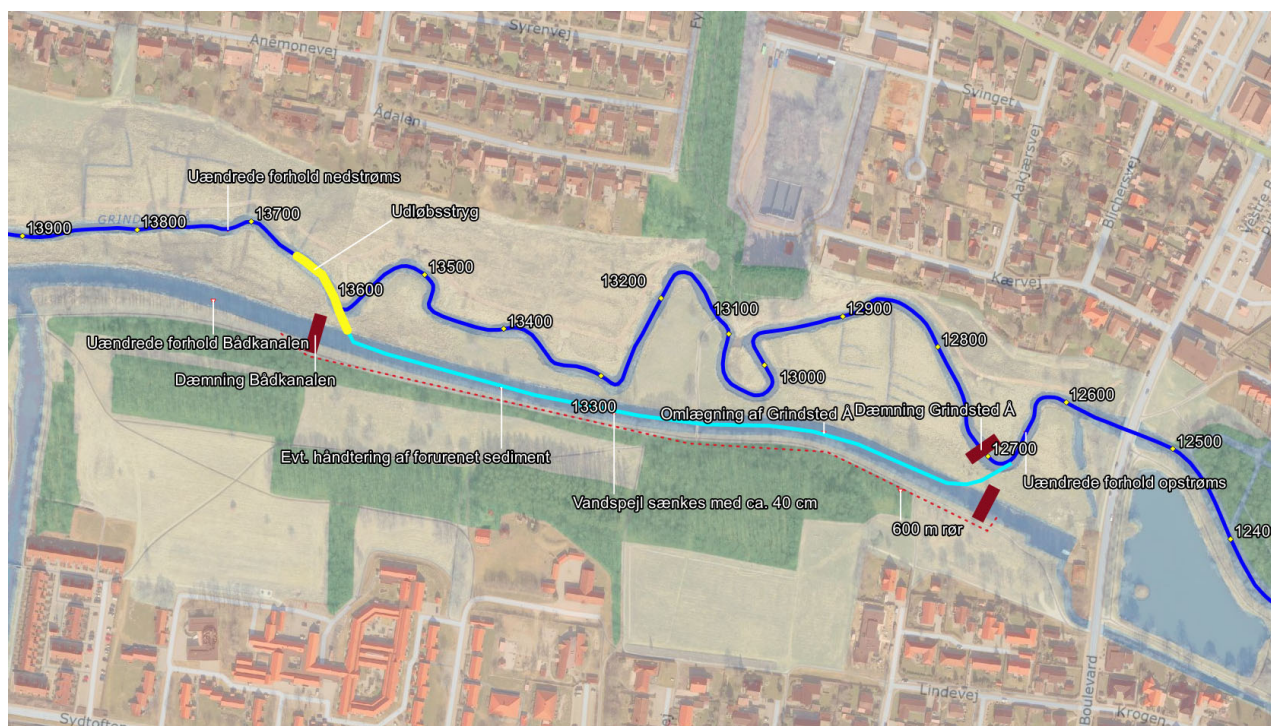
Udløbskoten fra Engsøen er i kote 34,40 m, hvilket stemmer godt overens med det registrerede vandspejl i Bådkanalen i kote 34,50 m.

For at adskille Grindsted Å og Engsøen skal der etableres en dæmning i Bådkanalen umiddelbart nedstrøms omlægningen. Denne dæmning skal skabe en hydraulisk adskillelse imellem Bådkanalen og omlægningen.

Ved omlægningen skal man beslutte hvordan den fremtidige (midlertidige) tilførsel af vand til Engsøen skal ske. Det fremgår af vandbalancen fra 2002, at Engsøen i sommerperioder har en udsivning, der er større end indsivningen. For at opretholde et vandspejl i en minimumkote skal der således bevares et indtag fra Grindsted Å.

Skal indtaget ske direkte fra Grindsted Å vil man skulle sænke udløbskoten og dermed vandspejlet i Engsøen, Bådkanalens vestligste 500 m og Sydkanalens med ca. 40-50 cm. For at undgå blotlægning af forurenede sediment bør der arbejdes med en løsning, som ikke påvirker vandspejlet i Engsøen. Et alternativ er at etablere en ca. 600 m lang rørledning syd for omlægningen. Denne skal forbinde vandspejlet i Bådkanalen øst for omlægningen med Bådkanalen vest for omlægningen og dermed sikre en vandtilførsel til Engsøen.

En anden løsning kan være at etablere en midlertidig pumpestation i den nedstrøms ende af omlægningen, så vand fra omlægningen kan pumpes til den vestlige del af Bådkanalen. Pumpestationen kan indrettes så den kører kontinuerligt i sommerhalvåret, hvor udsivning og fordampning er størst og i vinterhalvåret kun kører når Engsøens vandspejl falder under en fastsat kote.



Figur 4 Skitse af forlægning af Grindsted Å til Bådkanalen

Væsentligste forhold som skal undersøges nærmere

- Opmåling af Grindsted Å
- Opmåling af Bådkanalen
- Opdatering af vandbalancen
- Vandløbs og grundvandsmodel
- Tilløb til Grindsted Å og indsigvning af forurenset grundvand på strækningen fra St. 12.700 m til St. 13.600 m
- Risiko for mobilisering af forurenset sediment i Bådkanalen og håndtering heraf ved en evt. regulering af Bådkanalens dimensioner og vandføring.
- Mulighed for sikring af vandtilførsel og dermed vandspejl i Engsøen
- Påvirkning af den økologiske tilstand, herunder kemisk tilstand i de målsatte vandområder (Grindsted Å, Engsøen)
- Risikovurdering af evt. påvirkning af Natura 2000 og øvrig habitatnatur
- Vurdering af risiko for påvirkning af vandløb (herunder miljømål), mose og hede på projektstrækningen.
- Grundvandspotentiale omkring Bådkanalen og en evt. risiko for at påvirke/ændre forureningsfanen fra lossepladsen, samt om en lavere grundvandsstand i engarealerne medfører risiko for iltning af organisk materiale/sætning af arealet.

Bilag 6

Konceptuel tidsplan

Konceptuel tidsplan

[illegible]

Bilag 7

Liste over stoffer, der indgår i summen af farmaceutiske stoffer

11 Sulfonamider der er anvendt som sum sulfonamider i Rambølls rapporter Fase I-II-III	12 Sulfonamider som indgår i Sum sulfonamider, jf. DHI.
Sulfanilamid	Sulfanilamid
Sulfaguanidine	Sulfaguanidin
Sulfamethazin (Sulfadimidin)	Sulfamethazin
Sulfamethiazol	Sulfamethizol
Sulfadiazin	Sulfadiazin
Sulfacetamid	Sulfacetamid
Sulfadoxin	
Sulfamerazin	Sulfamerazin
Sulfanilylurinstof	Sulfanilylurinstof
Sulfapyridin	Sulfapyridin
Sulfathiazol	Sulfathiazol
	Acetylsulfaguanidin□
	Phtalylsulfathiazol □

□ Indgår ikke i analysepakken udført ved undersøgelserne i Fase I, II og III.

15 Barbiturater der er anvendt som sum barbiturater i Rambølls rapporter Fase I-II-III	17/16 barbiturater som indgår i Sum barbiturater jf. DHI
5,5-diallylbarbitursyre (Allobarbital) 5-allyl-5-isobutyl-barbitursyre (Butalbital) Allyl-n-butylbarbiturat Amobarbital Barbital Butobarbital (N-butylethylbarbitursyre) Butylbarbiturat Hexobarbital Isobutylbarbitursyre Isopropylbarbitursyre Monoethylbarbitursyre N-methyldiethylbarbitursyre (Metharbital) Pentobarbital 5-allyl-5-(methylbutyl)-barbitursyre 5-ethyl-5-sec-butylbarbitursyre (Butabarbital)	Allobarbital Secobarbital 5-allyl-5-isobutyl-barbitursyre Butabarbital Aethallymal Allyl-n-butylbarbiturat Amobarbital Barbital Butobarbital Butylbarbiturat Hexobarbital Isobutylbarbitur-syre Isopropylbarbitur-syre Monoethylbarbitur-syre Metharbital Pentobarbital Meprobrmat*

* Ved vurderingen af ovennævnte stoffer, er det besluttet at meprobramat behandles for sig selv, og ikke i gruppen af barbiturater, da den kemiske struktur har ringe lighed med gruppen af barbiturater, og da den toksiske dosis er noget større end den man normalt ser for barbiturater.