

Analyse af pesticidforureninger – revision af konceptuel forståelsesmodel fra 2021

Lærke Thorling, Anders R. Johnsen, Bertel Nilsson,
Ingelise B. Møller, Christian N. Albers Lars Trolborg,
Denitza Voutchkova, Katja T. Walentin, Ulla E. Bollmann,
Poul L. Bjerg, Klaus Mosthaf, Signe Brink Hestad, Annika S.Fjordbøge.

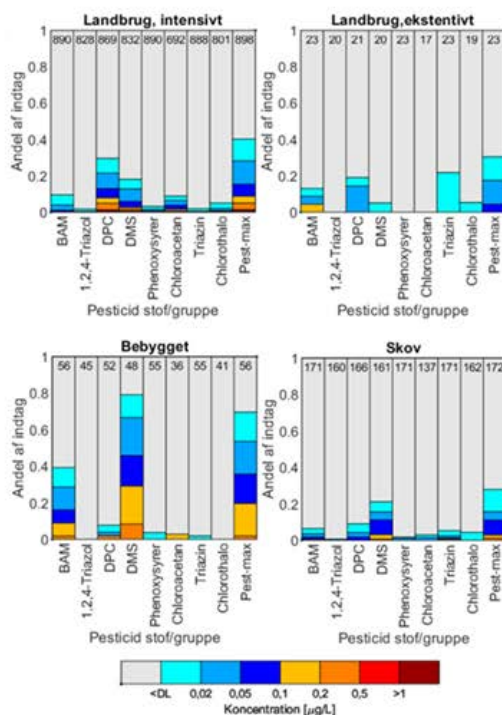
Analyse af pesticidforureninger – revision af konceptuel forståelsesmodel fra 2021

Miljøstyrelsens projekt: Analyse af pesticidforureninger 2022

Lærke Thorling¹, Anders R. Johnsen¹, Bertel Nilsson¹,
Ingelise B. Møller¹, Christian N. Albers¹, Lars Trolborg¹,
Denitza Voutchkova¹, Katja T. Walentin¹, Ulla E. Bollmann¹,
Poul L. Bjerg², Klaus Mosthaf², Signe Brink Hestad², Annika S.Fjorbøge².

1: De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland

2: Danmarks Tekniske Universitet, Department of Environmental and Resource Engineering



Indholdsfortegnelse

1.	Sammenfatning	7
2.	Baggrund og formål	9
2.1	Baggrund.....	9
2.2	Formål	10
2.3	Arbejdshypoteser	11
2.4	Begreberne dæklag, lerdæklag og akkumulerede dæklag.....	12
2.5	Begreber fra vandområdeplanerne	13
3.	Forbrug og anvendelse af i Danmark	15
3.1	Stoffer omfattet af stofgruppen pesticider.....	15
3.2	Oversigt over salgstal og anvendelse af pesticidstoffer.	16
4.	Pesticidkilder	23
4.1	Forekomst af pesticider.....	23
4.1.1	Punktkilder.....	24
4.1.2	Fladekilder	26
4.2	Regionernes indsats	27
4.3	Perspektiver for inkludering af punktkilder i beslutningstræ og tilstandsvurdering29	
5.	Pesticidernes iboende egenskaber	30
5.1	Muligheder og begrænsninger for anvendelse af fysisk-kemiske parametre.....	30
5.2	Grundvandsrelevante K_d værdier og nedbrydelig af pesticidstoffer.	34
5.3	Opsummering, kan de fysisk-kemiske parametre indgå i den konceptuelle forståelsesmodel?	35
6.	Dataudtræk og databearbejdning	36
6.1	Fastlæggelse af datagrundlag og dataudtræk for pesticidstoffer	36
6.2	Udvælgelse af fokusstoffer og gruppering af pesticider, endelig aggregering af data.	38
6.3	Kvalitetssikring af Jupiterudtrækket.	39
6.4	Data fra Regionernes punktkildeundersøgelser	40
6.5	Tilknytning af indtag til konkrete oplande.....	40
6.5.1	Opstrøms forskydning af oplandscirkel.....	40
6.5.2	Partikelbanesimuleringer.....	43
6.6	Faglige temaer udarbejdet til dette projekt	44
7.	Dybdeafhængighed for pesticider	46
7.1	Dybdeplots	46
7.2	Simple dybdeplots, datatyper.....	47
7.3	Redox og dybdeplots, hypotese 5.	51
7.4	Lithologi og dybdeplots, hypotese 10	53
7.5	Dybdeplots for enkeltstoffer	54

7.6	Sammenfatning dybdeplots.....	58
8.	Arealanvendelse og pesticider i grundvand	60
8.1	Arealanvendelsens betydning.....	60
8.1.1	Datatypen Øvrige (Alle ikke-punktkilde indtag).....	60
8.1.2	Grundvandsovervågningen	62
8.1.3	Vandforsyningsindtag	63
8.1.4	Punktkildeindtag	64
8.2	Pesticider i skovbruget	66
8.3	Opsummering om pesticider og arealanvendelse	69
8.3.1	Beregning af pesticidpåvirkning ved forskellig arealanvendelse til brug for beslutningstræerne.....	70
9.	Betydning af lerdæklag og geologisk heterogenitet	72
9.1	Dataforberedelse til test af hypotese 8.	72
9.2	Beregning af lerlagstykker	76
9.3	Vurdering af lerlagstykkelsen for pesticidpåvirkning.....	76
9.3.1	Forklaring på de stofspecifikke figurer for vurdering af lerlagstykkelsens betydning	77
9.3.2	DPC	78
9.3.3	DMS	80
9.3.4	BAM	81
9.3.5	1,2,4-Triazol.....	83
9.4	Opsummering af lerdæklagenes betydning	84
10.	Geologisk kompleksitets betydning for pesticidnedsivning	86
10.1	Analyse af geologisk kompleksitet på Sjælland og Øerne (Det polymorfologiske kort, PM kortet)	87
10.1.1	Gruppering i fire kompleksitetsklasser	89
10.1.2	Arealanvendelse og geologisk kompleksitet	91
10.1.3	Dybdefordeling og geologisk kompleksitet.....	93
10.1.4	Opsummering af sammenhæng mellem pesticidfund og geologisk heterogenitet baseret på PM-kortet.....	94
10.2	Det geologiske kompleksitetskort for hele landet.....	95
11.	Pesticider og grundvandets alder	98
11.1	Muligheder for at anvende grundvandsdatering	98
11.2	Resultater og diskussion	99
11.3	Opsummering af brug af dateringer.	104
12.	Vurdering af vertikal udbredelse og varighed for pesticidpåvirkning ved modellering	106
12.1	Modelopsætning	106
12.2	Modelleret dybdefordeling ved punktkilder for enkeltstoffer	107
12.2.1	Sammenligning mellem dybdefordeling i punkt- og diffus kilde	109
12.3	Modelleret varighed af pesticidpåvirkningen for enkeltstoffer.....	110

12.4	Betydning af stofegenskaber og anvendelsesperiode	113
12.5	Betydning af regionale forskelle (geologisk typologi).....	115
12.6	Betydning af infiltrationsrate	117
12.7	Modelleringsresultater og forståelsen af pesticidpåvirkningen af grundvandet	120
13.	Opdateret konceptuel forståelses model for pesticider i grundvand i Danmark	123
13.1	Projektets overordnede spørgsmål	123
13.2	Projektets hypoteser.....	124
13.3	Revideret konceptuel forståelsesmodel	127
14.	Brug af konceptuel forståelsesmodel til beslutningstræer	129
14.1	Kriterier anvendt i beslutningstræerne	129
14.1.1	Kriterier baseret på den generelle konceptuelle forståelsesmodel.....	131
14.2	Automatisk Risikovurdering.....	132
14.3	Automatisk tilstandsvurdering	134
14.3.1	Knudepunkter for repræsentativiteten af den generelle konceptuelle forståelsesmodel	136
14.4	Stofspecifik tilstandsvurdering.....	137
14.5	Vurdering af usikkerhed på tilstandsvurdering.....	138
15.	Konklusion	140
15.1	Anbefalinger	140
16.	Referencer	142
16.1	Litteratur	142
16.2	Links til databaser mm:	147
17.	Bilag	148

1. Sammenfatning

Denne rapport er udarbejdet som led i Miljøstyrelsens/SGAV's forberedelse af Vandområdeplan 4.

I forbindelse med tilstandsvurderingen for pesticider til Vandområdeplan 3, der blev gennemført i 2020 (Thorling mfl. 2021), blev der opstillet en konceptuel model for udbredelsen af pesticider i grundvandet, der som udgangspunkt gælder pesticidstoffer som sådan. Dvs. modellen tog ikke højde for, at der er tale om en gruppe stoffer med yderst forskellige kemiske egenskaber, herunder nedbrydelighed, mobilitet osv.

Ved gennemførsel af vandområdeplanlægningen skal der udarbejdes såvel en risikovurdering, en tilstandsvurdering og for grundvandsforekomster i risiko overvejes konkrete indsatser. Dette arbejde baseres på en konceptuel model for pesticidstoffers forekomst i grundvand. Ved afslutning af arbejdet med tilstandsvurderingen for vandområdeplan 3 blev det anbefalet at forfine den konceptuelle forståelsesmodel for pesticider, der var udarbejdet netop til vandområdeplan 3, specielt med hensyn til betydningen af arealanvendelse og dybdekriterier samt se på mulighederne for at inddrage hydrogeologiske og geologiske heterogenitetskriterier i den konceptuelle modelforståelse som forberedelse på vandområdeplan 4.

De helt centrale spørgsmål i dette projekt som formuleret i projektbeskrivelsen, og som en revideret konceptuel forståelsesmodel skal prøve at håndtere:

- Hvilke pesticidstoffer vurderes at være af afgørende betydning for udfaldet af tilstandsvurderingen af grundvandsforekomsterne i DK?
- Hvilke pesticidstoffer kan med fordel grupperes og dermed vurderes sammen i en kommende tilstandsvurdering, baseret på deres fælles fysisk/kemisk/mikrobiologiske egenskaber?
- Er der på stof-/stofgruppeniveau indikationer på, at udbredelsen af pesticider i grundvandet kan kobles til særlige forhold (geologiske, hydrologiske, kemiske m.m.)?
- Hvordan er udbredelsen af pesticidstoffer i grundvandet, både som en fælles stofgruppe samt for udvalgte fokusstoffer og udvalgte stofgrupper?
- Hvilke parametre er forklarende i forhold til de faktiske fund?
- Hvad betyder arealanvendelsen, herunder især betydning af punktkilder, diffus urban forurening og landbrug/skovbrug?
- Hvilken betydning har punktkilder specifikt for fund af pesticider i grundvandet?

I mange af de danske grundvandsforekomster er der i de seneste år konstateret koncentrationer af pesticidstoffer over grundvandskvalitetskravet på 0,1 µg/l for enkeltstoffer jf. grundvandsdirektivet. Pesticidstoffer omfatter plantebeskyttelsesmidler og biocider inkl. nedbrydningsprodukter fra begge grupper. Mange af de fundne pesticidstoffer har ikke en godkendt anvendelse i Danmark i dag. I 1994 blev det i Danmark muligt at nedlægge forbud mod anvendelse af hidtil godkendte produkter. Siden 1994 er kravene til godkendelse flere gange blevet skærpet.

Der er stor forskel på stoffernes mobilitet og nedbrydelighed i overjord og i grundvand. Transporttiden for pesticider til grundvandsforekomsterne kan tage årtier. Det betyder, at mange af de aktivstoffer og nedbrydningsprodukter, der findes i dag i grundvandet, stammer fra plantebeskyttelsesmidler eller biocidprodukter, der blev anvendt for år tilbage, men ikke længere er i brug. Ikke alle biocidprodukter er/har været godkendelsespligtige og grundvandet kan også påvirkes af ikke-godkendelsespligtige biocider og deres nedbrydningsprodukter, hvor anvendelsen af disse biocider derfor ikke har været risikovurderet i forhold til grundvand af Miljøstyrelsen, og hvor anvendelsesperioden og forbrugets omfang derfor er ukendt/usikker.

Resultater og deres anvendelighed.

Resultaterne fra dette projekt har givet mulighed for mere velunderbyggede kriterier til en maskinel risiko- og tilstandsvurdering af grundvandsforekomsterne med kriterier for især dybdeforhold og arealanvendelse.

Når det gælder de hydrogeologiske og stofspecifikke forhold, er det langt vanskeligere at lave generelle kriterier til en maskinel bedømmelse af risiko og tilstand, men projektet har resulteret i en langt mere velunderbygget forståelse af hydrogeologiens rolle og de stofspecifikke egenskaber, der kommer i spil i forbindelse med de videregående undersøgelser, og giver dermed forventet en mere faglig solid og samtidig effektiv og stringent risikovurdering og tilstandsvurdering.

Resultaterne fra dette projekt har også forbedret mulighederne for delformålet '*at vurdere varigheden af den fundne påvirkning af grundvandsforekomsterne*': Dataanalysen, der indtager grundvandsdateringerne, kapitel 11, viser, at forventningerne til fremtidig påvirkning af grundvandet afhænger af de enkelte stoffers persistens og mobilitet i grundvandsmagasinerne, idet det er tydeligt, at de meget persistente stoffer har en udbredelse, der er bestemt af grundvandets alder og dermed deres anvendelsestidspunkt, og at stofferne kan forventes at brede sig dybere i grundvandet i fremtiden. Omvendt har nedbrydning i grundvandet en væsentlig betydning for stoffer som fx 1,2,4-Trizol, idet nedbrydningen af dette stof begrænser den rumlige og tidsmæssige udbredelse i grundvandsmagasinerne.

Modelleringer viser, at fremskrives udvaskningen af pesticidstoffer (se kapitel 12), kan forureningen forventes at være nået dybere ned i magasinet i 2035 end i dag. Dette er i højere grad tilfældet ved den typologi, der repræsenterer den vestlige del af landet (kun sand uden lerede dæklag) end ved typologien, som repræsenterer den østlige del (moræneler over sand). Dette skyldes både, at der ikke er et lerdæklag til at tilbageholde pesticiderne, men også, at der typisk er højere infiltrationsrater i den vestlige del af landet. Simuleringerne viser, at dybere grundvandsforekomster i områder med høj infiltrationsrate har en højere risiko for at blive påvirket med pesticider.

Bilag 1, giver en overblik over projektets leverancer der alle afrapporteres i denne rapport.

Kapitel 2.5 om begreber og lovgivning for vandområdeplanerne er udarbejdet af SGAV.

2. Baggrund og formål

Denne rapport udgør den samlede rapportering for projektet "Analyse af pesticidforureninger", der er gennemført i et samarbejde mellem GEUS, DTU-Sustain og Miljøstyrelsen i perioden 2022/23 og det opfølgende arbejde med beslutningstræer i 2024/25. Rapporten er udarbejdet som en dokumentationsrapport, hvor der er fokus på at præsentere de væsentligste resultater og dokumentere det udførte arbejde. Rapporten er opbygget med en række kapitler, der dækker hovedresultaterne for de forskellige emner, samt en lang række bilag, der dokumenterer det udførte arbejde, og hvor de tekniske detaljer i tilknytning til opgaveløsningen er uddybende beskrevet.

2.1 Baggrund

Som forarbejde til vandområdeplan 3 blev der udviklet en metode til tilstandsvurdering for pesticider (Thorling mfl., 2021). I den forbindelse blev der opstillet en konceptuel forståelsesmodel for pesticider, der var baseret på en forståelse af i hvilket omfang, jordoverfladen under forskellig arealanvendelse gennem tiden har været udsat for pesticider, samt en beskrivelse af i hvilket omfang, der er nået pesticider ned til grundvandsforekomsterne. Denne konceptuelle forståelsesmodel for pesticider beskriver således den forventede forekomst af pesticider som en samlet stofgruppe i grundvandet ud fra en given geologi, hydrologi, arealanvendelse m.m. Denne konceptuelle forståelsesmodel byggede på viden fra grundvandsovervågningen, igangværende forskningsprojekter og den forskningsbaserede vurdering fra GEUS på daværende tidspunkt. Den konceptuelle forståelsesmodel er efterfølgende anvendt til vurdering af tilstanden af grundvandsforekomster for pesticider i forbindelse med vandområdeplan 3.

Ved afslutning af arbejdet med tilstandsvurderingen for vandområdeplan 3 blev det anbefalet at forfine den konceptuelle forståelsesmodel for pesticider, specielt med hensyn til betydningen af arealanvendelse, dybdekriterier og at se på mulighederne for at inddrage hydrogeologiske, samt geologiske heterogenitetskriterier i den konceptuelle modelforståelse.

Det blev klart i forbindelse med tilstandsvurderingen for pesticider til Vandområdeplan 3, at de forskellige pesticidstoffer udviser et meget forskelligt mønster i relation til påvirkningen af grundvandet, og at det derfor er relevant at arbejde mere stofs specifikt, herunder også at arbejde med stofgrupper for kemisk ensartede pesticidstoffer ved risikovurdering og tilstandsvurdering. Hertil kommer behovet for at kunne forudsige varigheden af påvirkningen med pesticider i grundvandsforekomsterne, efter at der er iværksat indsatser for at begrænse denne påvirkning.

Det er et generelt problem for den konceptuelle forståelse af pesticider, at tidligere projekter, herunder KUPA (Nygård, 2004), mest handlede om BAM, triaziner og phenoxy-syrer. I dag dominerer nye stoffer/stofgrupper med høje fundprocenter over kravværdien for enkeltstoffer på 0,1 µg/l, og endnu flere fund under 0,1 µg/l, se fx Tabel 5. Fund af nye stoffer efter gennemførsel af dette projekt vil også kunne udfordre dette projekts konklusioner, når pesticidstoffer, der ikke tidligere er analyserede, viser sig at have en stor udbredelse i grundvandet, det gælder fx R471811.

2.2 Formål

Projektets formål er jf. projektbeskrivelsen for delprojekt 2023:

‘at forbedre den konceptuelle forståelsesmodel for definerede pesticidstoffer og grupper af pesticidstoffer med henblik på at kunne foretage risikovurdering i forhold til ikke at kunne opnå god kemisk tilstand for pesticider, udarbejde en generel kemisk tilstandsvurdering af grundvandsforekomsterne for pesticider samt at tilvejebringe et grundlag for at kunne foreslå målrettede indsatser i forhold til Vandområdeplanerne. I den forbindelse ligger det også i projektets formål at kunne blive i stand til at vurdere, hvornår der kan opnås god kemisk tilstand for pesticidstoffer i de tilfælde, hvor aktivstoffet ikke længere er godkendt til brug i Danmark, samt hvilke indsatser der kan iværksættes for at god tilstand bibeholdes/opnås for pesticidstoffer, hvor aktivstoffet har en godkendt anvendelse i dag.

Formålet er også at skabe en bedre forståelse både af kilderne til pesticidforurening og betydende faktorer for pesticidstoffernes udbredelse i grundvandet i Danmark, hvilket fremover kan indgå i basisanalysen og den dertil knyttede risikovurdering og vurdering af grundvandsforekomsternes generelle kemiske tilstand samt ved vurderingen af indsatsbehov i forbindelse med kommende vandområdeplaner.’

Projektets konkrete formål er at generere viden og input til at kunne forbedre den konceptuelle forståelsesmodel for definerede grupper af pesticider med henblik på målrettede indsatser og en fremtidig vandområdeplans risikovurdering og tilstandsvurdering. Dette sker ved analyse af eksisterende monitoringsdata for pesticider sammenholdt med eksisterende viden om pesticiders skæbne i grundvand, samt ved anvendelse af viden om forbrug af pesticider baseret på godkendelsesperiode og salgstal, som Miljøstyrelsens enhed ‘Pesticider’ har stillet til rådighed.

For at kunne svare på disse spørgsmål er projektet gennemført på basis af GEUS’ og DTU Sustain’s ekspertiser inden for et bredt udvalg af fagdisciplinerne:

- Forekomst af pesticider (herunder biocider) i jord, grundvand og punktkilder
- Nedbrydning og sorption af pesticider (herunder biocider) i jord, grundvand og punktkilder
- Vurdering af grundvandsforekomsternes kemiske tilstand for pesticider
- Geologisk modellering
- Hydrogeologi og hydrologisk modellering
- Anvendelse af sårbarhedskoncepter fra den nationale grundvandskortlægning, herunder ikke mindst den grundvandskemiske kortlægning
- NOVANA-programmets grundvandsovervågning
- Fortolkning og bearbejdning af geofysiske og geologiske data
- Evaluering af geologisk heterogenitet i forhold til geologiske modelkoncepter

2.3 Arbejdshypoteser

Ikke alle stoffer optræder lige hyppigt i grundvandet. Derfor blev det først i projektet fastlagt, at der fokuseres på de pesticider og stofgrupper, der optræder tilstrækkeligt hyppigt, til at det kan laves meningsfulde opgørelser over betydende faktorer for pesticidstoffernes udbredelse i grundvandet i Danmark. I denne rapport kaldes disse fokusstoffer og udvalgte stofgrupper. Derudover ses der på den generelle pesticidbelastning, med parameteren Pest-max, der er et udtryk for det pesticidstof i en grundvandsprøve, der har den højeste koncentration.

Følgende helt overordnede spørgsmål er forsøgt besvaret i nærværende arbejde:

- *Hvilke pesticidstoffer vurderes at være væsentlige i forhold til at vurdere tilstanden i grundvandsforekomsterne i DK?*
- *Hvilke pesticidstoffer kan med fordel vurderes sammen i en kommende tilstandsvurdering, vurderet ud fra deres fælles fysiske/mikrobiologiske egenskaber?*
- *Er der på stof-/stofgruppeniveau indikationer på, at deres udbredelse i grundvandet kan kobles til særlige forhold (geologiske, hydrologiske, kemiske m.m.)?*
- *Hvor længe vil påvirkningen med pesticidstoffer kunne forventes at vare?*
- *Hvad er de væsentlige aktivstoffers anvendelsesområder og deres salgstal fordelt på år?*
- *Hvad er kilderne til pesticidforurening, og kan risikoen for grundvandsforurening fra de forskellige kilder opdeles på stof-/stofgruppeniveau?*
- *Er der pesticidstoffer, der ikke analyseres for, men som vurderes relevante at inkludere i overvågningsprogrammer?*

For at kunne besvare disse spørgsmål, blev der opstillet en række hypoteser, som projektet ville forsøge at undersøge gennem en række faglige temaer. Følgende hypoteser er undersøgt og søgt besvaret i denne rapport, hvor hypoteserne er diskuteret hver for sig.

Fysisk-kemiske egenskaber

- Hypotese #1: Stoffernes iboende egenskaber (sorption og persistens) er de vigtigste faktorer for grundvandsforekomsternes tilstand.

Den simple model (tilstandsvurdering 2021)

- Hypotese #2: Der er regionale forskelle i den generelle påvirkning og dybdefordeling.

Arealanvendelse

- Hypotese #3: Forskellige arealanvendelser har forskellig generel pesticidpåvirkning
- Hypotese #4: Fokusstoffer og de udvalgte stofgruppers forekomst er knyttet til specifikke arealanvendelser.

Redoxforhold

- Hypotese #5: Pesticidstoffer forekommer oftest i nitratholdigt vand (vandtype A og B) og sjældnere i nitratfrit grundvand (vandtype C og D).

Hydrologi/hydrogeologi

- Hypotese #6: Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet).
- Hypotese #7: Jo større grundvandsdannelse, jo større risiko for pesticidfund og overskridelser.

Geologiske forhold

- Hypotese #8: Tykke akkumulerede lerlag beskytter mod pesticider.
- Hypotese #9: Grundvandet i områder med stor geologisk heterogenitet har en større påvirkning med pesticider end i områder med mere homogen geologi
- Hypotese #10: Forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed.

2.4 Begreberne dæklag, lerdæklag og akkumulerede dæklag

Indledningsvist præsenteres begreberne "dæklag", "lerdæklag" og "akkumulerede lerlag", således som de der er brugt i denne rapport.

Observationer i felten viser, at lerlag kan have en varierende grad af hydraulisk aktive sprækker (Klint og Gravesen, 1999, Gravesen mfl., 2014) og indlejrede sandlinser eller tynde sandslirer (Kessler mfl., 2012, 2013).

Når der modelleres på en hydrostratigrafisk model træffes der en række valg ud fra det tilgængelige datagrundlag, som kan svinge fra at være stort og diverst til at være meget begrænset. De tolkede lag vil nødvendigvis udgøre en forsimpning af de faktiske forhold i undergrunden. Dette betyder, at der i den fysiske verden ofte er tynde sandlag i de lag som er modellerede som lerlag. På samme måde vil de lag, der er modellerede som sandlag, ofte rumme tynde lerlag i den faktiske geologi. Aflejringer domineret af silt vil typisk indgå i de modellerede lerlag. Jo mere heterogent og forstyrret lagserien er, jo mere forsimplet vil en hydrostratigrafisk lagmodel fremstå i forhold til at repræsentere de faktiske forhold i undergrunden. Dette er baggrunden for de udfordringer, der fx er med modelleringer på større skala, se kapitel 12.

Konkret i DK-modellens hydrostratigrafi indgår tynde sandlag (< 1 m) ikke som magasinenheder i forbindelse med afgrænsningen af grundvandsforekomster (Trolborg 2020) og sådanne tynde sandlag vil komme til at indgå som en del af de modellerede lerlag.

Når der i denne rapport skrives "dæklag" medtages alle modellerede lag, som ligger over den magasin/grundvandsforekomst, hvori et indtag er placeret uanset om det er ler- eller sandlag. Når der er skrevet "lerdæklag" betyder det, at der kun er modellerede lerlag over det sandlag, hvori et indtag er placeret. Sandlaget vil dermed repræsentere det øverste magasin. "Akkumulerede lerlag" er den samlede tykkelse af modellerede lerlag i "dæklaget" over et magasin/grundvandsforekomst.

En historisk tommelfingerregel i grundvandsbeskyttelse af det danske grundvand har været, at lerdæklagene har en væsentlig beskyttende virkning på kemiske stoffers udvaskning til grundvandsmagasinerne igennem lerdæklag med en tykkelse på > 15-20 m (Thomsen mfl., 2004; Klint mfl., 2013). Noget tyder dog på, at denne tommelfingerregel kun er

gældende for nedsivende redoxfølsomme stoffer som nitrat eller specifikke pesticider, der er letnedbrydelige under anaerobe forhold (Thorling mfl., 2023), idet lerlagstykkelser i denne størrelsesorden generelt vil indeholde betydelige mængtigheder af reduceret ler, der medvirker til tilstrækkelig lang opholdstid i dæklaget til, at pesticidstofferne er nedbrudt, inden de når frem til grundvandsmagasinerne.

2.5 Begreber fra vandområdeplanerne

Vandområdeplanlægningen sker på baggrund af EU's vandrammedirektiv (EU, 2000), som har til formål at sikre tilstanden af vandmiljøet i hele EU, herunder også grundvand. For grundvand handler det blandt andet om både at sikre en progressiv reduktion af forureningen af grundvandet samt at forhindre yderligere forurening, hvilket sikres gennem grundvandsdirektivet fra 2006 (EU, 2006).

I vandområdeplanlægningen forstås grundvand som alle former for vand under jordoverfladen i mættede zoner og i direkte kontakt med jordoverfladen eller undergrunden. For grundvandet ses der særligt på grundvandsmagasiner, som er geologiske lag, med tilstrækkelig porøsitet og permeabilitet til at muliggøre enten en betydelig grundvandsstrømning eller indvinding af betydelige mængder grundvand. Til vandområdeplanlægningen arbejdes der med grundvandsforekomster, som består af ét eller flere grundvandsmagasiner. I Danmark blev der til Vandområdeplan 3 afgrænset 2050 grundvandsforekomster (Trolborg, 2020).

Vandområdeplanlægningen forløber i en cyklus på 6 år, som tilsammen udgør en vandplanperiode. Den nuværende 3. vandplanperiode omfatter 2021-2027. Vandområdeplanlægningen består af flere hovedelementer, som i hver vandplanperiode omfatter en basisanalyse, fastlæggelse af overvågning og klassificering af tilstand. Basisanalysen og klassificering af tilstand sammenfattes i vandområdeplanen sammen med fastlæggelse af indsatser. Vandområdeplanen skal foreligge ved vandplanperiodens begyndelse. For vandplanperiode 4 (2027-2033) skal vandområdeplanen dermed foreligge ved udgangen af 2027. Jf. bekendtgørelse om basisanalyse (Miljøministeriet, 2023) indeholder basisanalysen med hensyn til grundvand en første karakterisering, som indeholder en afgrænsning og beskrivelse af alle grundvandsforekomster, og den belastning de udsættes for fra blandt andet diffuse forureningskilder og punktkildeforureninger. Desuden beskrives karakteren af de overliggende lag i det område, hvorfra grundvandsforekomsten får tilført vand, så den naturlige beskyttelse mod forurening kan vurderes.

Belastningen og beskyttelsen af grundvandsforekomsterne afhænger af typen af påvirkning, og i projektet bag denne rapport er der fokuseret på gruppen af pesticider og deres nedbrydningsprodukter. Den store mængde af kemiske grundvandsanalyser for pesticider, som findes i Jupiter, er i dette projekt anvendt til at teste forskellige hypoteser om, hvilke faktorer der har betydning for udbredelsen af pesticidstofferne. Dermed videreudvikles den tidligere konceptuelle forståelsesmodel for udbredelsen af pesticider i grundvandet, som blev udarbejdet til Vandområdeplan 3 (Thorling mfl., 2021).

På grundlag af den første karakterisering foretages der i basisanalysen en risikovurdering, hvor det vurderes, hvorvidt den enkelte grundvandsforekomst er i risiko for ikke at opnå målopfyldelse, dvs. i risiko for ikke at være i god tilstand, ved vandplanperiodens afslutning. Risikovurderingen foretages ud fra den konceptuelle forståelsesmodel og danner grundlag for fastlæggelse af overvågningsprogrammet i vandplanperioden.

Overvågningen foretaget som en del af vandområdeplanlægningen har blandt andet til formål at danne grundlag for udviklingen af den konceptuelle forståelsesmodel. I Danmark udgøres denne overvågning af programmet for grundvandsmonitoring (GRUMO). Da der i Danmark også indsamles kemiske vandanalyserdata fra flere andre formål, som indberettes i Jupiterdatabasen, har disse indgået i dette projekt og dermed i videreudviklingen af den konceptuelle forståelsesmodel.

Jf. bekendtgørelse om overvågning mv. (Miljøministeriet, 2023a) skal der desuden foretages en vurdering af overvågningsresultaterne og en klassificering af vandforekomsternes tilstand. Den generelle kemiske tilstand vurderes for alle grundvandsforekomster – eller grupper af forekomster – der er i risiko for ikke at opnå målopfyldelse. For at undersøge, om kravene til god kemisk tilstand er opfyldt, foretages for hver enkelt grundvandsforekomst – hvor det er relevant og muligt – en vurdering baseret på de relevante overvågningsdata og den konkrete konceptuelle forståelsesmodel for grundvandsforekomsten.

3. Forbrug og anvendelse af pesticider i Danmark

Dette kapitel giver en oversigt over grundvandsrelevante pesticidstoffer i Danmark herunder de fokusstoffer og stofgrupper, som dette projekt har fokuseret på. Stofgruppen afgrænses i afsnit 3.1. Afsnit 3.2 fokuserer på plantebeskyttelsesmidler, anvendt i Danmark gennem tiden og hvilken anvendelse, de har været rettet imod, opdelt på landbrug, skovbrug og urbane areal. For biociderne er der etableret en oversigt over forbruget af grundvandsrelevante stoffer, hvor der er set på såvel godkendelsespligtige som ikke godkendelsespligtige stoffer. Miljøstyrelsens enheder for hhv. pesticider og biocider har udarbejdet stoflisterne, mens GEUS har sammenstillet oplysningerne i dette kapitel. Det skal bemærkes, at for mange af de nedbrydningsprodukter, som er påvist i grundvandet, er der flere mulige moderstoffer, og det kan være vanskeligt at afgøre alene ud fra disse nedbrydningsprodukter, om der er en påvirkning fra stoffer, der ikke længere må anvendes.

3.1 Stoffer omfattet af stofgruppen pesticider

Pesticidstoffer forstås i dette projekt som de stoffer, der er omfattet af definitionen i grundvandsdirektivets bilag I: "Ved »pesticider« forstås plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter som defineret i henholdsvis artikel 2 i direktiv 91/414/EØF og artikel 2 i direktiv 98/8/EF". Se også definitionen således som Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø formulerer det i grundvandsrapportens kapitel 2 (Thorling mfl., 2024a).

I mange af de danske grundvandsforekomster er der i de seneste år konstateret flere pesticidstoffer end tidligere i koncentrationer over grundvandskvalitetskravet på 0,1 µg/l for enkeltstoffer. Mange af de fundne pesticidstoffer stammer fra moderstoffer, der ikke har en godkendt anvendelse i dag. I 1994 blev det i Danmark muligt at forbyde anvendelse af hidtil anvendte aktivstoffer. Siden 1994 er kravene til godkendelse flere gange blevet skærpet. Det betyder, at mange af de nedbrydningsprodukter, der findes i dag i grundvandet, stammer fra plantebeskyttelsesmidler, der blev anvendt for år tilbage. Derudover kan anvendelse af biocider i fx træbeskyttelse, maling og byggematerialer udgøre en risiko for grundvandets kvalitet. Grundvandet kan også påvirkes af ikke-godkendelsespligtige biocider og deres nedbrydningsprodukter, da der stadig findes biocider, som det er lovligt at anvende i Danmark, uden at de er omfattet af en godkendelsesordning.

Siden 2017 er mange ikke tidligere undersøgte pesticidstoffer inddraget i analyseprogrammerne hos vandforsyningerne, i grundvandsovervågningen og i punktkildeundersøgelser. Mange af disse såkaldt 'nye' pesticidstoffer, har udfordret de gængse konceptuelle modeller for pesticidstoffers forekomst i grundvandet, herunder har disse nye stoffer medført, at det i modsætning til tidligere ofte er svært at skelne mellem fund fra punktkilder og fladekilder (Roost mfl., 2022). Det er vigtigt at bemærke, at disse nye pesticidstoffer meget ofte stammer fra pesticider, der allerede er regulerede eller er gået ud af brug, se Tabel 1.

3.2 Oversigt over salgstal og anvendelse af pesticidstoffer.

3.3

Tabel 1 angiver hvilke aktivstoffer, som er knyttet til de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper, se afsnit 6.2, og som med sikkerhed har været anvendt i Danmark. Salgstallene er baseret på Miljøstyrelsens salgsstatistikker (Miljøstyrelsen, 2017; Christensen et al., 2018; Miljøstyrelsen, 2024). Der kan derudover være ulovlig import af andre pesticider fra stofgrupperne, lovlig import af såsæd bejdset med pesticider eller uregistreret import af biocidholdige byggematerialer eller maling. Fx er der på intet tidspunkt registreret biocidanvendelse af cyproconazol og azaconazol i Danmark. Disse pesticidstoffer har eller har haft godkendelse i EU til brug i blandt andet maling (i cyproconazols tilfælde indtil år 2020). Flupicolid (et moderstof til BAM) og metalaxyl kan importeres fra andre EU-lande i form af bejdset såsæd. Bemærk, tabellen omfatter ikke stoffer, der ikke er tilknyttet en stancode, eller stoffer, hvor der ikke foreligger analyser i grundvand i Jupiter.

Data for anvendelser af pesticider og biocider er baseret på data i Middeldatabasen.dk og Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddeldatabase. Bilag 4 indeholder flere detaljer om anvendelsen af disse stoffer. Udover de nævnte triaziner, har der ifølge Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker være salg af triazinet 'cybutryn' (solgt som Irgarol 1051) i perioden 1969-1977 med et registreret salg på samlet 4.274 kg. Der er ikke registreret produkter med cybutryn i bekæmpelsesmiddeldatabasen, men hovedanvendelsen har sandsynligvis været som antifouling i bundmalinger til skibe, hvorfor cybutryn ikke er medregnet i Tabel 1, da det ikke vurderes grundvandsrelevant.

Det har været vanskeligt at få etableret tilstrækkeligt omfattende data om brug af pesticider i skovbrug, hvorfor der kun er en præliminær dækning af dette i Tabel 1, se kapitel 8.2.

Tabel 1. Pesticidstoffer og deres nedbrydningsprodukter for fokusstoffer og stoffer i de udvalgte stofgrupper i dette projekt. Stofnavnene er som udgangspunkt som de fremgik af stancode på udtrækstidspunktet. Flere detaljer fremgår af Bilag 4. Hvis der står "2024" under anvendelsesperiode var stoffet fortsat i anvendelse i 2024; hvis der står "ja" har stoffet sandsynligvis været anvendt, men perioden kendes ikke; hvis der står "nej" har stoffet sandsynligvis ikke været anvendt. Er nedbrydningsproduktet [NP] angivet i en parentes, formodes det at stamme fra det angivne moderstof, men dette er ikke påvist eksperimentelt. Anvendelser i skovbrug er præliminært og kræver yderligere informationer for at være komplet, og er derfor kun udfyldt, hvor der er dokumentation for forbruget.

Stofnavn aktivstof	Type	Landbrug Periode	Urban Periode	Skov- brug Periode	Nedbrydningsprodukter/ urenheder
Dichlofluanid	Fungicid	1966-1974	?-2015		DMS
Tolyfluanid	Fungicid	1973-2007	?-2015		DMS
Cyazofamid	Fungicid	2004-2023	Nej		DMS
DMS moderstoffer, opsummeret	Fungicid-NP	1966-2023	?-2015		-
Amitrol	Herbicid	1958-1989	Nej		1,2,4-triazol
Triadimenol /triadimefon	Fungicid	1977-1995	Ja		1,2,4-triazol
Bitertanol	Fungicid	1987-2011	Ja		1,2,4-triazol

Propiconazol	Fungicid	1982-2020	?-2024		1,2,4-triazol
Tebuconazol	Fungicid	1996-2024	?-2024		1,2,4-triazol
Difenoconazol	Fungicid	1998-2024	Nej		1,2,4-triazol
Epoxiconazol	Fungicid	2003-2016	Nej		1,2,4-triazol
Metconazol	Fungicid	2003-2024	Nej		1,2,4-triazol
Prothioconazol	Fungicid	2006-2024	Nej		1,2,4-triazol
Mefentrifluconazol	Fungicid	2021-2024	Nej		1,2,4-triazol
1,2,4-triazol moderstoffer, opsummeret	Fungicid-NP, Herbicid-NP	1958-2024	?-2024		-
Chlorthiamid	Herbicid	1965-1980	?-1980		BAM
Dichlobenil	Herbicid	1970-1997	?-1997		BAM
BAM moderstoffer, opsummeret	Herbicid-NP	1965-1997	?-1997		-
Chloridazon	Herbicid	1964-1996	Nej		DPC
DPC moderstof, opsummeret	Herbicid-NP	1964-1996	Nej		
Dichlorprop /dichlorprop-P	Herbicid	1963-202?	?-2024		4-CPP, 2-CPP, 2-(2,6-dichlorphenoxy)-propionsyre
Mechlorprop /mechlorprop-P	Herbicid	1959-2014	?-2024		4-CPP, 2C6MPP
2,4-D	Herbicid	1956-1996 2008--2024	?-2017		[2,4-dichlorophenol]*
MCPA	Herbicid	1956-2024	?-2024		[4-chloro-2-methylphenol]*
2,4,5-T	Herbicid	1956-1978	Nej		[2,4,5-trichlorophenol]*
Phenoxysyrer, opsummeret	Herbicid og herbicid-NP	før 1956-2024	?-2024		4-CPP, 2-CPP, 2-CPA, 2C6MPP, 2-(2,6-dichlorphenoxy)-propionsyre,
Atrazin	Herbicid	1960-1994	Nej	Ja	Desethyl-atrazin (DEA), desisopropyl-atrazin (DIA), desethyl-desisopropyl-atrazin (DEIA), hydroxy-atrazin, desethyl-hydroxy-atrazin, deisopropyl-hydroxy-atrazin, didealkyl-hydroxy-atrazin
Cyanazin	Herbicid	1973-1996	Nej	Ja	Desisopropyl-atrazin (DIA), Desethyl-desisopropyl-atrazin (DEIA), didealkyl-hydroxy-atrazin
Terbuthylazin	Herbicid	1972-1996	Ja	Ja	Desisopropyl-atrazin (DIA), Desethyl-desisopropyl-atrazin (DEIA), hydroxy-terbuthylazin, desethyl-terbuthylazin, desethyl-hydroxy-terbuthylazin, deisopropyl-hydroxy-atrazin, didealkyl-hydroxy-atrazin
Simazin	Herbicid	1957-2004	Ja	Ja	Desisopropyl-atrazin (DIA), desethyl-desisopropyl-atrazin (DEIA), hydroxy-simazin, deisopropyl-hydroxy-atrazin
Cyromazin	insekticid	1986-2024	?		Melamin. Optræder i meget stor mængde fra diverse industrianvendelser og medregnes derfor ikke som pesticidstof.

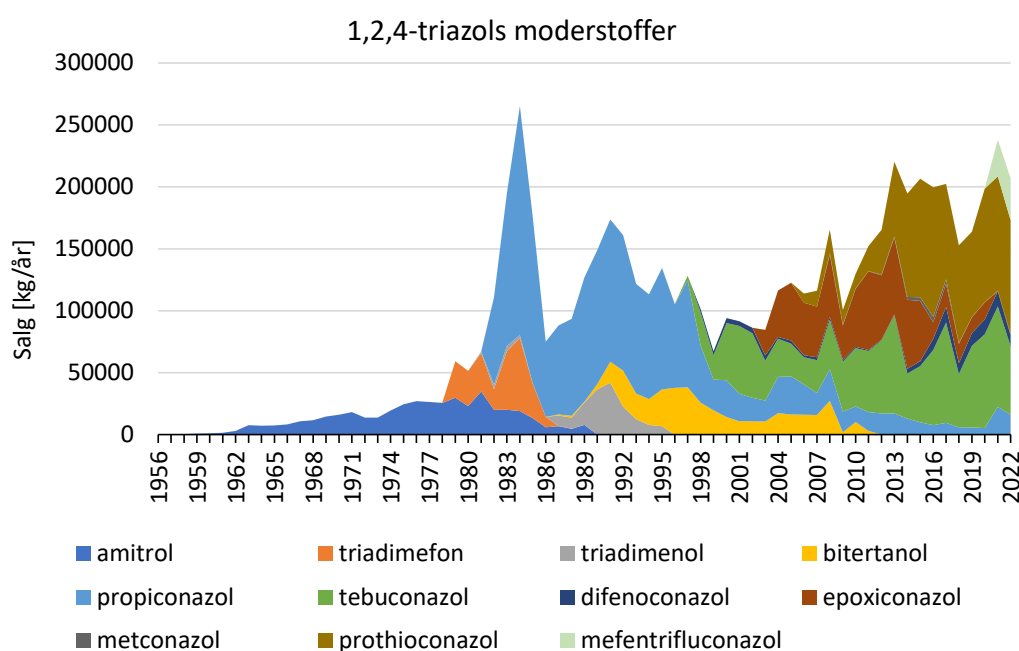
Prometryn	Herbicide	1969-1977	Ja		Desethyl-hydroxy-atrazin, didealkyl-hydroxy-atrazin, hydroxy-propazin
Terbutryn	Herbicide	Nej	?-2024		Hydroxy-terbuthylazin, desethyl-hydroxy-terbuthylazin, deisopropyl-hydroxy-atrazin, didealkyl-hydroxy-atrazin
Triaziner, opsummeret	Herbicide	1957-2024	For nogle stoffer		Desethyl-atrazin (DEA), desisopropyl-atrazin (DIA), desethyl-desisopropyl-atrazin (DEIA), desethyl-terbuthylazin, hydroxy-simazin, hydroxy-atrazin, hydroxy-terbuthylazin, desethyl-hydroxy-atrazin, deisopropyl-hydroxy-atrazin, didealkyl-hydroxy-atrazin, desethyl-hydroxy-terbuthylazin, hydroxy-propazin
Alachlor	Herbicide	1970-1986	Nej		Alachlor ESA, alachlor OA
Dimethachlor	Herbicide	1981-1990	Nej		Dimethachlor ESA, dimethachlor OA, (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre, SYN 530561, SYN 528702, CGA 373464, [(2,6-dimethyl-phenyl)(2-sulfoacetyl)amino]-eddikesyre
Propachlor	Herbicide	1968-1994	Nej		Propachlor ESA, propachlor OA
Chloracetanilider, opsummeret	Herbicide	1968-1994	Nej		Alachlor ESA, alachlor OA, dimethachlor ESA, dimethachlor OA, (2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre, SYN 530561, SYN 528702, CGA 373464, [(2,6-dimethyl-phenyl)(2-sulfoacetyl)amino]-eddikesyre, propachlor ESA, propachlor OA
Chlorothalonil	Fungicide	1980-2000	?-2003		Chlorothalonilamid sulfonsyre (R417888), chlorthalonilamid-benzoesyre (R611965), 4-bis-amido-3,5,6-trichloro-benzenesulfonat (R471811), 4-hydroxy-2,5,6-trichloro-isophthalonitrile (R182281), 3-carbamyl-2,4,5-trichloro-benzoic acid (R611965)

* Har også andre oprindelser i miljøet og medtages derfor ikke i gruppen af phenoxysyrer.

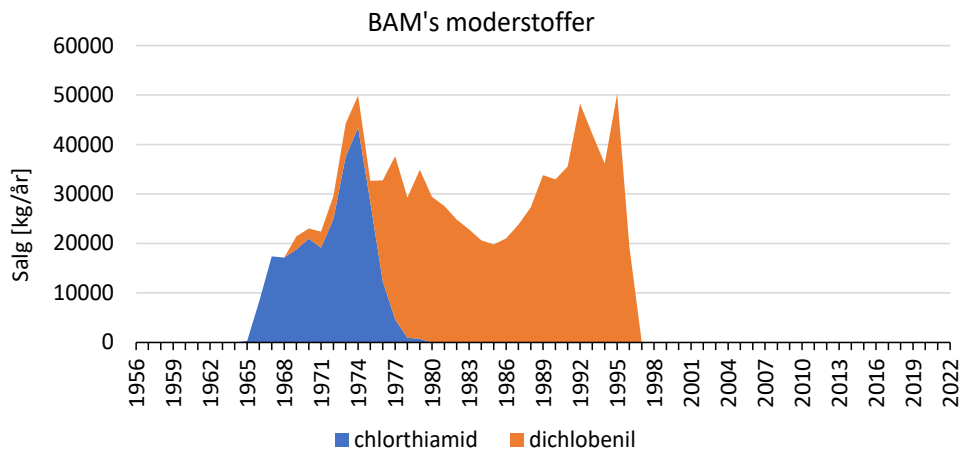
For moderstoffer med biocidanvendelse er det oftest umuligt at opgøre det samlede forbrug gennem tiden, idet de tilgængelige forbrugsopgørelser især er knyttet til anvendelsen i landbruget, mens salgstal til andre formål som regel ikke er opgjort eller er af meget ringe kvalitet (Albers mfl., 2023).

Figur 1 - Figur 8 viser den tidlige udvikling i forbruget af aktivstofferne i Tabel 1 opgjort på basis af salgstal fra Miljøstyrelsens salgsstatistikker (Miljøstyrelsen 2017; Christensen et al., 2018; Miljøstyrelsen 2024). Stofferne er ikke nødvendigvis brugt samme år, som de er

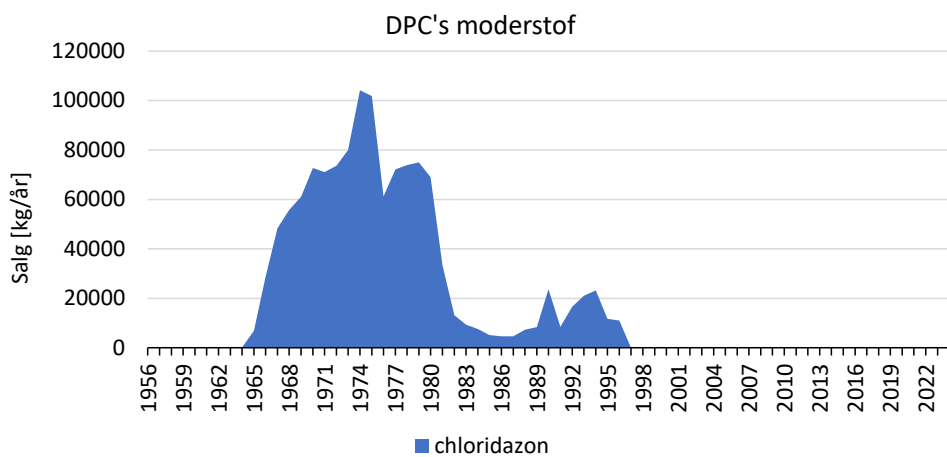
indkøbt. Det skal bemærkes, at der er stor forskel på, hvor meget af de enkelte fokusstoffer, der er anvendt, og nok så vigtigt, **at der ikke kan ses nogen direkte sammenhæng mellem størrelsen af forbruget af det enkelte stof og hyppigheden af fund.** Salgstallenes vigtigste betydning er at dokumentere den periode, hvor der forventeligt har været den væsentligste påvirkning med de enkelte stofgrupper og at illustrere, hvorledes nogle stoffer, som fx DMS og 1,2,4-triazol, kan stamme fra forskellige kilder over tid. For stoffer brugt som biocid i maling og byggematerialer har der ofte været anvendt store mængder, som ikke er registreret i Miljøstyrelsens bekæmpelsesmiddelstatistikker, og som derfor ikke fremgår af Tabel 1 og nedenstående figurer. For triazineterbutryn findes der fx ingen godkendte produkter i Bekæmpelsesmiddeldatabasen, men stoffet anvendes i facademaling og facadepuds uden indberetningspligt. De solgte pesticidmængder og perioder er derfor hovedsageligt knyttet til jordbruget og biocidanvendelse mod træødelæggende svamp.



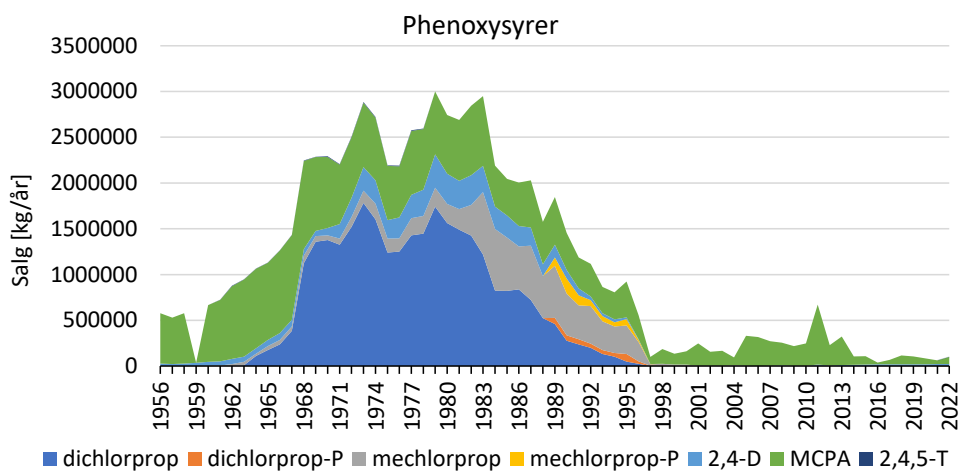
Figur 1. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne til 1,2,4-triazol i perioden 1956-2022, se også Tabel 1. Salgstallene er ikke dækkende for den udbredte biocidanvendelse i udendørs maling, som ikke har været indberetningspligtig.



Figur 2. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne til BAM (2,6-dichlorbenzamid) i perioden 1956-2022, se også Tabel 1. Salgstallene dækker ikke import af såsæd bejdset med BAM's tredje moderstof fluopicolid, som ikke er indberetningspligtig.

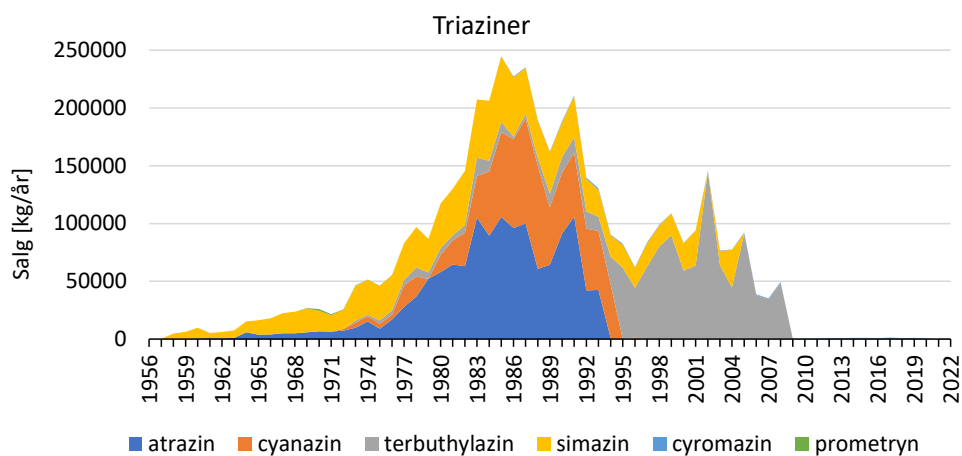


Figur 3. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for chloridazon, moderstoffet til desphenylchloridazon (DPC), i perioden 1956-2022, se også Tabel 1.

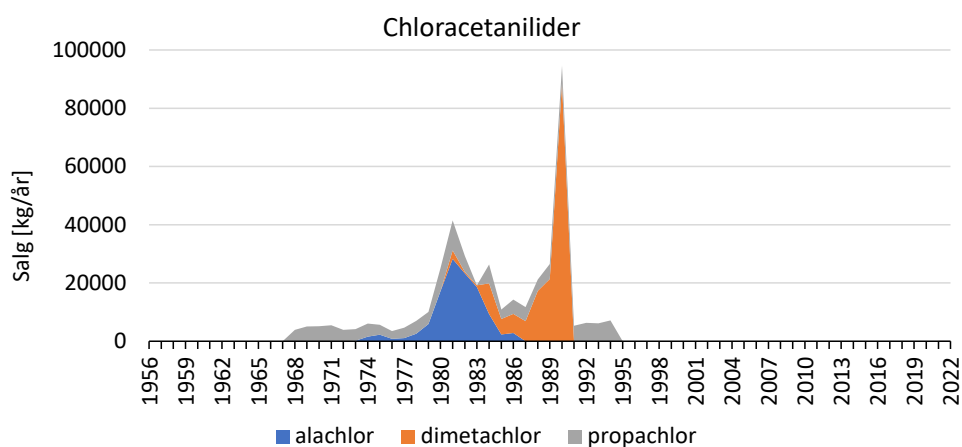


Figur 4. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne i gruppen phenoxysyrer i perioden 1956-2022, se også Tabel 1. Salgstallene er ikke dækkende for biocidanvendelse

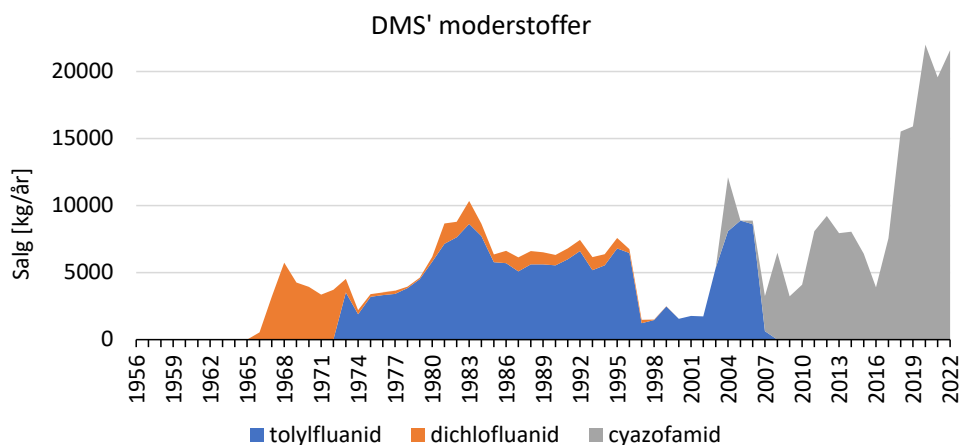
i byggematerialer, fx er den nuværende anvendelse af mechlorprop i tagpap ikke indberetningspligtig.



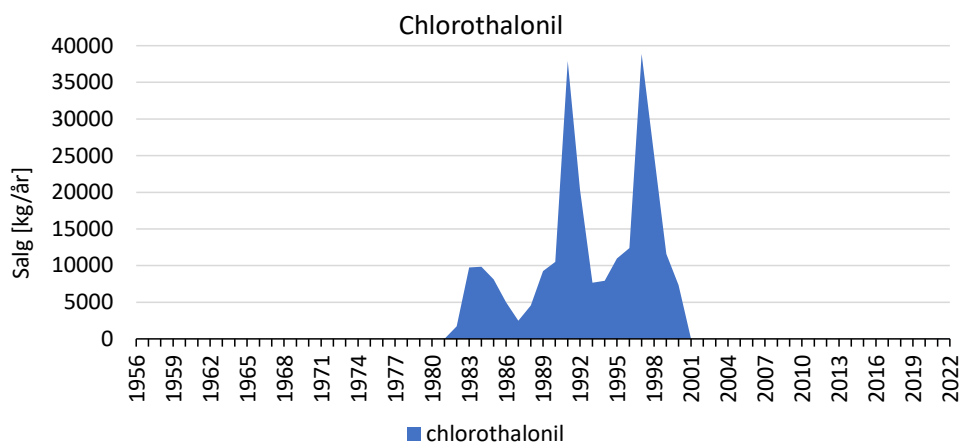
Figur 5. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne til triazinerne i perioden 1956-2022, se også Tabel 1. Salgstallene er ikke dækkende for biocidanvendelse i byggematerialer, fx er den nuværende anvendelse af terbutryn i facadepuds og maling ikke indberetningspligtig.



Figur 6. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne til chloroacetaniliderne i perioden 1956-2020, se også Tabel 1.



Figur 7. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne til DMS, dimethylsulfamid i perioden 1956-2020, se også Tabel 1. Salgstallene dækker ikke biocidanvendelse i udendørs maling, som ikke har været indberetningspligtig.



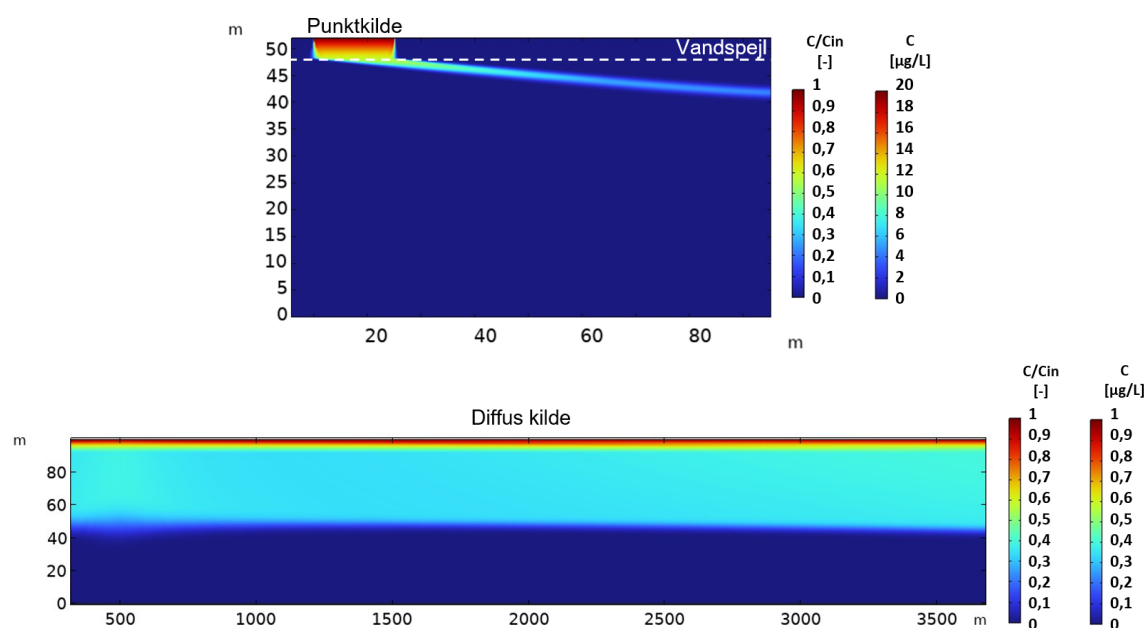
Figur 8. Salgstal ifølge Miljøstyrelsens salgsstatistikker for moderstofferne til chlorothalonil i perioden 1956-2020, se også Tabel 1. Salgstallene dækker ikke biocidanvendelse i udendørs maling, som ikke har været indberetningspligtig.

4. Pesticidkilder

Typen af pesticidkilde kan have betydning for såvel pesticidernes skæbne, som hvilken indsats der er mulig. Der er indledningsvist opsamlet eksisterende viden om de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper (se kapitel 6.2) i forhold til den forventede forekomst i hhv. punkt- og fladekilder. Alle regionerne blev kontaktet med henblik på at få et overblik over deres indsats på pesticidområdet, herunder status for kortlægningen af pesticidpunktkilderne. Dette arbejde er sammenfattet i Bilag 12. Derefter blev det undersøgt, hvordan viden fra regionernes hidtidige indsats eventuelt vil kunne bidrage til punktkildernes inddragelse i vandområdeplanarbejdet.

4.1 Forekomst af pesticider

Årsagerne til at pesticider optræder i grundvandet kan opdeles i henholdsvis spild og deponering af pesticider (punktkilder) og udvaskning efter målrettet anvendelse af pesticider (fladekilder). Historisk set har den konceptuelle forståelse været, at punktkilderne giver anledning til de højeste fundværdier i grundvandet over et mindre areal, mens den diffuse forurening giver anledning til fund med lave koncentrationer i grundvandet over et stort areal, se Figur 9, (Tuxen mfl., 2013).



Figur 9. Tværsnit for den normaliserede koncentration (C/C_{in}) og modellerede koncentration (C) af DMS simuleret med punktkilde input på 20 $\mu\text{g/l}$ (øverst) og med diffus kilde input på 1 $\mu\text{g/l}$ (nederst) for en homogen geologi (sand) med en 5 m tyk umættede zone og redoxgrænsen i 10 m u.t. (for detaljer se bilag 10).

I det nyeste Skelnenprojekt (Roost mfl., 2022) konkluderes det imidlertid, at for de hyppigst fundne 'nye' stoffer, der ikke indgik i det første Skelnenprojekt (Tuxen mfl., 2013), er flere komplicerende forhold. Dette skyldes samme høje koncentrationsniveauer ved både punkt- og fladekilder for DMS (fladekilder med bær- og frugtavl) og DPC (fladekilder med dyrkning af roer). Dette besværliggør en skelnen mellem de forskellige kilders specifikke påvirkning af grundvandets tilstand, og muligheden for at vurdere årsagen til fund af pesticidstoffer.

Ved sammenligning af den stofspecifikke dybdefordeling i hhv. punktkilde- og GRUMO-datasættene i dette projekt ses der fortsat en tydelig forskel på de to datasæt for nogle stoffer som i Tuxen mfl. (2013), se kapitel 7 og Bilag 5. Dette er tydeligst for phenoxysyrerne, der overvejende optræder i data fra punktkilder. For andre stoffer er forekomsten i punktkilder og fladekilder sammenlignelig (som også fundet i Roost mfl., 2022), hvilket især observeres for DPC og 1,2,4-triazol (se fx Figur 21 og Figur 22).

4.1.1 Punktkilder

Nogle af fokusstofferne i dette projekt har indgået i undersøgelserne af pesticidpunktkilder i en længere årrække. For andre af stofferne er der først ved at blive opbygget datasæt og konceptuel forståelse, da de kun har indgået i analysepakken for undersøgelser af pesticidpunktkilder i en kortere årrække. Regionerne lavede i 2020 en erfaringsopsamling på det første års undersøgelser med deres nye større analysepakke, der begyndte at blive anvendt for pesticidpunktkilder fra 1. december 2018, og som inkluderede 234 pesticidstoffer mod tidligere ca. 50 stoffer. Der blev med den nye pakke påvist 105 pesticidstoffer (hovedsageligt metabolitter) som der ikke tidligere var blevet analyseret for (Schouw mfl., 2020).

Formålet med regionernes erfaringsopsamlingen var bl.a. at undersøge, om det var muligt at optimere indsatsen i forhold til særlige brancher, punktkildetyper og/eller driftsperioder, der resulterer i de væsentligste grundvandstruende pesticidforureninger (Schouw mfl., 2020). Driftsperioden henviser til den periode, hvor der har været en branche på lokaliteten, der aktivt har anvendt pesticider (Schouw mfl., 2020). Der vil for pesticidpunktkilder ofte ikke være information om uforvarende spild, og aktiviteter såsom sprøjtevask og påfyldning vil være sket løbende. Den samlede driftsperiode ses derfor som et udtryk for, hvornår en punktkildeforurening kan være sket.

Siden er regionernes punktkildedatasæt løbende vokset, og er bl.a. også anvendt i Skellenprojektet (Roost mfl., 2022) og et -projekt om pesticiders transport under kildeområder (Nielsen mfl., 2023). Først og fremmest er store dele af disse data løbende lagt i Jupiter siden 2020 ff., hvilket har øget tilgængeligheden og mulighederne for tværgående anvendelser af data betydeligt.

Landbrug, maskinstationer og lossepladser blev fundet til at være de brancher, der hyppigst gav anledning til punktkildeforurening (Schouw mfl., 2020). Det er også de brancher, der sammen med deponering og vaskepladser for sprøjteudstyr, er de kildetyper, der resulterer i de dybeste punktkildeforureninger (generelt ned til ca. 40 m u.t.) og med de højeste koncentrationer (Nielsen mfl., 2023). Regionerne har i 2022-2023 opdateret deres beskrivelser af brancher, der har relevans i forbindelse med V1-kortlægning af lokaliteter i forhold til pesticider samt deres bruttoliste med pesticidstoffer relateret til de forskellige brancher (Regionernes videntcenter for Miljø og ressourcer, 2022 og 2023).

Af de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper i indeværende projekt, viser data fra punktkilder, at der hyppigst påvises phenoxysyrerne og DPC i høje koncentrationer ($>10 \mu\text{g/l}$), samt BAM i generelt lidt lavere koncentrationer. DMS og triazinerne findes også relativt hyppigt over kvalitetskriteriet, men forholdsvis sjældent i meget høje koncentrationer ($>1 \mu\text{g/l}$). For

mange af de øvrige stoffer er der ofte relativt lave koncentrationer i datasættet for punktkilder ($<1 \mu\text{g/l}$), og dermed en forholdsvis lav forventet kontrast til en fladekilde.

Detaljerede forureningsundersøgelser af den vertikale udbredelse af pesticidstoffer i punktkilderne er relativt begrænsede. Disse udføres oftest i forbindelse med specifikke udviklings- og forskningsprojekter i samarbejde med regionerne (Bjerg mfl., 2024; Clausen mfl. 2004, Frederiksen, 2023, Hansen, 2022, Nielsen, 2021, Nielsen mfl., 2023, Schott, 2023). Denne typer undersøgelser er vigtige i forhold til at forstå udvaskningen af pesticidstoffer fra punktkilderne til grundvandsforekomsterne. De detaljerede feltundersøgelser fra punktkilderne viser betydelige forskelle i den vertikale fordeling under kilden for de forskellige pesticidstoffer. Især ses der en forskel i udbredelsen af aktivstoffet og metabolitterne.

Modellering foretaget i forbindelse med nogle af undersøgelserne viser desuden, at tidshorizonten for udvaskningen afhænger af stoffernes egenskaber, anvendelsesperioder og de hydrogeologiske forhold såsom dæklagstykkel (Nielsen mfl., 2023). For flere af de nyeste punktkildeundersøgelser er de højeste koncentrationer ikke at finde helt terrænnært. Dette kan delvist skyldes nedbrydning i øvre aerob zone (især moderstoffer) og igangværende udvaskning af de mere mobile metabolitter. For mere moderat nedbrydelige moderstoffer kan der dog stadig måles en pulje af moderstof i jorden relativt terrænnært i kilden.

Nedbrydningsproduktet DMS repræsenterer en type pesticid, hvor moderstofferne ikke er særlig mobile og let nedbrydelige, mens DMS omvendt er meget persistent og meget mobilt. Dette viser sig i, at moderstofferne ikke er fundet i punktkildeundersøgelserne, hverken i jord, porevand i umættet zone eller grundvand. I en undersøgelse ved Marbæk er DMS hovedsageligt fundet i porevandet i umættet zone og grundvandet og i en så stor dybde, at det indikerer en relativt hurtig udvaskning med kun mindre tilbageholdelse som resultat af sprække-transport i moræneleret og matrix diffusion (Frederiksen, 2023).

Nedbrydningsproduktet DPC repræsenterer en anden type pesticid, hvor moderstoffet er moderat mobilt og moderat nedbrydeligt. For DPC er der lavet detaljerede punktkildeundersøgelser på lokaliteter i både Midtsjælland og på Lolland (Bjerg mfl., 2024, Hansen, 2022, Nielsen, 2021). Der er i disse undersøgelser fundet moderstoffet chloridazon i jorden, især omkring redoxgrænsen, hvilket i de specifikke undersøgelser var i 3-4 m u.t. Moderstoffet kan dermed fortsat bidrage til udvaskning af DPC til trods for, at moderstoffet ikke længere er godkendt. DPC findes i undersøgelserne stadig relativt terrænnært taget i betragtning, at salget af moderstoffet blev stoppet i 1996. Fundene af DPC, der er et mobilt og persistent pesticidstof, er sværere at forklare udelukkende med tilbageholdelse pga. sorptions- og diffusionsprocesser for selve stoffet (Hansen, 2022; Nielsen, 2021), den førnævnte omdannelse af tilbageværende moderstof er en mulig del af forklaringen på den fortsatte tilstedeværelse af DPC terrænnært. En længerevarende påvirkning af grundvandsressourcen er forventelig. De undersøgte lokaliteter har alle et morænelersdæklag med et underliggende kalkmagasin, hvor dæklagstykkelsen er på hhv. ca. 15 m og 30 m. For lokaliteterne med det tykkeste dæklag er der endnu ikke påvist DPC i grundvandsmagasinet, mens der på lokaliteten med et tyndere dæklag er gennembrud af DPC til magasinet. Dette stemmer overens med detaljerede punktkildeundersøgelser for andre stoffer, hvor der ses en forsinkelse af transporten uden gennembrud under de tykkere lerdæklag.

4.1.2 Fladekilder

Pesticidfladekilder er i dette projekt knyttet til landbrug, skovbrug og bymæssige fladekilder, hvor der har været en målrettet/lovlig anvendelse af pesticider (se Tabel 1).

For landbrugsmæssige fladekilder er omfanget af data for forekomsten af de forskellige pesticider i den umættede zone mellem pløjelaget og grundvandet generelt sparsomme og varierer betydeligt stofferne imellem. Dermed findes der hovedsageligt et overblik over, hvad der er i grundvandet fra grundvandsovervågningen, mens viden om hvad, der stadig er på vej, og varigheden af udvaskningen fra fladekilderne er begrænset. International litteratur, samt LOOP og VAP-data, i det omfang det er tilgængeligt, bidrager til forståelsen af de landbrugsmæssige fladekilder herunder tilstedeværelse i pløjelaget, dæklaget og udsivning til grundvandet. Regelmæssig indsamling af pesticidanalyser i LOOP stoppede i 2006, og en **genoptagelse af pesticidovervågningen i LOOP vil have stor værdi i forhold til bl.a. varighedsvurderingen.**

Nye studier af pesticider i pløjelaget (Albers mfl., 2023; Hintze, 2020; Hintze mfl., 2021; Riedo mfl., 2021, 2022) viser en højere persistens end forventet for en del pesticidstoffer. Ved en højere persistens i pløjelaget vil der kunne forventes en længere tidshorisont for udvaskningen. Forsat overvågning i LOOP ville kunne dokumentere hvor længe der efter udfasning af specifikke stoffer vil være fund i det øverste grundvand.

Triaziner og nogle af deres nedbrydningsprodukter er blandt de stoffer, der i international litteratur er fundet hyppigst i pløjelaget og i højeste koncentrationer, længe efter anvendelsen er ophørt, i nogle tilfælde over 20 år (Riedo mfl., 2021, 2022). Af LOOP overvågningen fremgår det, at triazinerne fortsat dominerede i LOOP boringerne i 2006 (ca. 10 år efter anvendelsesstop af de fleste triazin-herbicer), mens de ikke længere blev detekteret i en ekstraordinær prøvetagningsrunde fra 2021 (Roost mfl., 2022). Tidsserier over fund i det øverste grundvand vil forbedre varighedsanalyser af en betydelig udvaskning fra landbrugsmæssige fladekilder i forhold til målinger af totalkoncentrationer i pløjelaget.

Et andet eksempel er chloridazon, der sammen med nedbrydningsproduktet DPC, findes i pløjelaget længe efter sidste anvendelse (Hintze, 2020; Riedo mfl., 2021). I prøvetagningsrunden af udvalgte LOOP-indtag i 2021 (Roost mfl., 2022) blev der fundet DPC i mange af LOOP boringerne, længe efter moderstoffet i 1996 blev udfaset. I sammenligning med triazinerne vil der altså forventes en længere varighed af udvaskningen til grundvandet.

Triazolfungiciderne og et enkelt chloroacetanilid er fundet i pløjelaget 10-20 år efter sidst anvendelse; analyserne inkluderede ikke nedbrydningsprodukter af disse pesticider (Riedo mfl., 2021). Flere af chloroacetanilid nedbrydningsprodukter, samt nedbrydningsproduktet 1,2,4-triazol var inkluderet i prøvetagningsrunden af udvalgte LOOP-indtag i 2021 (Roost mfl., 2022). Til sammenligning var der kun enkelte fund af chloroacetanilid nedbrydningsprodukter i det øvre grundvand i LOOP i 2021, hvilket også er over 25 år efter anvendelsesstop. Der var ingen fund af nedbrydningsproduktet 1,2,4-triazol.

BAM er ikke fundet særlig hyppigt eller i særlig høje koncentrationer i pløjelaget (Riedo mfl., 2021). Det blev fundet i nogle af LOOP boringerne i 2006, men ikke i prøvetagningsrunde fra 2021 (Roost mfl., 2022).

Phenoxysyrer indgik ikke i de internationale studier; de blev fundet i LOOP boringerne i 2006, men ikke i 2021 (Roost mfl., 2022). En grundvandspåvirkning med phenoxysyrer forventes derfor at skyldes punktkildeforurening.

Chlorothalonils nedbrydningsprodukter er fundet i pløjelaget kort efter forbud (Hintze mfl., 2021), men ikke i de danske LOOP data i 2021. Det bør dog nævnes, at nedbrydningsproduktet R471811 ikke var inkluderet i analysen i 2021. R471811 har siden vist sig at have en betydelig udbredelse i grundvandet (Thorling mfl., 2024a).

DMS er i danske undersøgelser ikke fundet i pløjelaget (moderstoffet er især anvendt ved bær- og frugtdyrkning), men i dybere jordprøver, dræn og flere af LOOP boringerne i 2021 (Albers mfl., 2023, Frederiksen mfl., 2023, Roost mfl., 2022). Moderstoffer kan fortsat detekteres i pløjelaget, hvilket ved nedbrydning kan resultere i en fortsat nedsivning af DMS. De terrænnære porevandskoncentrationer er dog ved de undersøgte marker fundet at være betydeligt lavere end koncentrationerne i det dybere porevand/øvre grundvand (Albers mfl., 2023, Frederiksen mfl., 2023). DMS kan udover moderstofferne tolylfluamid og dichlofluamid også stamme fra det mere nyligt anvendte moderstof cyazofamid (især anvendt på kartoffelmarker); anvendelsen af de tre forskellige moderstoffer til DMS besværliggør vurderingen af udvaskning.

Data for de mange forskellige pesticider og nedbrydningsprodukter viser, at der er stofspecifikke forventninger til, hvor længe pesticidstofferne vil udvaske fra fladekilderne, hvor en del af fokusstofferne ikke (længere) findes i de øverste LOOP indtag, analyseret i 2021.

For de bymæssige fladekilder er data endnu mere begrænsede end for landbrugsfladekilder. For chlorothalonil er der ikke fundet tilgængelige data. For BAM er der tidligere lavet undersøgelser for fund af moderstoffet dichlobenil og for BAM i jord og porevand i byområder (Ludvigsen, 2002). For DMS og 1,2,4-triazol er der lavet undersøgelser i kolonihaveområder, hvor både moderstoffer og nedbrydningsprodukter findes i jorden i nærheden af biocidbehandlede træoverflader (Albers mfl., 2023). En udbredt bymæssig DMS-påvirkning støttes af målinger i Region Hovedstadens afværganlæg (28 af 46 anlæg) i 2022, der viser et niveau omkring grundvandskriteriet på 0,1 µg/l for mange af dem. Er der bymæssig bebyggelse i et opland til en BAM eller DMS forurennet indvinding, skyldes denne således med stor sandsynlighed den bymæssige fladekilde. For 1,2,4-triazol blev der fundet lavere koncentrationer i grundvandet under byområderne end for DMS, hvilket kan skyldes en større nedbrydning af 1,2,4-triazol også i dybere og reducerede jordlag (Albers mfl., 2023).

4.2 Regionernes indsats

Den specifikke udfordring med pesticidpunktkilder varierer regionerne imellem herunder hvor stort et problem, det vurderes pesticiderne udgør i forhold til andre punktkilder, samt hvilke pesticider, der opfattes som de mest problematiske. I nogle af regionerne er fokus de senere år skiftet fra i høj grad at være rettet mod klorerede opløsningsmidler til nu at være

rettet mod punktkilder med pesticider, og der er udviklet en egentlig pesticidstrategi. Dette skyldes, at pesticiderne i disse regioner opfattes som den største trussel mod drikkevandsforsyningen efter de mange høje fundprocenter i grundvandet de seneste år, selvom andre stoffer også stadig udgør en risiko. I andre regioner prioriteres pesticiderne mere på lige fod med de øvrige organiske stoffer, der udgør en risiko for grundvandsressourcen. Regionerne har dog alle opprioriteret en særlig indsats i forhold til kortlægningen af de mange potentielle pesticidpunktkilder (se bilag 12).

Som følge af de regionale forskelle er det svært at opstille en national model for regionernes arbejde med opsporing af pesticid punktkilder. Overordnet har regionerne dog de følgende to tilgange (Olsen mfl., 2022):

- Opsporing i indvindingsoplande til de almene vandværker (IVO) på baggrund af en konkret forurening fundet i forbindelse med én eller flere forsyningsboringer
- En forebyggende systematisk opsporing af kilder til pesticidforurening i områder med særlige drikkevandsinteresser (OSD) ud fra de bestemte brancher, der erfaringsmæssigt kan resultere i grundvandsforurening.

Opfattelsen af pesticidproblematikken i de enkelte regioner påvirkes bl.a. af regionale forskelle i fx omfanget og typen af potentielt forurenende aktiviteter, befolkningstætheden, mængden og sårbarheden af tilgængeligt grundvand, og aktuelle fund i eksisterende forsyningsboringer. Regionerne er i gang med at gennemgå de mange lokaliteter, der potentielt kan udgøre en pesticidpunktkilde, baseret på brancher, der erfaringsmæssigt kan give anledning til en punktkildeforurening med pesticider. I 2021 blev der udført ca. 600 historiske redegørelser og godt 400 indledende undersøgelser. Der foreligger endnu ikke et fuldt overblik over, hvor mange lokaliteter, som kan karakteriseres som en pesticidpunktkilde. Regionerne vurderede i 2019, at der var omkring 3.300 af de mest kritiske pesticidpunktkilder, hvor håndteringen af pesticider har været størst (fx maskinstationer og gartnerier). Dette tal indeholder ikke almindelige landbrugsejendomme, hvorfor det samlede antal af pesticidpunktkilder forventes at være langt større.

For de almindelige landbrugsejendomme viser erfaringerne fra Region Nordjylland i perioden 2016-2021, at der er en høj andel af de undersøgte lokaliteter (>30 %), der ender med en V2 kortlægning. I regionernes erfaringsopsamling fra 2020 blev der ligeledes fundet høje pesticidkoncentrationer (>10 µg/l) på hvert tredje undersøgte landbrug (pesticidhåndteringsarealer og tilknyttede påfyldnings- og vaskepladser). At der findes pesticider ved mange af landbrugsejendommene, er dog ikke ensbetydende med, at alle lokaliteterne i sig selv udgør en risiko over for grundvandsressourcen. Region Sjælland har erfaret, at der ved de godt 200 landbrug, som er blevet undersøgt de seneste 5 år, er fundet mindre forurening end forventet. De har derfor fået udført en evaluering af erfaringerne for at afsøge muligheden for, at undersøgelserne kan fokuseres bedre. Evaluering har bl.a. sammenholdt max hektarer (tingbogen) og max bygningsmasse (BBR) med fundene. Evalueringen viste umiddelbart, at landbrug mindre end 25 ha og med en historisk bygningsmasse under 1000 m² udgjorde en begrænset risiko. Modsat betyder dette ikke, at alle de større landbrug udgør en potentiel risiko, hvilket evalueringen viste kun var tilfældet for omkring 20 % af de inkluderede større landbrug.

Med baggrund i regionernes erfaringer, så har håndteringen af de mange landbrugsejendomme i forhold til risikovurderingen for pesticider været diskuteret i projektet. Herunder

specifikt om alle landbrugsejendomme (evt. over en vis størrelse) burde vurderes at udgøre en risiko. Dette ville dog være en meget konservativ vurdering, **da hovedparten af landbrugsejendommene ifølge regionerne ikke vurderes at udgøre en risiko for grundvandet**. En betydelig andel af landbrugsejendommene vil desuden allerede ligge indenfor områder med intensivt landbrug, der i dette projekt er vurderet at kunne inkluderes i beslutningstræet som et arealanvendelseskriterium, se kapitel 8. Et potentielt punktkildepåvirket volumen fra det specifikke landbrug vil i disse områder overlappe med det påvirkede volumen fra arealanvendelsen. Endelig vil datagrundlaget i forhold til kortlagte grunde løbende forbedres i de kommende år i takt med regionernes fortsatte indsats på området. Inddragelsen af landbrugsejendomme, der ikke er kortlagte, anbefales ikke til de automatiserede beslutningstræer for hverken risikovurdering eller tilstandsvurdering.

4.3 Perspektiver for inkludering af punktkilder i beslutningstræ og tilstandsvurdering

Gennemgangen af forekomsten af pesticidstoffer ved forskellige kildetyper har vist, at det for mange stoffer kan være svært at skelne mellem en påvirkning fra en punktkilde og en fladekilde. Den væsentligste undtagelse er phenoxy-syrerne, der i dag er et udpræget punktkildeproblem. **Inddragelse af pesticidpunktkilderne i den automatiserede hhv. risiko- og tilstandsvurdering anbefales udført på lignede vis som i tilstandsvurderingen for miljøfarlige forurenende stoffer til Vandområdeplan 3** (Bjerg mfl., 2021). Tilstedeværelsen af en punktkilde over en grundvandsforekomst vil potentielt udgøre en risiko for grundvandet. V2 kortlagte grunde med dokumenteret pesticidforurening, samt V1 kortlagte grunde, der på regionernes brancheliste er indikeret at have et potentielt pesticidbidrag, bør inkluderes i risikovurderingen i form af GIS temaer over de kortlagte V1/V2-arealer. Kortlægningen af pesticidpunktkilder er stadig på et tidligt stadium, men vil løbende forbedres i de kommende år.

For bedre at kvantificere, hvor stor en del af grundvandsforekomsten, der potentielt er påvirket, kan der arbejdes med V1/V2-volumener på tilsvarende vis som i MFS-projektet (Bjerg mfl., 2021). Her blev hele grundvandsvolumenet under de V1/V2 kortlagte areal beregnet og holdt op imod det totale volumen af grundvandsforekomsten. For V2-lokaliteter med måledata vil der også på tilsvarende vis kunne arbejdes med boringsbuffervolumener, hvor alt grundvandet i en specifik radius omkring et indtag med overskridelser af kravværdien for pesticider vurderes at være pesticidpåvirket. De stof/stofgruppe-specifikke boringsbuffervolumen radier i MFS-projektet støttede sig op af vurderinger af typiske punktkilde fanelængder i et tidligere projekt (Bote & Outzen, 2014), hvor det for pesticiderne kun var MCPP der indgik. Phenoxy-syrerne er relativt mobile, har nogle af de højeste punktkildekoncentrationer og er blandt de pesticider, der kan have en lang faneudbredelse.

For en konservativ vurdering (worst-case) af påvirkningen af en grundvandsforekomst, anbefales det derfor, at anvende værdien for MCPP (250 m radius) for alle pesticidstofferne. Da der er tale om en radius vurderes selve boringsbuffervolumenet også konservativt, da fanen kun vil strække sig i strømningsretningen. For pesticider vil der desuden forventes være et overlap mellem volumener påvirket af hhv. punkt- og fladekilder, hvilket der skal tages højde for i en samlet beregnet pesticidpåvirkning.

5. Pesticidernes iboende egenskaber

Hypotese #1 *Stoffernes iboende egenskaber (sorption og persistens) er de vigtigste faktorer for grundvandsforekomsternes tilstand.*

I dette kapitel diskuteres mulighederne for at anvende eksisterende stofspecifikke fysisk-kemiske parametre, som sorption og nedbrydelighed til at vurdere udvaskningsrisikoen og dermed tilstanden af grundvandsforekomsterne, se afsnit 5.1.

Før projektets start var der fra Miljøstyrelsens side et håb om, at pesticidstofferne kunne grupperes efter eksisterende generelle stofspecifikke fysisk-kemiske parametre i forhold til forbedring af den konceptuelle forståelsesmodel. Det blev imidlertid besluttet på den første workshop med Miljøstyrelsen i august 2022, på basis af resultaterne fra afsnit 5.1, at det var mere meningsfuldt at bruge de afsatte ressourcer til at etablere en oversigt over eksisterende grundvandsrelevante stofspecifikke parametre.

I 2023 blev der derfor indsamlet grundvandsrelevante fysisk-kemiske parametre fra især danske undersøgelser, og resultatet er præsenteret i afsnit 5.2. Som led i projektet er der opsamlet yderligere specifik eksisterende viden om kilder og undersøgelser om de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper, se også Kapitel 4.

5.1 Muligheder og begrænsninger for anvendelse af fysisk-kemiske parametre

I løbet af årene er der blevet udviklet forskellige modeller til at forudsige, om et stof har større eller mindre potentiale til at udvaske til grundvandet (Demir mfl., 2019). Metoderne har det tilfælles, at man tager udgangspunkt i stoffernes fysisk-kemiske egenskaber, såsom adsorption til organisk materiale og biologisk nedbrydelighed. Den mest kendte og brugte er *Groundwater Ubiquity Score* (GUS) udviklet af Gustafson (1989):

$$GUS = [4 - \log(K_{OC})] * \log(T_{1/2})$$

GUS-indekset, i det følgende benævnt GUS, klassificerer stofferne i tre klasser: Høj udvaskningsrisiko (GUS >2,8), moderat udvaskningsrisiko (GUS = 1,8-2,8) og lav udvaskningsrisiko, oprindeligt defineret som non-leachers (GUS < 1,8). GUS er baseret på målinger af adsorption til organisk materiale (K_{OC}) og nedbrydelighed (halveringstid, $T_{1/2}$) i overjord ved 20°C. Monitoring af grundvandet og forskellige forskningsstudier i Danmark og andre lande har dog vist flere eksempler på, at stoffer udvaskes selvom GUS <1,8.

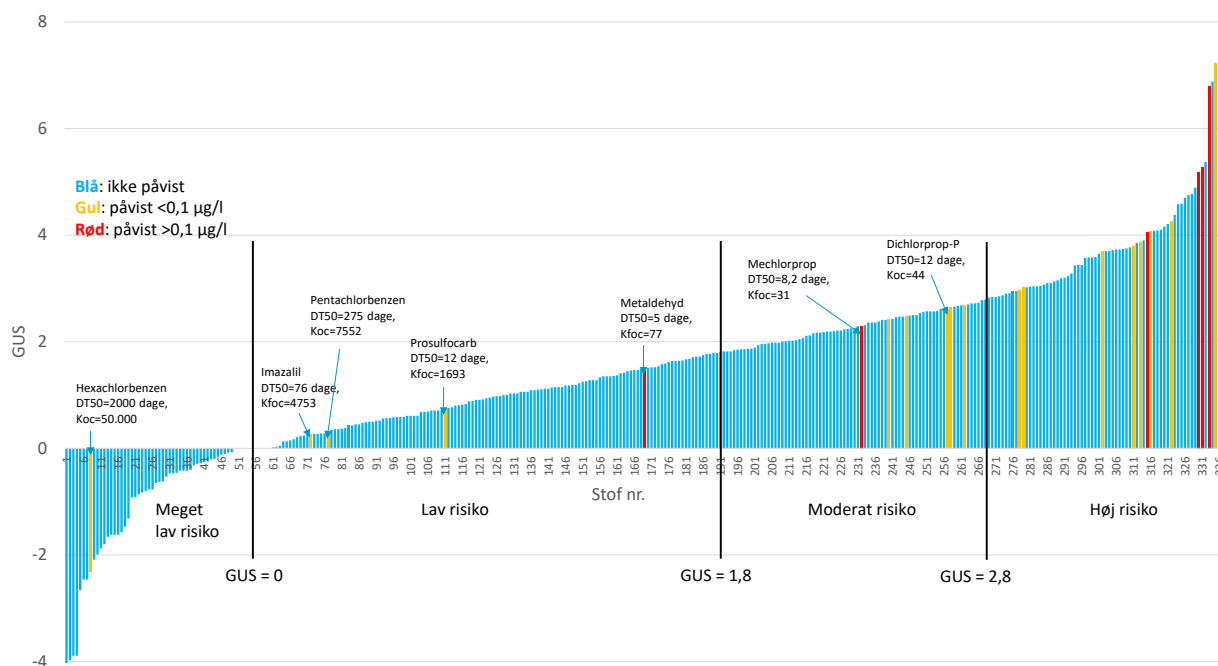
Figur 10 viser de 337 stoffer, der blev undersøgt i Miljøstyrelsens massescreening for NO-VANA grundvand i 2019 (Miljøstyrelsen, 2020 og Thorling mfl., 2021a) sorteret efter deres GUS-indeks, således som det er oplyst i Pesticides Properties Database.

Andelen af fund (stoffer markeret med gul) og fund over kravværdien på 0,1 µg/l (markeret med rødt) er højest ved stoffer med GUS > 2,8. Figur 10 viser dog også, at enkelte stoffer, såsom metaldehyd, prosulfocarb, imazalil, pentachlorbenzen og hexachlorbenzen udvaskes til grundvandet, på trods af deres lave GUS-indeks. Det fremgår, at der er fundet udvaskede stoffer med både meget høje og meget lave GUS (jo højere GUS, jo større risiko

for udvaskning). Generelt er der dog fundet relativt få stoffer i screeningen med lave GUS sammenlignet med antal stoffer med høje GUS.

I forbindelse med godkendelsen af pesticider i Danmark er der fokus på at fremskaffe relevante data for parametrene $T_{1/2}$ (nedbrydningshastighed) og K_{oc} (adsorption til organisk materiale), der begge indgår i godkendelsesprocedurens modelsimuleringer og i det simple GUS-indeks.

For at gennemføre grundvandsrelevante vurderinger for sorption og nedbrydning er der imidlertid brug for relevante data for nedbrydelighed og sorption i jordlagene under rodzonen. Dette hænger sammen med, at forholdene for sorption og nedbrydning under den biologisk meget aktive rodzone er væsentligt anderledes end i rodzonen. Oftest vil de dybere jordlags evne til sorption være lav, idet mange stoffers sorption er styret af jordens indhold af organisk stof, hvor indholdet af organisk stof typisk er meget lavt og har en anden sammensætning i underjorden (C-horisonten) sammenlignet med pløjelaget (A-horisonten). Hertil kommer, at nogle pesticidstoffer sorberer til jern- og mangan-oxider og lermineraller, og disse pesticider vil derfor kunne tilbageholdes uafhængigt af det organiske stof. Dette er fx tilfældet for glyphosat. Sorption til uorganiske mineraler indgår ikke i GUS indekset.



Figur 10. Pesticidstoffer undersøgt i massescreening fra 2019 i grundvandsovervågningen, sorteret efter deres GUS-indeks (som oplyst i PPDB) - stoffer med fund er markeret med gult, stoffer med fund over kravværdien (> 0,1 µg/l) er markeret med rødt. Den almindelige anvendelse af GUS-indekset til at vurdere risikoen for udvaskning af pesticider i fire risikoklasser er angivet under x-aksen.

Der er flere eksempler på, at GUS ikke altid er retvisende som indikator for udvaskningsrisikoen, idet det jo netop blot er en indikator. Hexachlorbenzen har et GUS på -2,3, og burde derfor ikke kunne udvaske til grundvandet. Vi vurderer dog, at sorptionen i dette tilfælde har mindre betydning, idet stoffet har en meget høj persistens kombineret med, at der er gået tilstrækkelig lang tid siden, at stoffet blev taget i brug, til at det kan være transporteret til

grundvandet. En mere udvidet diskussion om GUS-indekset og fund i massescreening kan findes i Thorling mfl. (2021a) og Rasmussen mfl. (2023).

Tabel 2 viser de mest relevante fysisk/kemiske parametre til brug for vurdering af pesticidstoffers udvaskning fra overjorden og transport til grundvandet.

Tabel 2. Oversigt over fysisk/kemiske parametre af relevans for vurdering af pesticidstoffers udvaskning fra overjorden og transport til grundvandet.

Parameter	Emne	Kommentar
GUS	Indikator	Kombinerer viden om binding til organisk stof med nedbrydelighedsdata. De fleste pesticidstoffers GUS er baseret på data fra overjord, udarbejdet af producenter af pesticider. Se Figur 10 for konkret brug til risikovurdering for udvaskning.
DT ₅₀ eller T _½	Halveringstiden i jord	Målt på jord under forudsætning af 1. ordens nedbrydelighed, dvs. nedbrydningshastigheden afhænger af mængden af det specifikke pesticid.
K _d	Sorptionskoefficient til jord	Måles typisk direkte, men kan under visse forudsætninger estimeres ud fra K _{oc} og viden om jordens indhold af organisk stof.
K _F	Sorptionskoefficient til jord	Freundlich-isoterm, som erstatter K _d , når der er målt ved flere koncentrationer i samme jord.
K _{oc}	Sorption til organisk stof	Ikke altid målt direkte, men beregnes ud fra sorption i overjord og normeres med indholdet af organisk stof
K _{Foc}	Sorption til organisk stof	Samme som K _{oc} , men fittet til en koncentrationsafhængig Freundlich-isoterm.
TOC	Total organisk kulstof	Målt indhold af organisk stof i jord. Organisk stof i jord består af ca. 55 % kulstof.
Log P	Mål for hydrofobicitet	Logaritmen til oktanol-vand-koefficienten ved en pH-værdi på 7.

Der er flere grunde til, at GUS-indekset ikke altid er retvisende:

- K_{oc}/K_{Foc} bestemmes normalt ikke direkte, men beregnes ud fra K_d/K_F, se Tabel 2. Dvs. man antager, at sorptionen er bestemt af indholdet af organisk stof, og derfor forventes det for de fleste pesticider, at der ingen sorption af betydning forekommer i underjorden, hvor indholdet af organisk stof, målt som TOC, er lavt (TOC < 0,3 %). Sorption til andre bestanddele af jorden end organisk materiale bliver ikke taget i betragtning. Dette medfører, at GUS-indekset for nogle stoffer vil være misvisende højt, idet sorption til andre jordparametre ikke er taget i betragtning.

Flere forskningsresultater (se eksempler i bilag 8) tyder dog på en vis sammenhæng mellem de fysiske-kemiske egenskaber og udvaskningsrisikoen:

- For upolære uladete pesticider (log P > ca. 2) er adsorption til organisk stof dominerende, og K_{Foc} kan bruges igennem den oxiderede del af jordprofilen – dog er TOC ofte ukendt i dybere jordlag og grundvandssedimenter.

- For polære uladede pesticider ($\log P < \text{ca. } 2$) er adsorption til organisk stof formentlig næsten altid dominerende på sandjorde, og anden sorption af mindre betydning, hvorfor K_{Foc} kan bruges på sandjord.
 - Pesticider med en lav K_d/K_F målt i pløjelaget ($< \text{ca. } 0,2$; fx DMS) adsorberer næppe i dybere jordlag (der er i hvert fald ingen kendte eksempler).
 - For positivt ladede pesticider (fx para- og diquat) er K_{Foc} formentlig aldrig relevant, da mange jordpartikler er negativt ladede, og adsorptionen er derfor uafhængig af indholdet af organiske stof i jord. I stedet er der typisk en stærk adsorption til jordpartiklerne, som i almindelighed er styret af jordpartiklernes ladning.
 - For negativt ladede pesticider generelt og for polære uladede pesticider i lerjord vil det være højst usikkert at anvende K_{Foc} til at beregne adsorption under pløjelaget.
- b) Nedbrydningsprocesser bliver oftest kun undersøgt i aerobe overjorde, mens nedbrydning i de dybere lag/reducerede lag for langt de fleste stoffer ikke er kendt. Her kan en række forskellige forhold gøre sig gældende:
- Betydning af ilt – fx MCPP nedbrydes let i jord med ilt, men ikke under iltfrie forhold (Buss mfl. 2006), og bentazon nedbrydes langsomt med ilt, men ikke under iltfrie forhold (Albers mfl. 2017). Der er tilmed stoffer, som omvendt er relativt stabile under iltede forhold, men som nedbrydes fx ved mikrobiel dechlorering under reducerede forhold.
 - Betydning af overjord – fx DMS nedbrydes forholdsvis hurtigt i overjord, men ikke eller meget langsomt i underjord (Albers mfl., 2023).
 - Betydning af mikrobiologisk aktivitet – som hovedregel nedbrydes pesticidstoffer mikrobiologisk, men fx 1,2,4-triazol nedbrydes (også) abiotisk (Albers mfl., 2023)
- c) For en række stoffer, især nedbrydningsprodukter, er der ingen data for sorption eller nedbrydelighed. En vurdering af udvaskningsrisikoen for disse stoffer er derfor næsten umuligt. Baseret på den kemiske struktur kan man skønne et GUS-indeks – modellerne for disse skøn bygger dog også først og fremmest på sorption til organisk materiale. Validering af forudsigelse af GUS-indeks baseret på EPI-suite er beskrevet af Rasmussen mfl. (2023).
- d) Der er ofte en stor spredning på de nedbrydningsdata, som bruges til at beregne GUS, da den målte nedbrydning kan variere meget med jordtype og miljøforhold. Det er derfor heller ikke altid, at de tilgængelige nedbrydningsforsøg er udført under klimaforhold, herunder temperatur og nedbør, der er relevante i en dansk sammenhæng.

På trods af de nævnte problemer, så kan GUS-indekset i et vist omfang bruges til at vurdere, om et stof har stort potentiale til at udvaske til grundvandet. I mangel af bedre, kan det derfor bruges til at prioritere stoffer til monitoring, se Figur 10. Eksemplet med hexachlorbenzen viser dog, at et lavt GUS-indeks ikke frikender et stof for at have en udvaskningsrisiko. Derudover findes der meget ofte ikke eksperimentelle data for hverken sorption (K_{oc}) eller nedbrydning (DT50), hvorfor man må forsøge at beregne GUS-indekset ud fra teoretisk forudsagte værdier.

5.2 Grundvandsrelevante K_d værdier og nedbrydelig af pesticidstoffer.

Det blev i projektets første fase vurderet, at en gennemgang af litteratur og øvrigt tilgængeligt materiale om sorptions- og nedbrydningskonstanter for projektets fokusstoffer målt på sedimenter fra egentlige grundvandsmagasiner og andre lag under pløjelaget var relevant for en bedre konceptuel forståelse og for varighedsanalyser. Data vedrørende mobilitet, herunder K_d værdier i grundvandsførende sedimenter og moræneler, samt information om nedbrydeligheden under både anaerobe og aerobe forhold, er derfor blevet indsamlet for de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper.

Tabel 3 viser spændet af værdier, fundet for de fire enkeltstoffer, præsenteret sammen med antallet af studier, N , som værdierne er baseret på. For stofferne i de fire fokusstofgrupper er mængden af data under danske forhold mere begrænsede, og kun tilgængelige for enkelte af stofferne. Variationen indenfor egenskaber i de fire stofgrupper er bred (både moderstoffer og nedbrydningsprodukter) og data meget begrænsede. I bilag 8 er de indsamlede K_d værdier for stofferne i sand, kalk og moræneler præsenteret. Derudover er det angivet, om stofferne nedbrydes aerobt og/eller anaerobt. Nedbrydningsrater er også angivet, i det omfang de har været tilgængelige. Endelig indeholder bilag 8 referencer til de undersøgelser og publikationer, hvor de grundvandsrelevante parametre er dokumenteret.

Tabel 3. Oversigt over spændet af værdier fundet for fordelingskoefficienter, K_d , og nedbrydningsrater, k , for de 4 enkeltstoffer, samt antallet af studier, N , som disse baseres på, se også bilag 8.

Stofnavn	Parameter	Værdi	N
DMS	$K_{d,moræneler}$	<0,1 - 0,25	3
	$K_{d,sand}$	<0,1	2
	$K_{d,kalk}$	<0,1	1
	k_{aerob}	$2,3 \cdot 10^{-4}$ - $1,1 \cdot 10^{-3}$	2
	$k_{anaerob}$	0	1
1,2,4-triazol	$K_{d,moræneler}$	1,6 - 1,7	2
	$K_{d,sand}$	0,2 - 1,2	2
	$K_{d,kalk}$		0
	k_{aerob}	$5,1 \cdot 10^{-3}$ - $2,7 \cdot 10^{-2}$	2
	$k_{anaerob}$	$8,7 \cdot 10^{-4}$ - $4,6 \cdot 10^{-3}$	4
BAM	$K_{d,moræneler}$	0 - 0,93	8
	$K_{d,sand}$	0 - 0,1	7
	$K_{d,kalk}$	0,03	1
	k_{aerob}	0 - $2,4 \cdot 10^{-4}$	3
	$k_{anaerob}$	0	2
DPC	$K_{d,moræneler}$	0,14 - 3,1	7
	$K_{d,sand}$	0,08 - 0,23	4
	$K_{d,kalk}$	<0,1	1
	k_{aerob}	$5,1 \cdot 10^{-4}$	1
	$k_{anaerob}$	0	1

For at sikre repræsentative værdier for de danske grundvandsforhold, har fokus været på studier foretaget under danske forhold, dybere end 2 m u.t. og hvor tilgængeligt ved temperaturer omkring 10 grader.

De mest omfattende data findes for de fire enkeltstoffer, der også er fokusstoffer i dette projekt: DPC, DMS, BAM og 1,2,4-triazol. Der er fundet målte værdier for de fleste af de udvalgte jordtyper (moræneler, sand og kalk), samt viden om nedbrydning under både aerobe og anaerobe forhold. Flere studier, der kan belyse spredningen på værdierne under de forskellige jord- og redoxforhold, er dog ønskværdige. De indsamlede data er anvendt til modellering i projektets varighedsanalyser, se kapitel 12 og bilag 7.

5.3 Opsummering, kan de fysisk-kemiske parametre indgå i den konceptuelle forståelsesmodel?

Dette kapitel undersøger gyldigheden af hypotese 1:

Hypotese #1 Stoffernes iboende egenskaber (sorption og persistens) er de vigtigste faktorer for grundvandsforekomsternes tilstand.

Sammenfattende kan det konkluderes, at hypotesen er rigtig, men vi ikke har tilstrækkelige relevante data til at kunne operationalisere dette i risiko- og tilstandsvurderingerne. Eksempelvis er der kun få data fra kalkmagasiner, der udgør en meget betydelig del af grundvandsforekomsterne. Sammenlagt blev der fundet mindst en grundvandsrelevant fysisk/kemisk parameter fra 14 pesticidstoffer, og heraf var der også nedbrydningsdata for 10 pesticidstoffer.

Anvendelse af de indsamlede parametre i modellering, se kapitel 12.3, viser at disse parametre for fx 1,2,4-Triazol ikke kan give resultater, der svarer til de empiriske data for stoffernes rumlige udbredelse i grundvandsmagasinerne.

Data er indsamlet af GEUS og DTU-Sustain, som er de institutioner, som historisk set har været involveret i langt hovedparten af denne type undersøgelser. Det forventes derfor ikke, at der er overset omfattende datamængder ved udarbejdelsen af oversigten i Bilag 8.

6. Dataudtræk og databearbejdning

I dette kapitel præsenteres datagrundlaget for de empiriske undersøgelser af de opstillede hypoteser for pesticider præsenteret i kapitel 2.3.

Der er i denne rapport to væsentlige forskelle i databehandlingen i forhold til vandområdeplanerne

- Der arbejdes med detektionsgrænse og ikke kvantifikationsgrænse for at få så detaljeret et billede af pesticidpåvirkningen i grundvandet som muligt, når den konceptuelle forståelsesmodel skal opstilles
- Der arbejdes med medianværdier, for at undgå bias fra fejlagtige høje værdier, igen for at få den mest troværdige konceptuelle forståelsesmodel for, hvordan grundvandet er påvirket med pesticider på nuværende tidspunkt med det givne datagrundlag.

6.1 Fastlæggelse af datagrundlag og dataudtræk for pesticidstoffer

Det blev i samarbejde med Miljøstyrelsen indledningsvist fastlagt, at stofgruppen pesticider i regi af Vandområdeplanlægningen dækker alle stoffer i GEUS' pesticidliste, således som den foreligger i Jupiter på dagen for udtrækket (dvs. stofgruppen omfatter både plantebeskyttelsesmidler og biocider inkl. nedbrydningsprodukter fra begge grupper) se bilag 2. Det blev i samråd med Miljøstyrelsen dog besluttet, at stofferne dinoterb, formaldehyd og DEET ikke indgår i databehandlingen, lige som xylenolerne også udgik af databehandlingen, idet de indgik som en del af de øvrige miljøfarlige forurenende stoffer i forbindelse med tilstandsvurderingerne til Vandområdeplan 3, lige som de forventes at indgå i tilstandsvurderingerne for miljøfarlige forurenende stoffer i de kommende vandområdeplaner.

Der blev udtrukket data for pesticidstoffer fra Jupiter d. 29. juni 2022 og 6. juni 2023 for samtlige indberettede analyser for perioderne 2013-2021 og 2013-2023. I det begge udtræk indgår kun data, der var godkendt af dataejer på udtrækstidspunktet, hvorfor datasættet kun dækker de første 3-4 måneder af 2023.

Efterfølgende er data klargjort og aggregeret som detaljeret beskrevet i GEUS-notaterne 05-VA-2022-04, se bilag 2 og 05-VA-2023-05, se bilag 6.

Der er to væsentlige årsager til, at der blev lavet et nyt udtræk til delprojekt 2: For det første, at få en bedre dækning med de hyppigt forekommende stoffer, som først er kommet med i analyseprogrammerne inden for de seneste 4-5 år, se afsnit 7.2. For det andet at få en bedre dækning med data fra regionernes punktkildearbejde, da regionerne i disse år er midt i processen med at få lagt data fra de lokale databaser ind i Jupiter, se Tabel 4.

De rå udtræk i 2022 og 2023 fra Jupiter indeholdt hhv. 2.282.696 og 2.993.804 analyser for enkeltstoffer fordelt på hhv. 19.511 og 22.450 indtag. I bilag 2 og 6 er der redegjort for, hvorledes disse data er kvalitetskontrolleret og klargjort, således der efterfølgende kunne tages beslutning om fokusstoffer, gruppering og aggregering. Den væsentligt forøgede mængde af analyser siden tilstandsvurderingen i 2020, (Thorling mfl., 2021) og fra 2022 til

2023 skyldes først og fremmest en bedre datadækning med regionernes data fra punktkildeundersøgelser.

Dataforberedelsen følger de procedurer, der blev fastlagt i 2019 i forbindelse med tilstandsvurderingerne til Vandområdeplan 3 for pesticider (Thorling mfl., 2021) og er dokumenteret i Bilag 2. Der bliver her taget højde for ombyggede indtag, for høje detektionsgrænser, dubletter af analysedata, negative værdier mm. En væsentlig forskel er dog, at der i dette projekt er arbejdet med detektionsgrænse og ikke kvantifikationsgrænse, for at få så detaljeret billede af pesticidpåvirkningen i grundvandet som muligt. Alle værdier under detektionsgrænsen (højst accepterede detektionsgrænse er 0,05 µg/l) substitueres med 0. Alle indtag kobles med de fastlagte metadata herunder oplysninger om datatype og den beregnede re-doxvandtype, se bilag 6.

Datatyperne spiller en særlig rolle i håndteringen af bias ved de indsamlede data, hvilket i detaljer er diskuteret i Thorling mfl. 2021. Data er opdelt i datatyperne VF (Vandforsyningsboring), GRUMO, Punktkilder, hvor der skelnes mellem Punktkilder, hvor regionerne er dataejere, og Punktkilder fra øvrige aktører, Grundvandskortlægning og Andet. Definitionerne findes i bilag 2, i bilagets bilag 1.

Tabel 4 viser antal af indtag for hver af de fastlagte datatyper i udtræk fra 2022 og 2023. Bemærk, at regionernes data fra punktkilder, datatypen Punktkilde, udgør næsten halvdelen af alle de tilgængelige indtag. Det fremgår, at omfanget af overskridelser af grundvandskvalitetskriteriet er langt højere for datatypen Punktkilde end for de øvrige datatyper.

Tabel 4. Oversigt over datagrundlag opdelt på datatyper for de aggregerede data fra 2022 og 2023. Tabellen viser antal indtag for hver datatype, hvor der er analyser for pesticidstoffer, andelen af overskridelser af grundvandskvalitetskravet på 0,1 µg/l, opgjort for medianværdien for et enkeltstof på indtagsniveau i perioden 2013-2021 og 2013-2023.

Datatype	Indtag		> kravværdi 0,1 µg/l	
	antal		% indtag	
	2022	2023	2022	2023
Vandforsyning	6.589	6.661	5%	5%
GRUMO	1.178	1.187	11%	13%
Grundvandskortlægning	946	1011	8%	9%
Punktkilde	8.496	10.891	45%	46%
Punktkilde (øvrige)	142	138	13%	14%
Andet	2.098	2.388	12%	13%
Alle	19.449	22.276	24%	27%

For at håndtere forskellen på data fra punktkilder og data fra fladekilder arbejdes der i mange af dataanalyserne i denne rapport med to overordnede datatyper.

- Punktkilde data, med data fra regionerne og øvrige punktkilder
- Øvrige data: Data fra GRUMO, vandforsyning, Grundvandskortlægning og Andet.

6.2 Udvælgelse af fokusstoffer og gruppering af pesticider, endelig aggregering af data.

Det rensede datasæt fra 2022 blev anvendt til at udarbejde en oversigtstabel, som grundlag for valget af fokusstoffer til den videre analyse af pesticidstoffernes forekomst i grundvandet. Til dette projekt har GEUS valgt at arbejde med en aggregering til median-værdier ved vurdering af pesticidstoffernes forekomst i grundvandet under forskellige forhold, idet outliers da ikke skævvrider data. Dette valg betyder også, at det ingen betydning har, hvilken værdi, der tillægges målinger med et resultat under detektionsgrænsen, idet medianværdien enten er under detektionsgrænsen (og så anvendes værdien '0' i dette projekt) eller også er medianværdien over, og så har detektionsgrænsen ingen effekt på medianværdien. Der blev for datasættet fra 2023 også beregnet MAM-værdier, der er den aggregationsmetode, der anvendes i forbindelse med vandområdeplanerne. MAM værdierne er beregnet som middelværdien af årlige middelværdier, og er foretaget for at kunne konsekvensvurdere betydningen af valgte sorteringskriterier i beslutningstræerne, se Kapitel 14.

Tabel 5 viser de 6 hyppigst fundne pesticidstoffer for datatyperne GRUMO, Vandforsyning og Punktkilder og er et udsnit af en tabel, der opregner hvilke stoffer, der har fund eller overskridelser af grundvandskvalitetskravene (0,1 µg/l for enkeltstoffer eller 0,5 µg/l for sum pesticider). Bemærk, det er ikke helt de samme stoffer, der optræder hyppigst i de forskellige datatyper.

I fællesskab med Miljøstyrelsen blev det besluttet, at følgende fokusstoffer skal vurderes individuelt og ikke indgår i nogen stofgruppe:

- N,N-dimethylsulfamid (DMS, stancode = 1655),
- desphenylchloridazon (DPC, stancode = 1448),
- 2,6-dichlorbenzamid (BAM, stancode = 438),
- 1,2,4-triazol (stancode= 748).

Disse fire stoffer er alle karakteriseret ved at optræde hyppig i alle datasæt, og har så høje fundandele, at der kan laves meningsfuld statistik på dem, med typiske fundandele > 5 %.

En række stoffer er kemisk tæt beslægtet og har så ensartede kemisk fysiske egenskaber, at det er meningsfuldt at gruppere stofferne og derved opnå tilstrækkeligt store fundhyppigheder, så der kan laves meningsfuld statistik på dem.

De vigtigste fokusstofgrupper blev fastlagt som:

- phenoxysyrer,
- chloroacetanilider,
- triaziner
- chlorothalonil med nedbrydningsprodukter.

Tabel 5. De seks hyppigst fundne stoffer, baseret på medianværdier på indtagsniveau for perioden 2013-2021 for de tre væsentligste og mest veldefinerede datatyper. De fire fokusstoffer er markeret med gult. Med grønt vises stoffer, der indgår i en af fokus-stofgrupperne/stoffer vist med hvidt er ikke fokusstoffer og indgår ikke i en stofgruppe.

GRUMO	Fund %	> 0,1µg/l	Vandforsyning	Fund %	> 0,1µg/l	Punktkilder, region	Fund %	> 0,1µg/l
	% Indtag			% Indtag			% Indtag	
DPC	28,7	16,2	DMS	24,6	6,0	BAM	42,7	21,2
DMS	28,3	4,8	DCP	17,4	5,1	DMS	41,1	19,1
1,2,4-Triazol	24,6	7,0	BAM	13,6	1,6	DCP	33,4	17,5
Methyl-DPC	16,4	5,8	(2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre	5,7	0,3	4-Methylphenol	23,2	9,7
BAM	16,1	5,4	Methyl-DPC	4,4	0,6	1,2,4-Triazol	19,1	6,0
DEIA	14,8	2,1	Bentazon	2,4	0,2	AMPA	16,6	6,6

Detaljer om anvendelse og forbrugsperioden for stoffer, der indgår i de fire stofgrupper, fremgår af Tabel 1, se også Bilag 4 for yderligere detaljer. Efter udtrækket i 2023 blev det verificeret, at det fortsat var de mest relevante stoffer, der var valgt som fokusstoffer.

Efter at have fastlagt hvilke fokusstoffer og stofgrupper, der skal indgå i projektet, blev den endelige dataaggregering gennemført. Dataaggregeringsmetoderne er beskrevet i bilag 2.

Der er til brug for den empiriske dataanalyse for hvert enkelt indtag blandt andet beregnet følgende:

- Medianværdien på indtagsniveau for de 4 fokus stoffer i perioden (median af årlige medianværdier)
- Antal fokusstoffer (antal_BP; betydende pesticider, som var sprogbrugen i VP3) analyseret i hvert indtag i perioden
- Den højeste koncentration (stofgruppe_max) og medianværdi for de målte koncentrationer i hver stofgruppe på basis af den af den højeste værdi for et enkeltstof inden for stofgruppen på prøveniveau for hvert indtag i perioden
- Summen af koncentrationer for en stofgruppe (Stofgruppesum) beregnet som median af summen af koncentrationen af enkeltstoffer i hver stofgruppe på prøveniveau for hvert indtag i perioden
- Sum_pest som median af sumværdien af alle fund af pesticidstoffer på prøveniveau for hvert indtag i perioden
- Max_pest som median af den højeste koncentration af alle pesticidstoffer på prøveniveau for hvert indtag i perioden.

6.3 Kvalitetssikring af Jupiterudtrækket.

Udtrækskoden og udtrækket er kvalitetssikret på følgende måde: Der er udarbejdet en klar beskrivelse af udtrækskriterierne, se bilag 2, i samarbejde med den dataansvarlige for det årlige GRUMO-udtræk. Der er i udtrækket indbygget en række sorteringer for at håndtere det heterogene datasæt i Jupiter. Udtræksalgoritmen og selve udtrækket er efterfølgende underkastet en fagfællekvalitetssikring i datagruppen på GEUS. Her er blandt andet SQL-koden gennemgået, og det er vurderet, om de valgte kriterier er formålstjenlige. Kvalitetskravene til pesticiddata udtrukket af Jupiter er programmeret direkte ind i koden til

udtrækket. Det er således ikke muligt efterfølgende at tælle op, hvor mange data der er fra-sorteret.

På samme måde er der for andre datatyper indarbejdet en kvalitetssikring af data, i de algoritmer, der håndterer udtræk og beregninger. Kvalitetssikring af de udarbejdede resultater og denne rapport, er sket ved at alt arbejde er gennemgået af mindst to forskellige fagfæller.

6.4 Data fra Regionernes punktkildeundersøgelser

Der er som ovenfor beskrevet i tiden siden gennemførsel af tilstandsvurderingen for pesticider til vandområdeplan 3 (Thorling mfl., 2021) udført et stort arbejde hos regionerne, for at sikre at data fra regionernes kortlægning og overvågning af punktkilder bliver overført til Jupiter. Dette betyder, at data fra punktkilder nu er den datatype, hvor der er flest pesticidanalyser til rådighed i Jupiter, se Tabel 4. Mens der i datagrundlaget for nærværende projekt er 10.891 indtag fra punktkildeundersøgelse i 2023, var der i udtrækket fra 2020 til tilstandsvurderingerne blot pesticidanalyser fra 2.788 indtag fra regionernes punktkildeundersøgelser, og data fra vandforsyningsboringer udgjorde på dette tidspunkt den dominerende datatype.

Da disse punktkildedata har en væsentlig bias i forhold til de øvrige datatyper (se GEUS notat 07-VA-2020-2, bilag 2 i Thorling mfl. (2021)), medfører de mange data fra regionerne, at der har været særlig stor fokus på datatyper under selve dataanalysen. Det forventes også, at data fra punktkilderne nu er så omfattende, at der er et repræsentativt datagrundlag for pesticidpåvirkningen fra punktkilder på landsplan. Samtidig betyder det også, at der nu er en relativt stor andel af grundvandsforekomster, hvor der kun er data fra punktkilder, hvilket har konsekvenser for beslutningstræerne, se Kapitel 14.

6.5 Tilknytning af indtag til konkrete oplande

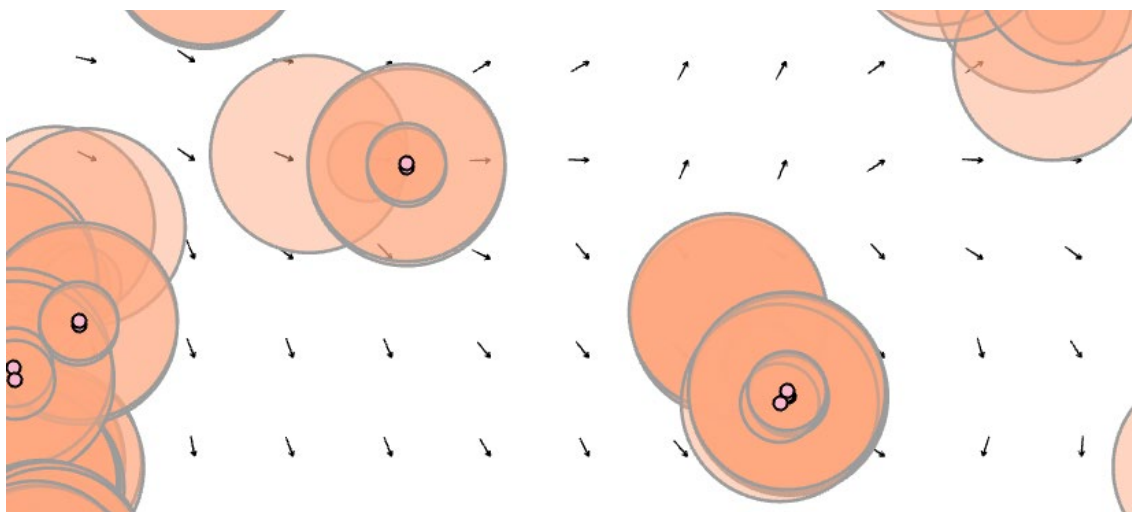
En helt central opgave i projektet har været at forbedre tilknytningen af boringsindtag til et konkret opland på terræn, for bedre at kunne vurdere den potentielle påvirkning med pesticider udbragt på et areal på jordoverfladen, hvorfra nedsivningen ender i indtaget. Ønsket har derfor været at optimere repræsentativiteten af det areal, som anvendes til at fastlægge arealanvendelsen i oplandet til et indtag. Arealet har tidligere været afgrænset ved en simpel cirkulær afgrænsning af oplandet til et indtag (boring), hvor cirkelns centrum ligger det sted, hvor boringen stikker op af jorden. Ved at placere cirklen med boringen som centrum tages der ikke højde for den reelle strømningsretning i grundvandet, og blot en delmængde af arealet inden for cirklen har reelt betydning for vandkvaliteten i det indtag, der prøvetages.

6.5.1 Opstrøms forskydning af oplandscirkel

I den konceptuelle forståelsesmodel for pesticider i tilstandsvurderingen til Vandområdeplan 3 (Thorling mfl., 2021) blev arealanvendelsen tilknyttet de enkelte indtag inden for en cirkel, med boringen i centrum. For at etablere en kobling mellem arealanvendelsen og påvirkningen som inddrager strømninger fra overfladen til indtagene, er der lavet en simpel

forskydningsberegning af det cirkelformede opland, således at disse arealer er forskudt opstrøms grundvandets strømningsretning for det magasin, hvori indtaget er placeret. Strømningsretningen er beregnet med den Nationale Hydrologiske Model (DK-model2019). Beregningen er udført for cirkelformede oplande med henholdsvis en 200 m og 500 m radius.

Rent teknisk er hele forskydningen af oplandscirkelen beregnet med ArcGIS. Det cirkelformede areal, der er knyttet til et indtag med analyser af pesticidstoffer forskydes opstrøms grundvandets strømningsretning for det magasinlag, hvor indtaget er placeret i DK-modellen, se Figur 11. Flowretningen er beregnet med DK-modellen i det lag, hvor indtaget er placeret. Flytningen af disse oplandscirkler er udført for alle indtag med pesticidanalyser i 2022-datasættet. Analysen er ikke gentaget for de indtag, som er nye i 2023-datasættet.



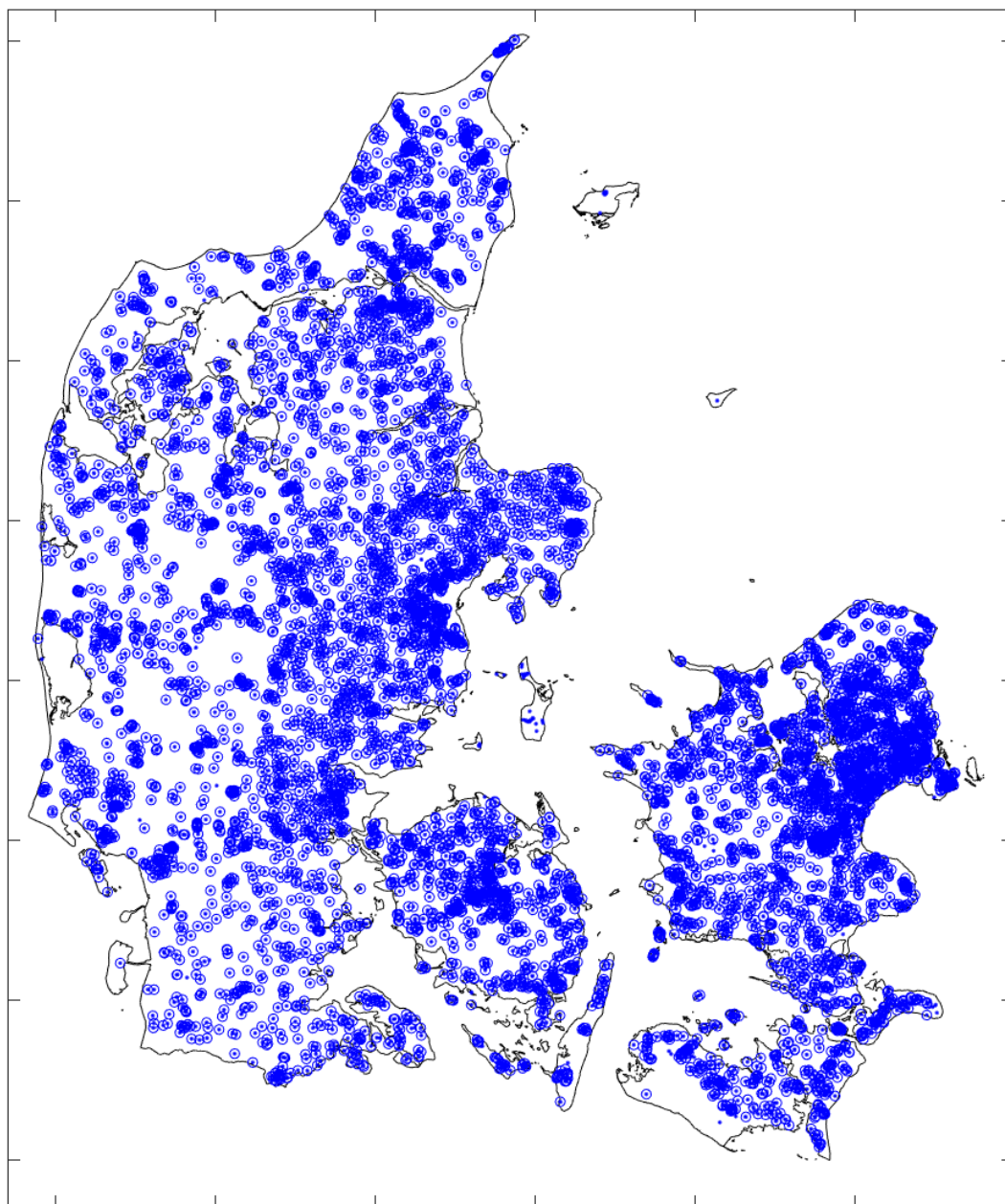
Figur 11. Princip for forskydning af opländscirkler der anvendes til at koble GIS temaer med pesticidanalyser. Flow vektorer (små sorte pile) viser grundvandets strømningsretning. Opländsarealer til indtag (før forskydning) er vist i mørkere farve og forskudte opländscirkler med lysere farve.

De forskudte opländscirklers placering i forhold til GIS-temaer (raster og vektor lag) kunne efterfølgende anvendes ved vurdering af fx arealanvendelse, jordartskortet og landskabselementer (geomorfologi), se fx Kapitel 8. GIS-analyserne opsummeres i del-tabeller, der efterfølgende samles til en tabel med et SQL-script.

Inden beregningerne af opländscirkler og forskydningsretninger blev udført i januar 2023, blev indtag uden utm-koordinater fjernet fra 2022-datasættet. Indtag uden dybdeangivelser for top og bund af indtag, blev flettet med beregnede værdier for top og bund, sådan som de optræder i indtagsskoblingstabellen, fra 2019 og 2020, der i samarbejde med MST er etableret til brug for vandområdeplanernes tilstandsvurdering af grundvandsforekomsterne. For borer, som er indberettet til Jupiter efter etablering af indtagsskoblingstabellen, er der ud fra de algoritmer, der er anvendt i indtagsskoblingstabellen, beregnet et 2 m indtag i bunden af boreren, hvis borerdybden var kendt. Data for indtag i borerer uden borerdybde er slettet. Efter denne dataopretningsprocedure omfattede datasættet fra 2022 18.833 indtag med tilknyttede beregnede opländscirkler med en radius på hhv. 200 m og 500 m. I alt 616 indtag var uden koordinater i 2022 datasættet. De indtag, der er analyseret for første gang i 2023, og derfor kun optræder i udtrækket fra 2023, har ingen tilknyttet opländscirkel i det videre arbejde. Af de 18.833 indtag var det muligt at bestemme en

forskydningsvektor for 16.087 oplandscirkler med 200 m radius og 16.025 oplandscirkler med 500 m radius.

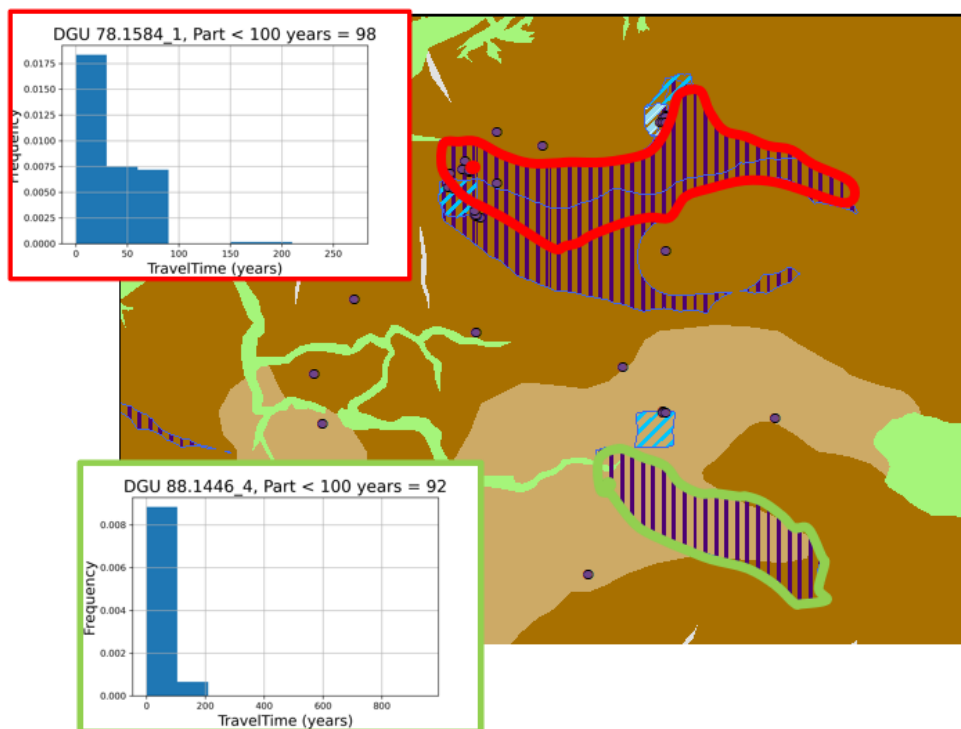
Figur 12 viser de ca. 16.000 indtag i alle dybder med en opstrøms forskudt oplandscirkel med radius på 200m. Data ligger tættest i byområder og mod øst i landet, mens tætheden er en anelse mindre i de vestligste og nordligste egne af landet.



Figur 12. Indtag i alle dybder med forskudte oplandscirkler er markeret med en cirkel (radius 200 m) ($n = 16.087$ indtag) og alle indtag med beregnede oplandscirkler inden forskydning er markeret med en prik ($n=18.833$).

6.5.2 Partikelbanesimuleringer

Et alternativ til det simplificerede cirkulære opland med eller uden opstrøms forskydning, er anvendelse af partikelbanesimuleringer til bestemmelse af indtagsspecifikke oplande. Disse kan bestemmes efter en tilsvarende metodik som for grundvandsdannende oplande. Det var tænkt, at partikelbanesimuleringer samtidigt skulle bruges til at simulere en aldersfordeling af grundvandet i det lag og modelcelle, som indtaget står i, se Figur 13. Der er i kapitel 11 gennemført en analyse af sammenhænge mellem pesticidfund og grundvandets "alder", hvor alderen er bestemt ud fra aldersdateringer af grundvandsprøver.



Figur 13. Princip for beregnede oplande til to indtag med tilhørende aldersfordeling, for det lag indtaget er placeret i, baseret på partikelbanesimuleringer i DK-modellen. Med rødt og grønt er der for hver boring vist lokalisering på kortet, oplandet og rammen om figuren med aldersfordelingen. Oplandene til de to viste indtag er afgrænset med hhv. rød og grøn streg. Indtagene er begge uden indvinding. Alle skraverede områder er modellerede modellag tilknyttet forskellige indtag. Hvert modellag er skraveret med samme blå/lilla farve. Bemærk, at beregnede oplande for to forskellige indtag godt kan overlappe i projektionen til terræn.

Den indledende analyse af sammenhæng mellem aldersdateringer og simuleringer af grundvandets aldersfordelinger viste imidlertid, at der er væsentlige udfordringer ved at bruge alderssimuleringer direkte fra simuleringer af oplandsbestemmelser (herunder metodiske begrænsninger i inddragelse af forskelle i grundvandsdannelse), og dels at langt de fleste beregningsceller i modellen indeholder en spredning i transporttider, som er svære at repræsentere med aldersdateringsmetoder. Konklusionen på denne indledende analyse peger på, at der for nuværende med den eksisterende modelopsætning mm. ikke kan estimeres transporttider til terrænnære indtag uden yderligere arbejde. Dette kræver en større analyse med simuleringer af aldersspecifikke partikelbaner på indtagsniveau og en efterfølgende sammenstilling med de målte af aldersdateringer (optimalt suppleret med dateringer baseret på multiple tracers og temporalt fordelte målinger pr indtag), før simuleringer af aldersfordelinger kan inddrages direkte i analysen af pesticidfund.

6.6 Faglige temaer udarbejdet til dette projekt

Der er som forberedelse til den videregående analyse udarbejdet et stort datasæt, hvor der til hvert indtag med pesticiddata bliver knyttet en lang række metadata. Nogle af disse data er direkte knyttet til det enkelte indtag, mens andre er geografisk distribuerede GIS-lag, hvor tilknytningen til de enkelte indtag er forsøgt nytænkt, se afsnit 6.5. Det samlede datasæt er målrettet dataanalyser med statistiske metoder, grafiske afbildninger og GIS analyser. En lang række faglige temaer var umiddelbart tilgængelige, idet der kunne tages udgangspunkt i de faglige temaer udviklet til tilstandsvurderingsmetoden for pesticider til vandområdeplanerne (Thorling mfl., 2021).

De umiddelbart tilgængelige temaer herfra er beskrevet i forbindelse med tilstandsvurderingerne til Vandområdeplan 3 (Thorling mfl., 2021) og vil ikke blive beskrevet yderligere her. Det dækker emner som:

- Nettonedbør (fra DK-model, beregnet oplandscirkler).
- Dybde til grundvandsspejlet (fra DK-model, beregnet oplandscirkler).
- Magasintykkelse (fra DK-model, beregnet oplandscirkler).
- Magasindybde (fra DK-model, beregnet oplandscirkler).
- Grundvandsdannelse til magasinet (fra DK-model, beregnet oplandscirkler).
- Dæklag direkte over magasin (fra DK-model, beregnet oplandscirkler, ikke anvendt, men DK-modellen er anvendt direkte i analyse af lerdæklagenes betydning, kapitel 11 + bilag).
- Dæklag over øverste magasin (fra DK-model, beregnet oplandscirkler. DK-modellen er anvendt direkte i analyse af lerdæklagenes betydning).
- Akkumuleret lertykkelse, genberegnet jf. Kallesø mfl., (2016).
- Dybde til redoxgrænsen (opdateret fra Koch et al. (2019), både FRI og Continuous, beregnet oplandscirkler).
- Tykkelse af den reducerede ler (akkumuleret lertykkelse – dybde til redoxgrænsen),
- Jordforurening (pesticid relevante V1 og V2 afgrænsninger).

Det har været et stort ønske at kunne forbedre den konceptuelle forståelsesmodel for arealanvendelse gennem en bedre af tilknytningen af arealdata til indtagene. Hertil har der været udviklingsarbejde på en række nye/nytænkte temaer. Følgende faglige temaer blev udarbejdet til dette projekt:

- Arealanvendelse (AU, Basemap03), se kapitel 8.
- Landskabselementer (AU, DCA-kort)
- Jordtype (AU, DCA kort over Jordtypekort og arealanvendelse)
- Geologisk kompleksitet – to kort
- Kort fra MapField-projektet lavet af Peter Sandersen (tilknyttet beregnet oplandscirkler), se kapitel 10.
- Polymorfologisk kort for Sjælland og øer øst for Storebælt (tilknyttet beregnet oplandscirkler), se kapitel 10.
- Partikelbanesimuleringer
- GIS-oplande flyttede.

Disse temaer kan grupperes således:

Betydning for pesticidpåvirkning

- Arealanvendelse (grupperet ift. pesticidrisiko)
- Jordforurening

Betydning for beskyttelse/sårbarhed/nedsivning

- Jordartskort (grupperet og forenklet)
- Geomorfologi (grupperet og forenklet)
- Landskabstype (grupperet og forenklet)
- Geologisk kompleksitet, to typer
- Temaer fra DK-modellen
- Lerlag direkte over magasin/over øverste magasin
- Akkumuleret lertykkelse-reduceret ler
- Magasindybde
- Magasintykkelse
- Dybde til grundvandsspejl
- Grundvandsdannelse
- Nettonedbør

Ikke alle faglige temaer har været anvendt i den endelige dataanalyse, da det undervejs har været nødvendigt at prioritere opgaverne, efter at de indledende dataanalyser pegede på, at nogle af de forventede resultater ikke var tilstrækkeligt klare til at skulle følges yderligere, som fx nævnt i kapitel 6.5.2.

De faglige temaer udviklet til dette projekt, kan imidlertid være relevante at inddrage i tilstandsvurderingen når der opstilles konkrete manuelle konceptuelle modeller for grundvandsforekomster i risiko, også selv om de ikke har indgået i dette projekts analyser, idet der i dette projekt har været særligt fokus på at finde sammenhænge, der kan anvendes i en mere automatiseret tilstandsvurdering.

7. Dybdeafhængighed for pesticider

Når der skal opstilles beslutningstræer til automatiseret tilstandsvurdering og risikovurdering er det vigtigt, at de kriterier, der anvendes, er tilgængelige på elektronisk form for flest mulige indtag. Dybden til overkanten af indtaget er en af de få parametre, der er kendt eller skønnet for næsten alle indtag, og samtidig er det allerede vist ved tilstandsvurderingen til Vandområdeplan 3, at dybden gav vigtig information om risikoen for, om der var en påvirkning af grundvandsforekomsterne med pesticider over grundvandskvalitetskriteriet i mere end 20 % af forekomstens rumfang (Thorling mfl., 2021).

Der ses i dette kapitel derfor på disse hypoteser:

Hydrologi/hydrogeologi

- Hypotese #6: Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet)

Redoxforhold

- Hypotese #5: Pesticidstoffer forekommer oftest i nitratholdigt vand (vandtype A og B) og sjældnere i nitratfrit grundvand (vandtype C og D)

Geologiske forhold

- Hypotese #10: forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed.

I forhold til det tidligere arbejde, hvor dybdeafhængighed er undersøgt for alle pesticider generelt (Thorling, 2021), er der i dette projekt undersøgt dybdeafhængighed for de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper, for at nuancere den konceptuelle forståelsesmodel fra VP3.

7.1 Dybdeplots

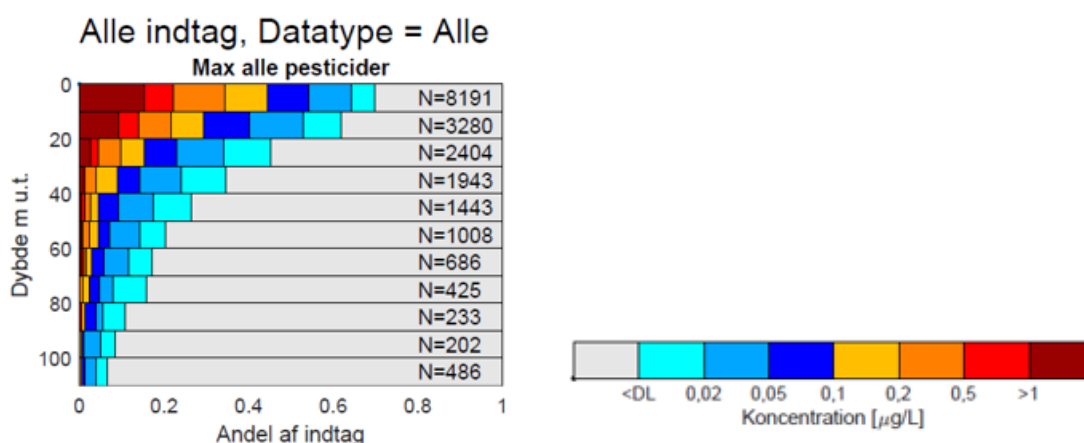
Dybdeplot er anvendt som en gennemgående metode i dette projekt, idet det er vigtigt at se på hvilke faktorer, der afspejles i dybdefordelingen for forekomst af pesticider, således der kan justeres på kriterierne i det hidtidige beslutningstræ.

For at kunne analysere betydningen af dybden for udbredelsen af pesticidstoffer i grundvandet, er der udviklet en standardfigur, hvor hele datasættet eller veldefinerede subsæt kan præsenteres og sammenlignes. Figur 14 viser et eksempel på en standardfigur, hvor samtlige indtag i det aggregerede datasæt er anvendt. Figur 14 viser koncentrationsfordelingen med dybden af den beregnede parameter `max_pest`. `Max_pest` er mediankoncentrationen for hvert indtag for det pesticidstof i hver prøve, der har den højeste koncentration i perioden 2013-2023. Koncentrationsfordelingen er opgjort som andelen af indtag med forskellig koncentrationsniveau indenfor 10 m dybdeintervaller, N angiver antal indtag i hvert dybdeinterval. Der er anvendt samme koncentrationsskala i alle figurer. Blå farver viser koncentrationer under kravværdien på 0,1 µg/l, mens orange og røde farver koncentrationer over kravværdien. Grå farve viser andelen af indtag uden fund. Dybden er fastlagt som dybden til overkanten af indtaget. Hvis der er mindre end 20 indtag i et dybdeinterval, vises data ikke, da resultatet vil være for følsomt over for tilfældige variationer.

Samtidig er det vigtigt, at der er tilstrækkeligt med pesticidfund og indtag i et givet subsæt til, at det er muligt at lave valide statistiske vurderinger af effekten af den parameter, der ønskes undersøgt. Dette er blandt andet årsagen til, at der kun ses på de fokusstoffer/stofgrupper, der har betydelige fundandele.

Der er udarbejdet et meget stort antal dybdeplots i forsøget på at belyse, hvordan forskellige faktorer påvirker dybdefordelingen, og for at undersøge, hvordan forskellige sorteringskriterier for det store samlede datasæt har indflydelse på dybdefordelingen. Dette kan være redoxforhold, datatyper, indtagslængder osv. Disse mange, mange plots er derefter gennemgået, og de vigtigste fundne sammenhænge er præsenteret her. I denne rapport præsenteres dybdeplots baseret på 2023 udtrækket.

Bilag 5 viser udvalgte dybdeplots, idet ikke alle udarbejdede plot er medtaget i dette kapitel.



Figur 14. Standardfigur for dybdefordeling for pesticider. Figuren viser dybdefordelingen i 10 meters intervaller til top af indtag for koncentrationsfordeling af mediankoncentration over detektionsgrænsen DL. Grå farve angiver ingen fund. N angiver antal indtag. Der er anvendt samme koncentrationsskala i alle figurer i hele rapporten.

Sammenfattende kan det om Hypotese #6: *Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet*, at de empiriske data vist her og nedenfor viser at dette er en af de allervigtigste parametre til brug for beslutningstræer og videregående konkrete undersøgelser ved tilstandsvurderinger, se kapitel 14.1.

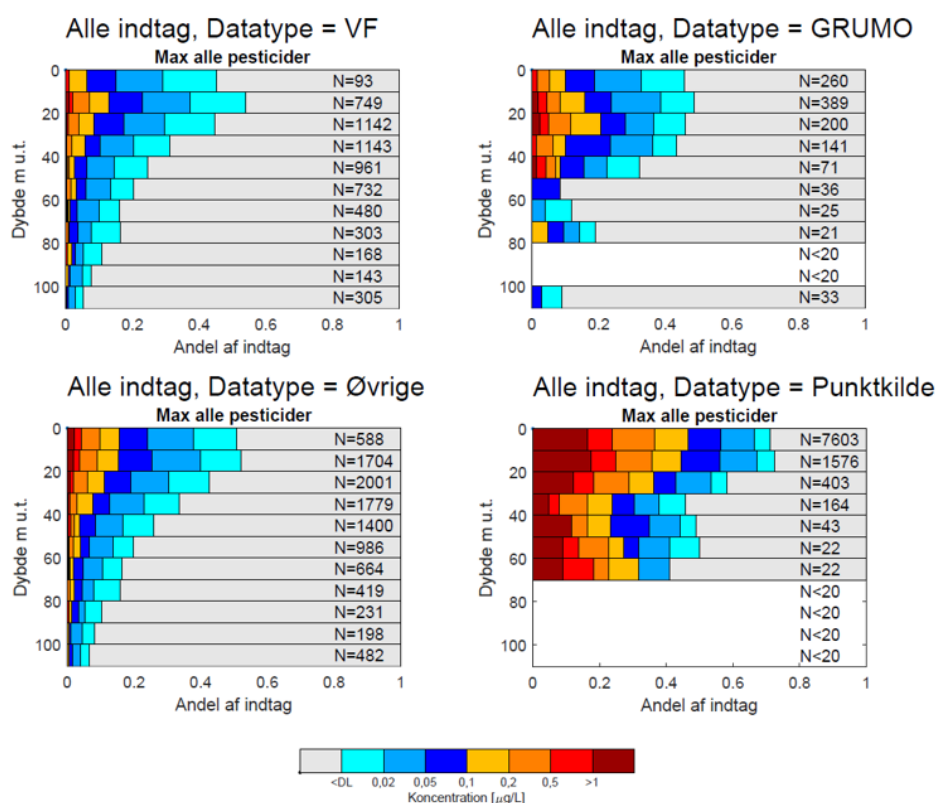
7.2 Simple dybdeplots, datatyper

Det første trin i analysen er at sammenligne de forskellige datatyper. Datatyperne er defineret i kapitel 6. For at håndtere bias fra de forskellige datatyper, se kapitel 6, arbejdes der enten med en opdeling efter enten Vandforsyningsboringer (VF), GRUMO og Punktkilder (alle) eller Punktkilder (alle) og Øvrige, hvor Øvrige er defineret som alle indtag, der ikke stammer fra en punktkildeundersøgelse.

For yderligere at undgå bias fra meget lange indtag ved dybdeplots, blev det indledningsvist undersøgt, om der kunne arbejdes med et subsæt af vandforsyningsindtag med en indtagslængde på ≤ 6 m. Dette udelukker mange indvindingsboringer i kalkmagasiner, men det

viste sig, at dybdefordelingerne af pesticidpåvirkningen i vandforsyningsboringer med indtag på ≤ 6 m's længde ikke adskiller sig væsentligt fra fordelingen i alle vandforsyningsindtag. Dette hænger formentligt sammen med, at de meget lange indtag i især kalkboringer indvinder vand fra den øverste del af indtaget, og dybden er udtrykt ved top af indtag, se bilag 5, side 1.

Figur 15 viser, at der er en god datadækning ned til 100 m u.t for vandforsyningsindtag, mens der for både GRUMO og Punktkilder er utilstrækkelige data (< 20 indtag på landsplan) under hhv. 80 og 70 m u.t. Figuren viser også, at hvis der ikke skelnes mellem datatyperne, vil punktkildedata dominere de øverste 20 m i figurene, da de udgør hovedparten af indtagene i det samlede datasæt i de øvre jordlag, mens vandforsyningsboringerne dominerer i dybder under ca. 40 m.



Figur 15. Dybdefordeling af medianværdier for max_pest for de vigtigste datatyper: Vandforsyningsboringer (VF), GRUMO-indtag, og punktkilder, samt Øvrige (ikke punktkilder), se signaturforklaring i Figur 14.

Bemærk også, at til trods for at der arbejdes med medianværdier, der giver en mindre beregnet påvirkning, end hvis der arbejdes med gennemsnitsværdier i et skævt fordelt datasæt som pesticider (fx MAM: middel af årlige middelværdier), er der i punktkilder mere end 20 % af indtagene med et indhold af pesticidstoffer $> 0,1$ $\mu\text{g/L}$ ned til 70 m u.t. dvs. i alle dybder med tilstrækkelige data til at lave en landsdækkende vurdering. Der er desværre ikke tilstrækkeligt med data for punktkilder dybere end 70 m u.t. til at der kan laves en vurdering af, hvor dybt denne markante påvirkning af grundvandet fra punktkilder optræder, men modelberegninger og undersøgelser viser, som beskrevet i kapitel 12, at punktkilderne ikke på virker

grundvandet dybere end fladekilder, hvorfor der ikke kan forventes væsentlig påvirkning under ca. 70 m u.t.

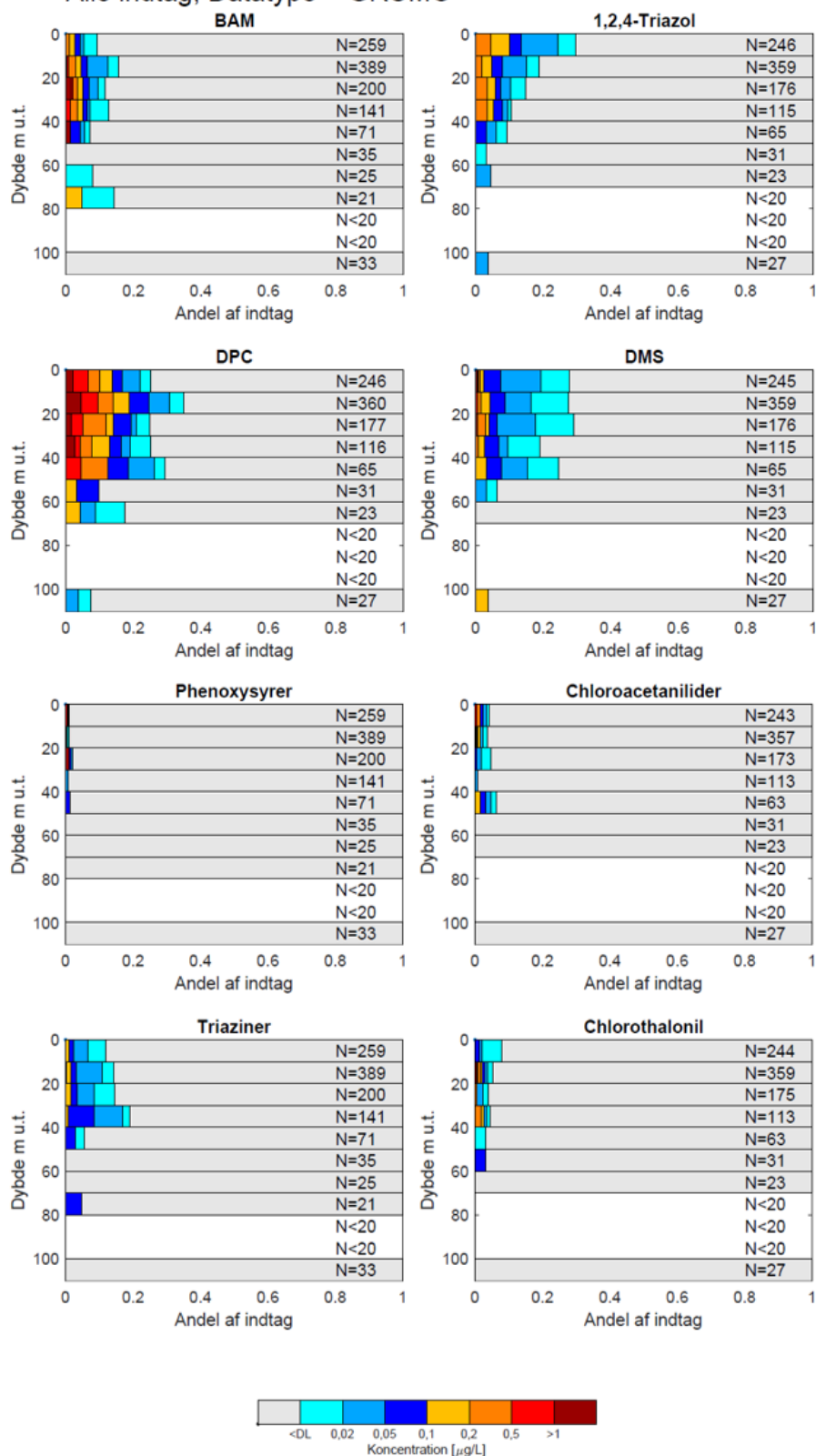
Det skal også bemærkes, at data for GRUMO ikke er umiddelbart sammenlignelige med de data, der findes i den årlige grundvandsrapport, senest Thorling mfl. 2024b. Dette skyldes først og fremmest, at der her er tale om en aggregering til medianværdien i modsætning til den periodeopgørelse, der anvendes i grundvandsovervågningen, hvor der ses på, om der er mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kravværdien for hvert indtag i perioden. Derudover spiller det en rolle, at data her dækker over en periode på 9 år (2013-2023), mod grundvandsrapportens 5 år (2017-2021). Endelig optræder der i denne opgørelse flere indtag fra især vandforsyningsboringer og GRUMO, der ikke er analyseret for DPC, DMS eller andre af de stoffer, der ikke indgik i analyseprogrammerne før efter ca. 2018, men som alle har vist sig at have meget høje fundandele og koncentrationer, hvilket betyder at der i ældre opgørelser er lavere fundandele og koncentrationer, end hvis der alene ses på helt nye analyser, hvor disse stoffer er medtaget.

Når det er fastholdt at arbejde med medianværdier i dette projekt, er det fordi formålet ikke er at lave en konkret vurdering af, hvor der er mere end 20 % af en grundvandsforekomst med pesticidstoffer i koncentrationer $> 0,1 \mu\text{g/l}$, men at diskutere ligheder og forskelligheder på forskellige subsæt af data, så den konceptuelle forståelsesmodel kan forbedres.

Som følge af den store forskel på koncentrationsfordelingerne over dybden for datatyperne, se Figur 15, vises der alene data opdelt på datatyper i resten af dette kapitel. Der henvises til bilag 5 for supplerende dybdeplot for det samlede datasæt, for enkeltstoffer, redoxforhold og lithologi.

Figur 16 viser som et eksempel dybdefordelinger for fokusstoffer og stofgrupper for datatypen GRUMO. Bemærk, hvordan de fire fokusstoffer som enkeltstoffer har en større påvirkning af grundvandet end alle de mange stoffer i stofgrupperne tilsammen. Bemærk også, at der findes høje koncentrationer over kravværdien for både DMS og DPC ned til 50 m u.t.

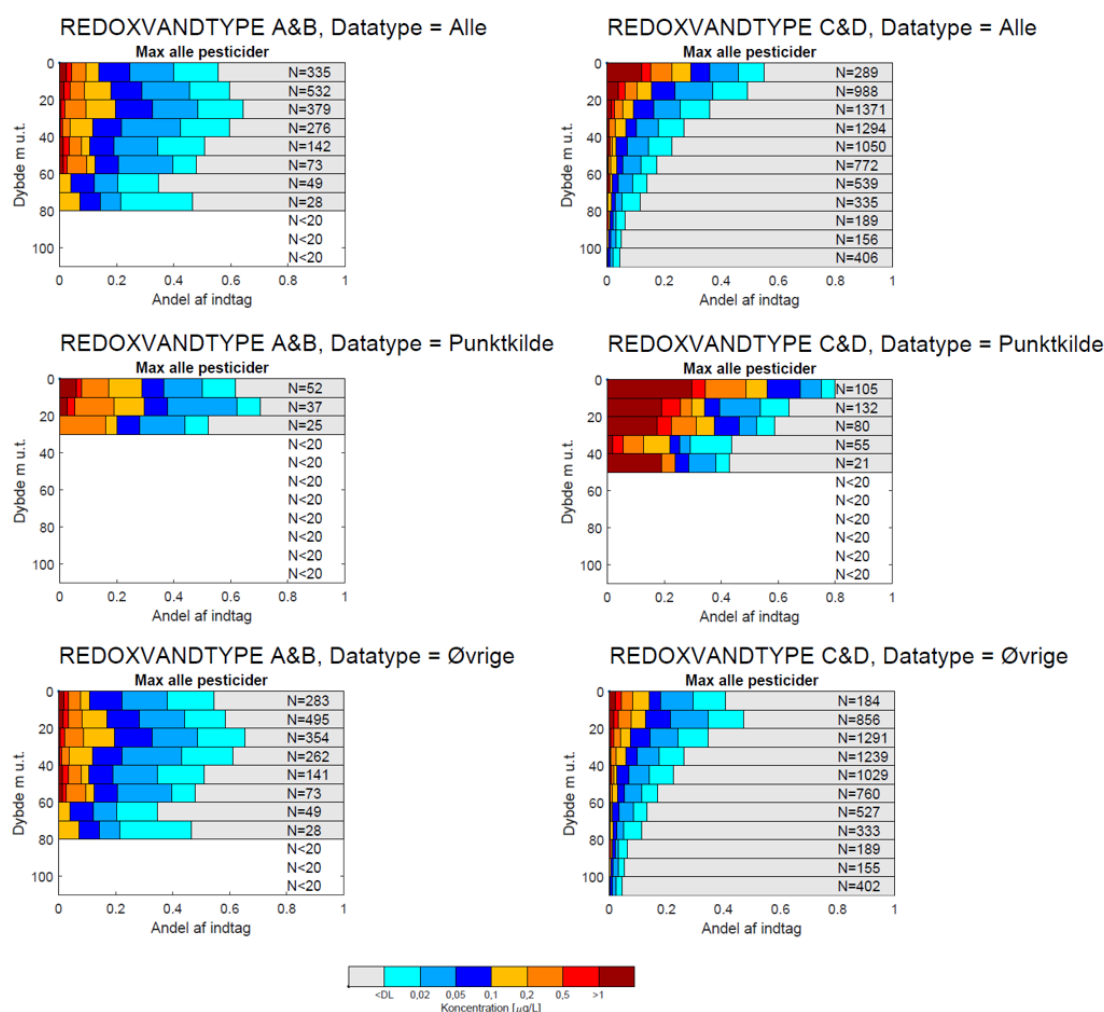
Alle indtag, Datatype = GRUMO



Figur 16. Dybdefordeling af pesticidkoncentrationen for enkeltstoffer for GRUMO-indtag for fokusstofferne BAM, 1,2,4-triazol, DPC og DMS, samt stofgrupperne phenoxysyrer, chloroacetanilider, triaziner og chlorothalonil. Figuren viser for stofgrupperne, den højeste værdi for et enkelt stof fra hver stofgruppe

7.3 Redox og dybdeplots, hypotese 5.

Der er lavet dybdeplot opdelt på vandtyper for indtagene med kendt redoxvandtype. Vandtype A og B repræsenterer iltet nitratholdigt vand, mens vandtype C og D repræsenterer reduceret grundvand (Hansen og Thorling, 2018). Figur 17 viser dybdefordelinger af pesticider for indtag, hvor der kunne beregnes en redoxvandtype opdelt på hhv. vandtype A&B og C&D for tre grupperinger af indtag: Alle indtag, Punktkildeindtag og Øvrige indtag (ikke punktkilde).



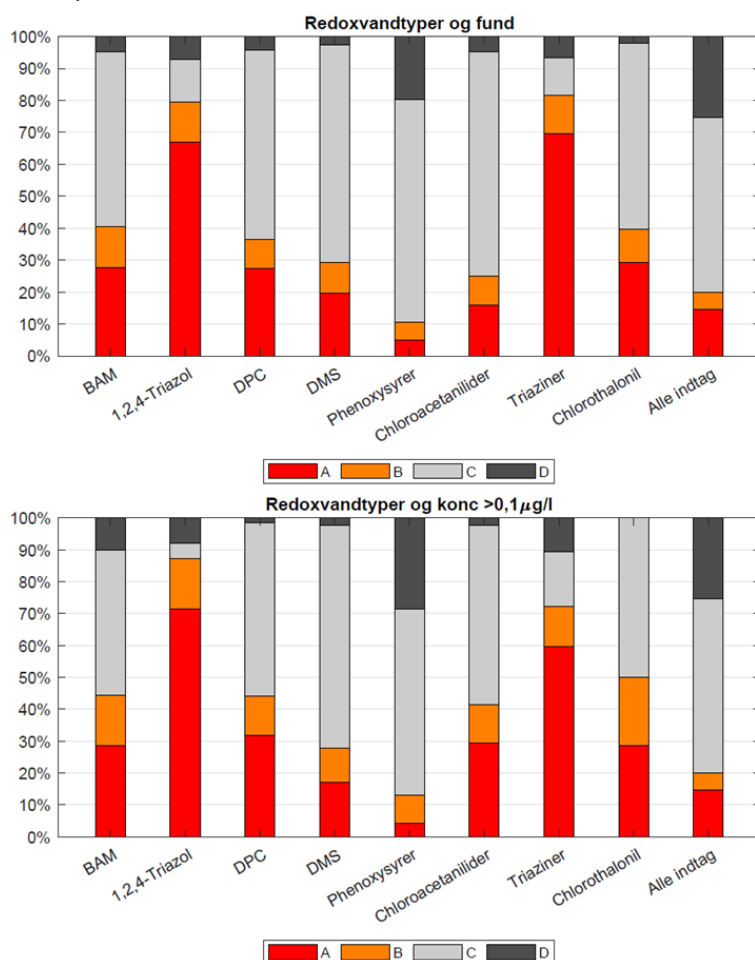
Figur 17. Dybdefordeling for hhv. iltet og reduceret grundvand, til venstre og højre. Dybdeplottene viser alle indtag, hvor det har været muligt at beregne en redoxvandtype, opdelt på datatyperne, Alle (alle indtag), Punktkilder og Øvrige (ikke punktkilder)

Det fremgår, at der er en langt større påvirkning med dybden i vandtype A&B, hvilket umiddelbart tilskrives, at disse vandtyper som regel er yngre end det reducerede vand. Ned til 80 m u.t er medianværdien over detektionsgrænsen i halvdelen af det iltede vand, uden der kan ses nogen faldende tendens med dybden, selvom der er færre meget høje værdier under 60 m u.t. Omvendt falder påvirkningsgraden markant med dybden for det reducerede vand. Det bemærkes også, at der kun er få data med redoxvandtype for datatypen punktkilde, sammenlignet med hvor mange indtag, der er i det samlede datasæt for punktkilder. For punktkilder ser påvirkningen ud til at være størst i det reducerede vand, hvilket kan tænkes at hænge sammen med de overordnet set lavere nedbrydningsrater i reduceret

grundvand end i iltet grundvand, og at stofgruppen phenoxysyrer spiller en større rolle i punktkilder end i de øvrige datasæt, se kapitel 6 og bilag 5.

Det fremgår af bilag 5, at for flere stoffer er der væsentlige forskelle på påvirkningen af grundvandet med dybden, når der skelnes til redoxvandtypen, mens forskellen for andre stoffer er væsentligt mindre. Et par eksempler herpå er diskuteret i kapitel 7.5. Dette hænger sammen med, at redoxforholdene betydning for nedbrydeligheden er vidt forskellig for de forskellige pesticidstoffer.

Figur 18 illustrerer forskellen på de forskellige pesticidstoffers forekomst som funktion af redoxvandtype, for de fire fokusstoffer BAM, 1,2,4 triazol, DPC og DMS, samt stofgrupperne phenoxysyrer, Chloroacetanilider, triaziner og chlorothalonil. Figuren viser for hvert stof/stofgruppe den relative fordeling for den redoxvandtype, der er tilknyttet indtag med hhv. fund og fund over kravværdien. Analysen er udført for datatypen Øvrige, (GRUMO, Vandforsyning, GKO og Andet), dvs. data fra punktkilder indgår ikke. Til sammenligning er der længst til højre vist fordelingen af redoxvandtyper i alle indtag af datatypen Øvrige, uanset om der er fundet pesticider.



Figur 18. Fordeling af redoxvandtyper i indtag med fund (øverst) og mediankoncentration > 0,1 µg/l (nederst), for fokusstoffer BAM, 1,2,4- Triazol (TRZ), Desphenylchloridazon (DPC) DMS og de 4 udvalgte stofgrupper. Kun data fra datatypen Øvrige, dvs. punktkildedata indgår ikke. Længst til højre er der en søjle, der viser fordelingen af alle indtag på redoxvandtyper til sammenligning.

Det fremgår af Figur 18, at fx 1,2,4-triazol og triaziner hovedsageligt er fundet i oxideret vand, mens phenoxysyrer primært optræder i iltfrit vand, idet vandtype B også er iltfri. Det er ift. kendte nedbrydningsforsøg bemærkelsesværdigt, at netop triaziner og 1,2,4-triazol, tilsyneladende er mere nedbrydelige i reduceret grundvand end i oxideret. Dog er mikrobiel nedbrydning af triazin-herbicidet atrazin i flere tilfælde vist at kunne foregå under forskellige reducerede forhold i laboratorieforsøg med jord (Seybold et al., 2001) og med bakterier isoleret fra jord (Boopathy, 2017; Bao et al., 2024), hvilket understøttes af data vist i Figur 23.

Også DMS optræder hovedsageligt i reduceret vand, hvilket kan hænge sammen med, at der er en overrepræsentation af DMS i byområder i det østlige Danmark, hvor der også primært er reducerede forhold i grundvandet, idet fordelingen af redoxvandtyper for DMS ikke adskiller sig meget fra fordelingen af redoxvandtyper i det samlede datasæt. Bemærk, at DMS er et meget svært nedbrydeligt stof, både under iltede og reducerede forhold, og nærmest bevæger sig som en konservativ tracer gennem grundvandet.

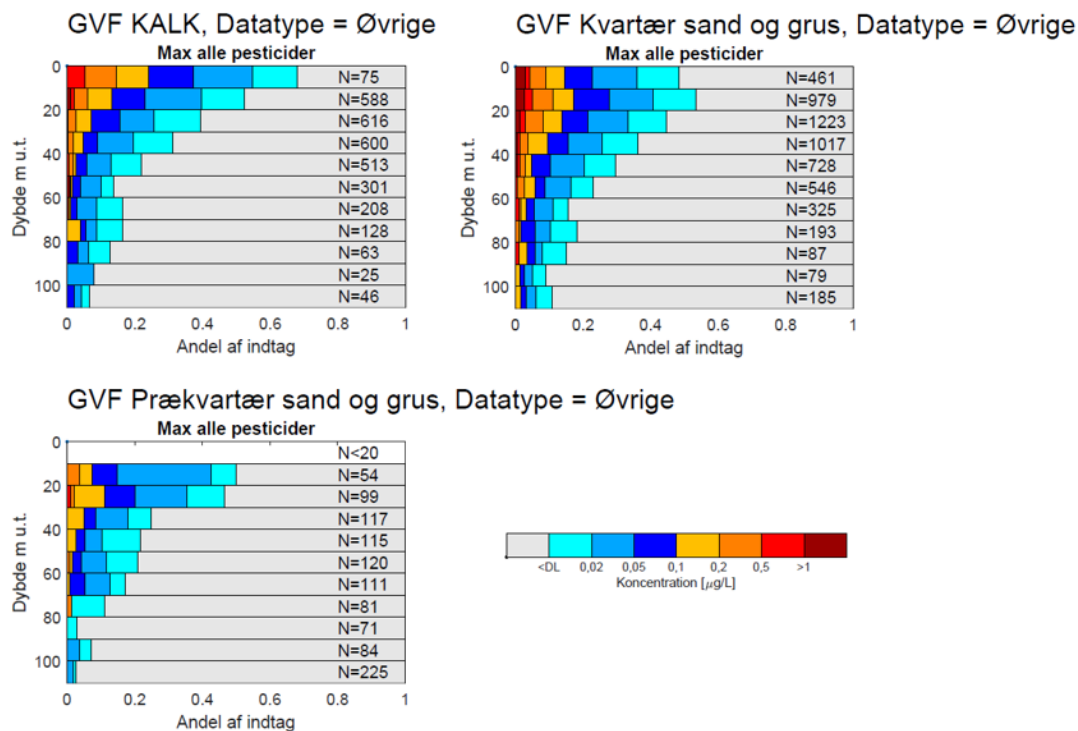
Sammenfattende kan det om Hypotese #5: *Pesticidstoffer forekommer oftest i nitratholdigt vand (vandtype A og B) og sjældnere i nitratfrit grundvand (vandtype C og D)* konkluderes:

At hypotesen er korrekt på et helt overordnet niveau, se Figur 17, men at der er betydelige variationer på de forskellige stoffers stabilitet under forskellige redoxforhold. Generelt kan denne viden indbygges i beslutningstræet for både tilstand og risiko, idet der under iltede forhold kan forventes en dybere påvirkning end under reducerede forhold, og kendskab til redoxfronten kan anvendes som kriterium i et knudepunkt. Endelig er resultaterne herfra meget anvendelige i de videregående konkrete undersøgelser af grundvandsforekomster i risiko, hvorfor det anbefales at udarbejde faglige temaer over dybden til redoxfronten som hidtil.

7.4 Lithologi og dybdeplots, hypotese 10

I bilag 5 findes en række dybdeprofiler opdelt på grundvandsforekomststype, dvs. opdelt efter om magasinet befinder sig i kvartært sand (KS), kalk eller andre prækvartære aflejringer. Data fra Bornholm er for fåtallige til at levere tilstrækkeligt med indtag i hvert dybdeinterval. Hovedparten af indtagene er enten placeret i kvartært sand eller kalkmagasiner, mens væsentligt færre står i prækvartært sand og grus. Der kunne ikke umiddelbart ses forskel på dybdefordelingerne i nogen af disse lithologier, når der ses på det samlede datasæt eller for fx vandforsyningsdata for sig.

Figur 19 viser, at der er nogenlunde samme dybdefordeling for indtag fra datatypen Øvrige (Alle data på nær punktkilder) i kalk-grundvandsforekomster, som for grundvandsforekomster i kvartært sand og grus. Bemærk, at der ikke er nok data i de øverste 10 m for prækvartært sand og grus. Det fremgår af bilag 5, at der opnås det samme billede, hvis der ses på lithologien ud for indtaget.



Figur 19. Dybdefordeling for pesticidstoffer opdelt efter grundvandsforekomststype, for datatypen Øvrige, dvs. alle data (Vandforsyningsboringer, GRUMO, GKO mm.) uden data fra punktkilder. Den højeste medianværdi for et enkeltstof på indtagsniveau er vist.

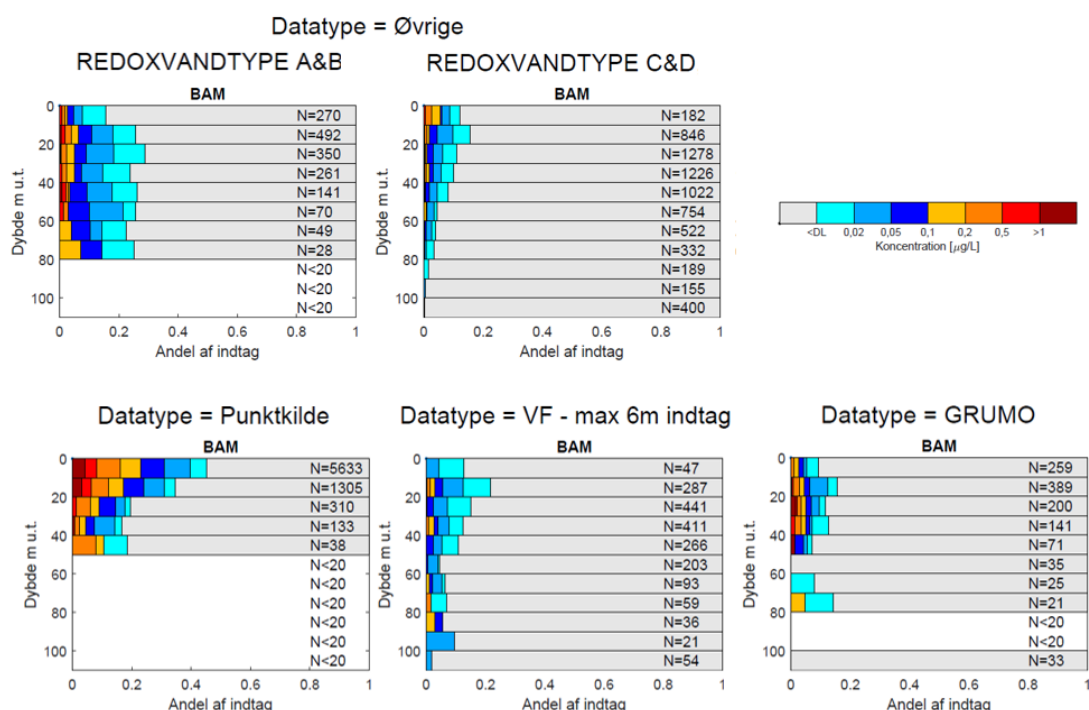
Sammenfattende kan det konkluderes om *Hypotese #10: forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed*, At vi ikke på landsplan se nogen afgørende forskel på betydningen af grundvandsforekomststypen, og det er ikke muligt ud fra disse subdatasæt at verificere hypotese #10 om, at forskellige geologiske aflejringer har nogen væsentlig forskellig påvirkningen.

7.5 Dybdeplots for enkeltstoffer

BAM

Figur 20 viser dybdefordelinger for BAM. Øverst vises dybdeprofiler for hhv. oxideret og reduceret grundvand for datatypen Øvrige (dvs. ingen punktkilder) og nedenfor vises de tre væsentligste datatyper: Punktkilder, Vandforsyning (kun indtag ≤ 6 m) og GRUMO. Det fremgår, at stoffet især forekommer i høje koncentrationer i iltet grundvand og da til stor dybde, næsten uden ændring i hyppighed, hvilket er i overensstemmelse med, at nitratholdigt vand sjældent er ældre end 50-60 år (Thorling mfl., 2024). Bemærk også, at skønt der er de højeste koncentrationer og fundhyppigheder i oxideret vand, så er antallet af fund i reduceret grundvand langt højere end i iltet grundvand, men at der samtidigt er fund ved lavere koncentrationer. Det fremgår også, at BAM hyppigt optræder i Punktkilder, med faldende påvirkning med dybden. Da BAM er en gammel kending, er det forventeligt, at vandforsyningerne for længe siden har lukket mange af de indtag, der har haft påvirkning over kravværdien, hvilket er en medvirkende forklaring på, at der kun er få overskridelser for denne datatype. Der er nogenlunde samme fundhyppighed i vandforsyningsindtag som i GRUMO, men koncentrationsniveauet i GRUMO er højere ned til ca. 50 m u.t. Ud over det

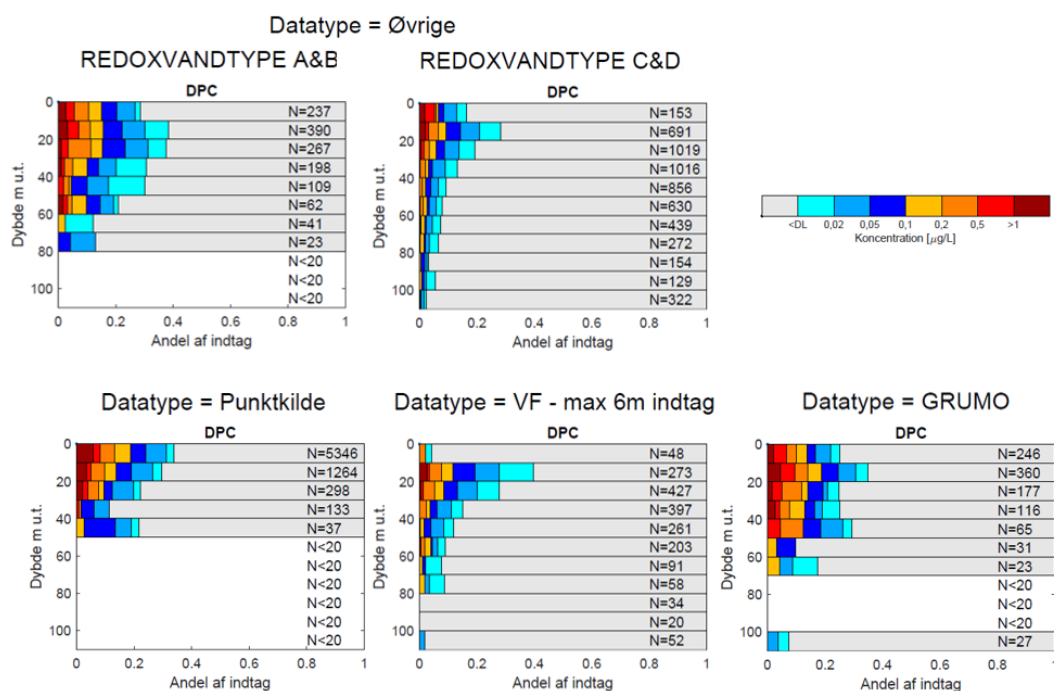
forhold, at lukkede vandforsyningsboringer med BAM ikke længere indgår i datatype VF, er den større andel af oxideret vand i GRUMO en medvirkende forklaring på forskellen mellem de to datatyper GRUMO og VF.



Figur 20. Dybdeprofiler for BAM opdelt på iltet og reduceret vand for datatypen Øvrige, samt dybdefordelingen for de tre vigtigste datatyper, punktkilder, vandforsyning med indtag ≤ 6 m og GRUMO.

Desphenylchloridazon (DPC) og DMS

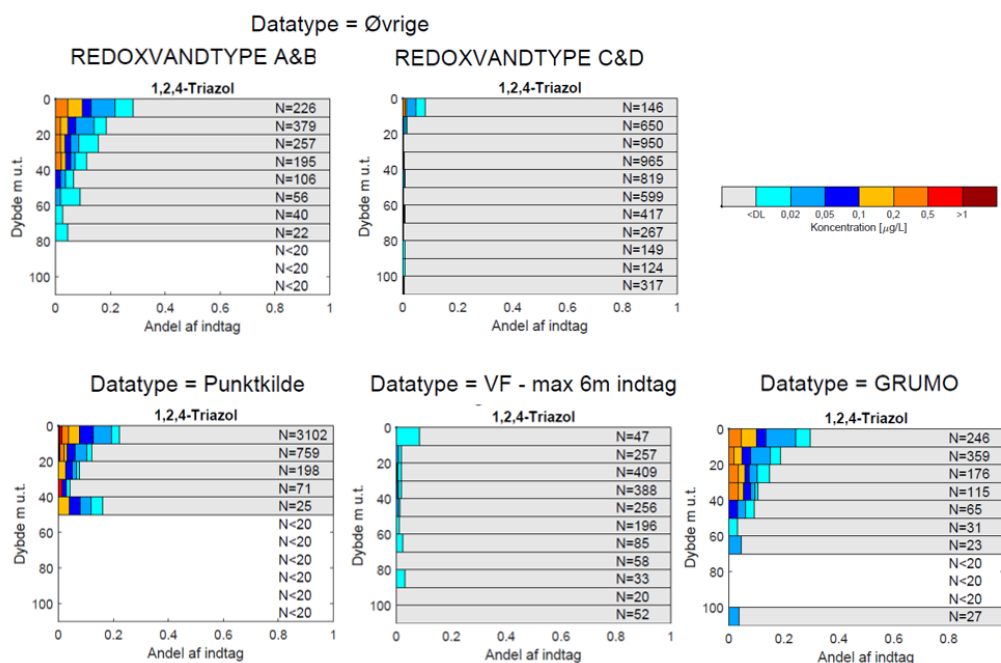
Figur 21 viser dybdefordelinger for desphenylchloridazon (DPC). Øverst vises dybdeprofiler for hhv. oxideret og reduceret grundvand for datatypen Øvrige (dvs. ingen punktkilder) og nedenfor vises de tre væsentligste datatyper: Punktkilder, Vandforsyning med indtag ≤ 6 m og GRUMO. Det fremgår, at DPC i iltet vand har trængt dybt ned i grundvandet, og at det også optræder i betydeligt omfang til stor dybde i reduceret grundvand. Koncentrationerne falder hurtigere med dybden i vandforsyningsboringer end i GRUMO-boringer, hvilket kan hænge sammen med, at vandforsyningsboringerne generelt er reducerede og formentlig repræsenterer ældre vand. Dybdefordelingerne for DMS er ikke vist i dette kapitel, men fremgår af bilag 5, hvor det ses, at disse på mange måder ligner dybdeprofilerne for DPC, dog med en mindre påvirkning af GRUMO-indtagene end DPC, hvilket formentlig hænger sammen med, at GRUMO-indtagene primært er placeret i det åbne land, og DMS især er knyttet til arealanvendelsen 'bebyggede områder', se kapitel 10.



Figur 21. Dybdeprofiler for DPC opdelt på iltet og reduceret vand for datatypen øvrige, samt dybdefordelingen for de tre vigtigste datatyper, punktkilder, vandforsyning med indtag $\leq 6\text{ m}$ og GRUMO.

1,2,4-triazol

Figur 22 viser dybdefordelinger for 1,2,4-triazol. Øverst vises dybdeprofiler for hhv. oxideret og reduceret grundvand for datatypen Øvrige (dvs. ingen punktkilder) og nedenfor vises de tre væsentligste datatyper: Punktkilder, Vandforsyning med indtag $\leq 6\text{ m}$ og GRUMO. Der er en markant forskel på dybdefordelingen i iltet og reduceret grundvand, også større end for de forventeligt mere persistente stoffer som DPC og DMS. Tilsvarende ses der, som for BAM, en væsentlig større påvirkning i GRUMO-indtag end i vandforsyningsboringer. Dette kan forsøges forklaret ved, at der er en langt mindre andel af vandforsyningsboringerne, der indeholder iltet grundvand sammenlignet med GRUMO-indtagene i samme dybde (Thorling mfl. 2024). Som diskuteret i kapitel 11.2 ser det ud til, at der sker en nedbrydning af 1,2,4-triazol i grundvandsmagasiner, som gør, at stoffet sjældent findes i vand, som er infiltreret for mere end 20-30 år siden. Der findes kun en enkelt mindre undersøgelse af nedbrydning af 1,2,4-triazol i dybere jordlag (Albers mfl., 2023). Denne undersøgelse viste, at nedbrydning af 1,2,4-triazol kan ske både med og uden ilt. Resultaterne i Figur 22 tyder på, at nedbrydningen af 1,2,4-triazol i de dybere jordlag foregår hurtigst uden tilstedeværelse af ilt.



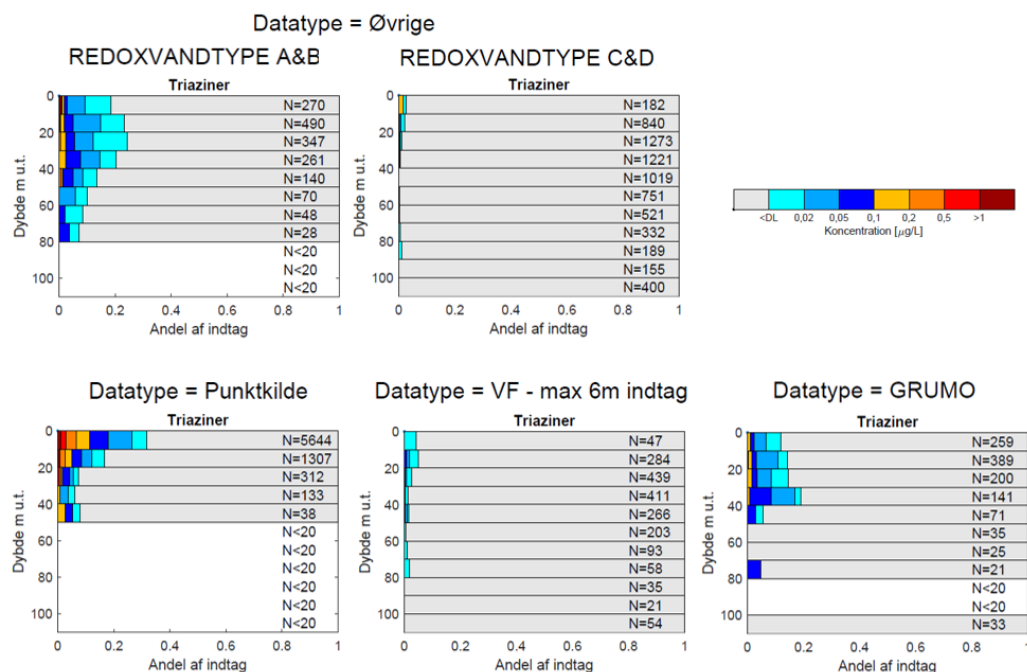
Figur 22. Dybdeprofiler for 1,2,4-triazol opdelt på iltet og reduceret vand for datatypen øvrige, samt dybdefordelingen for de tre vigtigste datatyper, punktkilder, vandforsyning med indtag ≤ 6m og GRUMO.

Triaziner

Figur 23 viser dybdefordelingen for stofgruppen triaziner, hvor der for hvert indtag er anvendt det stof i gruppen, som har den højeste medianværdi i perioden 2013-2021. Øverst vises dybdeprofiler for hhv. oxideret og reduceret grundvand for datatypen Øvrige (dvs. ingen punktkilder) og nedenfor vises de tre væsentligste datatyper: Punktkilder, Vandforsyning med indtagslængde ≤ 6m og GRUMO. Det fremgår af figuren, at der er en markant forskel på hyppigheden af forekomst i iltet og reduceret grundvand, - endnu mere markant end for 1,2,4-Triazol i Figur 22. Der er også meget forskellige dybdefordelingen for de tre væsentligste datatyper, idet punktkilderne udviser faldende koncentrationer og påvirkningsgrad med dybden, mens det modsatte er tilfældet for GRUMO-indtag. Endelig er der kun fundet en lille påvirkning af vandforsyningsboringer, hvilket er i overensstemmelse med, at der for mange af disse pesticidstoffer er tale om gammelkendte stoffer, hvor vandværkerne gennem næsten 30 år har kunnet lukke boringer med stor påvirkning fra denne stofgruppe.

Den meget markante forskel i forekomst af triazingruppen i iltet versus iltfrit grundvand tyder på, at der sker en nedbrydning under iltfrie forhold. De dominerende triazinstoffer i grundvandet er DEIA, DEA, DIA og atrazin, så det tyder på, at disse stoffer nedbrydes i iltfrie grundvandsmagasiner. Fælles for de fire stoffer er, at de har et kloratom bundet til triazin-ringen. Det er tidligere vist, at der kan foregå en mikrobielt medieret dechlorering af dette kloratom, når de rette forhold er til stede (Seybold mfl., 2001; Boopathy, 2017). Det kan enten være en hydrolytisk dechlorering, som formentlig vil lede til kendte nedbrydningsprodukter såsom hydroxyatrazin, eller en reduktiv dechlorering, som sandsynligvis vil lede til nedbrydningsprodukter, som der pt. ikke analyseres for i grundvandet, fx 4-ethylamino-6-isopropylamino-1,3,5-triazine (EIPAT), som er vist dannet via reduktiv dechlorering af atrazin i laboratoriet (Bao mfl., 2024). Anaerobe nedbrydningsveje for chlortriazin-

herbicider er generelt ikke velbeskrevne, og der kunne også være andre ukendte nedbrydningsveje end de her nævnte.



Figur 23. Dybdeprofiler for triazingruppen opdelt på iltet og reduceret vand for datatypen øvrige, samt dybdefordelingen for de tre vigtigste datatyper, punktkilder, vandforsyning med indtag $\leq 6m$ og GRUMO. For hvert indtag indgår det stof i triazingruppen med den højeste medianværdi i perioden 2013-2021.

7.6 Sammenfatning dybdeplots

Denne analyse af pesticidstoffernes dybdeudbredelse i grundvandet i Danmark peger på, at der for de udvalgte fokusstoffer og stofgrupper meningsfuldt kan laves specifikke konceptuelle modeller på basis af dybden, idet der er påvist betydelige forskelle mellem stoffernes rumlige udbredelse. Alle resultater er på national skala. Resultaterne kan sammen med resultaterne i Kapitel 11 især anvendes til at vurdere varighed og relevante dybder, samt potentialet i at inddrage redoxfronten til vurderingen af specifikke pesticider.

Tre hypoteser blev testet:

- Hypotese #6: Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet
- Hypotese #5: Pesticidstoffer forekommer oftest i nitratholdigt vand (vandtype A og B) og sjældnere i nitratfrit grundvand (vandtype C og D)
- Hypotese #10: forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed.

Hypotese #6 er verificeret, idet dybdeafhængigheden er således central for at kunne beskrive den rumlige udbredelse af pesticider. Der er dog en betydelig nuancering, når man ser på enkeltstoffer, datatyper og redoxforhold, hvilket også verificerer hypotese # 5 om, at pesticidstoffer oftest forekommer i nitratholdigt vand (vandtype A og B) og sjældnere i nitratfrit grundvand (vandtype C og D).

Årsagerne til dette er dels forskellig anvendelsesperiode, men også meget forskellige fysisk kemiske egenskaber, herunder nedbrydelighed, der for nogle pesticider er størst i iltet vand, mens andre stofgrupper er mest stabile under iltede forhold. Nogle pesticider følger grundvandet som en puls gennem grundvandsforekomsterne, der er bestemt af anvendelsesperioden. Andre pesticider, som fx DPC, udvaskes fortsat til grundvandet på trods af, at stofferne ikke kan forventes at være anvendt de sidste årtier.

Endeligt kunne hypotese # 10, at forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed, ikke verificeres, idet det på landsplan var det ikke muligt se nogen afgørende forskel på betydningen af grundvandsforekomsttypen eller lithologien ud for indtaget.

I kapitel 14 er det diskuteret, hvordan resultaterne for dybdefordelingerne konkret kan indgå i beslutningstræerne.

8. Arealanvendelse og pesticider i grundvand

I dette kapitel diskuteres følgende hypoteser:

- Hypotese #3: *Forskellige arealanvendelser giver forskellig generel pesticidpåvirkning*
- Hypotese #4: *Fokusstofferne og de udvalgte stofgruppers forekomst er knyttet til specifikke arealanvendelser*

8.1 Arealanvendelsens betydning

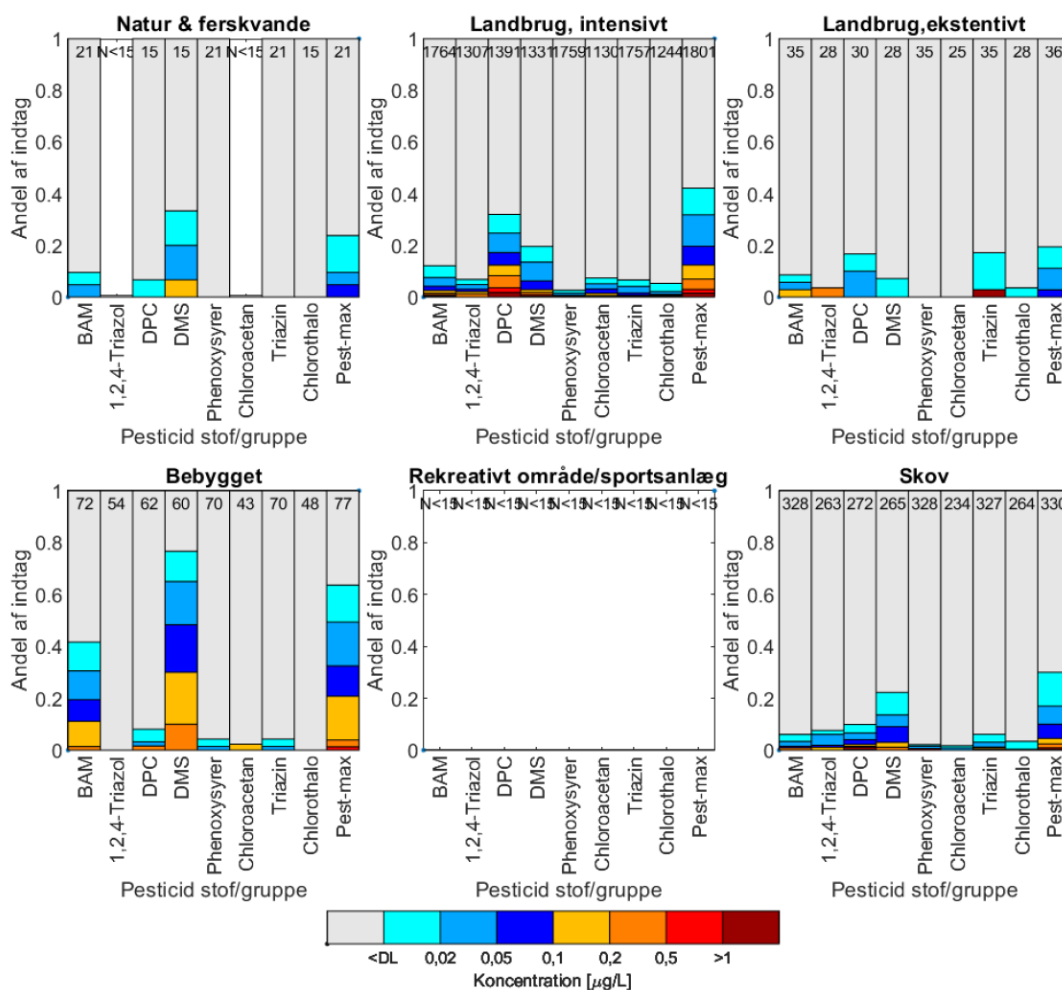
Arealanvendelsen er ved hvert indtag opgjort for et cirkulært areal med 200 m i radius og som er forskudt opstrøms indtaget (de såkaldte oplandscirkler, Figur 11). En given arealanvendelse skal dække mindst 75% af oplandscirklen for at indtaget tildeles denne arealanvendelse. Arealanvendelsen er grupperet ud fra de arealanvendelser, der er digitaliseret i AU, Basemap03 og i samme hovedgrupper som til VP3 (Thorling mfl., 2021). I arealanalysen bruges indtag med top af indtag i dybdeintervallet 0-40 m u.t. Dette er udtryk for en afvejning af to modsatte tendenser nemlig, at vi dels ønsker så terrænnære indtag som muligt for at øge sandsynligheden for, at koblingen mellem et indtag og en given arealanvendelse er repræsentativ for arealanvendelsen i oplandet til indtaget og de påviste pesticidstoffer i indtaget, samtidig med at der skal være et tilstrækkeligt antal indtag til, at resultaterne er repræsentative. Ved et større dybdeinterval kunne flere indtag være til rådighed for dataanalysen, men her vurderes usikkerheden på det grundvandsdannende opland at blive for stor.

Pesticidstoffernes forekomst er opdelt på indtag efter de vigtigste arealanvendelser i indtagenes beregnede oplandscirkel og opgjort for fokusstoffer og stofgrupper, samt alle pesticidstoffer samlet udtrykt ved Pest-max, se kapitel 6.1. I arealanalysen vises resultater for alle kategorier med mindst 15 analyserede indtag. Her skal man være opmærksom på, at koncentrationsfordelinger udregnet på baggrund af få indtag kan være upræcise og ikke-repræsentative. For grupper af pesticider (Pest-max, triaziner, phenoxy-syrer, chloroacetanilider og chlorothalonils nedbrydningsprodukter), er hver prøve repræsenteret ved det stof i gruppen, der har højest koncentration i en prøve, se kapitel 6.

8.1.1 Datatypen Øvrige (Alle ikke-punktkilde indtag)

Figur 24 viser pesticidstoffernes forekomst i alle indtag af datatypen Øvrige (ikke punktkildeindtag) se kapitel 6. I områder med natur & ferskvand overskrider pesticidstoffernes mediankoncentration stort set ikke kravværdien på $>0,1 \mu\text{g/l}$, men med kun 15-21 analyserede indtag er det statistiske grundlag ringe. Umiddelbart kan det undre, at DMS' medianværdi overskrider kravværdien, uden at der er overskridelse for opgørelserne for alle pesticidstoffer (Pest-max). Det kan forklares med, at der forekommer en del indtag og prøver, hvor DMS ikke er analyseret. Da hver prøve repræsenteres ved pesticidet med højest koncentration (Pest-max), og medianen beregnes for alle prøver, "forsvinder" de høje DMS-koncentrationer. Denne effekt ses for flere stoffer i de efterfølgende figurer.

Der er stor påvirkning med pesticidstoffer i indtag med intensivt landbrug, hvor mediankoncentrationen er over detektionsgrænsen i 42 % af indtagene. DPC er det hyppigst fundne stof efterfulgt af DMS, mens 1,2,4-triazol, phenoxysyrer, acetanilider, triaziner og chlorothalonil forekommer langt sjældnere. Det skal bemærkes, at chlorothalonils vigtigste nedbrydningsprodukt R471811, kun var analyseret i få indtag, på det tidspunkt, hvor data blev trukket fra Jupiter-databasen juni 2023, hvorfor forekomsten af chlorothalonils nedbrydningsprodukter er kraftigt undervurderet i forhold til vidensniveauet i dag, se fx Thorling mfl.(2024b).



Figur 24. Koncentrationsfordelinger (median) for indtag i datatypen Øvrige (ikke er punktkildeindtag) med top af indtag 0-40 m u.t. Koncentrationsfordelingerne er opgjort for forskellige stoffer og stofgrupper samt for Pest-max indenfor hver type af arealanvendelse i indtagenes beregnede oplandscirkel. 'Chlorthalo' er en forkortelse for stofgruppen at chlorothaloniler. Pest-max er en samlet opgørelse for alle analyserede pesticidstoffer på indtagsniveau. Der er ikke tilstrækkeligt data for arealanvendelseskategorien Rekreativt område/sportsanlæg og der for er der ikke vist nogen resultater.

For intensivt landbrug overskrider mediankoncentrationerne for Pest-max og DPC kravværdien i lidt mindre end 20 procent af indtagene, men her skal man huske, at datasættet er domineret af drikkevandsindtag, som ofte har lav påvirkning, se Figur 26, og at medianværdien for pesticider i grundvand er mindre end den MAM værdi som tilstandsvurderingen skal baseres på. For en dækkende opgørelse af påvirkningen i intensivt dyrkede landbrugsområder henvises derfor til GRUMO-datasættet nedenfor (se Figur 25).

Der er lav en forekomst af pesticidstoffer i indtag i områder med ekstensivt landbrug, dog optræder der af og til BAM, 1,2,4-triazol og triaziner, som overskrider kravværdien > 0,1 µg/l. Med kun 25-36 indtag i ekstensivt landbrug for de forskellige stoffer er det statistiske grundlag ringe og konklusionerne behæftet med stor usikkerhed.

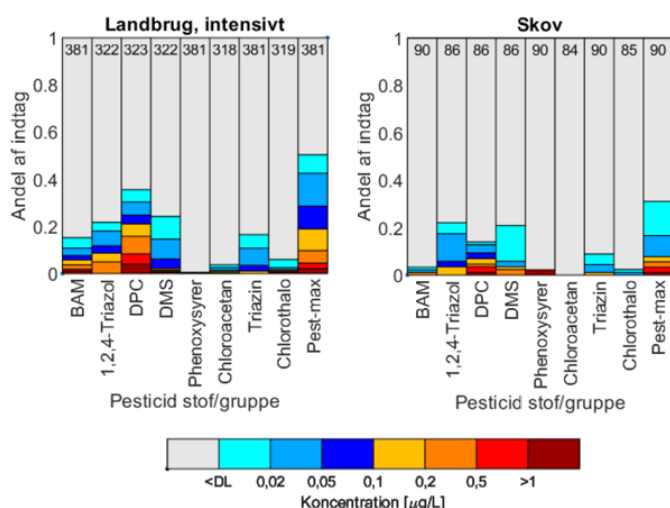
Der er stor påvirkning med pesticidstoffer i bebyggede områder. DMS er langt det hyppigste stof, efterfulgt af BAM. Dette flugter med, at DMS' moderstoffer dichlofluanid og tolylflu-anid i stort omfang er brugt som biocid i udendørs maling, og at BAM's moderstoffer chlor-thiamid og dichlobenil er brugt på befæstede arealer. DMS alene har mediankoncentrationer over kravværdien i 30 % af indtagene!

I rekreative områder er der for få indtag til at kunne lave meningsfulde opgørelser. I skovområder overskrider indtagenes medianværdi sjældent kravværdien. DPC og DMS er de hyppigste stoffer.

Man skal være opmærksom på, at de forskellige datatyper, der indgår i Figur 24 har forskellige bias, og at de indgår med forskellige antal indtag og dermed er vægtet forskelligt. Typisk er der en overvægt af indtag fra vandforsyningernes borningskontrol i opgørelserne for alle ikke-punktkildeindtag. I de følgende afsnit præsenteres de vigtigste datatyper derfor enkeltvis.

8.1.2 Grundvandsovervågningen

Grundvandsovervågningen (datatypen GRUMO) er rettet mod at beskrive pesticidpåvirkningen i det åbne land. Figur 25 viser pesticidpåvirkningen for intensivt landbrug og skov, der er de eneste typer af arealanvendelser, hvor der er tilstrækkeligt datagrundlag for datatypen GRUMO.



Figur 25. GRUMO. Koncentrationsfordelinger (median) for indtag for datatypen GRUMO (grundvandsovervågning) med top af indtag 0-40 m u.t. Koncentrationsfordelingerne er opgjort for forskellige stoffer og stofgrupper samt for Pest-max indenfor hver type af arealanvendelse i indtagenes beregnede oplandscirkel. Kun Landbrug, intensivt og skov har tilstrækkeligt med data. 'Chlorothalo' er en forkortelse for stofgruppen at chlorothaloniler. Pest-max er en samlet opgørelse for alle analyserede pesticidstoffer på indtagsniveau.

For indtag i intensivt landbrug overskrider mediankoncentrationen for Pest-max kravværdien i 19 % af indtagene. DPC, 1,2,4-triazol og BAM er hyppigste fundne pesticidstoffer med overskridelser, hvor DPC alene overskrider kravværdien i 21 % af indtagene. Dette er mere end for Pest-max, og viser, at man skal være varsom med tolkning af Pest-max data, idet ikke alle indtag er testet for alle fokusstoffer. DMS er det næsthyppest fundne stof, dog med få overskridelser af kravværdien. DMS i intensive landbrugsområder kan stamme fra brug af moderstofferne dichlofluanid og tolylfuanid som sprøjtemiddel i frugt- og bærproduktion, fra dichlofluanid og tolylfuanid brugt på facader på bygninger i det åbne land, samt fra cyazofamid brugt som sprøjtemiddel på kartoffelmarker. Phenoxysyrer, chloroacetanilider og triaziner viser kun få overskridelser af kravværdien. Chlorothalonils nedbrydningsprodukter viser lav forekomst, men det skal bemærkes, kun få GRUMO-indtag var testet for chlorothalonils vigtigste nedbrydningsprodukt R471811, da data blev trukket fra Jupiter. Senere analyser for R471811 har vist endog meget stor forekomst i GRUMO-indtag (Thorling mfl. 2024b).

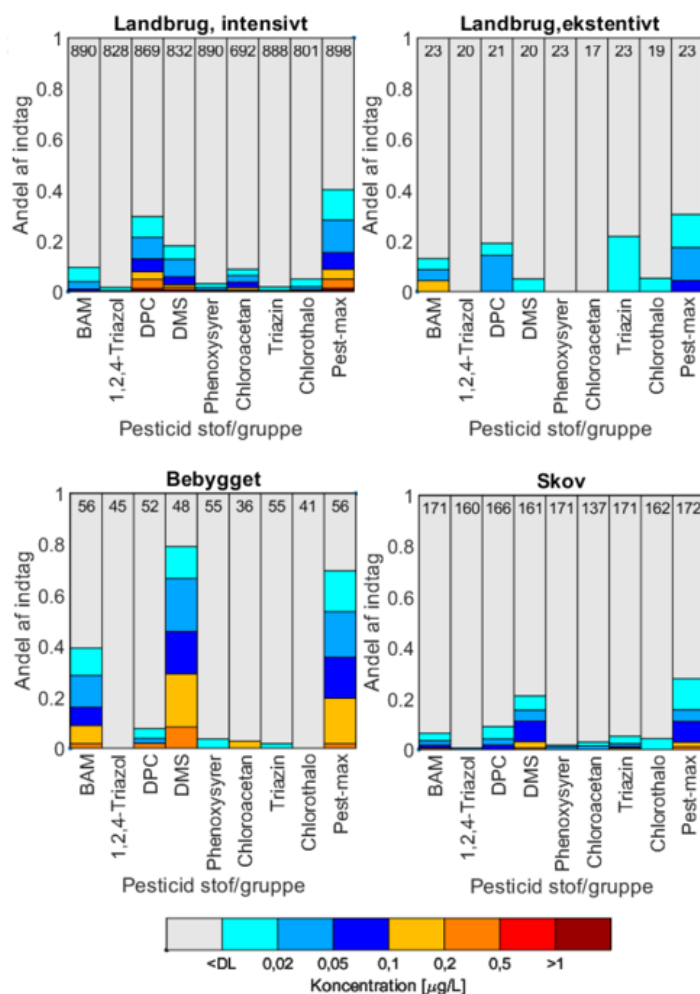
For indtag i skovområder overskrider Pest-max medianen kravværdien i 8 % af indtagene. Største og hyppigste overskridelser ses for DPC, hvilket sandsynligvis skyldes en kombination af, at der flere steder er rejst skov på tidligere landbrugsarealer, som tidligere er sprøjtet med chloridazon, dels at op til 25 % af arealet opstrøms indtaget jo kan udgøres af andre arealanvendelser end skov, typisk landbrug. I enkelte indtag ses overskridelser for DMS, phenoxysyrer og 1,2,4-triazol.

8.1.3 Vandforsyningsindtag

Vandforsyningsindtag har bias mod lave pesticidkoncentrationer. Dette skyldes, at ældre, pesticidpåvirkede indtag kan være sløjfede eller inaktive efter tidligere fund af BAM eller nitrat i høje koncentrationer. Omfanget af overskridelser af kravværdien i grundvandet generelt undervurderes derfor i dette datasæt. Indtag i områder med intensivt landbrug beskrives bedst af GRUMO-datasættet, men data fra vandforsyningsindtag bekræfter, at DPC er det hyppigst fundne pesticidstof og det stof, hvor medianen oftest overskrider kravværdien (se Figur 26).

Figur 26 viser til gengæld, at der stort set ikke findes 1,2,4-triazol i vandforsyningsboringerne, som ellers forekommer hyppigt og med mange overskridelser i GRUMO-indtagene i områder med intensivt landbrug, hvilket også kan have noget at gøre med at vandforsyningsindtagene i højere grad indeholder reduceret vand end GRUMO-indtagene, se kapitel 7.3. Sammen med en generelt lavere pesticidforekomst (Pest-max) bekræfter det, at vandforsyningsindtag har bias mod lavere pesticidpåvirkning sammenlignet med GRUMO-indtagene. Bias bekræftes også, når man sammenligner data for skovområder, hvor vandindvindingsindtagene har lavere pesticidpåvirkning end GRUMO-indtagene.

Data fra vandforsyningsindtag i bebyggede områder er stort set identiske med tilsvarende data for alle indtag af datatypen Øvrige og bekræfter stor påvirkning med DMS og i mindre grad BAM i bebyggede områder, hvor DMS alene overskrider kravværdien i 29 % af indtagene.



Figur 26. Vandforsyning. Koncentrationsfordelinger (median) for datatypen Vandforsyning med indtagstop 0-40 m u.t. Koncentrationsfordelingerne er opgjort for forskellige stoffer og stofgrupper samt Pest-max indenfor hver type af arealanvendelse i de beregnede oplandscirkler. 'Chlorothalo' er en forkortelse for stofgruppen at chlorothaloniler. Pest-max er en samlet opgørelse for alle analyserede pesticidstoffer på indtagsniveau.

Pesticidpåvirkningen er meget lav i vandforsyningsindtag i områder med ekstensivt landbrug, men med blot 17-23 indtag er det statistisk grundlag ringe. Der er mindre end 15 vandforsyningsindtag i naturområder og rekreative områder og dermed for ringe datagrundlag til at sige noget om pesticidpåvirkningen.

8.1.4 Punktkildeindtag

Punktkildeindtag har bias mod meget høje koncentrationer. Generelt har punktkildeindtag kun ringe relevans for analyse af arealanvendelse, idet høje koncentrationer i punktkildeindtag skyldes selve spildet/deponeringen i punktkilderne og ikke den almindelig arealanvendelse indenfor den beregnede oplandscirkel. Figur 27 viser, at der alligevel kan hentes lidt areal-information ud af punktkildedata.

8.2 Pesticider i skovbruget

Forbruget af pesticider i skovbruget viste sig ved udarbejdelse af den seneste tilstandsvurdering for pesticider (Thorling mfl., 2021), at være et emne med behov for vidensopbygning. Blandt andet var der behov for en nøjere differentiering af forskellige skovarealers potentielle påvirkning af grundvandet fra den historiske og nutidige anvendelse af pesticider. I den tidligere arealopgørelse blev der kun medregnet et pesticidbidrag fra produktionsskov og især juletræsplantager. Den typiske samlede pesticidpåvirkning var dog ukendt for disse arealer.

I Skovlovens §9, stk. 2 angives, at højst 10 % af arealet i fredskov kan dyrkes som juletræsplantage og pyntegrønt, hvor pesticidpåvirkningen kan forventes at være særlig høj. Juletræer produceres dog ikke kun i fredskov, og omfanget af juletræsplantager i øvrigt er usikkert. På denne baggrund er der i nærværende revision af den konceptuelle forståelsesmodel fokuseret på mulighederne for at underinddele skovarealer i flere arealanvendelses-kategorier fra BASEMAP03 kortet (Levin, 2019), hvor der for de enkelte underkategorier af 'skov' i Tabel 6 vurderes, om der potentielt er brugt pesticider siden 1950-erne. Anvendelsen af pesticider i skovbruget har også givet anledning til punktkilder i skovene, og regionerne har påvist en del pesticidpunktkilder i skovene ikke mindst i forhold til brugen af DDT (Regionernes Videncenter for miljø og ressourcer, 2025), hvilket også reflekteres i resultaterne af arealanvendelsesanalysen i Figur 27.

En 100 % entydig opdeling af arealerne vanskeliggøres af at kategorien "Juletræer og pyntegrønt på landbrugsjord" falder i kategorien intensivt landbrug i Basemap03. Dermed er juletræsproduktionen placeret under to kategorier, afhængig af hvad arealet blev anvendt til før juletræerne/pyntegrønt blev plantet. Det samme gælder energiskov mm.

Tabel 6. Eksempler på skovarealer, der potentielt har været sprøjtet med pesticider enten direkte i forbindelse med skovdriften eller i landbrugsdrift før skovrejsning

BASEMAP03 Aggregeret LULC kode and Navn	Arealanvendelse, BASEMAP03 kategorier (Levin, 2009)
311000 Skov	Skovdrift, Skovrejsning - 60000001 Markblok, skov - 70000311 Skovrejsning på tidl. Landbrugsjord 1 - 70000313 20-årig udtagning af agerjord med frivillig skovrejsning - 70000314 20-årig udtagning med tilsagn om skovrejsning fra NST - 70000314 Skovlandbrug - 70000586 Skovrejsning på tidl. Landbrugsjord 3

For nyere pesticider kan man finde godkendte anvendelser i skovbruget i Middeldatabasen (se Bilag 4). Pesticider har dog været anvendt i skovbruget i en betydeligt længere år-række. Ifølge Forstlig Lommehåndbog fra 1943 var man på det tidspunkt endnu ikke begyndt at anvende syntetiske pesticider i skovbruget, idet der på det tidspunkt kun blev

anvendt uorganiske pesticider som svovl og kobber mod svampe, blyarsenat mod insekter osv., samt naturgifte fx regnorme udblødt i stryknin mod muldvarpe.

I Forstlig Lommehåndbog fra 1963 (Dansk Skovforening, 1963) gennemgås derimod en række syntetiske midler og deres anvendelse (se Tabel 7). På dette tidspunkt ser det ud til, at pesticidanvendelsen i skovbruget hovedsageligt har været rettet mod skadevoldende dyr, insekter og svampe (Dansk Skovforening, 1963), da der ikke er angivet midler til kemisk ukrudtsbekæmpelse. Bortset fra afskrækningsmidler som tjære og denatonium blev der hovedsageligt anvendt de gamle organochlor-insekticider som DDT, lindan, endrin, aldrin og organofosfat-insekticidet parathion. Derudover blev carbamatfungicider og captan anvendt til svampebekæmpelse. Organochlor-insekticider og organofosfater er meget persistente stoffer, og set med nutidens øjne forekommer det noget overdrevent fx at sprøjte skovkulturer med endrin for at bekæmpe mus og rotters barkgnav.

Ingen af stofferne i Tabel 6 er blandt projektets fokusstoffer eller stofgrupper, ligesom de i dag generelt har meget lave fundprocenter, i det omfang de overhovedet bliver analyseret. Insekticiderne, fx DDT, og deres nedbrydningsprodukter binder hårdt til jorden og forventes ikke at udvaske. Captans nedbrydningsprodukter tetrahydrophthalimid og THPAM er mobile og har indgået i de senere års GRUMO-screeninger uden fund. Tabel 6 viser, at den tidlige anvendelse af pesticider i skovbruget typisk var stoffer med lav risiko for udvaskning.

Tabel 7. Pesticider anvendt i skovbruget omkring 1963 (Dansk Skovforening, 1963).

Skadevolder	Skovkultur	Middel (aktivstof)	Dosis
Råvildt	De fleste træarter	Spangol V	Påsmøring af 3 kg pr 1000 træer
	De fleste træarter	Diana trætjære	Sprøjtemiddel (3 kg pr 1000 træer) og Påsmøring af 3 kg pr >1000 træer
	De fleste træarter	Viltex	
	De fleste træarter	Arbinol, (=denatonium-benzoat))	
	De fleste træarter	Stenkulstjære: benzen 1:1	Sprøjtemiddel
Mus	De fleste træarter	Stenkulstjære: benzen 1:1	Sprøjtemiddel
	De fleste træarter	Pyrimidin derivater (Castrix Musekorn), warfarin	Giftudlægning, 250 steder/ha
Markmus	De fleste træarter	Endrin 20%	Sprøjtning 0,24 kg/ha
Jordrotte	Løv- og nåletræer	Endrin 20%	Sprøjtning 0,4-0,6 kg/ha
	Løv- og nåletræer	Warfarin-majs	Rigelig udlægning
Muldvarp	Planteskoler	Regnorme opblødt i 1% strykninnitrat	

Oldenborrelarver og smældere	Planteskoler, kulturarealer	Lindan	1,4-2 kg blandes i jorden
	Planteskoler, kulturarealer	Aldrin	2-3 kg blandes i jorden
	Plantehuls-forgiftning	Lindan	35-40 g per 1000 planter
	Plantehuls-forgiftning	Aldrin	40-60 g per 1000 planter
Den store brune snudebille og grans rodbille	Nyplantning	DDT	Toppen eller hele planten dyppes i 1% DDT
	Nyplantning	DDT	Sprøjtning med 1% DDT
	Kulturer	Parathion	Sprøjtning med 0,2% parathion, 100-200 l/ha
Bladhvepselarver og sommerfuglelarver		DDT, lindan, parathion	
Knoporm		Udblødt hvedeklid med parathion	1,1-1,8% parathion, 50-100 kg/ha
Fyrrevikler	Fyr	DDT	Sprøjtning med 3 kg DDT/ha
Stankelben		Parathion	Sprøjtning med 2-3 kg 35% parathion
Bladlus		Lindan, nikotin, parathion	
Ædelgranlus	Abies	Midol (sandsynligvis =bromophos+pyrethrum), difenklor (=lindan+difenson+chlorbensid), nikotin, thiodan (=hexaklorrendmethylen-1 bicyklohepten-bis(oxymethylen)-sulfid), basudin (=diazinon)	Sprøjtning
Nåletrærodbrand	Nåletræer, planteskole og kulturer	Thiuram, ferbam	
Gråskimmel og Meria laricis	Nåletræer, planteskole og kulturer	Captan	
Fyrrens sprækkesvamp og Didymascella thujana	Fyr, tuja, planteskole og kulturer	Zineb	Sprøjtning hver fjerde uge
Egens meldug	Eg, planteskole og kulturer	Thiuram	Sprøjtning hver tredje uge

Birkerust	Birk, planteskole og kulturer	Thiocarbamatmidler	Sprøjtning hver tredje uge
-----------	-------------------------------	--------------------	----------------------------

Ifølge en publikation fra Dansk Skovforening (1968) har ukrudtsmidler været udbredt i skovbruget sidst i 60'erne. Her anbefaledes midlet Pramitol AT bredt til ukrudtsbekæmpelse i nåletræskulturer og ved etablering på tidligere mark. Ifølge Middeldatabasen indeholder Pramitol AT 50 atrazin som aktivstof. Alternativt anbefaledes Geigy, men med ringere virkning. Ifølge Middeldatabasen indeholdt Geigy 50F simazin som aktivstof. Skulle tidligere marker tilplantes, kunne man også anvende 12-15 kg/ha trichloredikesyre og ved tilplantning af skovjord Herbatox T 480 eller Tormona 80 eller 100, begge indeholdende phenoxy-syren 2,4,5-T. Tormona 80 eller 100 kunne også bruges mod nælder, hindbær, brombær, udvisning af bøg, eg, el og birk mm.

Det kan derfor med nogen usikkerhed konkluderes, at man fra sidst i 60'erne mindst har brugt ukrudtsmidler fra stofgrupperne triaziner og phenoxy-syrer i skovdriften, hvilket muligvis kan forklare den høje forekomst af triaziner i punktkildeindtag i skovområder. Sprøjtning af skovarealer har sandsynligvis været meget udbredt i de efterfølgende år vurderet ud fra, at sprøjtemetoder og sprøjteudstyr fyldte 53 tætskrevne sider i bogen 'Skovteknik '69 udgivet af Dansk Skovforening (Dansk Skovforening, 1969).

I den senere publikation 'Skovteknik ' fra 1980 (Dansk Skovforening, 1979) fik ukrudtsbekæmpelse større opmærksomhed. Aktivstofferne var ofte glyphosat eller triaziner (atrazin, cyanazin, simazin og hexazinon), men andre stoffer er også nævnt fx BAMs moderstoffer chlorthiamid og dichlobenil. Omkring 1980 kan man derfor forvente påvirkning af grundvandet med stofgruppen triaziner og fokusstoffet BAM. Anvendelse af BAMs moderstoffer kan også forklare, hvorfor BAM er et af de hyppigste pesticidstoffer i punktkildeindtag i skovområder.

8.3 Opsummering om pesticider og arealanvendelse

Overordnet kan det konkluderes, at forskellige arealanvendelser har meget forskellig pesticidpåvirkning, og at forskellige stoffer og stofgrupper er knyttet til forskellige arealanvendelser. To hypoteser blev testet og verificeret.

- Hypotese #3: *Forskellige arealanvendelser giver forskellig generel pesticidpåvirkning*
- Hypotese #4: *Fokusstofferne og de udvalgte stofgruppers forekomst er knyttet til specifikke arealanvendelser*

Der er fundet en stor påvirkning med pesticidstoffer i indtag knyttet til intensivt landbrug. DPC, 1,2,4- triazol og BAM er hyppigste stoffer med overskridelser, hvor DPC alene overskrider kravværdien i 21 % af GRUMO-indtagene. Udover den diffuse påvirkning fra de dyrkede arealer skal man i tilstandsvurderinger også inkludere et pesticid-bidrag fra de mange punktkilder i områder med intensivt landbrug.

Der er også fundet en stor påvirkning med pesticidstoffer i bebyggede områder, hvor DMS og i mindre grad BAM er de hyppigste pesticidstoffer. DMS alene har mediankoncentrationer over kravværdien i ca. 30 % af indtagene i de øverste 40 m u.t.

I områder med natur & ferskvand overskrider pesticidstoffernes mediankoncentration stort set ikke kravværdien for datatypen Øvrige for såvel enkeltstoffer, stofgrupper og Pest-max, men det statistiske grundlag er ringe og konklusionen derfor usikker. Punktkildeindtagene viser, at der indenfor natur & ferskvand findes punktkilder/deponier med høje koncentrationer, som der skal tages højde for i tilstandsvurderingerne.

Der er lav forekomst af pesticidstoffer i indtag i områder med ekstensivt landbrug, dog forekommer der indimellem BAM, 1,2,4-triazol og triaziner. Det statistiske grundlag er ringe, og omfanget er derfor usikker bestemt.

I skovområder overskrider indtagenes medianværdi for datatypen Øvrige sjældent kravværdien, men der findes punktkildeindtag med høje pesticid mediankoncentrationer i skovområder. Triaziner har størst forekomst i punktkildeindtag i skovområder. I skovbruget var den tidlige anvendelse af pesticider (50'erne og 60'erne) typisk insekticider med lav risiko for udvaskning. Fra sidst i 60'erne bruges også herbicider, i høj grad triaziner, hvilket muligvis kan forklare den høje forekomst af triaziner i punktkildeindtag i skovområder.

Chlorothalonils vigtigste nedbrydningsprodukt R471811, var kun analyseret i få indtag, da data blev trukket fra Jupiter-databasen. Udbredelsen af chlorothalonils nedbrydningsprodukter er derfor kraftigt undervurderet i arealanalysen.

Der er fundet evidens for, at skove og specielt yngre skove etableret efter ca. 1979 kan forventes at resultere i en mindre pesticidpåvirkning med blandt andet BAM og Triaziner. Der er imidlertid ikke i datagrundlaget for de landsdækkende digitale arealanvendelseskort (BASEMAP03) gennemført en tilstrækkelig registrering af skovtyperne, der gør det muligt at opdele skovene gennem en automatisk procedure efter skovtype og alder.

En vurdering i forhold til skove er derfor alene mulig som led i den manuelle videregående undersøgelse af grundvandsforekomster i risiko, der ikke umiddelbart kan tildeles en tilstand gennem en automatisk procedure, se kapitel 14. Specielt vil gamle skove i den videregående kunne vurderes som områder uden pesticidpåvirkning fra fladekilder, mens yngre skove og områder med pyntegrønt og juletræer vil kunne få en skønnet pesticidpåvirkning over kravværdien på måske lidt lavt sat ca. 5 % volumenmæssigt i de øverste 40 m u.t., baseret på resultaterne fra GRUMO og vandforsyning, se Figur 25 og Figur 26.

8.3.1 Beregning af pesticidpåvirkning ved forskellig arealanvendelse til brug for beslutningstræerne.

Denne analyse bygger på medianværdier, og i forbindelse med udarbejdelse af beslutningstræerne til risikovurderingen og tilstandsvurderingen, se kapitel 14 skal der udarbejdes kriterier til knudepunkterne baseret på MAM værdier (middel af årlige middelværdier), hvilket giver en forventet lidt større påvirkning, end den der er fundet her.

Baseret på kategorierne landbrug, bymæssig bebyggelse, natur, skov er det muligt at beregne den forventede pesticidpåvirkning fra diffuse kilder i en grundvandsforekomst som funktion af arealanvendelsen. Dette gøres ud fra fordelingen af arealanvendelsen over

grundvandsforekomsten, og vil gælde for de øverste 40 m af grundvandsforekomsten, evt. med et faldende bidrag for dybder under 40 m u.t., baseret på dybdefordelingen i GRUMODATASÆTTET. Den beregnede pesticidpåvirkning kan opgøres som volumen % af en grundvandsforekomst med indhold af pesticider over kravværdien. Bemærk, at ved tilstandsvurderingen regnes med MAM (Middel af årlige middelværdier) der ligger højere end de medianværdier der er anvendt i dette projekt, da der her er prioriteret at undgå bias fra outliers i form af falske positive.

Det er ikke muligt at beregne den forventede pesticidpåvirkning fra punktkilder, da den altid vil være afhængig af den konkrete lokalisering af punktkilder.

Det anbefales før hver fremtidig risiko- og tilstandsvurdering at udarbejde figurer svarende til Figur 24 - Figur 26, men baseret for MAM værdier for de fokusstoffer, der i den aktuelle periode anses for særligt betydende og for den samlede pesticidpåvirkning baseret på den højeste koncentration i hver prøve for et enkeltstof (i tilstandsvurdering til VP3 kaldet Maks-MAM).

9. Betydning af lerdæklag

I dette kapitel diskuteres følgende hypotese:

- *Hypotese #8: Tykke akkumulerede lerlag beskytter mod pesticider*

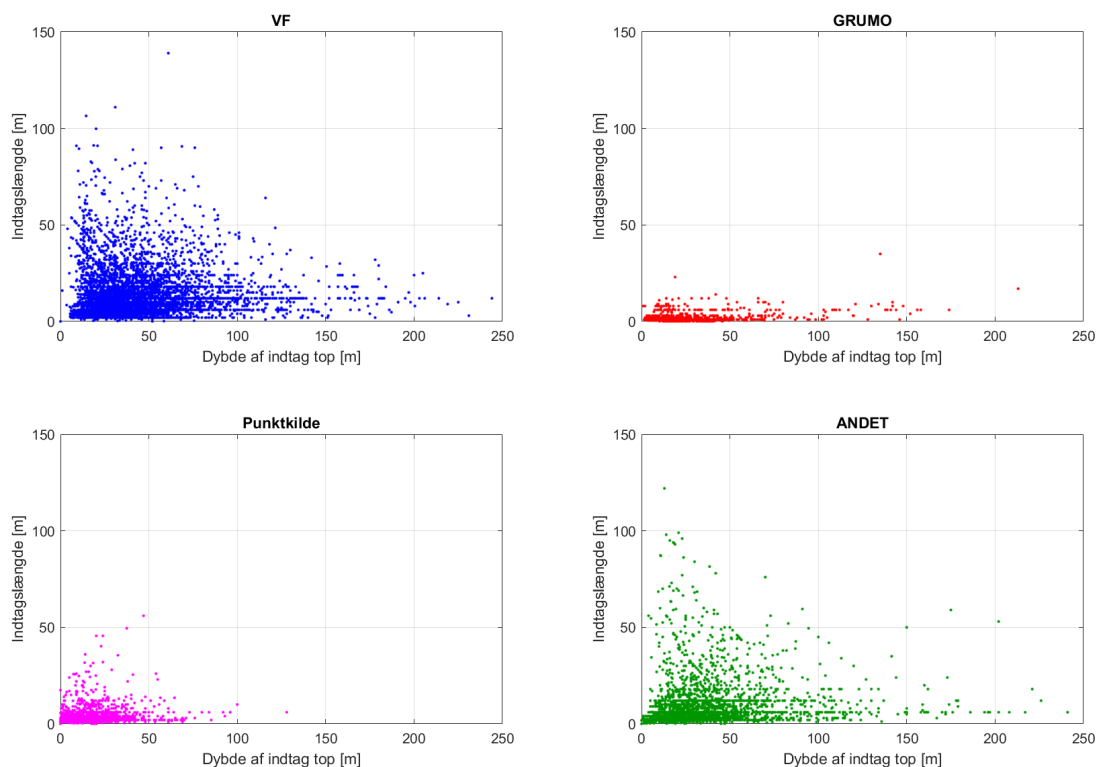
Hypotese # 8 diskuteres med udgangspunkt i lerlagstykkelser over analyserede indtag, for at vurdere, hvorvidt disse lerslagsmægtigheder kan relateres til hyppigheden af pesticidfund i koncentrationer over detektionsgrænsen og kravværdien $> 0,1 \mu\text{g/l}$, se kapitel 2.4 for de præcise definitioner af lerlag, dæklag osv. som begreberne er anvendt i denne rapport. Resultaterne fra kapitel 8, indgår som en væsentlig parameter i vurderingerne.

9.1 Dataforberedelse

De senere års grundvandsovervågning viser, at 30-40 % af GRUMO-indtagene er forurenet med pesticidstoffer over kravværdien ($> 0,1 \mu\text{g/l}$) i det øverste grundvand ($< 30 \text{ m u.t.}$) og ca. 20 % er forurenet med pesticidstoffer til 50 meters dybde (Thorling mfl. 2024). Ved udarbejdelsen af den ny metode til vurdering af grundvandsforekomsterne generelle kemiske tilstand for pesticider (Thorling mfl., 2021) til tredje vandplanperiode 2021-2027 (VP3) sås det, at alene DMS i sig selv overskrider kravværdien i mere end 30 % af vandforsyningsindtagene med indtagstop ned til 40 m u.t. i områder med $> 50 \%$ bebygget areal.

På denne baggrund er det valgt (i dette kapitel og kapitel 10) at arbejde med den delmængde af indtag som har indtag indtil 40 m dybde og indtag med længder på højest 6 m. Derudover er det set på forskudte og ikke-forskudte oplandscirkler, jf. afsnit 6.5. Figur 28 viser, at hovedparten af de indtag, som er fravalgt ift. det samlede datagrundlag, er af datatyperne vandforsyning, idet fx åbne vandforsyningsboringer i kalk med lange indstrømningsintervaller er udgået af i denne analyse.

Figur 29 viser, at dette målrettede deldatasæt har en god geografisk dækning ud over landet. Det omfatter 11.504 indtag, hvoraf de 8.962 (61 %) har tilknyttet en forskudt oplandscirkel. Da det ikke er alle indtag, det har en modelleret strømningsretning i DK-modellen til brug for beregningen af en forskydningsvektor, anvendes der for de resterende indtag en oplandscirkel med centrum i den boring, som indtaget er tilknyttet.



Figur 28. Indtagsslængder (m) som funktion af dybden til top af indtag (m u.t.) for samtlige indtag med pesticidanalyser fordelt på datatyperne vandforsyning (VF), grundvandsovervågning (GRUMO), Punktkilde og Andet (inkl. Grundvandskortlægningen). Datatyper er defineret i kapitel 6.1. Til analysen i dette kapitel anvendes kun indtag med top af indtags ned til 40 m u.t.

Yderlig underinddeling af det fulde datasæt er udført ud fra følgende kriterier for at etablere Datasæt (I) kun med indtag i det øverste magasin og Datasæt (II) med alle indtag ned til en dybde af 40 m u.t., hvor datasættene er afgrænset således:

Datasæt I (indtag placeret lige under lerlag af en given tykkelse)

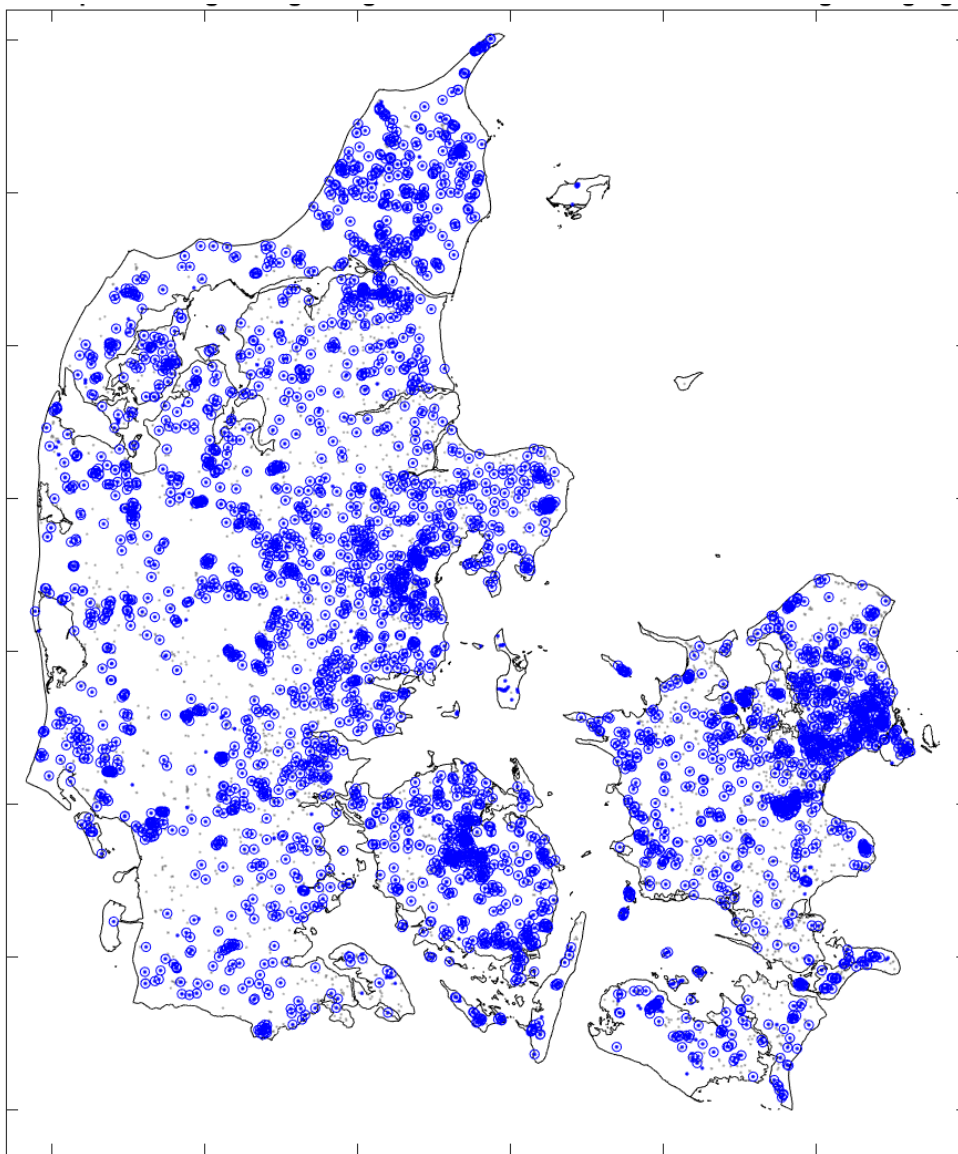
Alle indtag i det øverste magasin, hvor disse fem kriterier alle er opfyldt

- øverste magasin/grundvandsforekomst i DK-modellens hydrostratigrafi identificeres med en tolerance på 3 m gange antallet af mulige magasinlag (fx KS1, KS2, osv.) over givne magasinlag
- mægtigheden af magasinlaget er > 3 m for at et lag klassificeres som øverste magasin
- dybden til toppen af indtag må ligge op til 3 m over toppen af øverste magasin (m u.t.)
- dybden til bunden af indtag må ligge op til 3 m under bunden af øverste magasin (m u.t.)
- indtagsslængde ≤ 6 m

Datasæt II (indtag placeret i en bestemt dybde uanset dæklagets geologi)

Alle indtag til en dybde af 40 m, hvor begge disse to kriterier er opfyldt.

- dybden for toppen af indtaget ≤ 40 m u.t.
- indtagsslængde ≤ 6 m



Figur 29. Den geografiske fordeling af den delmængde af indtag, der indgår i vurderingerne i dette kapitel, hvor der alene ses på indtag med en dybde til top af indtag på ≤ 40 m u.t. og indtagsslængde ≤ 6 m (datasæt II). Blå prik markerer placering af alle indtag med oplandscirkler placeret i centrum af den tilknyttede boring ($n=11.504$) og blå cirkel markerer indtag med forskudte oplandscirkler ($n=8.962$). Grå prik markerer indtag, der ikke indgår i dette kapitel.

Kriterie a er indført for at tage højde for, at et magasinlag ifølge kriterie b skal være mere end 3 m tykt for at blive betragtet som det øverste grundvandsmagasin.

Tolerancen på 3 m i kriterie c og d skal tage højde for usikkerhederne i placeringen af lagdybder i DK-modellens hydrostratigrafi, så usikkerheder i modellerede lagdybder i forhold til den faktiske placering af de enkelte indtag ikke fører til frasortering af for mange indtag. Der er valgt en usikkerhed på 3 m for hvert modelleret magasinlag over det givne magasin. Dette betyder, at den samlede usikkerhed på laget kan blive stor, hvis der er mange lag. Som eksempel, hvis KS3 er det øverste magasin (Når det er det øverste sandlag med en tykkelse > 3 m) vil toppen af dette lag kunne findes i intervallet fra summen af tykkelserne af de 3 overliggende lerlag (kvartære lerlag benævnt KL1, KL2 og KL3) til summen af

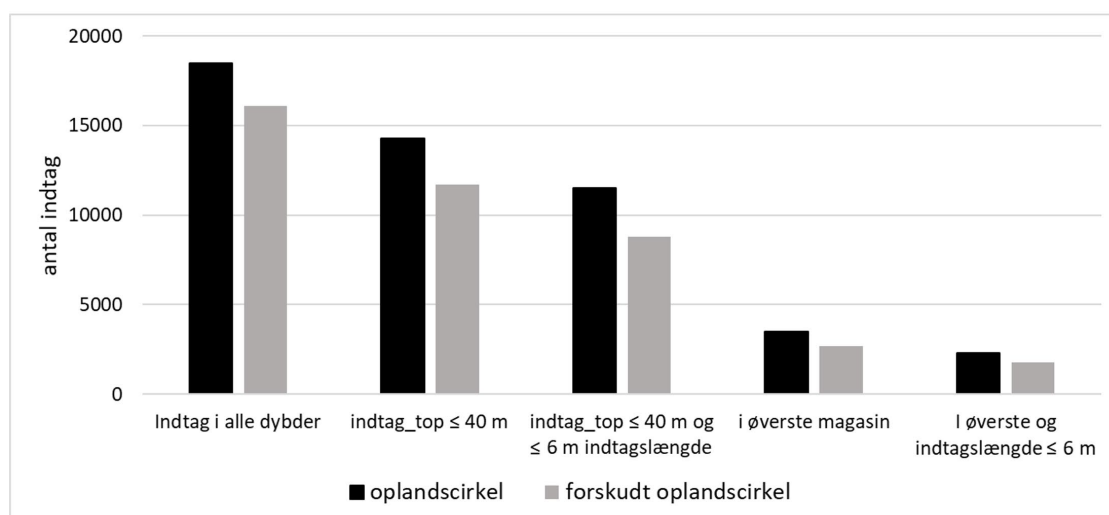
tykkelserne af de tre lerlag (KL1, KL2 og KL3) plus 6 m (2 x 3 m for hhv. KS1 og KS2, der er sandlagene over KS3 i DK-modellen)

For hvert indtag er der beregnet oplandscirkler med hhv. 200 m og 500 m radius, se afsnit 6.5. I de følgende afsnit bliver der kun vist resultater for oplandscirkler med 200 m radius, da der som hovedregel ikke var stor forskel i resultaterne, for beregninger baseret på en 200 m eller en 500 m oplandscirke.

Figur 30 viser antallet af indtag, med og uden forskudt oplandscirke, for forskellige delmængder af det samlede datasæt jf. kriterierne for datasæt (I) og (II), se ovenfor.

Når alle kriterier for datasæt (I) anvendes (indtaget skal være placeret i øverste magasin, højst have en længde på 6 m osv.), reduceres antallet af tilgængelige indtag til vurdering af dæklagenes betydning til 2.439 indtag med forskudt oplandscirke og 3.244 indtag, hvis der suppleres med indtag med ikke-forskudte oplandscirkler. Med andre ord vil det fokuserede datasæt, være reduceret til 17 % af indtagene i forhold til det samlede datasæt.

Når denne delmængde af indtag i den efterfølgende analyse yderligere inddeles i datatyper og pesticidstoffer/stofgrupper samt kriterier relateret til geologisk heterogenitetsindex eller lerdæklagstykkelser, vil undergrupperne kunne blive for små til alle kombinationer vil have en relevant statistisk sikkerhed. Det er derfor valgt at præsentere resultater fra datasæt (II) (indtagstop ≤ 40 m u.t. og indtagslængde ≤ 6 m). Det må konkluderes at der trods det store antal indtag i det samlede datasæt ikke er muligt at lave en tilstrækkelig statistisk sikker vurdering af indtag i det øverste magasin, lige under lerdæklagen.



Figur 30. Antal tilgængelige indtag med analyse for pesticidstoffer, ved forskellige sorteringer. Længst til venstre, det samlede datasæt (se kap. 6) opdelt på alle indtag med og uden forskudt oplandscirkler ($n=16.087$) og ($n=18.833$). Mod højre delmængder af det samlede datasæt givet ved udvælgelseskriterier for dybde ≤ 40 m u.t., indlægs længder ≤ 6 m og indtag placeret i øverste magasin, jf. ovenstående kriterier.

9.2 Beregning af lerlagstykkelser

I dette kapitel arbejder vi med to datasæt for repræsentation af lerdæklaget. Det ene datasæt er baseret på, hvordan lerlagene er afgrænset i DK-modellen, og det andet datasæt er baseret på udtræk fra Jupiter af ler- og siltaflejringer som de er beskrevet for borerne tilknyttet de enkelte indtag. Dette giver således enten et sammenhængende landsdækkende tema fra DK-modellen, eller punkttema fra boringsoplysninger, der i højere grad afspejler den lokale situation end modellen.

I undersøgelsen af betydningen af lerdæklagenes for pesticidpåvirkningen af grundvandet anvendes beregninger af den akkumulerede lertykkelse over indtag med pesticidanalyser baseret på lertykkelser fra hvert af de to anvendte datasæt for lertykkelse. Undersøgelsen inddrager indtag med såvel forskudte som ikke-forskudte oplandscirkler. Der er medtaget indtag med dybder til top af indtag ned til 80 m.

Dataanalysen og beregninger af den akkumulerede lerlagstykkelse ud fra den hydrostratigrafiske model i DK-modellen er beskrevet i Bilag 9, og vil ikke blive omtalt yderligere i dette kapitel.

I beregningen af den akkumulerede lertykkelse ud fra boringsinformationer i Jupiter, summeres tykkelsen af ler- og siltlag fra toppen af indtaget og op til terræn. Fremgangsmåden til udtræk af de geologiske oplysninger i boringsdata er nærmere beskrevet i Bilag 10. Efter at dette datasæt (med indtagsdybder til 80 m u.t.) er rensat for indtag med manglende, mangelfuld eller fejlagtige informationer om lithologi, er der 11.768 indtag til. Heraf har 10.483 indtag indtagsdybder mindre end 40 m u.t. Metoden til fremstillingen af to typer af diagrammer, der på forskellig vis præsenterer datasættet opdelt i lertykkelsesintervaller, indtagsdybdeintervaller og koncentrationsintervaller er detaljeret beskrevet i Bilag 10.

Der lavet en lang række af diagrammer for begge datasæt for den akkumulerede lertykkelse, da der er arbejdet med forskellige måder at illustrere indtagsintervaller og intervaller af akkumulerede lertykkelser for bedst muligt at afdække, om lerdæklagenes tykkelser har en betydning i forhold til koncentrationsfordelingerne i bestemte indtagsdybdeintervaller i grundvandet.

9.3 Vurdering af lerlagstykkelsen for pesticidpåvirkning

For at vurdere lerdæklagstykkelsens betydning for pesticidpåvirkningen er der lavet en sammenligning af andelen af indtag, hvor pesticidkoncentrationerne er opdelt i fire koncentrationsintervaller. Dette præsenteres for henholdsvis indtag umiddelbart under lerdæklagen og indtag i det samlede datasæt. Formålet er at vise, om der er mere eller mindre pesticidpåvirkning under umiddelbart under lerdæklagen end i det samlede datasæt.

Gruppen af indtag umiddelbart under lerdæklagen er afgrænset således, at der kun er medtaget indtag, hvor dybden til toppen af indtaget ligger < 3 m dybere end den akkumulerede lertykkelse over indtaget. De tre meter af andre typer aflejringer kan være fordelt både som muldrag direkte under terrænoverfladen, sandlag mellem ler/siltlag eller under ler/siltlag direkte over indtaget. Disse indtag er opdelt i grupper efter størrelsen af den

akkumulerede lertykkelse opdelt i 5 m intervaller. Dog er den mindste lertykkelse 0-5 m opdelt i to intervaller, indtag helt uden lerdæklag optræder i intervallet 0-1 m sammen med indtag, der har ganske tynde lerdæklag med sammenlagt < 1 m tykkelse. Lerdæklag på 1-5 m tykkelse indgår i intervallet 1-5 m.

Tabel 8 viser antallet af indtag som funktion af den akkumulerede lertykkelse over indtaget for tre datatyper: Punktkilde, Øvrige og GRUMO fordelt på de fire fokusstoffer (DPC, DMS, BAM og 1,2,4-Triazol). Det fremgår af tabellen, at indtag med datatypen Punktkilde og GRUMO-data er kun repræsenteret for op til 20 m akkumulerede lertykkelser, hvis der samtidigt sættes som betingelse, at der mindst skal være 15 indtag i hver lertykkelsesinterval i tabellen. Dette hænger sammen med, at især punktkildeindtag er placeret relativt terrænnært, se kapitel 7. Datatypen Øvrige har mere end 15 indtag i alle lertykkelsesintervaller op til 40 m akkumuleret lertykkelse. De to datatyper Punktkilde og Øvrige supplerer hinanden godt ved fortolkningen af lerlagenes betydning på fund af pesticider, fordi de tilsammen dækker hele spektret af lerdæklagstykkelser på 0-40 meter.

Tabel 8. Antal indtag med pesticidanalyser for de fire fokusstoffer (DPC, DMS, BAM og 1,2,4-Triazol) fordelt efter den akkumulerede lertykkelse over indtaget (og hvor dybden til toppen af indtag er ≤ 3 m større end den beregnede akkumulerede lertykkelse). Antal indtag er opdelt på datatyperne Punktkilde (Punkt), Øvrige (Vandforsyning, GRUMO, GKO og Andet) og GRUMO-ale. Gråskraverede felter viser opdelinger med færre end 15 indtag.

Ler Tykkelser Meter	DPC			DMS			BAM			1,2,4-Triazol		
	Punkt	Øvrige	GRUMO	Punkt	Øvrige	GRUMO	Punkt	Øvrige	GRUMO	Punkt	Øvrige	GRUMO
0-1	2017	54	26	996	54	26	2125	60	26	1000	50	26
1-5	841	50	41	404	49	40	880	57	44	409	50	41
5-10	453	60	43	232	57	43	482	79	46	227	55	43
10-15	145	64	34	62	66	34	153	82	37	62	61	34
15-20	41	49	8	31	46	8	41	64	10	30	44	8
20-25	8	38	6	6	38	6	8	61	7	6	38	6
25-30	3	42	5	1	39	5	3	52	5	1	39	5
30-35	4	34	1	4	31	1	4	40	1	4	33	1
35-40	4	16	0	1	14	0	4	21	0	1	15	0

9.3.1 Forklaring på de stofspecifikke figurer for vurdering af lerlagstykkelsens betydning

Til brug for figurerne i de næste underafsnit er andelen af indtag i hvert akkumuleret lertykkelsesinterval / dybdeinterval opgjort for 4 koncentrationsintervaller: under detektionsgrænsen ($\leq$ DL), fund under kravværdien ($>$ DL-0,1 μ g/l), alle fund ($>$ DL μ g/l) og værdier $>$ 0,1 μ g/l for hvert pesticidstof opdelt på datatyperne Punktkilde, Øvrige (Vandforsyning, GRUMO, Grundvandskortlægning og Andet) og GRUMO.

Der er udarbejdet en figur i hver sit underafsnit for de fire fokusstoffer: DPC, DMS, BAM og 1,2,4-triazol. Hver figur består af to delfigurer:

Figuren til venstre beskriver hyppigheden for hver af de fire koncentrationsintervaller som funktion af den akkumulerede lertykkelse opdelt i mægtighedsintervaller som i Tabel 8. På denne delfigur vil top af indtaget forventes at side umiddelbart under lerlaget (inden for tre meter). Antallet af indtag lige under hvert lertykkelsesinterval (se Tabel 8) er noteret øverst i diagrammet ud for hvert lertykkelsesinterval. Data er vist for alle lertykkelsesintervaller, men kun lertykkelsesintervaller med ≥ 15 indtag indgår efterfølgende i vurderingen af dæklagenes tykkelse i forhold til de fire fokusstoffer. Bemærk fx, at der ikke er et tilstrækkeligt antal indtag for datatypen Punktkilder for > 20 m akkumuleret lertykkelse. Andelen af indtag for fund (i tre koncentrationsintervaller) er alle vist med signaturen "stjerne" med forskellig farve for hvert koncentrationsinterval. Andelen af indtag $\leq$ DL er vist med signaturen "cirkel".

Til sammenligning, er der til højre lavet en tilsvarende figur for det samlede datasæt opdelt efter dybden til top af indtag med samme intervaller som figuren til venstre, dvs. alle indtag for hver datatype, uanset den geologiske sammensætning af lagene over indtaget, se Figur 31. Der er anvendt signaturen åbent kvadrat med samme farver som til venstre for de fundandele i de forskellige koncentrationsintervaller. Endelig viser figuren til højre både indholdet af figuren til venstre med samme signaturer tegnet sammen med de koncentrationsfordelinger, der er baseret på dybden til top af indtag.

Der er anvendt samme farve for hvert koncentrationsinterval, og det er derfor signaturer med samme farve, der skal sammenlignes på figuren til højre.

Figureerne tolkes således, at hvis de åbne kvadrater fra en given dybde viser, at der er en større hyppighed af fund og overskridelser, end den samme farve med stjernesignatur, er det et tegn på, at der er en mindre påvirkning under lerdæklagen ved denne dybde end i det samlede datasæt, hvor der ikke tages hensyn til den geologiske sammensætning af lagene over et indtag.

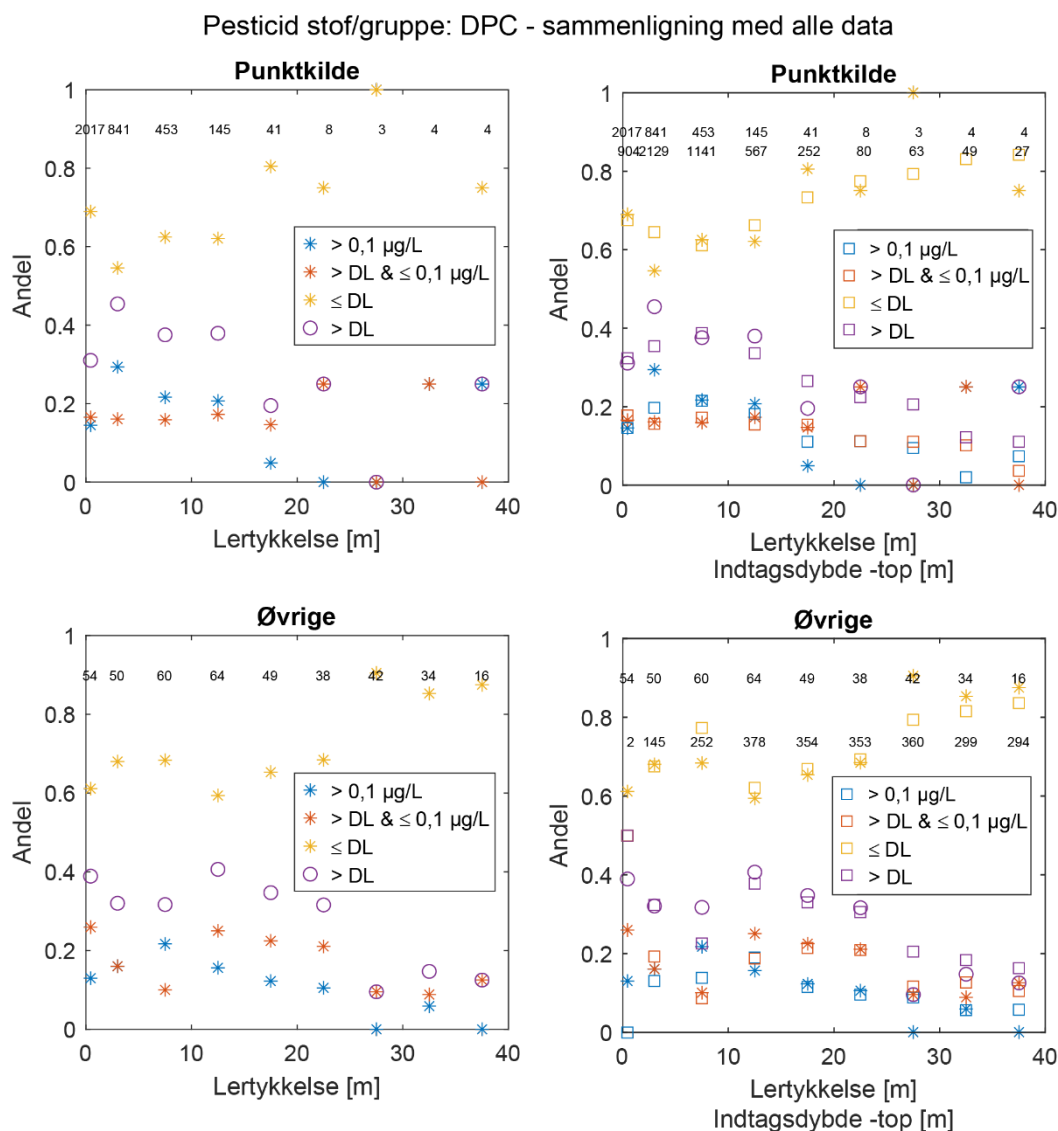
Antal af indtag i hvert indtagsdybdeinterval er noteret, som det nederste tal, øverst i diagrammet ud for hvert interval, under antal indtag under lerdæklaget med samme tykkelse, som fremgår af begge delfigurer.

Ikke alle indtag filtersat umiddelbart under lerdæklag, vil falde i det samme numeriske interval som for hhv. lertykkelse og top af indtag, da indtag under lerlag er sorteret efter at dybden til toppen af indtaget må være op til 3 m større end den akkumulerede lertykkelse over indtaget.

9.3.2 DPC

Figur 31 (til venstre) viser som funktion af lerlagstykkelsen andelen af indtag analyseret for DPC fordelt i fire koncentrationsintervaller, som beskrevet ovenfor: $\leq$ DL (detektionsgrænsen), værdier $> DL$, værdier mellem DL og $0,1 \mu\text{g/l}$ og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$. Bemærk, at der < 15 indtag for datatypen Punktkilder ved mere end 20 m akkumuleret lertykkelse, figuren kun kan fortolkes for de øverste 20m.

Figur 31 (til højre) viser indholdet af figuren til venstre sammen med de tilsvarende andele af indtag for de fire koncentrationsintervaller baseret på alle indtag med en analyse for DPC uanset den geologiske sammensætning af lagene over indtaget, og her baseret på dybden til top af indtag.



Figur 31. Til venstre, akkumuleret lertykkelse og hyppigheder af pesticidstoffet DPC fordelt på fire koncentrationsintervaller for datatyperne Punktkilde og Øvrige (GRUMO, vandforsyning, GKO og andet) for indtag umiddelbart under lerdæklaget, dvs. delmængden af indtag, hvor dybden til toppen af indtaget er op til 3 m større end den akkumulerede lertykkelse over indtaget. Til højre er figuren til venstre tegnet sammen med hyppigheden af indtag med forskellig koncentration af DPC uanset dæklagets geologiske sammensætning for de samme intervaller for indtagstop-dybde som for lertykkelsen. Legenden i figurene til venstre gælder for delmængden af indtag placeret umiddelbart under lerdæklaget, mens legenden i figurene til højre gælder for alle indtag uanset dæklag.

DPC for datatypen Punktkilde viser for begge delfigurer i Figur 31 stort set den samme høje andel af fund over DL (lilla symboler) med ca. 40 % fund ned til 15 m og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ blå symboler, med ca. 20 %. Ved større dybder/dæklagstykkelser falder hyppigheden

nogenlunde ens for de to datasæt, vist på figuren til højre. Der skal ses bort fra data ved dybder større end 20 m.

For datatypen Øvrige ses også for begge datasæt næsten ens forløb i andelene af koncentrationsintervallerne for delmængden af indtag under ler og det samlede datasæt. Som for Punktkilde datatypen ligger andelene af fund over DL (lilla) og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ (blå) for datatypen Øvrige relativt ens, her med omkring 30-40 % fund i intervaller < 25 m lertykkelse eller indtagsdybde. For dybder > 25 m ligger andelene af fund $> \text{DL}$ og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ omkring 10-20 % i alt.

9.3.3 DMS

Figur 32 (til venstre) viser som funktion af lerlagstykkelsen andelen af indtag analyseret for DMS fordelt i fire koncentrationsintervaller, som beskrevet ovenfor: $\leq \text{DL}$ (detektionsgrænsen), værdier $> \text{DL}$, værdier mellem DL og $0,1 \mu\text{g/l}$ og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$. Bemærk, at der < 15 indtag for datatypen Punktkilder ved mere end 20 m akkumuleret lertykkelse, figuren kun kan fortolkes for de øverste 20m.

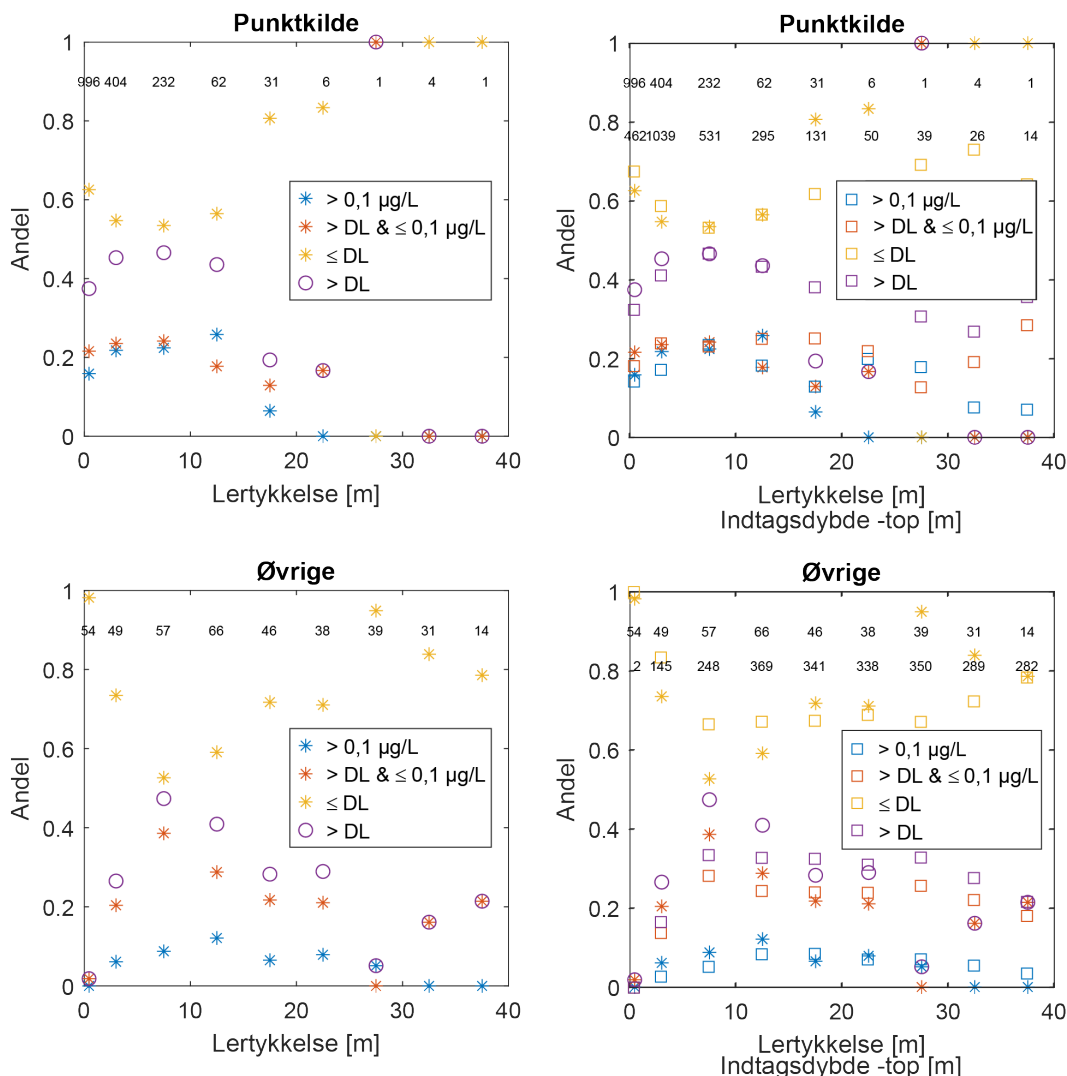
Figur 32 (til højre) viser indholdet af figuren til venstre sammen med de tilsvarende andele af indtag for de fire koncentrationsintervaller baseret på alle indtag med en analyse for DMS uanset den geologiske sammensætning af lagene over indtaget, og her baseret på dybden til top af indtag.

DMS for datatypen Punktkilde viser for begge delfigurer i Figur 32 stort set den samme høje andel af fund over DL (lilla symboler) med ca. 40 % fund ned til 15 m og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ blå symboler, med ca. 20 %. Ved større dybder/dæklagstykkelser falder hyppigheden nogenlunde ens for de to datasæt, vist på figuren til højre. Der skal ses bort fra data ved dybder større end 20 m.

For datatypen Øvrige ses næsten ens forløb i andelene for alle lertykkelses- og dybdeintervaller, dog er der en tendens til at andelene af fund over DL (lilla) og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ (blå) for indtag under lerdæklag ligger på et lidt højere niveau for intervaller < 15 m, på samme niveau for intervallet 15-25 m og lavere for intervaller > 25 m.

Dette peger på større pesticidpåvirkning under lerlag, hvilket dog kan forklares med at DMS især er fundet i Østdanmark under ler, da DMS især er fundet i hovedstadsområdet i mange vandforsyningsboringer der.

Pesticid stof/gruppe: DMS - sammenligning med alle data

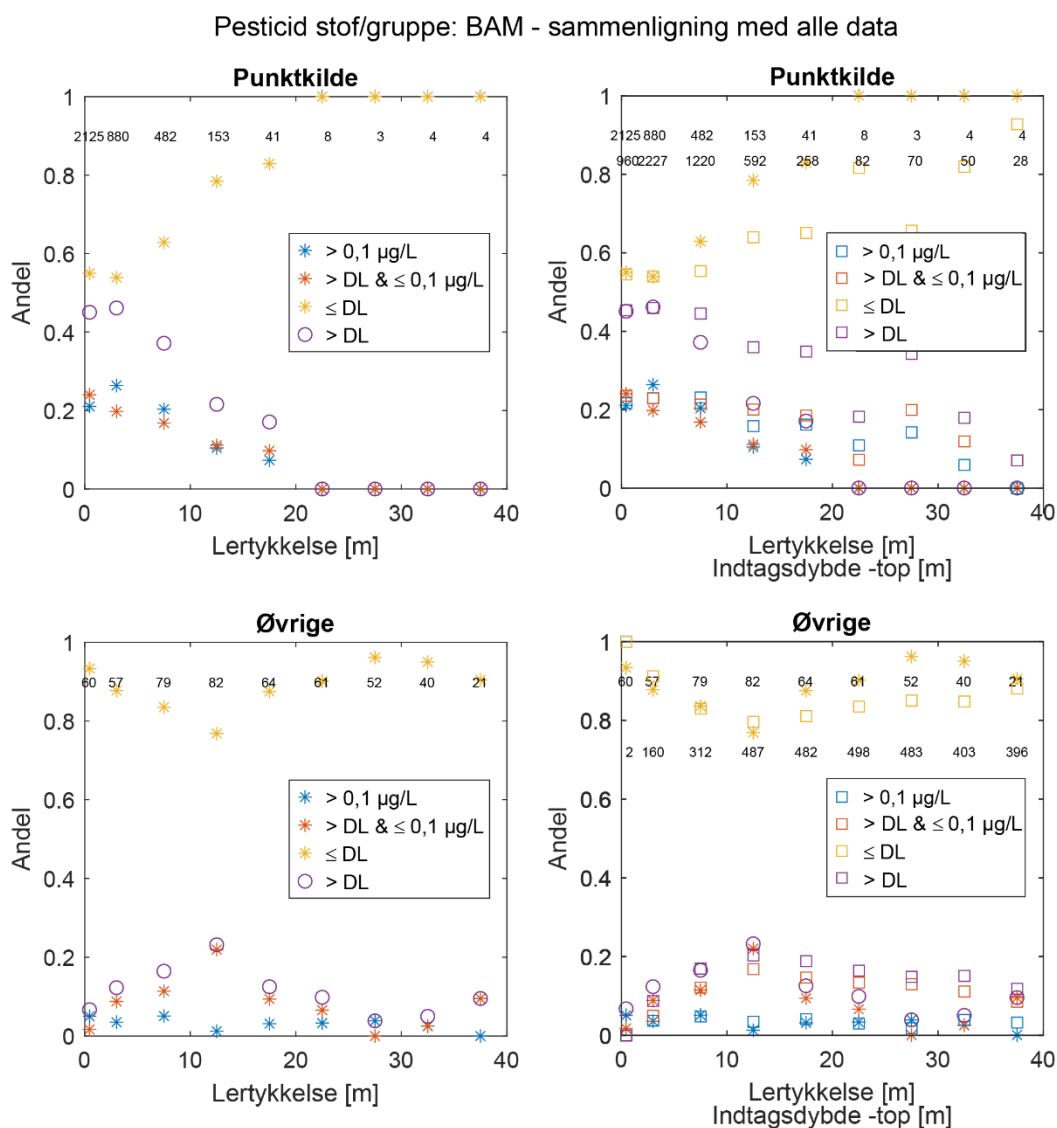


Figur 32. Til venstre, akkumuleret lertykkelse og koncentrationsfordeling af pesticidstoffet DMS fordelt på koncentrationsintervaller for datatyperne Punktkilde og Øvrige (GRUMO, vandforsyning, GKO og andet) for indtag umiddelbart under lerdæklaget, dvs. delmængden af indtag, hvor dybden til toppen af indtaget er op til 3 m større end den akkumulerede lertykkelse over indtaget. Til højre er figuren til venstre tegnet sammen med hyppigheden af indtag med forskellig koncentration af DMS uanset dæklagets geologiske sammensætning for de samme intervaller for indtagstop-dybde som for lertykkelsen. Legenden i figurene til venstre gælder for delmængden af indtag placeret umiddelbart under lerdæklaget, mens legenden i figurene til højre gælder for alle indtag uanset dæklag.

9.3.4 BAM

Figur 33 (til venstre) viser som funktion af lerlagstykkelsen andelen af indtag analyseret for BAM fordelt i fire koncentrationsintervaller, som beskrevet ovenfor: $\leq$ DL (detektionsgrænsen), værdier $> DL$, værdier mellem DL og $0,1 \mu\text{g/l}$ og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$. Bemærk, at der < 15 indtag for datatypen Punktkilder ved mere end 20 m akkumuleret lertykkelse, figuren kun kan fortolkes for de øverste 20m. Figur 33 (til højre) viser indholdet af figuren til venstre sammen med de tilsvarende andele af indtag for de fire koncentrationsintervaller baseret på alle indtag med en analyse for BAM uanset den geologiske sammensætning af lagene over indtaget, og her baseret på dybden til top af indtag.

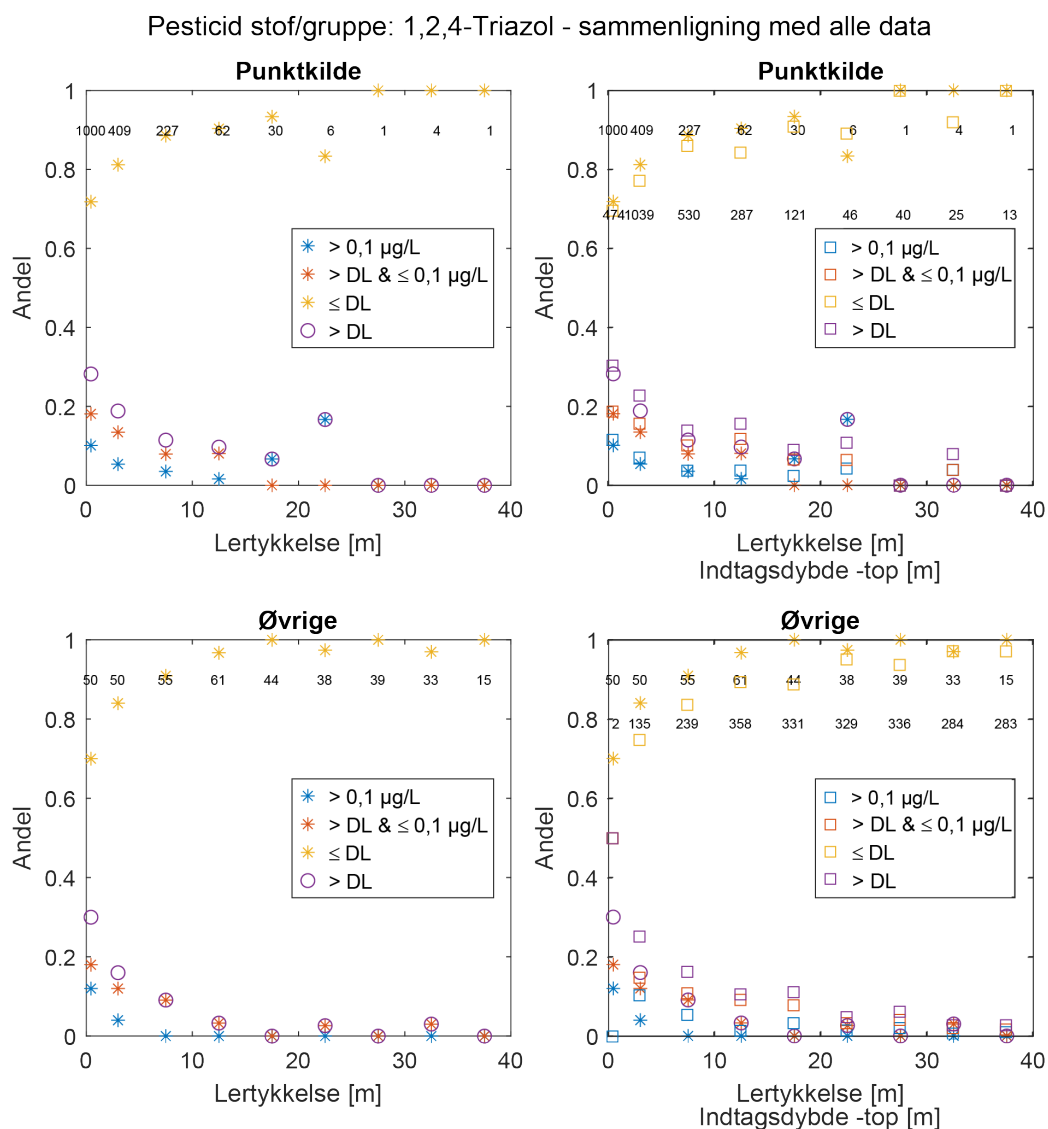
Figur 33 viser for Punktkilde samstemmende høje andele af fund over DL og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ (ca. 50 % i alt) i de to intervaller $< 5 \text{ m}$ hhv. akkumuleret lertykkelse og indtagsdybde, derefter ses for lertykkelser / indtagsdybder op til 20 m et fald i andelen af fund over DL og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$, hvor dette fald sker hurtigere for delmængden af indtag placeret direkte under lerdæklag, mens andele i det samlede datasæt er højere. For datatypen Øvrige ses på samme måde sammenstemmende andele af indtag for det samlede datasæt og indtag under ler ned til ca. 15 m ler. Herunder en smule lavere påvirkning for indtag under ler end i det samlede datasæt.



Figur 33. Til venstre, akkumuleret lertykkelse og koncentrationsfordeling af pesticidstoffet BAM fordelt på koncentrationsintervaller for datatyperne Punktkilde og Øvrige (GRUMO, vandforsyning, GKO og andet) for indtag umiddelbart under lerdæklaget, dvs. delmængden af indtag, hvor dybden til toppen af indtaget er op til 3 m større end den akkumulerede lertykkelse over indtaget. Til højre er figuren til venstre tegnet sammen med hyppigheden af indtag med forskellig koncentration af BAM uanset dæklagets geologiske sammensætning for de samme intervaller for indtagstop-dybde som for lertykkelsen. Legenden i figurerne til venstre gælder for delmængden af indtag placeret umiddelbart under lerdæklaget, mens legenden i figurerne til højre gælder for alle indtag uanset dæklag.

9.3.5 1,2,4-Triazol

Figur 34 (til venstre) viser som funktion af lerlagstykkelsen andelen af indtag analyseret for 1,2,4-triazol fordelt i fire koncentrationsintervaller, som beskrevet ovenfor: $\leq$ DL (detektionsgrænsen), værdier $>$ DL, værdier mellem DL og $0,1 \mu\text{g/l}$ og værdier $>0,1 \mu\text{g/l}$. Bemærk, at der < 15 indtag for datatypen Punktkilder ved mere end 20 m akkumuleret lertykkelse, figuren kun kan fortolkes for de øverste 20m.



Figur 34. Til venstre, akkumuleret lertykkelse og koncentrationsfordeling af pesticidstoffet 1,2,4-Triazol fordelt på koncentrationsintervaller for datatyperne Punktkilde og Øvrige (GRUMO, vandforsyning, GKO og Andet) for indtag umiddelbart under lerdæklaget, dvs. delmængden af indtag, hvor dybden til toppen af indtaget er op til 3 m større end den akkumulerede lertykkelse over indtaget. Til højre er figuren til venstre tegnet sammen med hyppigheden af indtag med forskellig koncentration af 1,2,4-Triazol uanset dæklagets geologiske sammensætning for de samme intervaller for indtagstop-dybde som for lertykkelsen. Legenden i figurerne til venstre gælder for delmængden af indtag placeret umiddelbart under lerdæklaget, mens legenden i figurerne til højre gælder for alle indtag uanset dæklag.

Figur 34 (til højre) viser indholdet af figuren til venstre sammen med de tilsvarende andele af indtag for de fire koncentrationsintervaller baseret på alle indtag med en analyse for

1,2,4-triazol uanset den geologiske sammensætning af lagene over indtaget, og her baseret på dybden til top af indtag.

Figur 34 viser for både for Punktkilde og Øvrige en mindre påvirkning under ler. For delmængden af indtag ligger andelene af fund over DL og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ i alle intervaller på et lidt lavere niveau. Dette er i overensstemmelse med de iagttagelser der er i kapitel 7.3, om at 1,2,4-triazol ikke er stabilt under reducerede forhold, som kan forventes at være til stede i de mere lerede miljøer.

9.4 Opsummering af lerdæklagenes betydning

I Bilag 10 kan man genfinde Figur 31, Figur 32, Figur 33 og Figur 34, samt figurer med den geografiske placering af indtagene fordelt på akkumuleret lertykkelses- og koncentrationsintervaller for datasættet med indtag lige under dæklaget samt figurer med den geografiske placering af indtagene fordelt på indtagsdybde- og koncentrationsintervaller for det samlede datasættet. De tilsvarende figurer for pesticidgrupperne fremgår af Bilag 10.

Resultater viser, at det afhænger af de stofspecifikke egenskaber for de fire fokusstoffer, om lerdæklag har en betydning for nedsivning af pesticider:

- **DPC:** Det ser ikke ud til at lerdæklag af nogen tykkelse i det belyste dybdeinterval fra 0-40 m har en betydning for nedsivning af DPC. Derimod viser den anden type af diagrammer, se Bilag 10 en lavere andel af fund og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ i områder uden lerlag for alle dybdeintervaller. Dette kunne mistolkes som større sårbarhed under lerede forhold, men hænger muligvis sammen med forskelle i arealanvendelsen i lerede og sandede områder. Moderstoffet chloridazon blev overvejende anvendt til sukkerroer og fodersukkerroer (se Tabel 1 og Thorling mfl., 2024), hvorfor DPC optræder særligt hyppigt i de lerede områder på Fyn, Lolland og Vestsjælland, hvor der blev dyrket særligt mange sukkerroer.
- **DMS:** Det ser ud til, at lerdæklag kun i meget ringe grad har en betydning for nedsivning af pesticider i det belyste dybdeinterval fra 0-40 m. For lerdæklagstykker på op til ca. 15 m er der en tendens til, at andelene af fund og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ er højere end for når der ses på alle indtag uanset dæklaget sammensætning. Dette kan have noget at gøre med, at der særligt i Hovedstadsområdet, hvor lerdæklag er almindeligt forekommende har været en stor påvirkning med moderstofferne til DMS, se kapitel 8.
- **BAM:** Resultaterne peger på, at lerdæklag har nogen grad af betydning for nedsivning af pesticider ved lerdæklagstykker $> 15 \text{ m}$, således at der er en tendens til, at andelene af fund og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ er en smule lavere under lerdæklag, end når der ses på alle indtag uanset dæklaget sammensætning.
- **1,2,4-Triazol:** Dybdeprofiler for 1,2,4-Triazol (se Figur 22) indikerer, at der sker en hurtigere nedbrydning af stoffet i iltfrie aflejringer. Dette er også afspejlet i denne dataanalyse, hvor indtag under lerdæklag har en tendens til at fundandelene er lavere end for det samlede datasæt. Hvilket tolkes som værende relateret til at overgangen til iltfrie og reducerende forhold typisk ligger mere terrænnært for lerede aflejringer.

Ved at studere alle figurene i Bilag 10, vil man kunne se, at man kan uddrage de samme forklaringer for DPC, DMS, BAM og 1,2,4-Triazol som Figur 31, Figur 32, Figur 33 og Figur 34 illustrerer, når der tages udgangspunkt i DK modellens lerlag.

Hvad angår

- *Hypotese #8: Tykke akkumulerede lerlag beskytter mod pesticider*

Vi må konkludere, at det ikke er muligt ud fra disse analyser at verificere, at tykke akkumulerede lerlag på op til ca. 40 tykkelse beskytter mod pesticider generelt set, medmindre der er tale om redoxfølsomme pesticider, som 1,2,4-triazol, se kapitel 7.3.

Det er således kun for pesticider, der nedbrydes hurtigt under reducerede forhold, og som er relativt stabile under iltede forhold, at et generelt dybdekriterium, der adskiller sig fra den konceptuelle forståelsesmodel, er relevant, og her anbefales ved stofspecifikke vurderinger at tage udgangspunkt i de konkrete redoxforhold i målepunkterne eller evt. en modelleret redoxgrænse.

10. Geologisk kompleksitets betydning for pesticidnedsivning

I dette kapitel undersøges det, om det er muligt at anvende eksisterende heterogenitet-sindex til at verificere

- *Hypotese #9: Grundvandsmagasiner i områder med stor geologisk heterogenitet har en større påvirkning med pesticider end i områder med mere homogen geologi*

Analysen af geologisk kompleksitets betydning for pesticidnedsivning er baseret på følgende kortmateriale

1. det polymorfologiske (PM) kort over Sjælland og øerne, se afsnit 10.1
2. et landsdækkende basalt geologisk kompleksitetskort i lav opløsning, se afsnit 10.2

hvor der er anvendt:

- a) arealopgørelser af landskabstyper og kompleksitetsklasser fra de to korttyper inden for forskudte oplandscirkler suppleret med ikke-forskudte oplandscirkler med radius = 200 m og radius = 500 m
- b) indtag med toppen i dybder ≤ 40 m og ≤ 6 m længde i alle analyser og indtag i øverste magasin med indtag ≤ 6 m længde i et færre antal analyser
- c) datatyperne Punktkilde og Øvrige (Vandforsyning, GRUMO, GKO og andet)
- d) arealanvendelse inden for forskudte oplandscirkler suppleret med ikke-forskudte oplandscirkler med radius = 200 m og radius = 500 m.

Analysen indeholdt følgende faser

1. Vurdering af datagrundlaget for hver kompleksitetsklasse, ud fra datatyper og fordeling af arealanvendelse og delmængder af indtag
2. Analyse af pesticidkoncentrationsfordelinger for kompleksitetsklasser med inddragelse af arealanvendelse for dybdeintervallet 0-40 m
3. Analyse af pesticidkoncentrationsfordelinger for kompleksitetsklasser ud fra dybdefordelinger

Da hypotesen er relateret til grundvandsmagasiners påvirkning med pesticider, ville det være mest retvisende at basere analysen alene på indtag placeret i øverste magasin. Denne delmængde af indtag bliver dog så lille, jf. Figur 30, at yderligere inddelinger i kompleksitetsindex og dybdeintervaller ville give for få indtag til at være meningsfuld statistisk set. Derfor anvendes af indtag med toppen i dybder ≤ 40 m og ≤ 6 m længde. (Datasæt II, se kapitel 9.1.) I denne rapport vises kun resultater beregnet for oplandscirkler med radius 200 m. Samtlige resultater fremgår af Bilag 11.

Lerdæklagene og områder uden lerdæklag grupperes i geologiske kompleksitetskategorier med forskellig heterogenitet på baggrund af de to geologiske kort udarbejdet af Klint mfl. (2013) og Sandersen (2021). Kortet udarbejdet af Klint mfl. (2013), kaldet det polymorfologiske (PM) kort, dækker Sjælland og øerne syd for, mens kortet udarbejdet af Sandersen (2021) er et landsdækkende basalt kort over geologisk kompleksitet i lav opløsning (1:300.000).

10.1 Analyse af geologisk kompleksitet på Sjælland og Øerne (Det polymorfologiske kort, PM kortet)

Det polymorfologiske kort (PM-kortet) blev oprindeligt udarbejdet til vurdering af geologisk heterogenitet i glaciære sedimenter med hovedvægt på moræner (tills). Det såkaldte PM-koncept afgrænser områder i moræner med en karakteristisk fordeling af sprækker og sandlinser. Kortet benævnes det polymorfologiske kort, fordi det - i modsætning til traditionelt geomorfologisk kort - også inddrager underliggende landskabsformer.

Det polymorfologiske kort er udarbejdet for Sjælland, Lolland og Falster i målestokken 1:25.000. PM-kortet kombinerer i hele eller dele af sit dækningsområde 1) geologisk information fra Jupiter databasen, kystkliner, eksperimentelle udgravninger og grusgrave, 2) sand/ler tykkelse under øverste moræner (GIS-søgninger), 3) det geologiske jordartskort, 1:25.000, 4) det digitale geomorfologiske kort, 1:200.000 (Jakobsen og Touborg, 2020), 5) den digitale højdemodel, 6) Prækvartæroverfladens topografi og geologi, 7) ekspertviden fra systematisk kortlægning, råstofundersøgelser, geofysik og diverse eksperimentelle udgravninger til kortlægning af sprække- og makropore fordelingen.

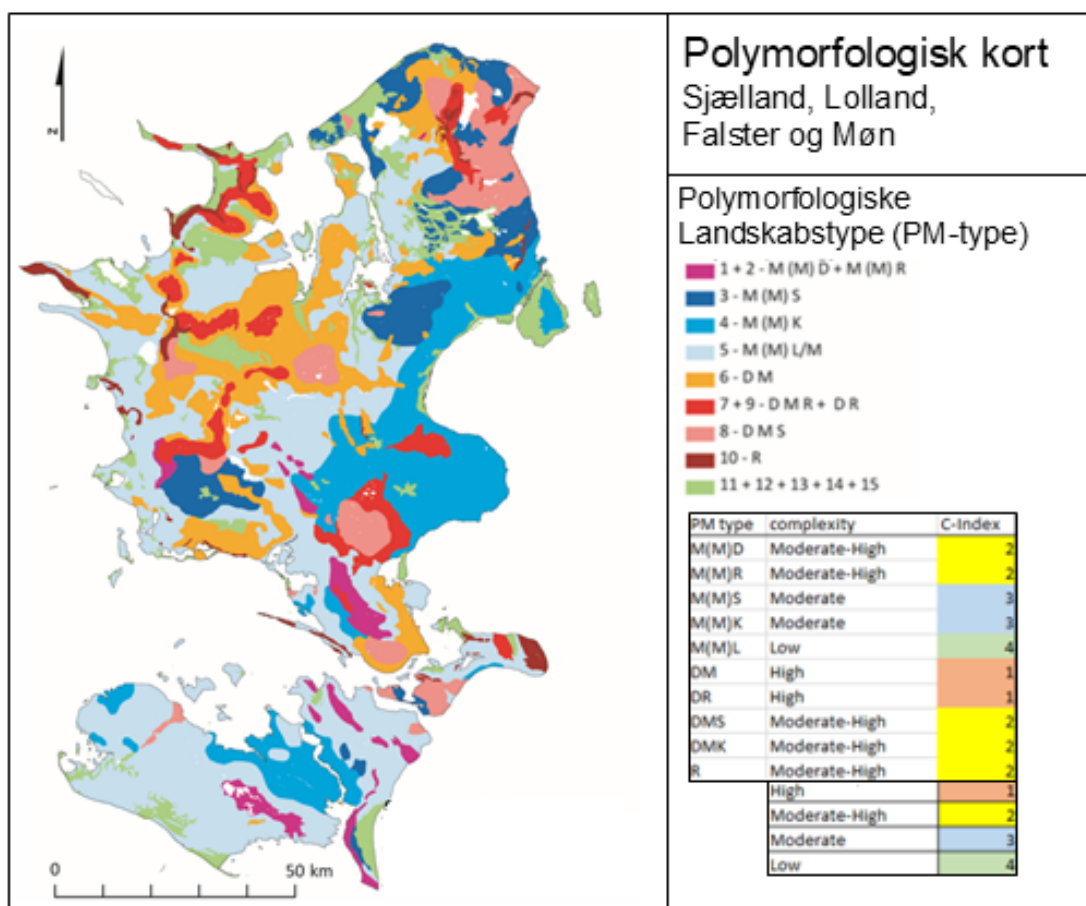
Figur 35 viser de dominerende polymorfologiske landskabsformer:

1. Moræneflade(r) over dødislandskab, M(M)D
2. Moræneflade(r) over randmoræne, M(M)R
3. Moræneflade(r) over smeltevandsslette, M(M)S
4. Moræneflade(r) over kalkoverflade, M(M)K
5. Moræneflade over issøler, moræner eller tertiært ler, M(M)L
6. Dødislandskab over moræneflade, DM
7. Dødislandskab over randmoræne, DMR
8. Dødislandskab over moræneflade over smeltevandsslette, DMS
9. Dødislandskab over moræneflade over randmoræne, DR
10. Ikke overskredne randmoræner R

Som arbejdshypotese forventes det, at de forskellige polymorfologiske typer har karakteristiske bulk-hydrauliske egenskaber, som i nogen grad dikteres af de underliggende jordarters skønnede dræneringsevner. Fx har sand og opsprækket kalk en højere dræneringsevne end plastisk ler, der har lav dræneringsevne. Kendskabet til sprækkedybder og makroporefordelinger i dæklagene fra de eksperimentelle udgravninger giver den faglige baggrund for at klassificere PM-typerne i fire klasser af geologisk kompleksitet ud fra graden af sårbarhed over for nitrat:

- høj kompleksitet (1) – stor sårbarhed,
- moderat til høj kompleksitet (2),
- moderat kompleksitet (3)
- og lav kompleksitet (4) – lav sårbarhed

Figur 35 viser i en tabel, hvordan PM-typerne indgår i de fire kompleksitetsklasser.



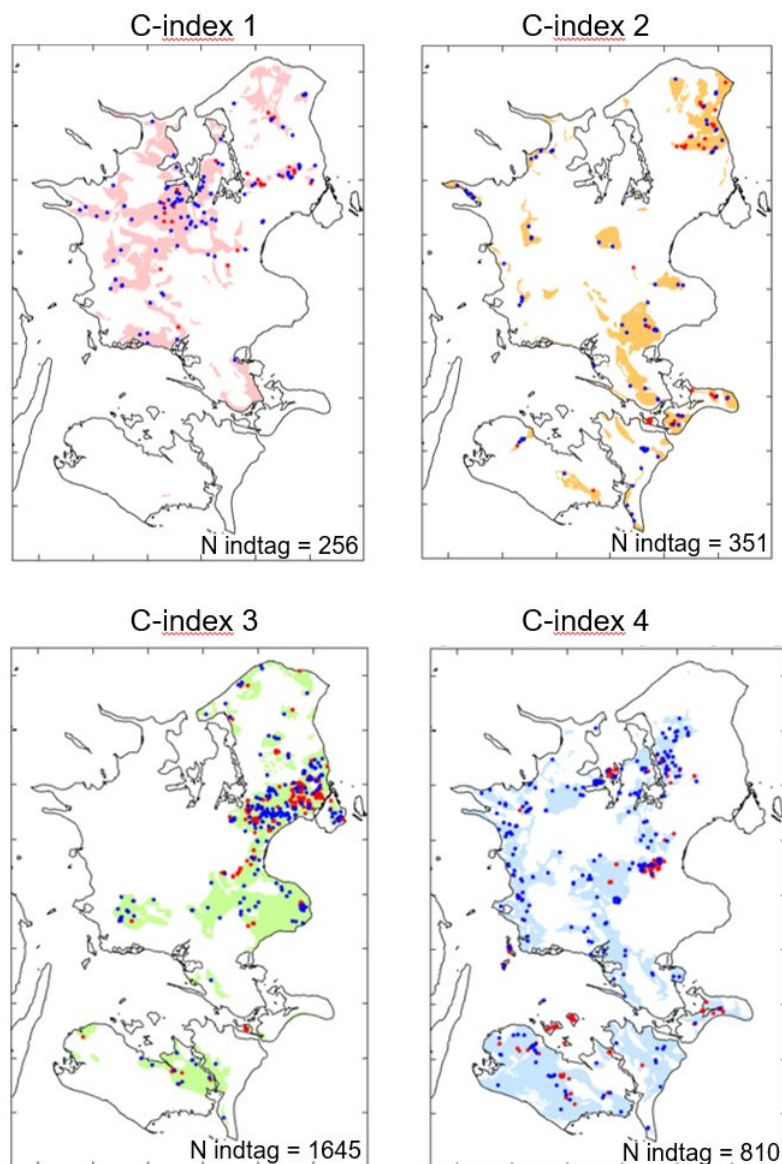
Figur 35. Polymorfologisk (PM) kort og PM-typer grupperet i 4 kompleksitetsklasser for Sjælland og Øerne. PM-type 1-10 er forklaret i teksten over kortet. PM-type 11-15 dækker over postglaciale landskabstyper inklusiv ikke specificerede sandede områder, marine flader, moser og ådals-systemer.

Den polymorfologiske analyse af landskabselementernes relation til den geologiske kompleksitet tager udgangspunkt i to fundamentale antagelser. For det første antages det, at den geologiske variabilitet i et givet område er essentiel for nedsivning af ikke alene nitrat, men også pesticider og dermed for sårbarheden for de underliggende magasiner. I stærkt forstyrrede områder som fx randmoræner med mange foldede og forkastede lag, vil der være mange 'geologiske vinduer' igennem dæklaget. Her forventes betydningen af sprækker at være mindre vigtig. Sådanne områder vil umiddelbart opfattes som meget sårbare over for pesticider. Områder med store ensartede moræneflader og ganske få variationer i geologien vil derimod opfattes som mere homogene, og her vil sprækkernes dybdemæssige fordeling forventes mest at være betinget af det akkumulerede lerlags tykkelse.

For det andet antages det, at ikke kun den geomorfologiske ramme, men også de underliggende lag kan have indflydelse på fordelingen af sprækker i moræner. Således virker det sandsynligt, at områder dækket af en subglacialt afsat landskabsform som fx en bundmoræne, der igen overlejrer en landskabsform domineret af højpermeable bjergarter, såsom smeltevandssand eller opsprækket kalkoverflade, er kraftigere opsprækket end en landskabsform, der overlejrer en lavpermeabel landskabsform som fx issøler, marint ler eller plastisk ler.

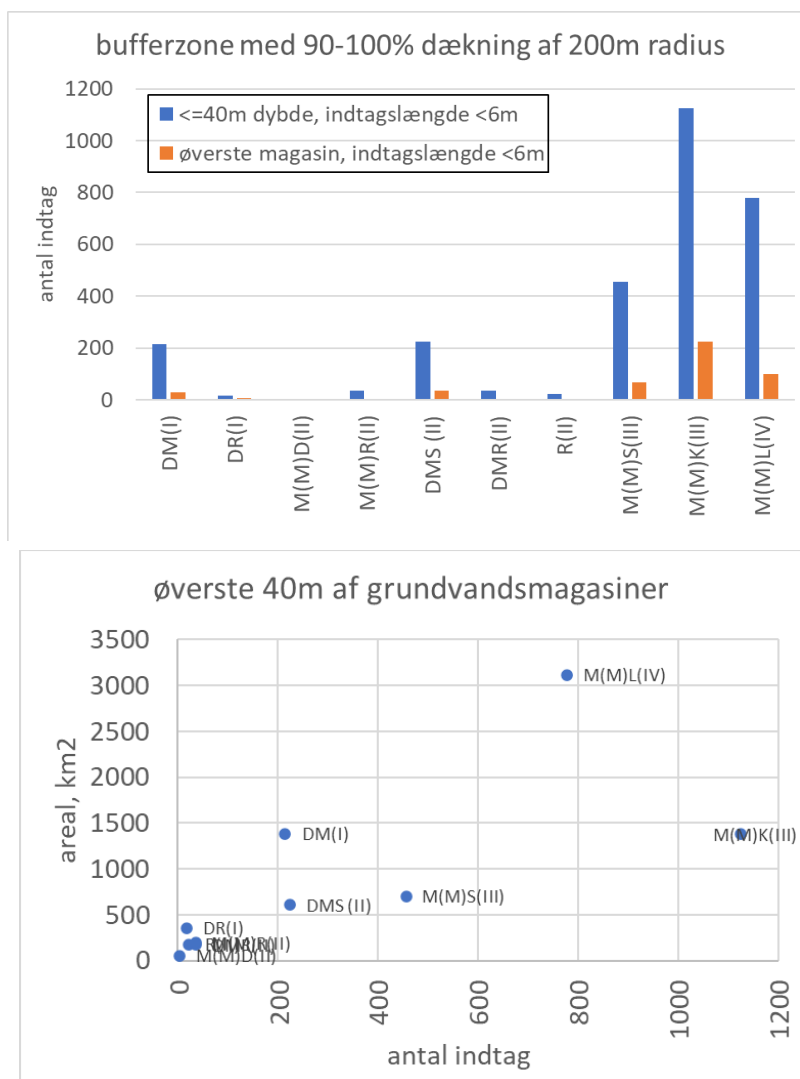
10.1.1 Gruppering i fire kompleksitetsklasser

Figur 36 viser på delfigurene de arealer på Sjælland og Øerne, der er klassificeret i hver af de fire kompleksitetsklasser, benævnt C-indeks 1-4. C-indeks 1 vurderes at have den højeste kompleksitet, og C-indeks 4 har den laveste geologiske kompleksitet. Knap 90 % af det samlede areal for Sjælland og Øerne er tilknyttet en PM-type. De ikke-klassificerede arealer omfatter primært søer og naturområder. Figur 36 viser også fordeling af indtag med pesticidanalyser fra datatyperne Punktkilde (blå prikker) og Øvrige (røde prikker). Arealer med C-indeks C1, C2 og C4 har en pæn geografisk spredning af indtagstyperne Punktkilde og Øvrige, mens arealer med C3 har hovedvægten af indtag beliggende i Københavnsområdet.



Figur 36. Hver delfigur viser fordelingen af arealer på Sjælland og Øerne for de 4 kompleksitetsindeks C1-C4 fra PM-kortet sammen med indtag med indtagsdybder ≤ 40 m og længde ≤ 6 m, opdelt på datatyperne Punktkilde (blå) og Øvrige (røde). Øvrige datatyper omfatter: Vandforsyning, GRUMO, grundvandskortlægning og andet.

Figur 37 øverst viser for de forskellige PM-typer antallet af indtag inden for oplandscirkler (200 m radius) med næsten fuld dækningsgrad (90-100 %) af den specifikke PM-type. Alle fire C-indeks klasser er repræsenteret med mindst en PM-type og mere end 200 indtag i hver af disse PM-typer, dog er ca. 50 % af alle indtag placeret i C-indeks klasse 3. Figur 37 nederst, viser antal indtag og den arealmæssige dækning af de enkelte PM typer, der samlet dækker 88 % af Sjælland og Øerne, og viser, at jo større areal en PM-type samlet set har, jo flere indtag er der til rådighed. På den baggrund vurderes det, at det udtrukne datasæt har et tilstrækkeligt antal indtag til at teste, om der er relation mellem fund af pesticider i de øverste grundvandsforekomster og af den geologiske heterogenitet i dæklagen på Sjælland og Øerne således som den er opgjort på PM kortet.



Figur 37. Øverst: Antallet af indtag med pesticidanalyser og oplandscirkler for hver PM-type, C-indeks i parentes. Nederst: Antallet af indtag med pesticiddata og oplandscirkler (radius = 200 m) med en arealdækning på 90-100 % for den specifikke PM-type vs. det samlede areal for hver PM-type, se Figur 35. 5 PM typer dækker meget små arealer og har tilsvarende få indtag; DR(I), M(M)D(II), M(M)R(II), DRM(II) og R(II).

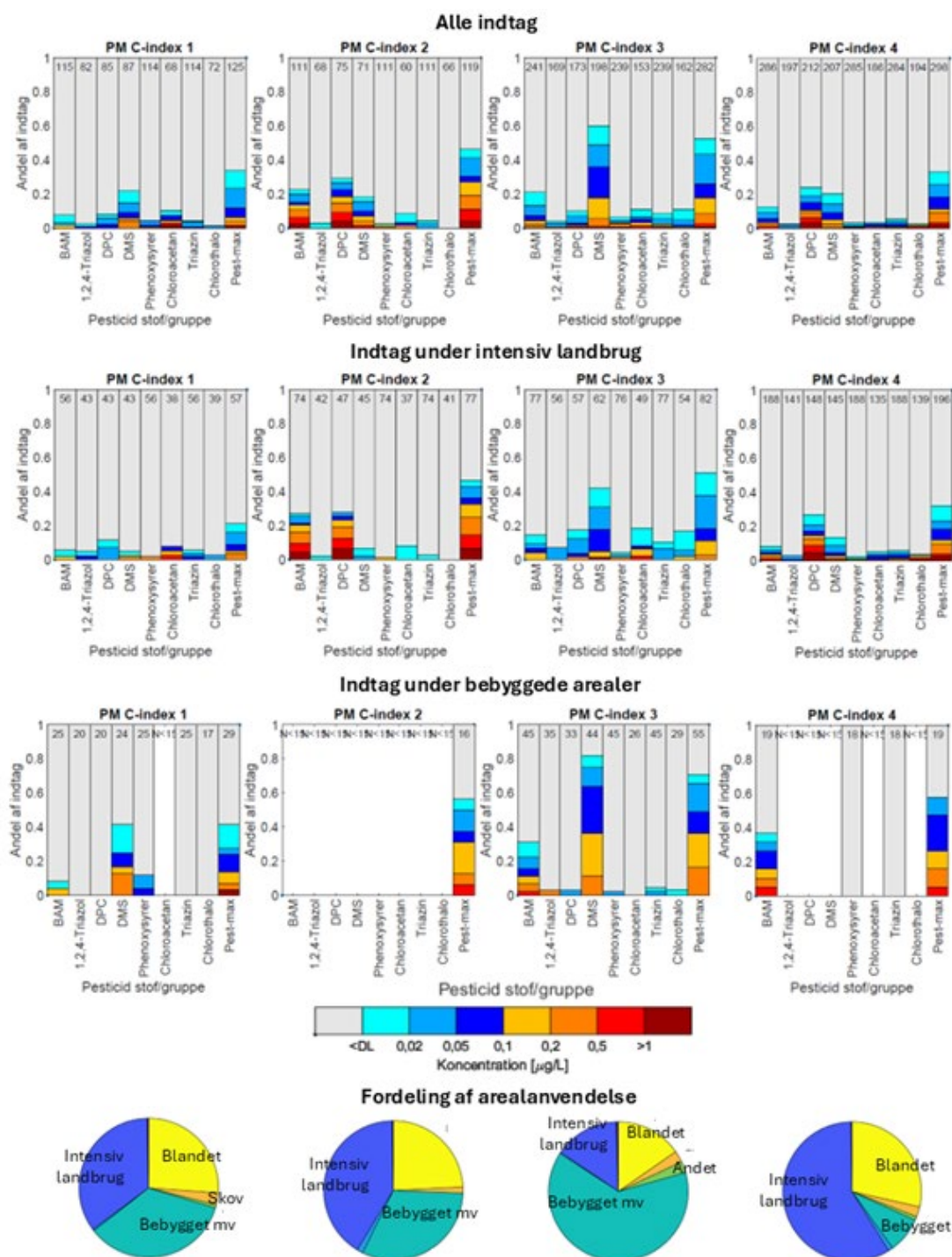
10.1.2 Arealanvendelse og geologisk kompleksitet

Sammenhængen mellem fund af specifikke pesticidstoffer i indtag af datatypen Øvrige, forskellige arealanvendelser over indtaget og geologisk kompleksitet fra PM-kortet for Sjælland og Øerne er vurderet i dette afsnit. Opdelingen i forskellige typer af arealanvendelser følger metoden, der er anvendt i Thorling mfl. (2021). Hovedkategorierne er landbrug (opdelt i intensiv og ekstensiv), bymæssig bebyggelse, natur & ferskvande, skov, og 'blandet'. Der er foretaget en simplificeret analyse af sammenhængen mellem den nuværende arealanvendelse og pesticidindhold i grundvandet, hvor indtagene er opdelt i C-indeks klasser efter den mest udbredte arealanvendelse (≥ 50 % af arealet) i en 200 m radius eller 'blandet' når ingen arealanvendelse ≥ 50 %. Analysen er baseret på Basemap03 data (Levin, 2019).

Figur 38 viser nederst, at indtag i arealer med geologisk kompleksitet C-indeks 1 og 2 repræsenterer lige store dele intensivt landbrug, bebygget areal og blandet areal. Områder med C-indeks 4 har en overvægt af intensivt landbrug og en fjerdedel bebygget areal. Endelig er arealanvendelsen på områder med C-indeks 3 domineret af bebyggede arealer og således ikke mulig at sammenligne direkte med de øvrige tre C-indeks områder, hvilket der skal tages højde for i den sammenlignende analyse.

Figur 38 viser paneler med koncentrationsintervaller for 8 specifikke pesticidstoffer/stofgrupper og Pest-max (således som defineret i kapitel 6) opdelt i C-indeks 1-4. I øverste række vises andelen af indtag i forskellige koncentrationsintervaller for alle indtag med toppen af indtaget ≤ 40 m dybde og indtagslængder ≤ 6 m. I mellemste række er andelen af indtag i forskellige koncentrationsintervaller vist for den delmængde af indtag, hvor mindst 50 % af oplandscirklernes areal er domineret af intensivt landbrug og i nederste række for den delmængde af indtag, hvor mindst 50 % af oplandscirklernes areal er domineret af bebyggelse. Det fremgår, at der er tilstrækkeligt med data for alle fire C-indeks for arealanvendelsen intensivt landbrug (minimum 15 indtag). Arealanvendelsen bebyggelse har kun tilstrækkelige data for alle pesticidstoffer/grupper arealer med C-indeks 3 (primært Københavnsområdet).

Arealanvendelsen og antal indtag med data for de forskellige pesticidstoffer/stofgrupper er sammenlignelige for PM C-indeks 1 og 2. I områder med PM C-indeks 2 er koncentrationen $> 0,1 \mu\text{g/l}$ i ca. 20 % af indtagene for BAM og DPC under intensivt landbrug, mens ingen indtag i PM C-indeks 1 har DPC koncentrationer $> 0,1 \mu\text{g/l}$ og få procent af indtagene har BAM koncentrationer $> 0,1 \mu\text{g/l}$ under intensivt landbrug. PM C-indeks 4, som har en højere andel af indtag placeret under intensivt landbrug, har BAM og DPC-koncentrationer $> 0,1 \mu\text{g/l}$ i hhv. ca. 5 % og 15 % af indtagene under intensivt landbrug. PM C-indeks 3, som har et sammenlignelig antal indtag under intensivt landbrug med PM C-indeks 1 og 2, har BAM og DPC-koncentrationer $> 0,1 \mu\text{g/l}$ i ca. 2-5 % af indtagene under intensivt landbrug. PM C-indeks 3 har i indtag under intensivt landbrug en markant højere andel fund over detektionsgrænsen for DMS end de 3 andre PM C-indeks. PM C-indeks 3, som har et stort antal indtag under bebyggelse, har i ca. 80 % af alle indtag fund af DMS over detektionsgrænsen og ca. 35 % af disse overskrider $> 0,1 \mu\text{g/l}$.



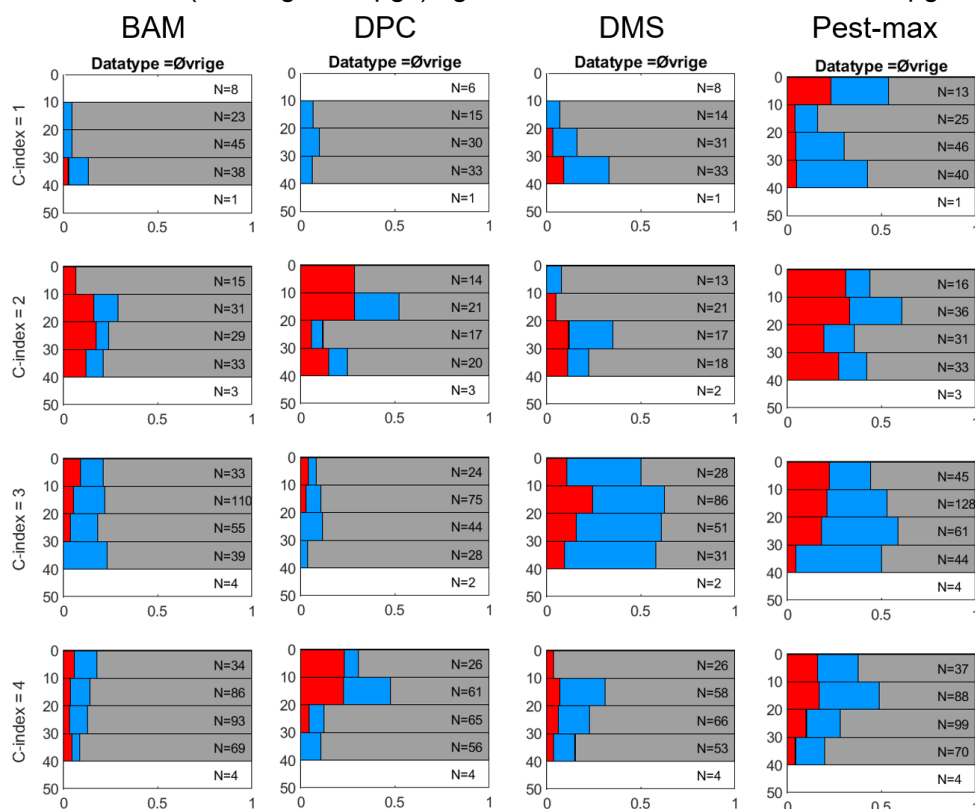
Figur 38. Fordelingen af pesticidkoncentrationer for datatypen Øvrige (Vandforsyning, GRUMO, Grundvandskortlægning og Andet) for pesticidstoffer/stofgrupper med toppen af indtaget i dybder ≤ 40 m og indtagslængde ≤ 6 m. Øverst alle indtag, herunder kun med indtag under intensivt landbrug og nederst kun med indtag under bebyggede arealer. Hvis der er < 15 indtag for et givet pesticid er data ikke vist. Nederst den gennemsnitlige arealanvendelse indenfor de fire C-indeksklasser.

Det må konkluderes ud fra Figur 38, at der ikke er den forventede sammenhæng med faldende pesticidpåvirkning fra PM C-indeks 1 til PM C-indeks 4, ikke mindst når der tages hensyn til arealanvendelsen i områderne, idet påvirkningen i områder med PM C indeks 1 er af samme størrelse eller mindre end påvirkningen i områder med PM C indeks 4, samlet set og for arealanvendelserne intensivt landbrug og bebyggede områder.

10.1.3 Dybdefordeling og geologisk kompleksitet

Dybdefordelinger af indtagene med pesticidanalyser opdelt efter C-indeks kompleksitet fra PM-kortet for Sjælland og Øerne for indtag af datatypen Øvrige, hvor toppen af indtagene har en dybde ≤ 40 m og med indtagslængde ≤ 6 m, er præsenteret i dette afsnit. Bilag 11 indeholder samme serie af diagrammer, som præsenteres i dette afsnit for datatypen Punktkilde sammen med figurer, der viser den geografiske placering af koncentrationsdelingerne.

Figur 39 viser for datatypen Øvrige dybdeplot for BAM, DPC, DMS og Pest-max for de forskellige C-indeks. Dybdefordelingerne er inddelt i 10 m-intervaller, hvor pesticidkoncentration vises som andel af indtag under detektionsgrænsen ($\leq$ DL), andel af fund under grundvandskvalitetskravet ($> DL$ og $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$) og andel af overskridelser heraf $> 0,1 \mu\text{g/l}$.



Figur 39. Dybdeprofiler for pesticider baseret på indtag (indtagslængde ≤ 6 m og dybden til top af indtag ≤ 40 m) for datatypen Øvrige (Vandforsyning, GRUMO, Grundvandskortlægning og Andet) opdelt i dybdeintervallerne $[0,10]$ m, $[10,20]$ m, $[20,30]$ m, $[30,40]$ m, og $[40,50]$ m, for BAM, DPC, DMS og den maksimale pesticidkoncentration (Pest-max) grupperet i PM C-indeks 1-4 på Sjælland og Øerne. Farveskalaen for koncentrationer $\leq DL$ (grå), fund under grundvandskvalitetskravet $> DL$ og $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$ (blå) og overskridelser $> 0,1 \mu\text{g/l}$ (rød).

Figur 39 viser, at andelen af fund $> DL$ og værdier $> 0,1 \mu\text{g/l}$ i alle dybdeintervaller for alle præsenterede stoffer og Pest-max er væsentlig højere for PM C-indeks 2 end for PM C-

indeks 1 på nær øverste interval (0-10 m) for Pest-max og det dybeste interval (30-40 m) for DMS. Andelen af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l for PM C-indeks 4 ligger for de fleste dybdeintervaller lidt under de tilsvarende fundandele for PM C-indeks 2 og aftager hurtigere med dybden end PM C-indeks 2.

For PM C-indeks 3 er andelen af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l i alle dybdeintervaller for BAM sammenlignelig med koncentration og dybdefordelingen for PM C-indeks 4. For PM C-indeks 3 er andelen af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l i alle dybdeintervaller for DPC væsentligt lavere end for PM C-indeks 2 og 4 og lidt højere end for PM C-indeks 1, mens andelen af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l i alle dybdeintervaller for DMS er væsentlig højere end for de tre andre PM C-indeks.

10.1.4 Opsummering af sammenhæng mellem pesticidfund og geologisk heterogenitet baseret på PM-kortet

Sammenfattet ud fra diagrammerne i Figur 38 og Figur 39 er der indikationer på, at områder karakteriseret som PM C-indeks 2 er mere sårbare end områder karakteriseret som PM C-indeks 1 og PM C-indeks 4. Områder karakteriseret som PM C-indeks 4 er mere sårbare end områder karakteriseret som PM C-indeks 1. Hvor PM C-indeks 3 kan indplaceres i rangeringen med sin nogen anderledes arealfordeling mellem intensivt landbrug og overvægt af indtag placeret i Hovedstadsområdet er mere usikkert, men de meget høje andele af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l i alle dybdeintervaller for DMS indikerer tilsyneladende, at PM C-indeks 3 er mere sårbar end PM C-indeks 4, idet den større andel af bymæssig bebyggelse under PM C-indeks 3 dog bedre kan forklare den højere hyppighed af DMS end for de øvrige PM C-indeks. De relativt høje andele af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l for DPC for C-indeks 4 i forhold til andelen af fund > DL og værdier > 0,1 µg/l for BAM og DMS i forhold til C-indeks 2 kan muligvis hænge sammen med at områder med C-indeks 4 er overvejende beliggende på Lolland, Falster, Møn og i Vestsjælland, hvor der har været mange sukkerroer. Dette kan dermed mistolkes som større sårbarhed for C-indeks 4.

Det var den oprindelige antagelse ud fra den måde kompleksitetsindekset er konstrueret, at C-indeks 1 skulle repræsentere den mest sårbare geologi, og at der ville ses faldende sårbarhed med stigende C-indeks. Dette er der ingen indikationer på, hvorimod der omvendt er stærke indikationer på, at C-indeks 1 repræsenterer den mindst sårbare geologi. For de tre øvrige PM C-indeks er der indikationer på, at C-indeks 2 repræsenterer den mest sårbare geologi, og at der er faldende sårbarhed med stigende C-indeks for PM C-indeks 3 og 4.

Hvad angår

- *Hypotese #9: Grundvandsmagasiner i områder med stor geologisk heterogenitet har en større påvirkning med pesticider end i områder med mere homogen geologi*

viser resultaterne fra dette kapitel, at for så vidt angår det polymorfologiske korts potentiale til at knytte geologisk heterogenitet, sådan som det er grupperet i C-indeks, sammen med sandsynligheden for at finde pesticider i grundvandet, ikke vist sig umiddelbart egnet.

Trods et spinkelt datagrundlag, når pesticiddatasættet er opdelt i datatyper, dybdeintervaller, arealanvendelse mv. er der dog et potentiale for at revurdere grupperingen af PM-typer i C-indeks ud fra de PM-typer, der er repræsenteret i datasættet i forhold til pesticidnedsivning. Imidlertid er datagrundlaget på nuværende tidspunkt for utilstrækkeligt til at disse re-vurderinger kan indgå i en differentiering af dybdekriteriet i beslutningstræerne i forhold til det generelle dybdekriterium, som etableres i kapitel 14.

I forbindelse med arbejdet med tilstandsvurderinger i Vandområdeplan 3 blev der opbygget en formodning om, at pesticidpåvirkningen trængte dybere ned i områder præget af randmorænekomplekser end den generelle dybdefordeling. I nærværende opdeling af PM-typer i C-indeks indgår der randmorænekomplekser både i områder med C-indeks 1 og 2, men i pesticiddatasættet anvendt i dette projekt er stort set alle indtag placeret i PM-typer, hvor der indgår randmoræner, placeret i C-indeks 2. Dette kan formentlig forklare, at analyserne i dette afsnit indikerer, at C-indeks 2 er mest sårbar.

Hypotese # 9 fastholdes derfor fortsat, men undersøgelsen overfor viser, at PM-kortets C-indeks i sin nuværende form ikke er egnet til at opdele i områder med forskellig pesticidsårbarhed

10.2 Det geologiske kompleksitetskort for hele landet

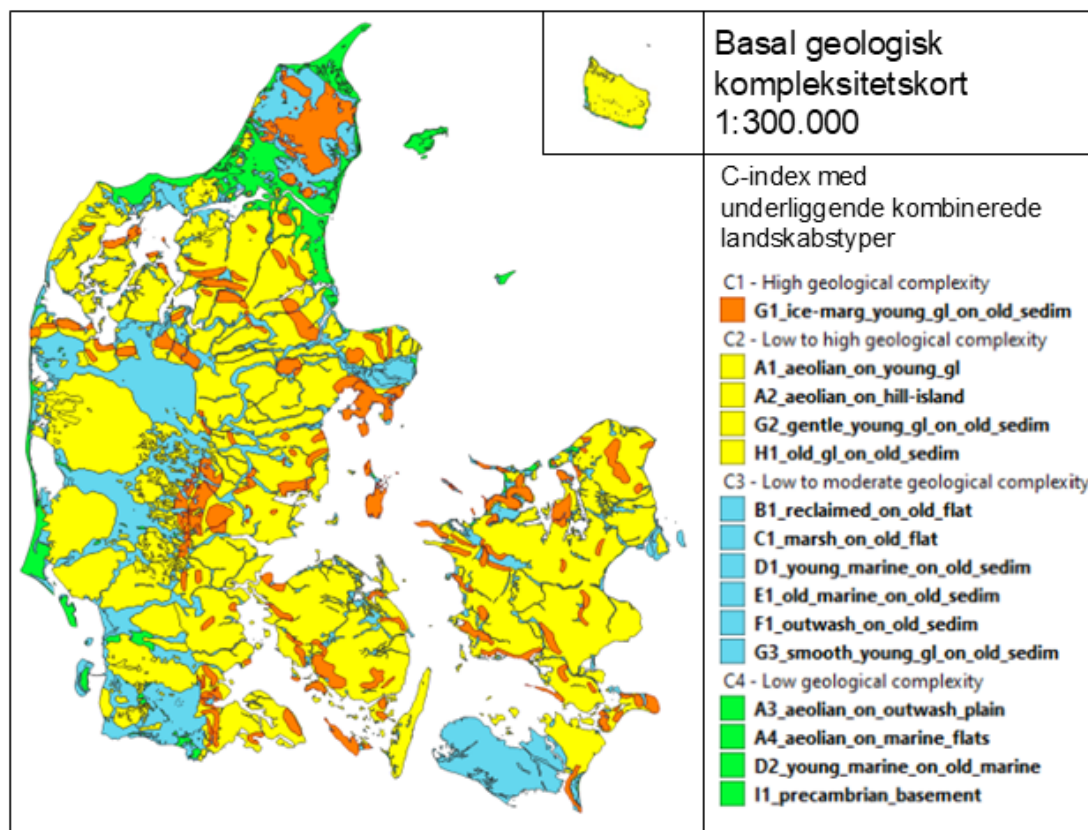
Det geologiske kompleksitetskort for hele Danmark inddeler det danske landskab i fire klasser med forskelle i geologisk kompleksitet - i stil med PM-kortet (afsnit 10.1). Det landsdækkende kort er udarbejdet som et grundkort baseret på en række eksisterende topografiske, geologiske og geomorfologiske kortoplysninger udarbejdet i forskellig målestok, og er suppleret med generel og specifik geologisk viden. Kortet er primært udarbejdet som et input til et prioriteringsværktøj til MapField projektet, der er målrettet nitrat (Hansen mfl., 2024).

Kortet repræsenterer den geologiske kompleksitet på en skala på 1:300.000 og i dybdeintervallet 0-30 m u.t. De forskellige landskabstyper i Danmark repræsenterer et geologisk jordvolumen med sin egen dannelses historie, lithologi og geologiske strukturer. I bund og grund består geologien på et givent sted af 'stablede' landskaber og tilhørende geologiske lag, og derfor bør den geologiske kompleksitet af undergrunden vurderes med sin kompleksitet i de enkelte, stablede landskabstyper. For nemheds skyld er kun de to øverste landskabstyper vist på kortet. Ligesom det geologiske kompleksitetskort er et grundkort, skal det også ses som et foreløbigt kort i den forstand, at når mere detaljeret kortlægning i de kommende år foreligger, kan det geologiske kompleksitetskort opdateres og forfines (Søndersén, 2021).

Den kombinerede geologiske kompleksitet vurderes for de enkelte landskabstyper for hhv. en øvre og en nedre landskabstype, der hver får tilknyttet en kompleksitetsklasse med en score fra 1-4. Efterfølgende sammentolkes kompleksiteten af det øvre og nedre landskab i et fælles kompleksitetsindeks 1-4 og som vist i Figur 40.

Det landsdækkende basale geologiske kompleksitetskort er fremstillet med henblik på at repræsentere den overordnede strukturelle geologiske kompleksitet af alle typer af landskaber, stablet over hinanden, mens det Polymorfologiske kort for Sjælland og Øerne har et hydrogeologisk sigte og repræsenterer en hydrogeologisk kompleksitet i dæklag over grundvandsmagasinerne. Selvom begge kort samler landskabstyper i et fælles kompleksitetsindeks bestående af 4 klasser (1-4), så repræsenterer de 4 klasser i de to kort forskellige grupperinger af landskabstyper, se Figur 35 og Figur 40.

Som et eksempel på forskellig klassificering af landskabstyper så omfatter klassen med højest geologisk kompleksitet i det landsdækkende basale kompleksitetskort (C1) udelukkende arealer med randmoræne landskaber, mens "ikke overskredne randmoræner" hører til C-indeks 2 i PM-kortet, og dødislandskaber overlejrende randmoræner samt dødislandskaber udgør C-indeks 1 i PM-kortet.



Figur 40. Nationalt kort over den geologiske kompleksitet, PSA-kortet, med landskabstyper opdelt i 4 geologiske kompleksitetsklasser (fra Sandersen 2021).

Bilag 11 beskriver det basale landsdækkende kort nærmere og præsenterer analyser af den geologiske kompleksitets betydning for pesticidnedsivning udført på tilsvarende vis som for PM-kortet. Analysen af datagrundlaget viser, at forholdet med antallet af indtag i de 4 kompleksitetsindexklasser og hver classes samlede areal er nogenlunde proportionelt, men den samlede udstrækning af kompleksitetsindex 2 dækker næsten 2/3 af det samlede areal af Danmark. Analysen af pesticidnedsivning viser ingen signifikante forskelle mellem de 4 kompleksitetsklasser.

Mulighederne for at anvende det basale landsdækkende geologiske kompleksitetskort til belysningen af pesticidnedsivning kan sammenfattes som følger:

- På landsplan kan det ikke anbefales at anvende det eksisterende basale landsdækkende kompleksitetskort til automatiserede vurderinger i et beslutningstræ.
- Det vurderes dog fortsat, at heterogenitet *er af væsentlig betydning* for de lokale nedsivnings- og strømningsforhold, og dermed for pesticidpåvirkningen af de underliggende grundvandsforekomster, men at dette alene kan indgå i den manuelle supplerende undersøgelser af de grundvandsforekomster i risiko, der ikke kan tildeles en automatisk tilstand, se Kapitel 14.
- Der er væsentlige forskelle i hvilke landskabselementer, der er indplaceret i C-indeks for PM kortet og det basale landsdækkende geologiske kompleksitetskort.
- Der skal investeres et yderligere arbejde med at karakterisere landskabselementerne, der indgår i de forskellige C-indeks for de to kort for at lave et målrettet risikokort med en anden opdeling af landskabselementerne anvendeligt til beslutningstræer. Denne skal målrettes risiko for udvaskning af pesticider og andre persistente forureninger.
- Der kan ud fra begge kompleksitetskort ikke påvises nogen umiddelbart sammenhæng mellem C-indeks og fund af pesticider, der kan operationaliseres til brug for automatisk risikovurdering og tilstandsvurdering.

Hypotese #9 gælder fortsat, men for så vidt angår muligheden for knytte geologisk heterogenitet fra det basale landsdækkende geologiske kompleksitetskorts klassificeringer sammen med sandsynligheden for at finde pesticider i grundvandet, viste det sig ikke som en farbar vej.

- Det konkluderes, at det ikke er muligt at anvende Nationale kompleksitetskort (PSA-kortet) som værktøj til at skelne mellem større eller mindre risiko for pesticidpåvirkning i en automatiseret tilstandsvurdering.
- Det konkluderes også, at metoden, der er anvendt ved udarbejdelsen af det polymorfologiske kort, heller ikke er egnede til relevant opdeling af områder efter pesticidpåvirkning.

11. Pesticider og grundvandets alder

Formålet med dette kapitel er at komme med vurderinger af varigheden for og den forventede fremtidige rumlige udbredelse med de forskellige fokusstoffer og pesticidstoffer. I forlængelse heraf diskuteres hypotese 6, idet dybden kan betragtes som en proxy for grundvandets alder:

- Hypotese #6: *Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet)*

11.1 Muligheder for at anvende grundvandsdatering

Grundvandsovervågningen under NOVANA-programmet (GRUMO) har godt 1000 grundvandsindtag, hvor der jævnligt analyseres for indholdet af pesticidstoffer samt en række indtag, som ikke længere er aktive, men hvor der findes ældre pesticidanalyser. I størstedelen af GRUMO-indtagene er der foretaget grundvandsdatering med enten CFC-metoden (udført i perioden 1997-2006) eller tritium-helium-metoden (udført i perioden 2012-2021). CFC-metoden har vist sig at være usikker i iltfrie grundvandsmagasiner, da CFC-gasserne kan nedbrydes via reduktiv dehalogenering (Thorling mfl., 2021b). Hvis dateringer i iltfrit vand, udført med CFC-metoden, udelukkes, så er der 661 GRUMO-indtag med anvendelige dateringer af grundvandet. Af disse er der i datasættet til dette projekt, se kapitel 8, udført analyse for pesticider i 587 indtag.

I det følgende sættes fund af de udvalgte fokusstoffer, se kapitel 6.2, i relation til den målte alder for grundvandet i disse 587 indtag. Til sammenligning vises fundene i relation til dybden af overkanten af indtaget, sådan som dybderelationer for pesticider typisk vises i GRUMO-sammenhæng. Dette kapitel er baseret på dataudtrækket fra 2022, se kapitel 6.

Figur 41 viser sammenhængen mellem dybden og den alder, som er bestemt i disse 587 indtag. Det fremgår, at der er en meget stor spredning på alderen af grundvandet med dybden. Tættest ved terræn er der målt aldre op til 20 år, mens der under 40 m u.t. overvejende er fundet aldre over 30 år, men stedvist er der også påvist yngre vand. Under 60 m u.t. er der i alle indtag fundet aldre over 40 år. Dette billede kan dels kan forklares med stor forskel på den lokale gradient af grundvandets strømning, dels med varierende størrelse af den umættet zone.

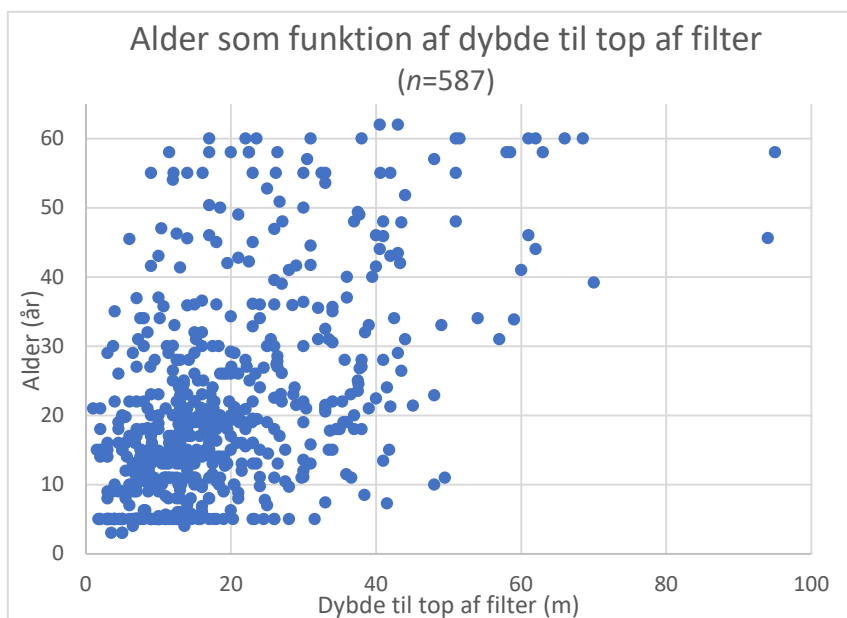
Figuren viser derfor, at skønt dybden kan bruges som proxy for grundvandets alder, er der ikke nogen simpel sammenhæng mellem dybden og alderen,

I de (få) indtag med flere CFC-dateringer er gennemsnitsværdien for alderen beregnet. I de (få) indtag dateret med begge metoder er gennemsnitsværdien af alderen bestemt med de to metoder beregnet. Indtag, som er vist med aldre >55 år har typisk haft en alder, der ligger over, hvad der kan bestemmes med dateringsmetoderne, og den angivne alder er således en minimums-alder. Metoderne har en nedre detektionsgrænse på ca. 5 år, hvorfor indtag angivet med en alder på 5 år kan indeholde vand, som er endnu yngre (Thorling

mfl., 2023a). Bemærk, at alderen er bestemt med metoder, som estimerer den tid, der er gået, siden vandet passerede grundvandsspejlet, mens dybden er fra terræn til top af filter.

Det skal bemærkes, at der er en betydelig overvægt af iltede og nitratholdige indtag og kun en mindre andel reducerede daterede indtag, da indsatsen for datering hidtil har været målrettet tolkning af nitrattidsserier fra GRUMO-indtag i forbindelse med nitratdirektivet.

Det vigtigste formål med denne øvelse er at vurdere, om alder er en bedre parameter end dybde i forhold til at vurdere udbredelse og varighed af pesticidforekomst i grundvandet og i forlængelse heraf, om brug alderen kan hjælpe med at konsolidere den konceptuelle forståelsesmodel og varighedsbetragtninger. En lignende øvelse er tidligere foretaget for DMS og 1,2,4-triazol i 475 indtag med analyse af disse stoffer i perioden 2018-2021, hvor dateringsdata bakkede op om projektets øvrige konklusioner, at DMS i det store hele følger vandets strømning mens 1,2,4-triazol sandsynligvis nedbrydes langsomt i grundvandssedimenter (Albers mfl., 2023).



Figur 41. Alder som funktion af dybden for GRUMO-indtag analyseret for pesticider i perioden 2013-2022, dateret med CFC-metoden (kun iltholdigt grundvand inkluderet) eller med tritium-helium-metoden. Bemærk, at alderen er bestemt med metoder, som estimerer den tid, der er gået, siden vandet passerede grundvandsspejlet, mens dybden er fra terræn til top af filter.

11.2 Resultater og diskussion

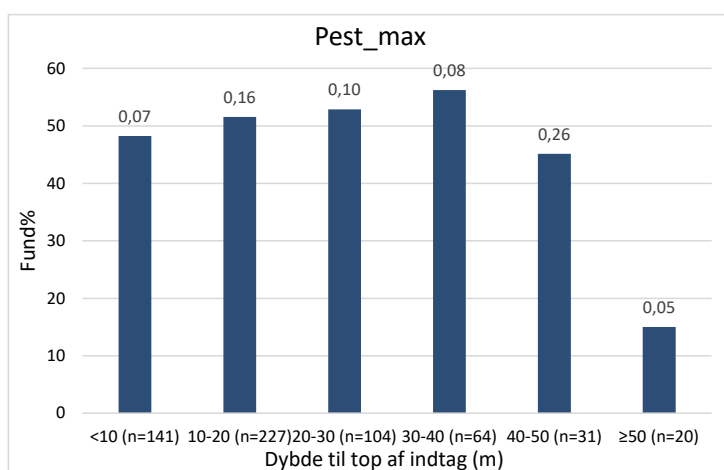
Ikke alle de 587 daterede GRUMO-indtag har analyser for de fire fokusstoffer, se kapitel 6.2. Tabel 9 viser antal af daterede indtag med fund, dvs. hvor medianværdien af pesticidstoffer $> 0,01 \mu\text{g/l}$. Samlet er der påvist en koncentration af ét eller flere pesticider i 293 indtag, altså i knap halvdelen af de daterede indtag med pesticidanalyser. Bemærk: den anvendte aggregering i dette projekt ser bort fra enkeltfund, hvis der er flere resultater under detektionsgrænsen end påviste koncentrationer for det enkelte stof i perioden 2013-2022, idet der arbejdes med medianværdier.

Tabel 9. Antal indtag med en medianværdi for pesticidstoffer >0,01 µg/l i perioden 2013-2022, ud af 587 GRUMO-indtag med en brugbar datering.

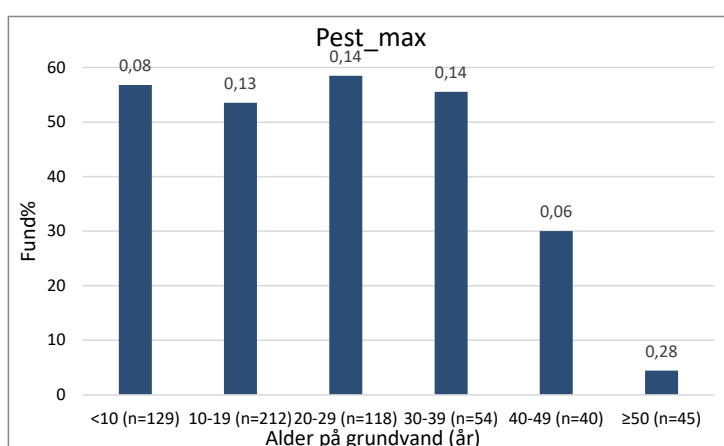
Påvist Stof	DMS	1,2,4-triazol	DPC	BAM	Triaziner	Vilkårligt pesticidstof
Antal indtag	146	146	172	81	129	293

Figur 42 viser fordelingen af indtag med pesticidfund fordelt på hhv. grundvandets alder og filtertoppens dybde under terræn. Det fremgår af Figur 42, at hvis der ikke skelnes mellem de enkelte stoffer, er fundhyppigheden nogenlunde konstant ned til 50 m dybde. I de 20 indtag under 50 m er der kun fund i tre indtag svarende til 15 %. Sættes fundhyppigheden i forhold til grundvandets alder, er der en nogenlunde konstant fundhyppighed på ca. 50 % op til en alder på 40 år, hvorefter den falder kraftigt.

A)

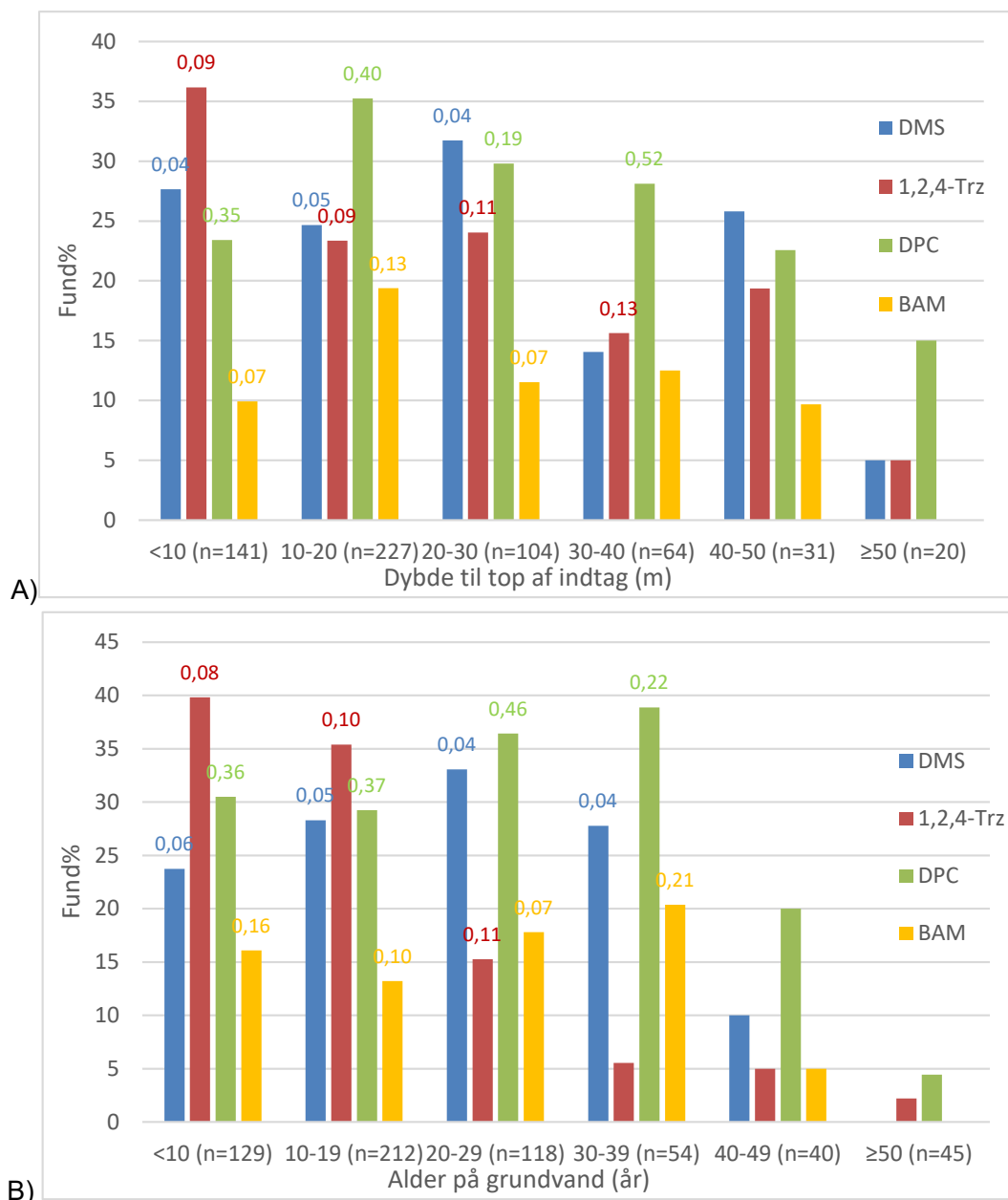


B)



Figur 42. Fund-hyppighed af pesticider i GRUMO-indtag opdelt efter A) dybde til top af filter (10-m-intervaller) eller B) alder af grundvandet (10-års-intervaller). Antallet af GRUMO-indtag i data-sættet for hvert 10-års- eller 10-m-interval er angivet i parentes efter intervallet. Den gennemsnitlige koncentration i indtag med fund er vist over søjlerne.

Figur 43 A og B viser de tilsvarende fundhyppigheder og koncentrationer for de fire fokusstoffer ift. både dybde og alder, som i Figur 42, mens Figur 44 viser koncentrationen af de enkelte fund som funktion af hhv. dybde og alder.



Figur 43. Fundhyppigheder for de fire hyppigt fundne pesticider i GRUMO-indtag opdelt efter A) dybde til top af filter (10-m-intervaller) eller B) alder af grundvandet (10-års-intervaller). Antallet af GRUMO-indtag i datasættet for hvert 10-års- eller 10-m-interval er angivet i parentes efter intervallet. Den gennemsnitlige mediankoncentration i indtag med fund er vist over søjlerne, hvis der er mindst 10 fund i kategorien. Moderstofferne til DMS blev anvendt for ca. 10-50 år siden (cyazofamid anvendtes dog til og med 2022), moderstofferne til 1,2,4-triazol blev anvendt for ca. 0-60 år siden (anvendes stadig), moderstofferne til både DPC og BAM blev anvendt for ca. 25-55 år siden.

Set relativt til dybden er fundhyppigheden for alle stoffer nogenlunde konstant i de øverste 40 m, bortset lavere fundprocent af DPC i de øverste 10 m og en markant højere fundprocent for 1,2,4-triazol i de øverste 10 m, se Figur 43A.

Set relativt til alderen af grundvandet, bliver det meget tydeligt, at 1,2,4-triazol hovedsageligt findes i det unge vand, under ca. 20 år (Figur 43B og koncentrationsfordelingerne i

Figur 44). Dette kan i princippet både forklares med adsorption, som er større på lerede jorde (Albers mfl., 2023) og med nedbrydning, som for 1,2,4-triazols vedkommende er vist at finde sted i grundvandsmagasiner under forskellige redoxforhold (Albers mfl., 2023). Da GRUMO-boringer er placeret på både sandede og lerede lokaliteter, virker det mest plausibelt, at nedbrydning i grundvandssediment er forklaringen på, at fundprocenten for 1,2,4-triazol falder kraftigt i grundvand, som er ældre end ca. 20 år.

For DMS ser fundhyppigheden ud til at toppe i det 20-30 år gamle vand. Dette kunne altså ligne en forholdsvis hurtig effekt af stop for brug af moderstoffer til DMS i 2007 (frugt- og bær-produktion) og 2015 (maling og træbeskyttelse), og er i overensstemmelse med, hvad man vil forvente for et stof, som ikke sorberer til jord (Albers mfl., 2023, se også Tabel 2). Omvendt blev det for nylig vist, at der fortsat er en vis nedsivning af DMS i såvel byområder som under tidligere jordbærmarker (Albers mfl., 2023). Udover den fortsatte nedsivning af DMS fra den tidligere brug af tolylfluamid og dichlofluamid, så kan en del af DMS-fundene i GRUMO-indtag med helt ungt vand også have en oprindelse i anvendelsen af stoffet cyazofamid, som var i brug i danske kartoffelmarker fra 2004-2022.

For DPC er der ingen større effekt af dybde eller alder på hverken fund-procent eller koncentration hvilket kan virke overraskende for et stof, som ikke har været anvendt i 25 år. Resultatet i Figur 43 er dog helt i overensstemmelse med, at der i flere undersøgelser er fundet en betydelig fortsat nedsivning af DPC fra de allerøverste jordlag på både lerede og sandede arealer, hvor chloridazon ikke har været anvendt i mindst 25 år (Albers mfl., 2021; Miljøstyrelsen, 2023). Mekanismen for denne forsinkede nedsivning af DPC er ikke fuldt forstået.

Figur 43 viser, at BAM i dette datasæt forekommer hyppigst i grundvand, som er 20-40 år gammelt, hvilket passer fint med anvendelsesperioden for moderstoffer til BAM (ca. 25-55 år siden). Koncentrationsmæssigt kunne det i Figur 44 til gengæld se ud til, at koncentrationen af fundene ikke er lavest i det yngste vand på trods den lavere fund-procent. Hvis dette er korrekt, kunne det muligvis tyde på en langsom nedbrydning af BAM i grundvandsmagasinerne. Dette er umiddelbart i modstrid med Figur 43, hvor gennemsnitskoncentrationen er højst i grundvand der er 30-40 år gammelt, hvilket dog er forårsaget af et enkelt indtag med meget høj koncentration af BAM (1,8 µg/l). Hvis dette indtag udelades fra beregningen af gennemsnitskoncentrationen, er denne kun 0,05 µg/l i 30-40 år gammelt vand i modsætning til de 0,21 µg/l, der fremgår af Figur 43.



Figur 44. Total koncentration af pesticidstof som funktion af hhv. dybde og estimeret grundvandsalder i daterede GRUMO-indtag, i det aggregerede-datasæt, se kapitel 6, baseret på medianværdier. Bemærk, logaritmisk skala på koncentrationerne. Indtag, hvor alle undersøgte pesticidstoffer har koncentrationer under detektionsgrænsen, er ikke vist. Størrelsen af datasættet (n) angiver hhv. antal filtre med analyse (587) og antal filtre med fund af det pågældende stof.

Figur 45 viser, for stofgruppen triaziner et lidt forskelligt mønster alt efter, om der ses på dybde eller alder, men som gruppe ser fundhyppigheden ud til at være faldende, hvad enten man ser på ungt eller højtliggende grundvand, mens der koncentrationsmæssigt ikke ses helt den samme effekt. Da det ikke vides præcis hvilke moderstoffer og hvilken brug, der ligger til grund for nedbrydningsprodukterne, som dominerer fundene, og dermed hvilke anvendelsesperioder og fysisk/kemiske egenskaber, der skal tages hensyn til i tolkningen, er det vanskeligt at forklare de fundne fordelinger.



Figur 45. Fundhyppighed (foroven) og koncentration (forneden) opdelt efter dybde til top af filter (venstre) eller alder af grundvandet (højre) af summen af triazin-pesticider i GRUMO-indtag, i det aggregerede-datasæt baseret på medianværdier. Bemærk, logaritmisk skala på koncentrationerne. For fundhyppighederne er antallet af GRUMO-indtag i datasættet for hvert 10-års- eller 10-m-interval angivet i parentes efter intervallet. For koncentrations-graferne er antallet af indtag totalt (og med fund) angivet i overskriften.

11.3 Opsummering af brug af dateringer.

For især 1,2,4-triazol og DMS træder nogle mønstre omkring fundhyppigheden langt tydeligere frem, når der anvendes alder, end når der anvendes dybde til top af filter. Mønstrene giver mening ift. anvendelsesperioder og kendt viden om stofferne persistens og sorption i jord. For DPC er der ingen større effekt af dybde eller alder på hverken fund-procent eller koncentration, hvilket kan virke overraskende for et stof, som ikke har været anvendt i 25 år. Resultatet er dog helt i overensstemmelse med, at der i flere undersøgelser er fundet en betydelig fortsat nedsivning af DPC fra de allerøverste jordlag på både lerede og sandede arealer.

Hvad angår Hypotese #6: *Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet)*, viser resultaterne, at dybden kun kan anvendes som proxy for grundvandets alder med stor forsigtighed, da der i samme dybde vil optræde grundvand af meget forskellig alder fra sted til sted. Da der imidlertid generelt kun er få indtag med pålidelige dateringer, er man i praksis henvist til at anvende dybden i beslutningstræerne ved tilstandsvurderingen. En mulig forbedring til alene at anvende dybde ville dog sandsynligvis være, hvis der kunne tages højde for størrelsen af grundvandsdannelsen i oplandet til en boring, og hvorvidt boringen ligger i et udstrømningsområde. Gradientforholdene er indarbejdet i beslutningstræerne, se kapitel 14.1.

Der kunne også i fremtiden også være relevant at se på partikelbanesimuleringer, se også kapitel 6.5.2.

Resultaterne fra denne delundersøgelse er endvidere væsentlige for de forventninger til fremtidig påvirkning af grundvandet, man kan have, idet det er tydeligt, at de meget stabile stoffer har en udbredelse, der er bestemt af grundvandets alder og dermed deres anvendelsestidspunkt, og at disse stoffer må forventes at brede sig dybere i grundvandet i fremtiden.

Endelig skal det bemærkes, at der er en bias mod en overvægt af nitrat- og iltholdige indtag, for de daterede GRUMO-indtag, både sammenlignet med det samlede GRUMO datasæt og især i forhold til det samlede datasæt i projektet, da dateringen til dels har været målrettet nitratdirektivet, og nye indtag, hvor man har forventet relativt ungt vand. Dette kan særligt påvirke tolkningen af mønstre for redoxfølsomme stoffer (se Kapitel 9).

12. Vurdering af vertikal udbredelse og varighed for pesticidpåvirkning ved modellering

Mange af de pesticidstoffer, der giver anledning til ringe tilstand i grundvandsforekomster eller risiko herfor, er allerede regulerede. Hovedformålet med dette kapitel er at vurdere tidshorisonten for påvirkningen i grundvandet med pesticider. For at kunne vurdere varigheden af pesticidpåvirkningen er den vertikale udbredelse af pesticiderne under hhv. punkt- og fladekilder blevet modelleret for forskellige scenarier med fokus på stofegenskaber og hydrogeologiske forhold.

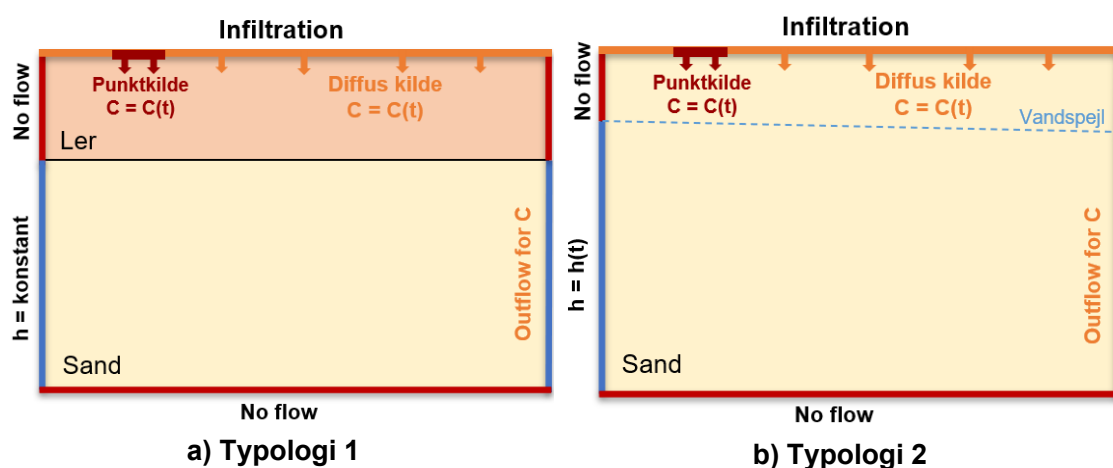
Kapitlet inkluderer desuden en diskussion af følgende hypoteser:

- Hypotese #2: Der er regionale forskelle i den generelle påvirkning og dybdefordeling
- Hypotese #6: Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet)
- Hypotese #7: Jo større grundvandsdannelse, jo større risiko for pesticid fund og overskridelser.

12.1 Modelopsætning

Pesticidtransporten er simuleret gennem 2D tværsnitsmodeller ved brug af modelleringsprogrammet COMSOL Multiphysics v6.1. Der er fokuseret på to simplificerede hydrogeologiske modeller, med en homogen rumlig geologi, se Figur 46:

- Typologi 1, som repræsenterer en typisk geologi i Østdanmark, hvor et homogent dæklag bestående af moræneler overlejrer et sand/kalkmagasin
- Typologi 2, som repræsenterer en typisk jysk smeltevandsslette med et tykt sandmagasin.



Figur 46. Modelrandbetingelser og placering af hhv. punktkilde og diffus kilde i de to anvendte simplificerede typologier i modellen.

Ligesom geologien er hydrologien forsimplet uden dræn, vandløb, oppumpning fra borerer eller andet til at forstyrre et nedadrettet strømningsfeltet.

For begge typologier er der kørt forskellige scenarier, hvor parametre som infiltrationsrate, placering af redoxgrænse og for typologi 1 dæklagstykkelse er varieret. Alle resultater er præsenteret i Bilag 7.

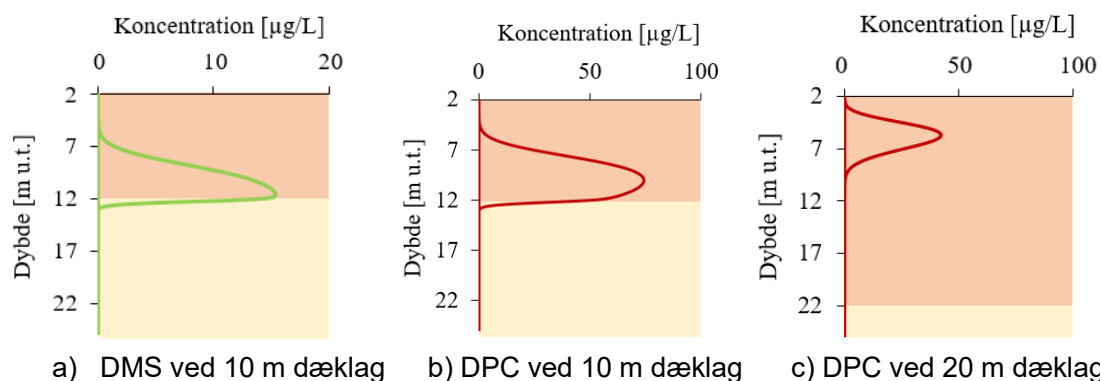
Modellen tager udgangspunkt i de indsamlede fordelingskoefficienter og nedbrydningsrater i Tabel 3. Dette betyder, at modellen reflekterer et begrænset spænd i værdierne, der på landsplan kan være betydeligt større. Ligeledes er der ikke medtaget sekventiel nedbrydning i modellen, da datagrundlaget for dette er meget begrænset. Dette kan resultere i, at modellen viser en hurtigere udvaskning for stoffer end der observeres i feltstudier, fx når moderstoffet er til stede i jorden (terrænnært) i længere tid end umiddelbart forventet, som bl.a. set for chloridazon/DPC (se kapitel 4). Inklusion af sekventiel nedbrydning i modelleringen besværliggøres desuden af, at nogle fokusstoffer har flere moderstoffer (fx DMS og 1,2,4-triazol).

Modellen kan dermed bedst anvendes til at undersøge følsomheden for dybdefordelingen og varighed af pesticidpåvirkningen over for variationer i forskelle parametre, mens de specifikke simulerede dybdefordelinger er begrænset til den anvendte geologi og parametre. Modellen er således velegnet til at vurdere dybdefordelingen i specifikke kendte punktkilder, der ofte har en meget begrænset udbredelse (få meter), og hvor den overordnede geologi er kendt. De landsdækkende data kommer derimod fra en række forskellige områder med meget varierende geologiske forhold og strømningsforhold, der ikke har været muligt at repræsentere med de simple geologiske typologier. En landsdækkende dybdefordeling opnås dermed ikke, her er man i stedet henvist til de empiriske undersøgelser, se kapitel 7.

12.2 Modelleret dybdefordeling ved punktkilder for enkeltstoffer

En vigtig hypotese, der er afprøvet i projektet, er, at pesticidpåvirkningen er relateret til dybden i grundvandsforekomsten for såvel flade- som punktkilder. Den konceptuelle forståelse af den vertikale udbredelse af pesticiderne baseret på lokale punktkildeundersøgelse (se kapitel 4) er derfor sammenlignet med projektets modelsimuleringer og med det større landsdækkende datasæt (se kapitel 10).

De faktiske feltobservationer fra forskningsprojekter, der er kort beskrevet i kapitel 4, er sammenholdt med modelleringen af pesticidtransporten i den geologiske typologi med et lerdæklag (Typologi 1) af varierende tykkelse (bilag 7) under anvendelse af de sorptions- og nedbrydningssegenskaber, der er fundet i projektet, se Tabel 3, kapitel 5. Denne typologi er udvalgt, da den bedst ligner geologien under de undersøgte punktkilder (Bjerg mfl., 2024; Frederiksen, 2023, Hansen, 2022, Nielsen, 2021). I den øverste meter af modellen er der aerobe forhold med nedbrydning (med redoxgrænsen i 3 m u.t.), hvorunder forholdene er anaerobe. Infiltrationsraten er afhængig af lerdæklagstykkelsen (Klint mfl., 2013), specifikt i modellen er infiltrationen sat til 200 mm/år ved et 10 m lerdæklag og 80 mm/år ved et 20 m lerdæklag.



Figur 47. Simuleret vertikal fordeling i den mættede zone (øverste 2 m ikke inkluderet i modellen) i 2035 for hhv. DMS (a) og DPC (b) under en punktkilde, hvor der er et 10 m morænelersdæklag (Typologi 1 basisscenariet, infiltration 200 mm/år), samt DPC (c) under en punktkilde, hvor der er et 20 m morænelersdæklag (infiltration 80 mm/år). Det rødlige område repræsenterer moræneler, og det gule område repræsenterer sand.

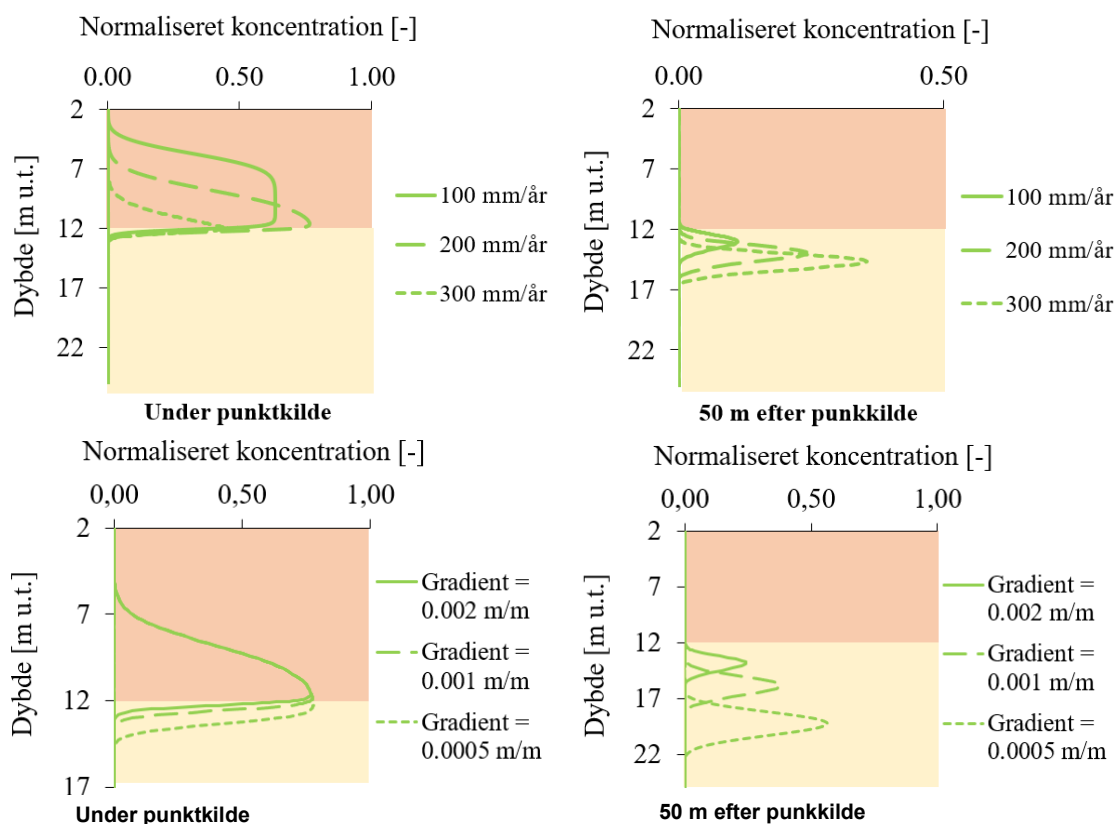
Transporten fra disse punktkilder sker hovedsagligt vertikalt igennem lerdæklaget, hvorefter fanen udbreder sig horisontalt i de øverste meter af magasinet. Horisontale forskydninger i tyndere indslag af fx sandlag (<2 m) kan forekomme, men transporten sker efterfølgende overvejende vertikalt igennem det underliggende morænelerslag som modelleret i Nielsen mfl., (2023).

Tendenser i den vertikale fordeling i både feltobservationer (Frederiksen, 2023; Hansen, 2022; Nielsen, 2021) og 2D modelleringen af hhv. DMS og DPC stemmer overens med forskellene i de to nedbrydningsprodukters stofegenskaber (moderstoffer er taget i anvendelse næsten samtidigt), hvor DMS er mere mobilt, og dermed er fronten nået noget hurtigere igennem til magasinet, se Figur 47(a og b). For DPC ses den forsinkende effekt af et tykkere dæklag, hvor der er gennembrud til magasinet ved et 10 m dæklag, men ikke ved et 20 m dæklag efter ca. 60 år, se Figur 47(b og c). Årsagen til det manglende gennembrud ved det tykkere lerdæklag skal delvis findes i den mere begrænsede grundvandsdannelse i det tykkere lerdæklag; dog ville der heller ikke være et simuleret gennembrud med en infiltration på 200 mm/år, som for det tyndere lerdæklag.

Resultaterne fra punktkildesimuleringerne viser forskelle i, hvor dybt pesticidstofferne er infiltreret, afhængigt af de stofspecifikke egenskaber og anvendelsesperiode og de hydrogeologiske forhold (dæklagstykkelse, infiltration, grundvandsgradienter, dybde til mættet zone). Betydningen af infiltration og grundvandsgradienter er illustreret med DMS som eksempel i Figur 48 (se bilag 7 for de øvrige fokusstoffer).

En større infiltrationsrate resulterer i større forureningsflux, tidligere ankomst af pesticidfronten til magasinet, samt en hurtigere udvaskning fra lerdæklaget. Desuden resulterer en større infiltration i at forureningsfanen dykker mere med afstand til punktkilden, hvorved udbredelsen i magasinet bliver dybere, se også kapitel 12.6. Den horisontale hydrauliske gradient i grundvandsmagasinet har ingen indflydelse på selve transporten igennem lerdæklaget, men en betydelig effekt på fanens udbredelse i selve magasinet. En lavere hydraulisk gradient resulterer i at forureningsfanen dykker mere, hvorved forureningsudbredelsen bliver dybere.

Den specifikke hydrologi/hydrogeologi i form af afstand til grundvandsmagasinet (dæklag-stykkelse), infiltration/grundvandsdannelse og strømningsforhold i magasinet (hydraulisk gradient) er altså af betydning for, hvor dyb pesticidpåvirkningen vil være.



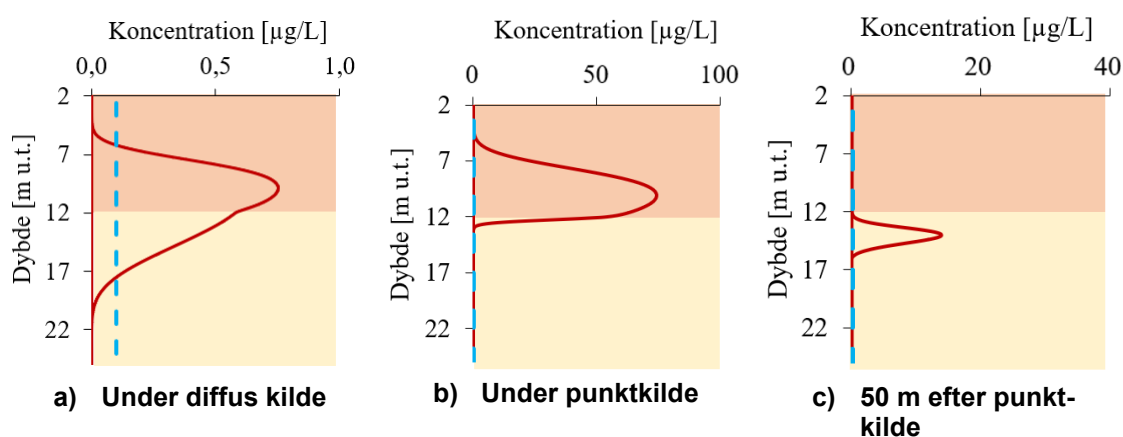
Figur 48. Vertikal fordeling af DMS hhv. direkte under en punktkilde og 50 m nedstrøms punktkilde i 2035 for Typologi 1 (10 m lerdæklag). Øverst: dybdefordeling ved infiltration på hhv. 100, 200 og 300 mm/år (horisontal hydraulisk gradient i magasinet på 0,002 m/m); og nederst: dybdefordeling ved horisontale hydrauliske gradienter i akviferen på hhv. 0,002, 0,001, 0,0005 og 0,0002 m/m (infiltration 200 mm/år).

Modelresultater fra punktkilder kan som nævnt ikke umiddelbart overføres til større områder, som en fx oplandet til en hel grundvandsforekomst, da modelleringen mere nøjagtigt kan gengive punktkildescenarier, hvor der er et bedre kendskab til de specifikke forhold. Dette kunne fx være tilfældet i forbindelse med manuelle vurderinger af en grundvandsforekomst med kendte pesticidpunktkilder. I forhold til en automatiseret vurdering og det landsdækkende datasæt kan modellens simplificerede geologi og udvalgte parametre ikke afspejle den brede variation mellem punktkilderne. Mere komplekse geologiske typologier til modelleringen, der kan relateres til fx de polymorfologiske typologier i den geologiske kompleksitetsanalyse har været overvejet i projektet, men blev ikke forfulgt yderligere. Dette skyldes hovedsageligt udfordringen i at opstille repræsentative komplekse typologier på en relevant skala for det landsdækkende datasæt.

12.2.1 Sammenligning mellem dybdefordeling i punkt- og diffus kilde

Ved sammenligning af, hvor dybt pesticidstofferne transporteres under de forskellige kildetyper under de samme hydrogeologiske forhold (Figur 9, kapitel 4), er der i de relative

koncentrationer ingen indikation på, at pesticiderne skulle nå dybere forekomster ved en punktkilde end ved en fladekilde. Hvor dybt under kilden, man kan finde en koncentration $>0,1 \mu\text{g/l}$, vil i høj grad afhænge af koncentrationen i kilden. Figur 49 viser, at ved en relativ kraftig kildekonzentrations på hhv. $1 \mu\text{g/l}$ i den diffuse kilde og $100 \mu\text{g/l}$ i punktkilden, er der i simuleringerne ikke fundet tegn på, at forureningen fra punktkilden, i et niveau som overskrider kravværdien for enkeltstoffer, skulle nå dybere end for den diffuse kilde. I Roost mfl. 2022 blev det vurderet, at der er en forskel på under en faktor 100 mellem kildekonzentrationserne i flade- og punktkilder for de fleste af de af fokusstofferne der indgik i vurderingen. Undtagelsen var MCPP, hvor punktkildekonzentrationserne var langt kraftigere. Dette stemmer med, at phenoxysyrerne generelt er en punktkildeproblematik (se kapitel 4). Der kan dermed være behov for stofspecifikke overvejelser i forbindelse med tilstandsvurderingen og inkludering af punktkilder



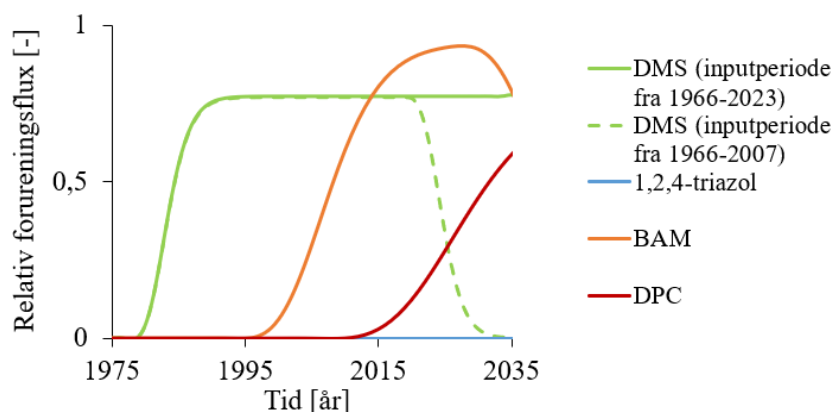
Figur 49. Vertikal fordeling af DPC i et profil under en diffus kilde (kildekoncentration $1 \mu\text{g/l}$), og under en punktkilde (kildekoncentration $100 \mu\text{g/l}$) hhv. direkte under og 50 meter nedstrøms i år 2035 simuleret med Typologi 1 basisscenariet. Det røde område repræsenterer moræneler, og det gule område repræsenterer sandakviferen. En blå, stiplede vertikal linje er placeret ved grundvandskvalitetskravet for pesticid-enkelstoffer på $0,1 \mu\text{g/l}$.

12.3 Modelleret varighed af pesticidpåvirkningen for enkeltstoffer

Varigheden af pesticidpåvirkningen af grundvandet har betydning i forhold til risikovurdering og indsatser. Den tidsmæssige udvikling i udvaskningen til grundvandet (forureningsfluxen til magasinet) er derfor modelleret for enkeltstofferne (DMS, DPC, 1,2,4-triazol og BAM) for begge typologier og kildetyper. De vigtigste resultater med fokus på fladekilderne er præsenteret (se bilag 7 for yderligere scenarier), da fladekilderne vurderes at påvirke de største grundvandsvolumener. Den største forskel i den tidlige udvikling mellem punkt- og fladekilderne er fordelingen i selve grundvandsforekomsten, mens den vertikale transport igennem dæklaget til toppen af grundvandsforekomsten har lignende forløb.

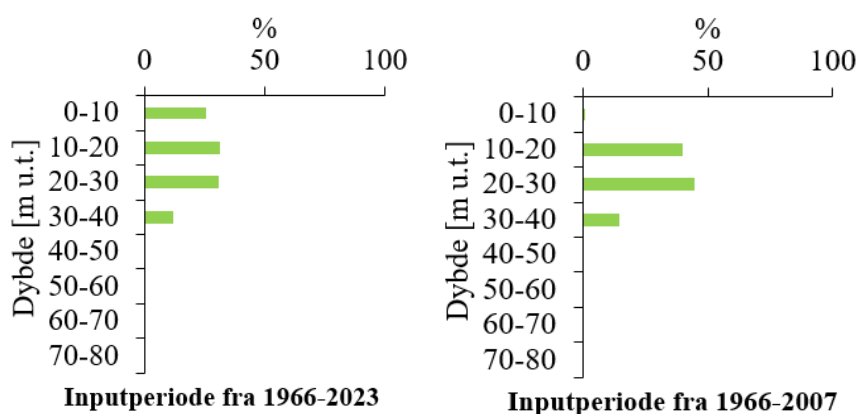
Figur 50 viser resultaterne for den relative forureningsflux frem mod 2035 for de fire fokusstoffer fra en fladekilde i typologi 1 (basisscenarie med en infiltration til grundvandet på 200 mm/år og en 10 m tyk, mættet moræneler). For DMS er der anvendt to forskellige input-funktioner i modellen: én med anvendelse af moderstofferne frem til 2007, der dækker anvendelsen til bær- og frugtavl; og én med anvendelse af moderstoffer frem til 2023, der

dækker anvendelsen af cyazofamid, samt biocidanvendelse frem til 2015 (se Tabel 1). Det ses, at der er en tydelig forskel i varigheden af påvirkningen af grundvandsforekomsten for de forskellige enkeltstoffer. Påvirkningen fra DMS er, med en anvendelsesperiode frem til 2007, på nuværende tidspunkt aftagende, mens den for BAM er på sit højeste og for DPC stadig tiltagende. 1,2,4-triazol er i dette scenarie ikke nået til grundvandsmagasinet.

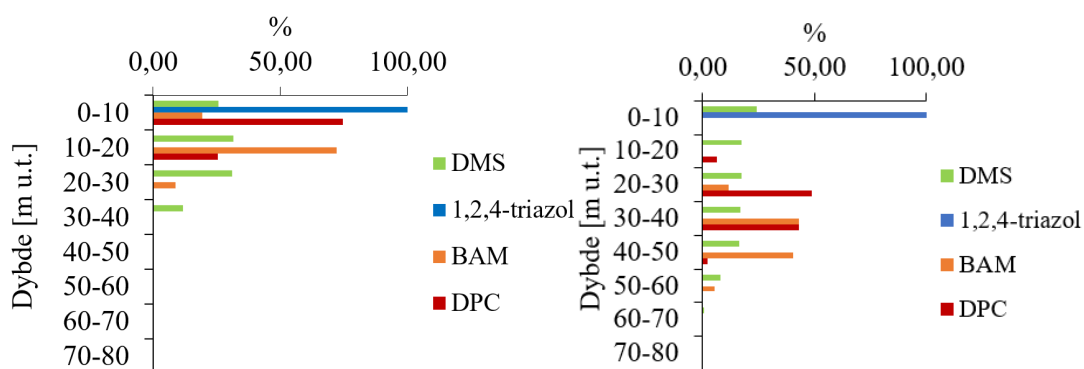


Figur 50. Relativ forureningsflux til toppen af grundvandsforekomsten fra en fladekilde af enkeltstofferne simuleret med Typologi 1 (dæklagstykkelse på 10 m). For DMS præsenteres to forskellige fluxscenarier (ét simuleret med en inputperiode af DMS fra 1966-2023, og ét med en afkortet inputperiode, der slutter i 2007), for at illustrere effekten af ophøret i anvendelsen af moderstoffet i frugt- og bærproduktion.

Simuleringsresultaterne kan også illustreres som en dybdefordeling i et specifikt år (fx DMS i 2023 Figur 51), hvor fordelingen af den samlede masse af DMS i modellen er inddelt i deres procentvis andel i 10 m dybdeintervaller.



Figur 51. Procentvis fordeling af massen af DMS under en diffus kilde i år 2023 simuleret med Typologi 1 basisscenariet og to forskellige inputperioder for DMS.



Figur 52. Procentvis fordeling af massen af de fire enkeltstoffer under en diffus kilde i år 2023 simuleret med Typologi 1 basisscenariet (venstre) og Typologi 2 basisscenariet (højre)

Den specifikke dybdefordeling afhænger af hvilken typologi og scenarium, der er simuleret, hvor GRUMO-data dækker en bred sammensætning af hydrogeologiske forhold. En sammenligning er dermed mest anvendelig i forhold til overordnede tendenser. Sammenlignes disse simuleringer med fundhyppigheden i GRUMO-indtag, opdelt efter dybden til toppen af filteret og grundvandets alder, se Figur 43 i kapitel 11, observeres lignende tendenser for DMS. Her har fundhyppigheden for DMS en mindre top i 20-30 år gammelt grundvand, som passer bedst med det tidlige stop i 2007 af anvendelsen i frugt- og bærproduktion af moderstoffer til DMS, hvor hovedparten er udvasket fra de øverste 10 m (det yngste grundvand). Dette harmonerer med, at DMS er det mest mobile af de modellerede stoffer.

1,2,4-triazol har en markant højere fundprocent i de øverste 0-10 m u.t. og det yngre grundvand (0-20 år) end i det ældre vand og ved større dybder, se Figur 43-Figur 44. I modellen tilbageholdes og nedbrydes 1,2,4-triazol indenfor de første 0-5 m u.t., uafhængigt af typologien, se Figur 53. I grundvandsovervågningen er der konstateret 1,2,4-triazol også i ældre og dybere grundvand, se kapitel 11, hvilket afviger fra modelleringen, hvor stoffet kun findes tæt på terræn. Den begrænsede vertikale transport i simuleringerne skyldes både den højere sorption og den hurtigere nedbrydning i forhold til de andre tre modellerede fokusstoffer (DMS, DPC og BAM). Der er udført simuleringer med lavere fordelingskoefficienter og nedbrydningsrate for 1,2,4-triazol (inkl. uden nedbrydning og sorption), se Bilag 7. Resultaterne herfra viser, at både nedbrydningsraten og fordelingskoefficienten skal nedjusteres i forhold til Tabel 3, for at simuleringerne viser en transport dybere end 10 m u.t. i 2023. Det fremgår af Tabel 3, at de benyttede værdier, er baseret på et meget begrænset antal studier, hvorfor de anvendte værdier for 1,2,4-triazol ikke nødvendigvis er repræsentative for de generelle forhold. Overordnet støtter modellen, at 1,2,4-triazol er det af de fire fokusstoffer, der er lavest forventning om at finde i dybere grundvandsforekomster.

Dette understøtter den tidligere konklusion i kapitel 5 om, at de fysisk kemiske parametre på det nuværende datagrundlag ikke kan anvendes på landsplan til at forudsige forekomsten af specifikke pesticider i grundvandet.

For DPC er der begrænsede forskelle i fundprocenter over dybden (0-40 m u.t.) i GRUMO-indtag (dog lavere fundhyppighed i 0-10 m u.t. for DPC) og i grundvand med en alder mellem 0-40 år (se Figur 43) på trods af, at stofferne ikke har været anvendt i over 25 år. Simuleringerne viser, at dybdefordelingen af DPC er meget forskellig i de to overordnede

typologier. For Typologi 1 er DPC stadig hovedsageligt til stede i de øverste 20 m. Modelleringsresultaterne indikerer, at DPC fortsat vil udvaskes til magasinet de næste mange år, selvom inputtet af moderstoffet chloridazon er stoppet i år 1996, se Figur 52. For Typologi 2 befinder hovedparten af DPC sig derimod i grundvandsforekomsten i 20-40 m u.t. På tværs af de to typologier er der altså hovedsageligt DPC i de øvre 40 m u.t.

Det samme gør sig gældende for BAM, dog med lavere fundprocenter i yngre grundvand (0-20 år), hvor simuleringerne dog giver en indikation af, at påvirkningen af det øverste grundvand er nedadgående i de kommende år i begge typologier, se Figur 52. Dette er i overensstemmelse med resultaterne fra Grundvandsovervågningens tidsserier for den faste kerne (Thorling mfl., 2024).

Det skal understreges, at modellen ikke inkluderer sekventiel nedbrydning. En fortsat omdannelse af mere sorberende moderstoffer terrænnært vil forlænge varigheden af påvirkningen.

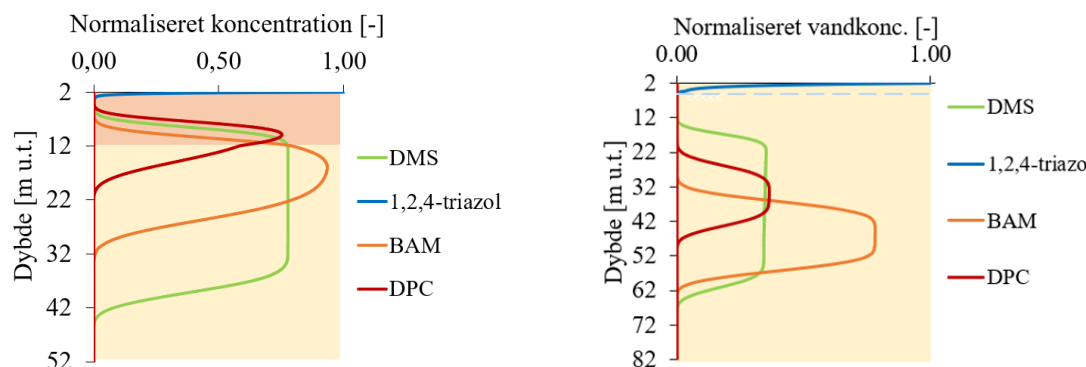
Simuleringsresultaterne for Typologi 1 indikerer, at der i perioden frem til 2035, kan forventes at være forurening med både DMS, BAM og DPC i grundvandsforekomsten for denne typologi, se Figur 50. Der er anvendt en lidt højere sorptionskoefficient for DPC end for BAM, se Tabel 3, hvilket resulterer i, at forureningsfluxen til toppen af magasinet stadig er stigende for DPC i 2035, hvor den for BAM er aftagende, se Figur 50, skønt begge stoffers salg ophørte i 1996, se Tabel 1. Ifølge modelleringen, vil 1,2,4-triazol ikke have nået grundvandsforekomsten i 2035, hvilket tilskrives den høje nedbrydningsrate og fordelingskoefficient anvendt i modelleringen.

12.4 Betydning af stofegenskaber og anvendelsesperiode

I det følgende vurderes pesticidpåvirkningen af grundvandsforekomster inden for den næste planperiode, frem til 2035 for forskellige scenarier for at vise effekten af stofegenskaber og hydrogeologiske forhold.

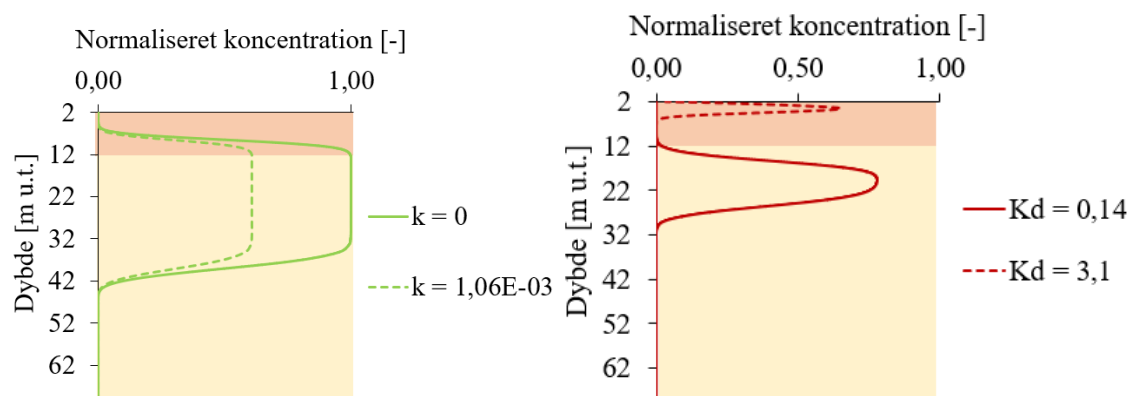
Figur 53 viser den vertikale fordeling for de fire fokusstoffer under en diffus kilde i de to basisscenarier i år 2035 for Typologi 1 (med dæklag) og Typologi 2 (uden dæklag). Det fremgår, at forureningen med DMS, som er det mest mobile af stofferne, vil have nået den største dybde i akviferen inden 2035.

DPC og BAM sorberer begge betydeligt mere til moræneler end til sand, hvilket resulterer i, at disse stoffer, især BAM, forventes at infiltrere dybere i Typologi 2 sammenlignet med Typologi 1. BAM har desuden i den fundne litteratur en lavere aerob nedbrydning sammenlignet med de øvrige tre stoffer, og der ses derfor højere koncentrationer af BAM. Dette er især tydeligt for Typologi 2, hvor der er en større aerob zone.



Figur 53. Vertikal fordeling under diffus kilde i år 2035 simuleret med Typologi 1 basisscenariet (venstre) og Typologi 2 basisscenariet (højre). For typologi 1 er der en mættet aerob zone på 1 m, mens den for typologi 2 er 5 m.

Da nedbrydningsrater samt fordelingskoefficienterne for alle stofferne er forbundet med usikkerhed, er der modelleret et spænd af nedbrydningsrater og K_d -værdier, hvor minimums- og maksimumsværdier er blevet anvendt, se Tabel 3. Figur 54 illustrerer variationen i den vertikale fordeling i 2035 ved anvendelse af hhv. minimums- og maksimumsværdier for nedbrydningsraten (illustreret for DMS, resten af stofferne i bilag 7) og for sorptionskoefficienten (illustreret for DPC, resten af stofferne i bilag 7).



Figur 54. Vertikal fordeling under en fladekilde i 2035 simuleret med Typologi 1 (basisscenarie) for hhv.: venstre) DMS med højeste og laveste litteratur nedbrydningsrate (k -værdi i d^{-1}): og højre) DPC med den højeste og laveste sorptionskoefficient (K_d i l/kg).

Det ses, at den specifikke nedbrydningsrate har stor betydning for, hvor høje koncentrationer, der kan forventes at findes i grundvandsforekomsten. I det specifikke scenarium for DMS er koncentrationen ved den hurtigste nedbrydning kun omkring 60% af koncentrationen uden nedbrydning.

Den specifikke sorptionskoefficient har stor betydning for dybdefordelingen. DPC er ved anvendelse af den højeste K_d -værdi i det specifikke scenarium ikke er nået igennem lerdæklaget og ned i grundvandsmagasinet i 2035. Omvendt for den laveste sorptionskoefficient er DPC helt udvasket fra lerdæklaget; DPC-fronten befinder sig her over 20 m dybere end i scenariet med den stærkere sorption. Forskelle i sorption til forskellige jorde kan dermed have en stor betydning for i hvilken dybde et pesticidstof findes. Dette viser, vanskelighederne ved at opstille en model, der kan stimulere de landsdækkende forhold.

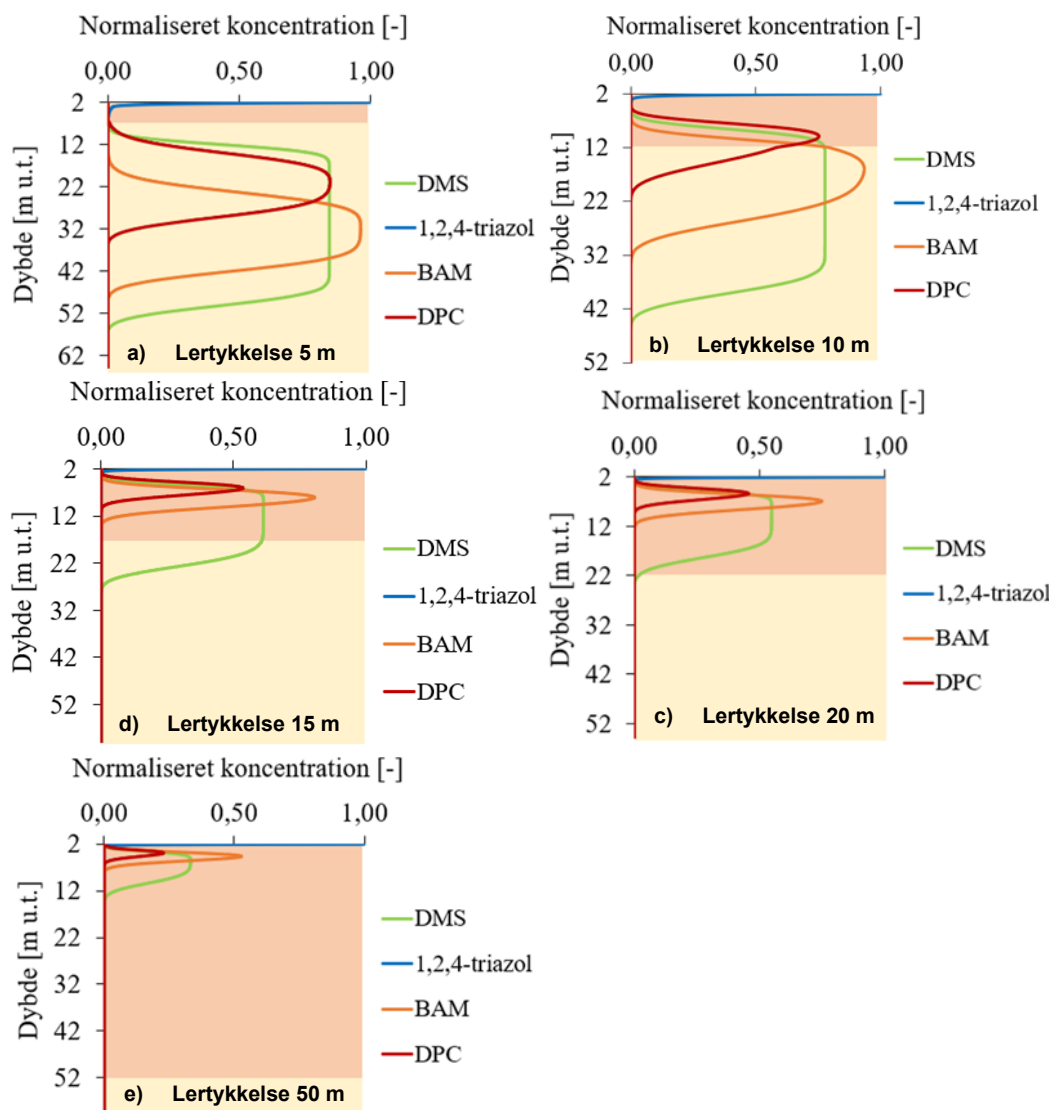
12.5 Betydning af regionale forskelle (geologisk typologi)

Der er stor forskel på den modellerede dybdefordeling for pesticidstofferne for de to forskellige typologier for geologi, se Figur 53, der repræsenterer en forenklet model for den østlige del af landet (Typologi 1) og den vestlige del (Typologi 2). Dette skyldes blandt andet det forskellige omfang af infiltration i områderne, hvor der generelt ses større infiltration i den vestlige del af landet. Derudover resulterer lerlaget i Typologi 1 i større tilbageholdelse af stofferne på grund af den lavere hydrauliske ledningsevne og den højere sorption i forhold til sand. Desuden indikerer data fra Bilag 7, bilag A, at redoxgrænsen typisk befinder sig dybere i Typologi 2, hvilket resulterer i mere tid til nedbrydning under aerobe forhold i modellen. Opholdstiden modvirkes i nogen grad af den højere infiltrationsrate for typologi 2, men i scenariemodelleringen bliver den samlede opholdstid i den aerobe zone længere.

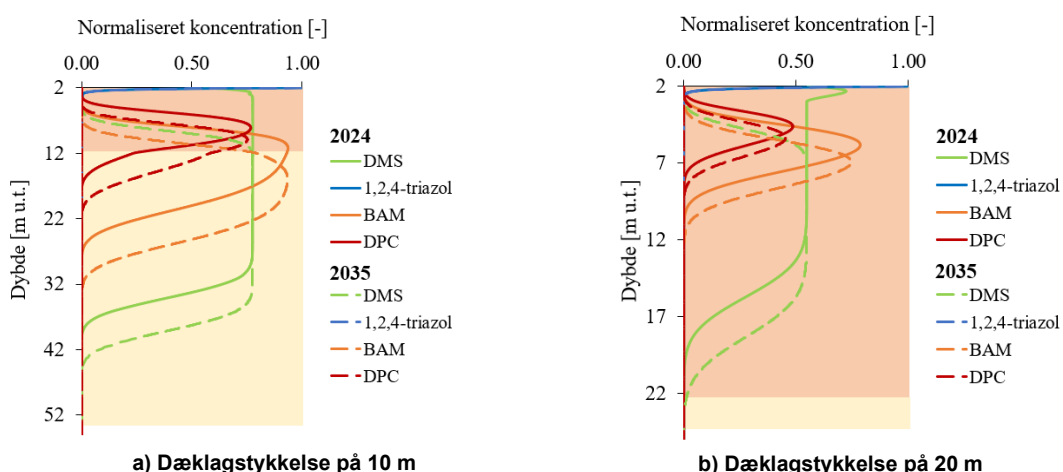
Hvad angår betydning af dæklagstykkelserne viser Figur 55, at den vertikale fordeling under en diffus kilde i 2035 varierer betydeligt ved forskellige homogene lerdæklagstykkelser. Ved 5 og 10 meters dæklagstykkelse forventes BAM, DMS og DPC at være brudt igennem dæklaget og være nået ned til grundvandsmagasinet i 2035, men ikke 1,2,4-triazol. Ved 15 og 20 meters dæklagstykkelse, er det kun DMS, der forventes at bryde igennem, og ved 50 meters tykkelse er ingen af de fire fokusstoffer brudt igennem i 2035.

Generelt fremgår det af scenarierne med diffuse kilder, at i takt med at tykkelsen på dæklaget stiger, falder den forventede udbredelsesdybde i 2035. Dette skyldes, at infiltrationen falder, når dæklagstykkelsen stiger. Alle fem modelscenarier har den samme redoxgrænse, hvormed de alle har en oxideret zone med aerob nedbrydning i den øverste meter af modellen. Da den vertikale stoftransport foregår langsommere gennem tykke lerlag, er der længere tid til aerob nedbrydning i den øverste meter, hvilket fører til lavere koncentrationer af pesticidstofferne i grundvandet, se Figur 55. Dog fremgår det, at tykke dæklag ikke resulterer i fuldstændig beskyttelse af grundvandet, men blot forsinker stoffernes vej ned til grundvandet. Pesticiderne vil dermed være at finde dybere i 2035 end i 2024, se Figur 56. Hvorvidt koncentrationerne der udvaskes til grundvandsforekomsten, overskrider kravværdien vil afhænge af den specifikke kildekonzentration.

Simuleringsresultaterne indikerer, at pesticidforureningen i 2035 endnu ikke har nået grundvandsforekomsten, hvis dæklagstykkelsen er større end 25 meter, hvorved det hovedsageligt er de mere terrænnære grundvandsforekomster, der forventes at være i risiko. Imidlertid viser data fra dette projekt, udbredt forekomst af pesticidstoffer i områder med mere end 25 m tykke dæklag, se Figur 31-Figur 33 i kapitel 9, hvilket indikerer, at modellen mangler nuancering i forhold til kompleksiteten på oplandsskala. Det er en simplificeret model, der ikke tager højde for, at der, selv indenfor korte afstande, kan være store variationer i lagtykkelser. Der kan desuden være præferentielle strømningsveje eller geologiske vinduer, som kan resultere i hurtigere transport af pesticiderne til grundvandsforekomsten. I praksis er lerlagene sjældent homogene, selvom de i modellerne optræder som sådan, se kapitel 2.4.



Figur 55. Vertikal fordeling af de fire enkeltstoffer under en diffus kilde i år 2035 simuleret med Typologi 1 med varierende lerlagstykkelse (5-50 m).

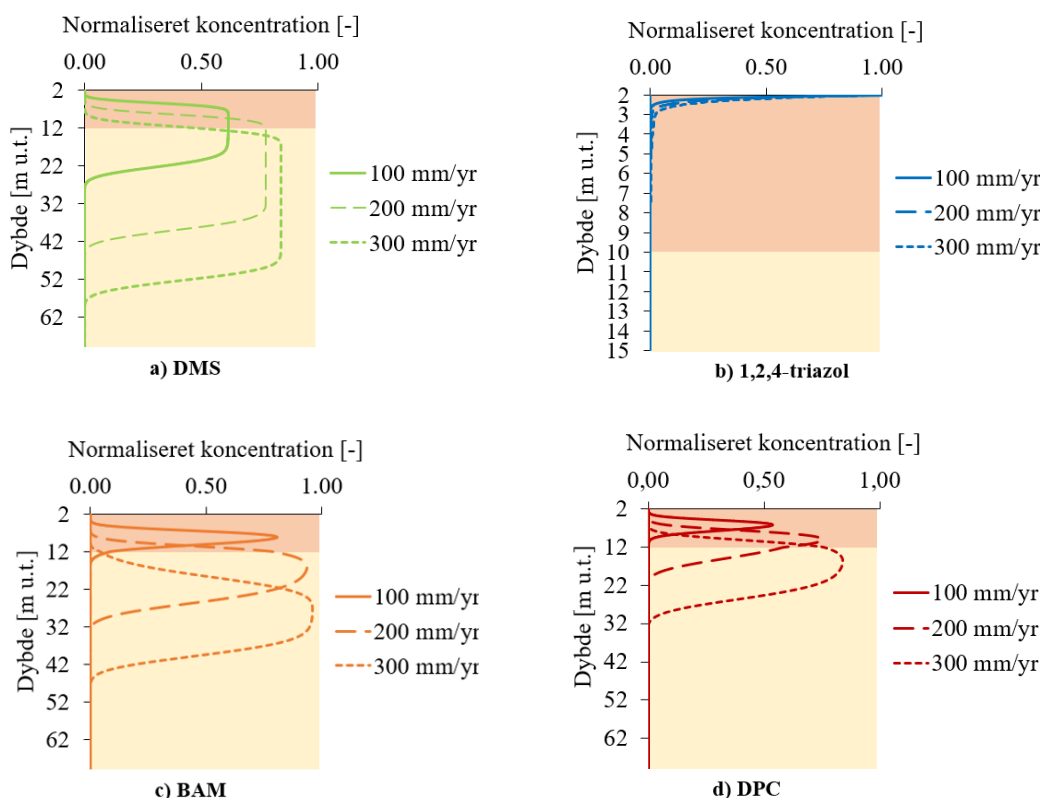


Figur 56. Vertikal fordeling af DMS, 1,2,4-triazol, BAM og DPC under en diffus kilde i 2024 (fuldt optrukken linje) og i 2035 (stiplet linje) simuleret med Typologi 1 (Østdanske forhold) med dæklagstykkelse på hhv. a) 10 m og b) 20 m. Bemærk, forskellig dybdeskala, samt at øverste 2 m ikke er inkluderet i modellen.

12.6 Betydning af infiltrationsrate

I forhold til test af *hypotese #7 Jo større grundvandsdannelse, jo større risiko for pesticid fund og overskridelser*, er det relevant at undersøge effekten af infiltrationsraten på pesticidudbredelsen, se også kapitel 12.2.

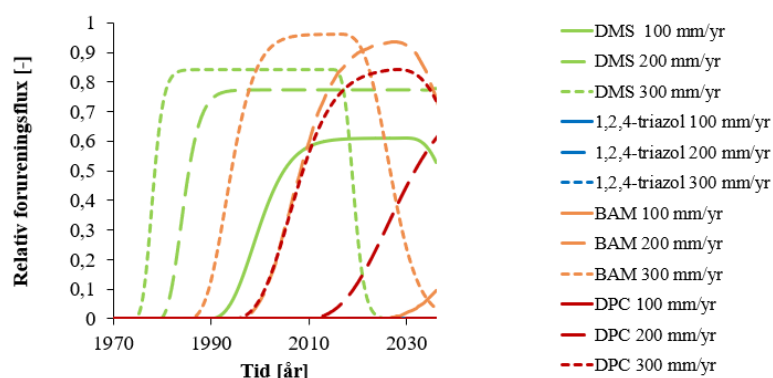
Figur 57 viser, at infiltrationsraten har stor betydning for stoffernes vertikale fordeling for diffuse kilder, og for forureningsfluxen fra dæklaget til magasinet, se Figur 58. Det fremgår, at jo større grundvandsdannelse, jo større forureningsflux. Da placeringen af redoxgrænsen ikke er ændret i scenarierne, resulterer den større infiltration i en kortere opholdstid under aerobe forhold, og dermed mindre nedbrydning. Bemærk, ikke alene mængden af stof men også, at koncentrationerne påvirkes af infiltrationen, hvor højere infiltrationsrater medfører højere koncentrationer. Derudover ses en hurtigere vertikal transport, når infiltrationsraten stiger, hvilket resulterer i, at forureningen vil nå dybere ned i 2035.



Figur 57. Vertikal fordeling af de fire enkeltstoffer under en diffus kilde i år 2035 for Typologi 1 (med dæklag). Simuleret med varierende infiltrationsrate. Bemærk anden skala (y-akse) for 1,2,4-triazol.

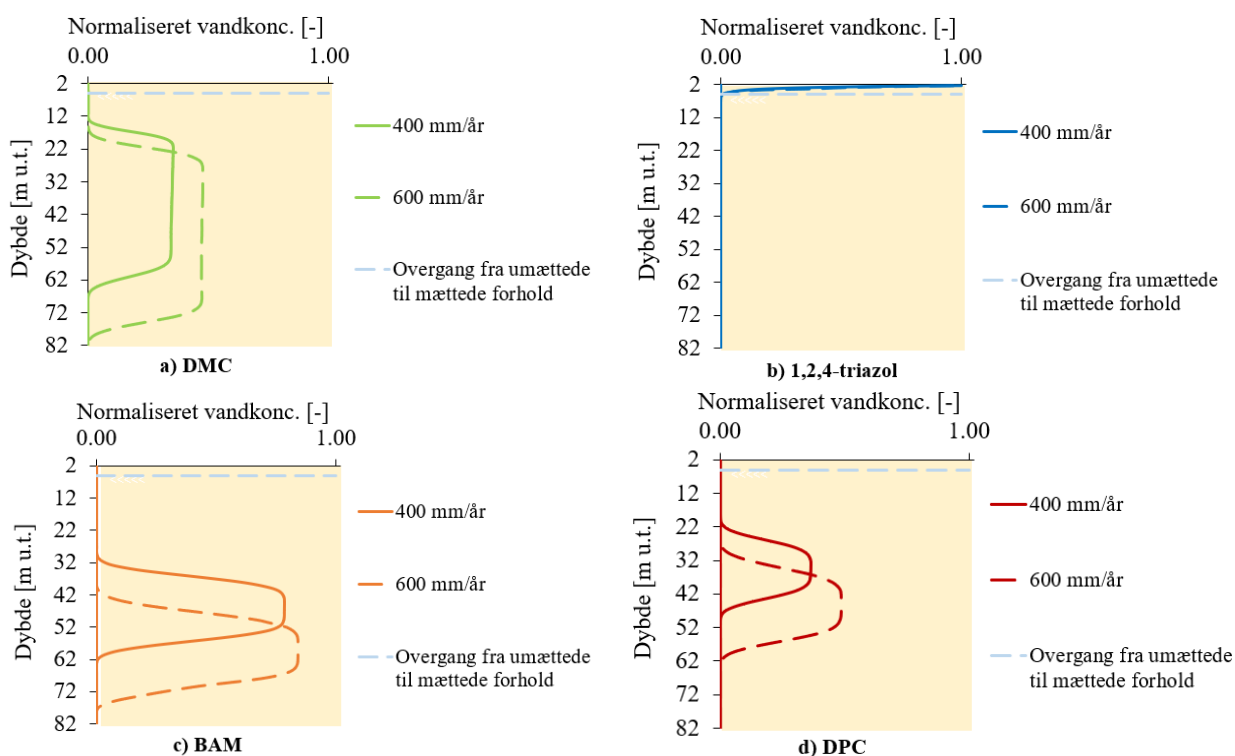
For 1,2,4-triazol ses det specifikt, at stoffet ikke forventes at nå magasinet i nogle af infiltrationsscenerierne. Selv med en infiltration på 300 mm/år er der begrænset vertikal transport af 1,2,4-triazol, hvilket skyldes en kombination af større sorption og hurtigere nedbrydning (også under anaerobe forhold) end de andre enkeltstoffer. Med en lav infiltrationsrate på 100 mm/år forventes DPC ikke at nå magasinet inden 2035, BAM vil først lige være begyndt at bryde igennem til magasinet, og DMS vil være at finde dybere i magasinet. I

scenariet med en infiltrationsrate på 300 mm/år vil både DMS og BAM være næsten udvasket fra moræneleret i 2035, mens hovedparten af DPC også vil være udvasket fra dæklaget.



Figur 58. Forureningsflux fra dæklaget til grundvandsmagasinet simuleret med Typologi 1 med en dæklagstykkelse på 10 m og varierende infiltrationsrate.

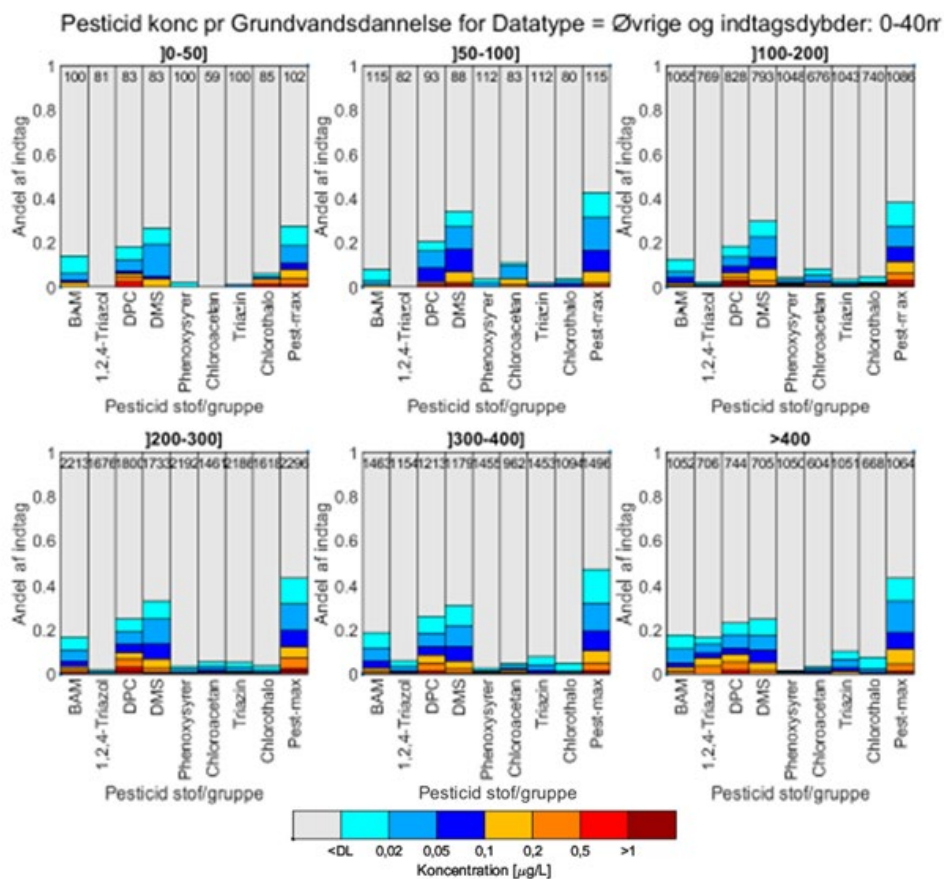
For Typologi 2 (uden dæklag) infiltrerer DMC, BAM og DPC cirka 15 meter dybere i 2035, når infiltrationsraten sættes op fra 400 mm/år til 600 mm/år, se Figur 59. Igen ses ingen markant forskel for 1,2,4-triazol, grundet den høje nedbrydning og sorption. Den dybeste infiltration observeres for DMS. I scenariet med en infiltrationsrate på 600 mm/år ses DMS helt ned til cirka 82 m u.t. Bemærk, at så dyb indtrængen i grundvandsmagasinerne forudsætter, at der ingen vandløb er i systemet til at inducere en mere opadrettet gradient.



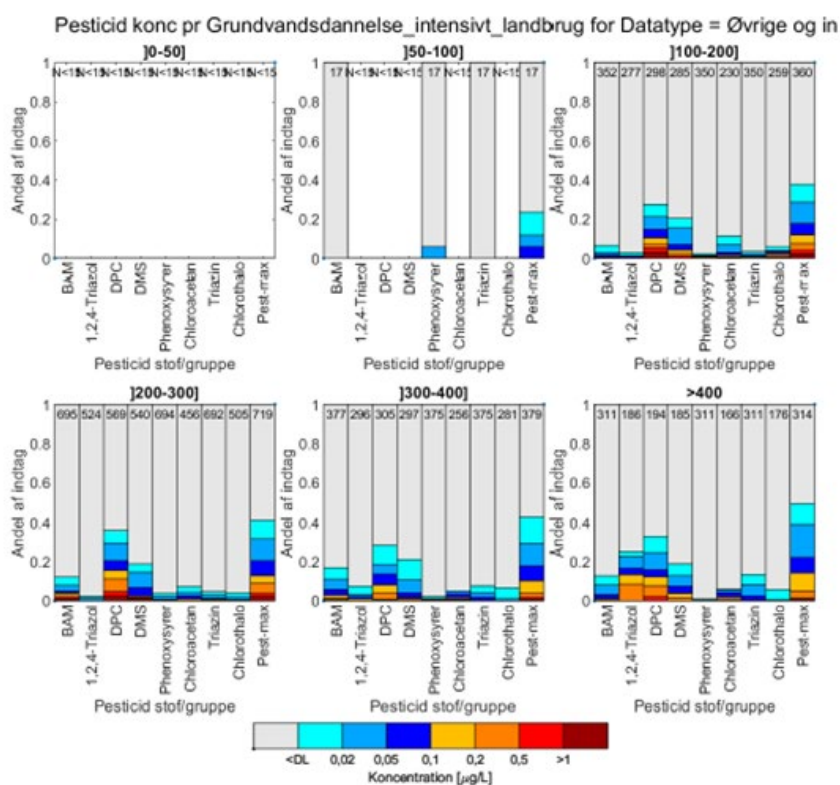
Figur 59. Vertikal fordeling for de fire enkeltstoffer under en diffus kilde i år 2035 for Typologi 2 (uden dæklag). Simuleret med varierende infiltrationsrate.

Simuleringerne viser, at pesticidpåvirkning er dybere i områder med høj infiltrationsrate. Det har dog ikke været muligt at eftervise med empiriske data, at grundvandsdannelsens størrelse har nogen betydning for hyppigheden af pesticider i de øverste 40 m af grundvandet. Der er lavet en empirisk undersøgelse af betydningen af grundvandsdannelsen, hvor der ses på indtag i de øverste 40 m u.t. med en modelleret gennemsnitlig grundvandsdannelse fordelt på intervallerne [0], [0-100], [100-200], [200-300], [300-400], > 400 mm, jf. DK-modellen (Højberg, 2015).

Figur 60 viser hyppigheden af fokusstoffer/stofgrupper og samleparameteren Pest_max opdelt efter størrelsen af den gennemsnitlige modellerede grundvandsdannelse for indtag med indtagstop ned til 40 m u.t. for alle indtag med datatypen Øvrige, Figur 61 viser det samme, men kun for indtag under intensivt landbrug, fastlagt ved at mere end 75 % af den forskudte oplandscirkel på 200 m ligger under intensivt landbrug. Det fremgår af figurerne, at der ikke er nogen væsentlig forskel på pesticidindholdet i grundvandet som funktion af grundvandsdannelsen.



Figur 60. Hyppigheden af fokusstoffer/stofgrupper som funktion opdelt efter størrelsen af den modellerede gennemsnitlige grundvandsdannelse for alle indtag af datatypen øvrige med indtagstop ned til 40 m u.t.



Figur 61. Hyppigheden af fokusstoffer/stofgrupper i områder med > 75 % intensivt landbrug som funktion opdelt efter størrelsen af den modellerede gennemsnitlige grundvandsdannelse for alle indtag af datatypen øvrige med indtagstop ned til 40 m u.t.

12.7 Modelleringsresultater og forståelsen af pesticidpåvirkningen af grundvandet

I dette kapitel er varigheden af pesticidpåvirkningen under forskellige hydrogeologiske forhold undersøgt via 2D model simuleringer. Simuleringerne er også anvendt til at teste følgende tre hypoteser:

- Hypotese #2: Der er regionale forskelle i den generelle påvirkning og dybdefordeling
- Hypotese #6: Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet)
- Hypotese #7: Jo større grundvandsdannelse, jo større risiko for pesticid fund og overskridelser.

Resultater fra 2D simuleringerne viser, at der fortsat er en lang tidshorisont for pesticidpåvirkningen af grundvandet. Om denne pesticidpåvirkning er aftagende eller fortsat stigende, afhænger af både det specifikke stof og dets egenskaber, samt de hydrogeologiske forhold i/over grundvandsforekomsten. Nogle parametre kan have en afbødende effekt på størrelsen af påvirkningen (fx nedbrydning og tykkelsen af den aerobe zone, hvor mest nedbrydning af de valgte modelstoffer foregår), mens andre vil have en forsinkende effekt (fx sorption og dæklagstykkelse). En del dybere og endnu ikke påvirkede grundvandsforekomster er dermed i risiko for en fremtidig pesticidpåvirkning. De opstillede dybdekriterier i

beslutningstræerne (kapitel 14.1), skal dermed løbende opdateres efterhånden som dybden af pesticidfronten udvikler sig.

Fremskrives udvaskningen af pesticidstoffer via modelleringen, viser simuleringseresultaterne, at forureningen forventes at være nået dybere ned i magasinet i 2035 end i dag. Kigger man specifikt på de regionale forskelle (hypotese #2), der i modellen er repræsenteret ved de to overordnede typologier, så ses der tydelige forskelle mellem de to typologier. Typologien, der repræsenterer den vestlige del af landet (kun sand uden dæklag), viser en dybere vertikal udbredelse end typologien, som repræsenterer den østlige del (moræneler over sand). Dette skyldes både, at der i den vestlige typologi ikke er et lerdæklag til at tilbageholde/forsinke pesticiderne, men også, at der typisk er højere infiltrationsrater i den vestlige del af landet (hypotese #7). Bemærk, der er ikke taget højde for evt. vandløbs betydning for strømningsmønsteret.

Simuleringerne viser, at dybere grundvandsforekomster i områder med høj infiltrationsrate kan forventes at have en pesticidpåvirkning tidligere end grundvandsforekomster i områder med lav infiltrationsrate. De forskellige hydrogeologiske forhold tilknyttet forskellige regioner kan altså have en effekt på dybdefordelingen af pesticiderne. Dog vil der også kunne være betydelige hydrogeologiske variationer indenfor samme region (se kapitel 9 og 10), samt andre forhold såsom arealanvendelse (se kapitel 8), der påvirker dybdefordelingen, hvilket besværliggør en operationalisering i forhold til risiko- og tilstandsvurderinger baseret på modellering alene.

For det mest terrænnære grundvand viser simuleringseresultaterne en aftagende påvirkning for de mest mobile stoffer. Modelleringen i dette projekt er lavet med udgangspunkt i de indsamlede værdier for sorption og nedbrydning med en antagelse om, at de relativt let nedbrydelige moderstoffer er fuldt omsat i de to øverste meter under terræn. Hvis dette ikke er tilfældet, som det fx er observeret for DPC på en del feltlokaliteter (og i aldersdateringen), vil inputtet af nedbrydningsproduktet have en længere varighed end salgsperioden indikerer.

Variationer i nedbrydningsrater og fordelingskoefficienter har vist sig at have en markant indflydelse på infiltrationsdybden, hvilket understreger vigtigheden af valg af repræsentative værdier i modelleringen, og nødvendigheden af flere målinger af de fysisk/kemiske egenskaber af pesticidstofferne under relevante forhold for mere præcise varighedssimuleringer. Desuden anbefales det at udvide modelleringen til at dække over et bredere spektrum af geologiske typologier for at opnå en mere nøjagtig forståelse og forudsigelse af pesticidpåvirkningen af grundvandsforekomsterne i Danmark. Dette gøres dog bedst ved tilknytning af specifikke oplande med tilgængelige data indenfor den ønskede typologi.

Den konceptuelle forståelse opnået fra modellering af specifikke punktkilder indikerer, at der for den enkelte punktkilde er en god sammenhæng mellem de hydrogeologiske forhold og fund af pesticidstofferne. I den relativt homogene geologi, der gør sig gældende på den lille skala en punktkilde udgør, er der en tydelig effekt af dæklagstykkelse og den tilknyttede infiltration på udvaskningen af pesticiderne til grundvandsforekomsten og i hvilken dybde der kan forventes at være fund af pesticidstoffer. Effekten er dog ikke tydelig i det større landsdækkende punktkildedatasæt fra Jupiter (se kapitel 10). Dette komplicerer

etableringen af et kriterium til beslutningstræet relateret til dæklagstykkelsen af moræneler over grundvandsforekomsten eller den dertil relaterede infiltrationsrate. Disse forhold er derfor ikke inkluderet i det endelige beslutningstræ for den automatiserede risiko- og tilstandsvurdering, men vil eventuelt kunne anvendes i forbindelse med manuelle tilstandsvurderinger med kendte punktkilder.

Endelig viser 2D modelleringen af hhv. punkt- og fladekilder, at det ikke må forventes, at der sker en dybere vertikal transport af pesticidstofferne fra en punktkilde end fra en fladekilde under forudsætning af, at de hydrogeologiske forhold er lignende for de to kildetyper. Dette støtter, at der i beslutningstræet kan anvendes et generelt dybdekriterium uafhængigt af den specifikke kildetype i forhold til at vurdere, hvilke grundvandsforekomster, der er i risiko for at have ringe tilstand. Punktkilderne vil kunne inkluderes i den automatiserede tilstandsvurderingen som en type arealanvendelse der giver risiko for pesticidforurening over kravværdien.

13. Opdateret konceptuel forståelses model for pesticider i grundvand i Danmark

I det følgende vil følges der op på de spørgsmål, som denne rapport har bidraget at belyse, og der samles op på, hvad det har som konsekvens for den konceptuelle forståelsesmodel for pesticider, som gælder overordnet set i Danmark. Til sidst præsenteres den reviderede konceptuelle forståelsesmodel, der anbefales som det faglige udgangspunkt for risiko- og tilstandsvurderinger i forbindelse med vandområdeplanerne.

13.1 Projektets overordnede spørgsmål

Herunder følger de resulterende svar på de overordnede spørgsmål, der er undersøgt i nærværende arbejde, se kapitel 2.

Hvilke pesticidstoffer vurderes at være væsentlige i forhold til at vurdere tilstanden i grundvandsforekomsterne i DK?

- De væsentligste stoffer i forhold til at vurdere tilstanden i grundvandsforekomsten er fire fokusstoffer og en række stoffer der indgår i fire stofgrupper. De fire stoffer og stofferne i de fire stofgrupper, der tilsammen dækker hovedparten af alle fund i grundvandet er: BAM, DPC, DMS og 1,2,4-Triazol samt stofgrupperne: Triaziner, phenoxysyrer, chloroacetanilider og chlorothalonil med nedbrydningsprodukter. Stofferne optræder med forskellig hyppighed i de forskellige datatyper, idet ikke mindst fordelingen af pesticidstoffer i punktkilder adskiller sig fra fladekilder.

Hvilke pesticidstoffer kan med fordel vurderes sammen i en kommende tilstandsvurdering, vurderet ud fra deres fælles fysiske/mikrobiologiske egenskaber?

- Stofferne i de fire udvalgte stofgrupper kan med fordel vurderes sammen, da de er kemisk set tæt beslægtede. Men derudover vurderet det generelt ikke at være muligt at gruppere pesticider alene ud fra kemisk/fysiske egenskaber. Der er ikke tilstrækkeligt med fund for andre stoffer i det anvendte datasæt til at vurdere om nært beslægtede stoffer kan vurderes sammen.

Er der på stof-/stofgruppeniveau indikationer på, at deres udbredelse i grundvandet kan kobles til særlige forhold (geologiske, hydrologiske, kemiske m.m.)?

- Der blev fundet flere stofspecifikke sammenhænge i mange af undersøgelserne, som gør det muligt at lave særlige stofspecifikke beslutningstræer, kapitel 14.4. Se også svarene på hypoteserne i næste afsnit.

Hvor længe vil påvirkningen med pesticidstoffer kunne forventes at vare?

- For de persistente og mobile stoffer kan der forventes at være en påvirkning i grundvandet i en endog meget lang periode fremover, idet disse pesticidstoffer i praksis passerer som konservative tracere igennem grundvandsmagasinerne. For nogle af de persistente pesticidstoffer ses der et fald nu > 20 år efter stofferne er udfaset, mens andre regulerede pesticidstoffer som fx DPC stadigt udvaskes og det vides endnu ikke, hvor længe denne påvirkning vil vare. Dette er forsøgt

modelleret, se kapitel 12, men det vurderes, at resultaterne er mest anvendelige i forhold til punktkilder, da den meget forsimplede geologi i modellerne ikke umiddelbart kan overføres til national skala.

Hvad er de væsentlige aktivstoffers anvendelsesområder og deres salgstal fordelt på år?

-Der er gennemført en grundig gennemgang af stoffernes salgstal og anvendelsesområder inden landbrug, skovbrug, bymæssig bebyggelse mm, dette er stofspecifikt hvorfor der henvises til kapitel 3.

Hvad er kilderne til pesticidforurening, og kan risikoen for grundvandsforurening fra de forskellige kilder opdeles på stof-/stofgruppeniveau?

- Kilderne til pesticidforurening er både er fladekilder, hvor stofferne er anvendt efter deres formål og punktkilder, hvor der i højere grad er tale om spild og andre utilsigtede forureninger, hvilket er belyst i kapitel 4. Den målrettede anvendelsen af stofferne er belyst i kapitel 3 og i forbindelse med statistikken for arealanvendelsen i kapitel 8.

Er der pesticidstoffer, der ikke analyseres for, men som vurderes relevante at inkludere i overvågningsprogrammer?

- Dette spørgsmål er ikke besvaret her, idet der dog henvises til arbejdet med screeningsundersøgelser i forbindelse med GRUMO Thorling mfl., (2023), og de seneste års fund af stoffer, der ikke indgår i denne rapport se Thorling mfl., (2025). Set i lyset af de fortsatte fund af stoffer, der ikke tidligere er undersøgt, kan det forventes, at der også i fremtiden vil dukke nye og relevante stoffer op.

13.2 Projektets hypoteser

For at kunne besvare spørgsmålene ovenfor og for at forbedre den konceptuelle forståelsesmodel for pesticidstoffernes udbredelse i grundvandet i Danmark, blev der opstillet en række arbejdshypoteser. Herunder er hypoteserne diskuteret hver for sig, med udgangspunkt i resultaterne præsenteret i denne rapport. Derfor er der i dette afsnit kopieret konklusioner ind fra de forskellige fagkapitler, hvor de forskellige hypoteser er belyst.

Fysisk-kemiske egenskaber

- *Hypotese #1: Stoffernes iboende egenskaber (sorption og persistens) er de vigtigste faktorer for grundvandsforekomsternes tilstand.*

Konklusion: Sammenfattende kan det konkluderes, at hypotesen er rigtig, men der ikke er tilstrækkelige grundvandsrelevante data til at kunne operationalisere dette i risiko- og tilstandsvurderingerne. Eksempelvis er der kun få data fra kalkmagasiner, der udgør en meget betydelig del af grundvandsforekomsterne. Der blev ved gennemgang af rapporter og undersøgelser mm. fundet mindst en grundvandsrelevant fysisk/kemisk parameter for 14 pesticidstoffer, og heraf var der nedbrydningsdata for 10 pesticidstoffer. Resultater af modellering med de fundne værdier, illustrerede udfordringerne med

manglen på relevante data, idet modelresultaterne for 1,2,3-triazol ikke svarede til de empiriske iagttagelser.

Den simple model (tilstandsvurdering 2021)

- *Hypotese #2: Der er regionale forskelle i den generelle påvirkning og dybdefordeling.*

Konklusion: Denne hypotese fra forrige vandområdeplan er i dette projekt nuanceret, således der i stedet blev fokuseret på variationer i hydrogeologi og arealanvendelse som forklarende variable, se hypotese #3 og hypotese #6 - #11. I det omfang den blev testet gennem modellering i kapitel 12, var det reelt forskellig hydrogeologiske forhold, der blev undersøgt.

Arealanvendelse

- *Hypotese #3: Forskellige arealanvendelser har forskellig generel pesticidpåvirkning*

Konklusion: Resultaterne i kapitel 8 viser, at forskellige arealanvendelser giver forskellige påvirkninger med pesticidstoffer, hvilket kan operationaliseres i automatiserede beslutningstræer. Det kan ikke anbefales at inddrage landbrugsejendomme, der ikke er kortlagte som punktkilder, som en risikofaktor for potentiel pesticidpåvirkning i forbindelse med automatiserede beslutningstræer for såvel risikovurdering som tilstandsvurdering. Disse kan evt. indgå i den manuelle vurdering af tilstanden for grundvandsforekomster i risiko, der ikke umiddelbart kan tildeles en tilstand.

- *Hypotese #4: Fokusstoffer og de udvalgte stofgruppers forekomst er knyttet til specifikke arealanvendelser.*

Konklusion: Resultaterne i kapitel 8 viser, at fokusstofferne og de udvalgte stofgruppers forekomst er knyttet til specifikke arealanvendelser, herunder pesticidpunktkilder.

Redoxforhold

- *Hypotese #5: Pesticidstoffer forekommer oftest i nitratholdigt vand (vandtype A og B) og sjældnere i nitratfrit grundvand (vandtype C og D).*

Konklusion: Resultaterne i kapitel 7.3 viser, at pesticidstoffer forekommer hyppigere og i større dybde i nitratholdigt vand (vandtype A og B) end i nitratfrit grundvand (vandtype C og D). Det kan konkluderes, at hypotesen er korrekt på et helt overordnet niveau, men samtidig er der betydelige variationer på de forskellige stoffers stabilitet under forskellige redoxforhold, idet der også er nogle pesticidstoffer, der hyppigst findes i reduceret grundvand. Generelt kan denne viden indbygges i beslutningstræet for både tilstand og risiko, idet der under iltede forhold kan forventes en større og dybere påvirkning over grundvandskvalitetskravet end under reducerede forhold, og kendskab til redoxfronten kan anvendes til beslutningstræer. Endelig er resultaterne herfra meget anvendelig i de videregående konkrete undersøgelser af grundvandsforekomster i risiko, hvorfor det anbefales at udarbejde faglige temaer over dybden til redoxfronten som hidtil.

Hydrologi/hydrogeologi

- *Hypotese #6: Pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet (eller grundvandsspejlet).*

Konklusion: Hypotese #6 er verificeret, idet dybdeafhængigheden er helt central for at kunne beskrive den rumlige udbredelse af pesticider. Der er dog en betydelig nuancering, når man ser på enkeltstoffer, datatyper og redoxforhold, se hypotese # 5. Desuden viser daterede indtag i grundvandsovervågningen i kapitel 11, at pesticidpåvirkningen afhænger af dybden til grundvandsmagasinet. Resultaterne viser dog også, at dybden kun kan anvendes som proxy for grundvandets alder med forsigtighed, da der i samme dybde vil optræde grundvand af meget forskellig alder fra sted til sted. Dette hænger sammen med forskelle i hydrogeologiske fra sted til sted, herunder om der opadrettet eller nedadrette gradient. Da der imidlertid generelt kun er få indtag med pålidelige dateringer, er man i praksis henvist til at anvende dybden i beslutningstræerne ved tilstandsvurderingen.

- *Hypotese #7: Jo større grundvandsdannelse, jo større risiko for pesticidfund og overskridelser.*

Konklusion: Hypotesen blev undersøgt i modelsammenhæng og på basis af empiriske data, hvor grundvandsdannelsen stammer fra DK-modellen. Der kunne ikke findes stærke sammenhænge, der var anvendelige til landsdækkende kriterier, se kapitel 12.6.

Geologiske forhold

- *Hypotese #8: Tykke akkumulerede lerlag beskytter mod pesticider.*

Konklusion: Det er ikke muligt ud fra analyserne i kapitel 9, at vise at akkumulerede lerlag på op til ca. 40 tykkelse beskytter mod pesticider generelt set, medmindre der er tale om redoxfølsomme pesticider. Der var heller ikke tegn på, at der ved lerlagstykkelser op til 40 m ses en faldende pesticidpåvirkning med stigende lerlagstykkelser.

- *Hypotese #9: Grundvand i områder med stor geologisk heterogenitet har en større påvirkning med pesticider end i områder med mere homogen geologi*

Konklusion: De eksisterende temaer for geologisk heterogenitet er ikke egnede til at vurdere risikoen for pesticidpåvirkning. Hypotese #9 fastholdes dog fortsat, skønt undersøgelsen i kapitel 10 viser, at PM-kortets C-indeks i sin nuværende form ikke er egnet til at opdele i områder med forskellig pesticidesårbarhed, det samme gælder det geologiske kompleksitetskort for hele landet, og det konkluderes: For så vidt angår muligheden for knytte geologisk heterogenitet fra det basale landsdækkende geologiske kompleksitetskorts klassificeringer sammen med sandsynligheden for at finde pesticider i grundvandet, viste det sig ikke som en farbar vej.

- *Hypotese #10: forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed.*

Konklusion: Der blev ikke på landsplan fundet nogen afgørende forskel på betydningen af grundvandsforekomsttypen (kvartært sand, prækvartært sand, kalk og aflejringer på Bornholm) for pesticidpåvirkningen af grundvandet, og det er ikke muligt ud fra dybdefordelingerne i kapitel 7 at eftervise hypotese 10 om, at forskellige geologiske aflejringer er påvirket væsentligt forskelligt. Undersøgelser i kapitel 9 og 10 viser samstemmende, at hypotesen om at forskellige geologiske aflejringer udviser forskellig sårbarhed ikke kan understøttes, idet det på landsplan var det ikke muligt se nogen

afgørende forskel på betydningen af grundvandsforekomststypen eller lithologien ud for indtaget.

13.3 Revideret konceptuel forståelsesmodel

Den konceptuelle forståelsesmodel beskriver i ord, og med støtte i de faglige temaer, den samlede, rumlige forståelse af det konkrete område, og danner således grundlaget for den samlede vurdering af grundvandsforekomstens tilstand, hvad angår pesticidpåvirkning, se EU CIS Guidance document no. 18 (EU, 2009). Gyldighedsområdet for den generelle konceptuelle forståelsesmodel er hele Danmark, mens de konkrete konceptuelle modeller gælder for specifikke grundvandsforekomster.

Det nævnes i EU CIS Guidance document no. 26 (EU, 2010), at opstilling af en konceptuel model ikke er en statisk proces. Der vil således være brug for iterative forløb, hvor fx tilføjelse af nye data eller test af den konceptuelle forståelsesmodel ved datasammenstillingen viser der er behov for en revurdering. Dette gælder såvel den konceptuelle forståelsesmodel som de konkrete konceptuelle modeller for de specifikke grundvandsforekomster.

Den konceptuelle forståelsesmodel til vurdering af tilstanden af grundvandsforekomster for pesticider er baseret på to grundlæggende spørgsmål:

- I hvilket omfang er jordoverfladen udsat for pesticider?
- I hvilket omfang er pesticiderne/nedbrydningsprodukterne nået ned til grundvandsforekomsten?

Den konceptuelle forståelsesmodel bygger både på viden fra grundvandsovervågningen og den forskningsbaserede vurdering fra de involverede fagpersoner, herunder også igangværende forskningsprojekter. Med dette projekt er den yderligt forfinet.

Den resulterende konceptuelle forståelsesmodel indebærer følgende systemforståelse:

- Få betydende pesticider forklarer hovedparten af fund.
- Der fundet pesticider i grundvand med en alder op til ca. 50 år, mens der stort set ingen påvirkning er i ældre vand. Se kapitel 11.
- Dybden er en nyttig proxy for alderen af grundvandet og grundvandets påvirkning af mobile og persistente pesticider, og er et let tilgængelig metadata knyttet til næsten alle indtag.
- Dybden i grundvandsforekomsten, er den vigtigste forklarende faktor for koncentrationsfordelingerne, idet koncentrationerne og fundhyppighederne falder med dybden.
- Der er en større andel af grundvandet, der påvirket med pesticider over grundvandskvalitetskravet til større dybde i oxideret grundvand sammenlignet med reduceret grundvand.
- 30 % af volumen af det terrænnære grundvand (ned til 40 m u.t.) indeholder et eller flere pesticider over 0,1 µg/l, baseret på grundvandsovervågningen (Thorling mfl. 2024 og 25), dette gælder for ca. 20 vol% ned til 50 m u.t.
- Generelt er der en lille påvirkning med pesticider ved dybder over 60 m u.t. se kapitel 7.
- Pesticidbelastning afhænger af arealanvendelsen, der groft kan opdeles på landbrug, bebyggede områder, skovbrug og natur.

- I visse områder er der særlig stor påvirkning med pesticider, fx områder, hvor der tidligere var udbredt roe-dyrkning (intensiv chloridazon-anvendelse) og bebyggede områder (op til 50 % påvirkning over grundvandskvalitetskravet, DMS og BAM). Se kapitel 8.
- Gamle skove (> 60-70 år) er uden fladepåvirkning fra pesticider, mens der siden 1960'erne har været anvendt pesticider, som fx Triaziner i skovbruget. Der er ingen salgstal eller andet til at kvantificere påvirkningen.
- Der er fundet pesticidpunktkilder i skovene og naturområder, hvor påvirkningen afhænger af en konkret vurdering.
- Der er ingen simpel sammenhæng mellem udbredelsen af pesticider og traditionelle faglige temaer som dæklagstykkelser, geologi osv. se kapitel 9.
- Opadrettet gradientforhold beskytter mod pesticider. (er ikke testet i dette projekt, men fastholdes fra den konceptuelle model for VP3 (Thorling mfl. 2021).
- Det formodes fortsat, at skråtstillede lag øger sårbarheden i lerede områder, men det har ikke været muligt at dokumentere det ud fra empiriske data, her må man støtte sig til konkret undersøgelser.

14. Brug af konceptuel forståelsesmodel til beslutningstræer

Resultaterne fra projektets forskellige datadrevne analyser af pesticidstoffers udbredelse i grundvandet og opgørelser over kilder til pesticidstoffer, diskussion af fysisk kemiske egenskaber mm. er gennemført for at understøtte risikovurderingen og tilstandsvurderingen af pesticidstoffer i grundvandsforekomsterne, se kapitel 3-11. Derudover er der gennemført modellering af pesticidudvaskning fra punktkilder og fladekilder, der især har vist sig anvendeligt i forhold til risikovurdering af punktkilder, se kapitel 4 og 12.

GEUS, DTU-Sustain og MST/SGAV, har i fællesskab udarbejdet et udkast til beslutningstræer, hvor kriterierne i beslutningstræernes knudepunkter bygger på resultaterne fra dette projekt. Dette er først og fremmest udarbejdet for pesticidstoffer generelt set, og derudover er der arbejdet med mulighederne for en yderligere vurdering for fire fokusstoffer.

Det er ikke i forbindelse med dette projekt gennemført en test af beslutningstræerne, hvilket betyder, at de i dette kapitel præsenterede beslutningstræer vil kunne blive tilrettet i forbindelse med en efterfølgende test af beslutningstræerne før de anvendes i vandområdeplanerne. Dette ligger udenfor rammen af dette projekt.

Der arbejdes som tidligere i forbindelse med vandområdeplanernes tilstandsvurderinger med konceptuelle modeller på to niveauer (Thorling mfl., 2021):

- Den generelle konceptuelle forståelsesmodel, der gælder for hele Danmark, og som er baseret på empiriske data for den seneste ca. 10 års periode.
- Den konkrete konceptuelle model, der gælder for en konkret grundvandsforekomst, hvor der er taget højde for lokale hydrogeologiske forhold og lokale punktkilder.

Det anbefales at gennemføre en evaluering af de faglige temaer og det tilknyttede dokumentationsark, der blev anvendt ved tilstandsvurderingen for pesticidstoffer i forbindelse med Vandområdeplan 3, i sammenhæng med en test af de foreslåede beslutningstræer. Dette er ikke en del af leverancerne i dette projekt.

På samme måde anbefales det, at der til hver vandområdeplan foretages en konkret vurdering af de numeriske værdier af afskæringskriterierne i knudepunkterne, da ny viden om nye stoffer og ikke mindst en ændret rumlig udbredelse af pesticidstofferne kan ændre afskæringskriterierne over tid, se fx Thorling mfl. (2024a).

I forlængelse heraf er strukturen af beslutningstræerne åben overfor, at ny viden og videreudvikling af den generelle konceptuelle forståelsesmodel kan resultere i nye knudepunkter.

14.1 Kriterier anvendt i beslutningstræerne

SGAV har vurderet, at det er muligt at gennemføre en automatiseret, maskinel risiko- og tilstandsvurdering for grundvandsforekomsterne, således at det er muligt at klassificere alle grundvandsforekomster både i risiko og ikke i risiko for ringe tilstand, og efterfølgende for

grundvandsforekomster i risiko klassificere dem i både god og ringe tilstand alene ud fra den generelle konceptuelle forståelsesmodel, der gælder på landsplan. Hermed begrænses antallet af grundvandsforekomster, hvortil der skal opstilles en konkret manuel konceptuel model til de tilfælde, hvor der er tale om grundvandsforekomster, hvor volumen af pesticidpåvirkning over grundvandskvalitetskravet ligger tæt på 20 %, eller der på anden måde er tegn på at den konceptuelle model ikke passer til de lokale forhold.

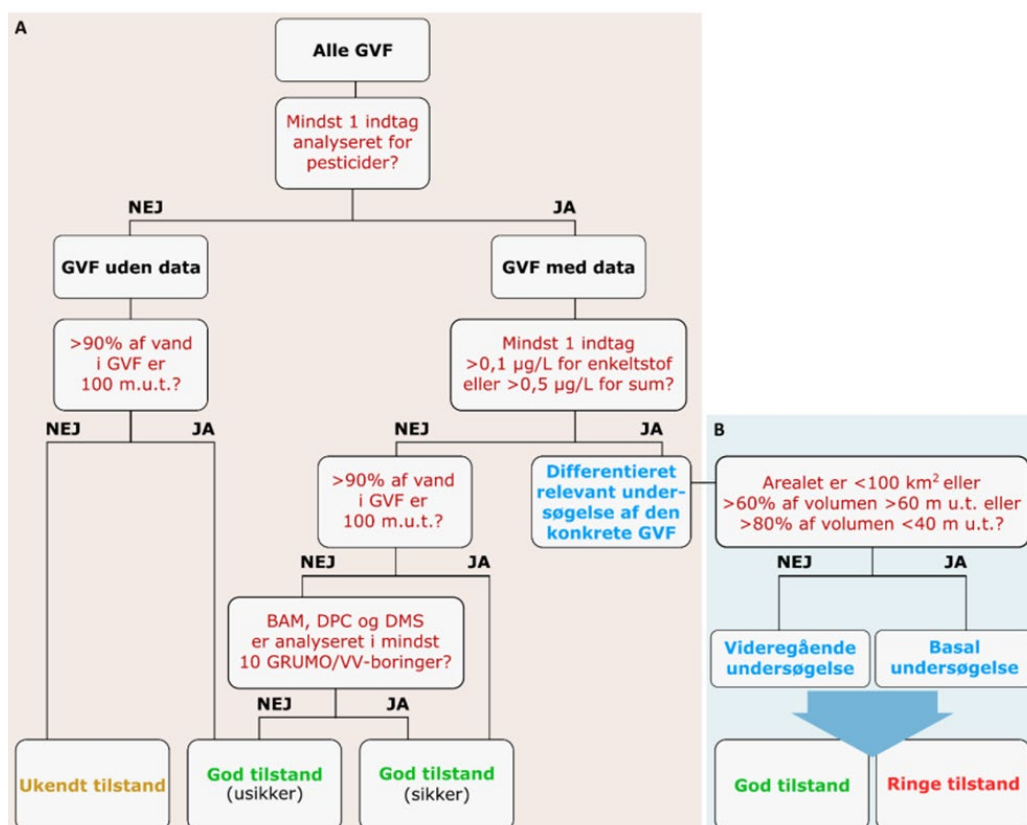
Et fællestræk for beslutningstræerne er, at der i knudepunkterne stilles spørgsmål, som kan sortere grundvandsforekomsterne efter deres risiko for pesticidpåvirkning, hvilket har betydning for både risikovurderingen, der ser fremad, og tilstandsvurderingen, der er rettet sig mod tilstanden i den seneste vandplanperiode. De konkrete kriterier vil afspejle hvilken sikkerhed på sorteringen, der fra SGAV vurderes nødvendig, idet GEUS og DTU-Sustain indledningsvis har givet anbefalinger til kriterier og de dertil knyttede usikkerheder.

Fx skal være stor sikkerhed for, at der er god tilstand i en grundvandsforekomst, før den kan sættes maskinelt i 'ikke risiko'. DTU og GEUS har i denne rapport vurderet usikkerheden på de forskellige kriterier ud fra en faglig vurdering af datagrundlaget og den forventede naturgivne spredning baseret på de forskellige hydrogeologiske forhold hen over Danmark, som den generelle konceptuelle forståelsesmodel dækker over. GEUS og DTU-Sustain har afslutningsvist på baggrund af den ønskede sikkerhed anbefalet de viste kriterier i knudepunkterne.

Beslutningstræerne er opbygget, så de kan programmeres og køres automatisk for dermed maskinelt kunne give et resultat for flertallet af grundvandsforekomster. Dette betyder, at alle afskæringskriterier skal kunne baseres på landsdækkende digitale kvantitative eller kategoriske faglige temaer herunder som minimum data fra de indtag, hvorfra der er udtaget pesticidanalyser i den seneste vandplanperiode. Dette indsnævrer de mulige faglige temaer, som der kan udarbejdes afskæringskriterier for.

Kriterierne tager udgangspunkt i grundvandskvalitetskriteriet på 0,1 µg/l, der gælder for enkeltstoffer. Der er ikke taget højde for sumkriteriet, idet der kun undtagelsesvist (ét indtag i nuværende data fra GRUMO og vandforsyninger) er en overskridelse af sumkriteriet, uden der samtidigt også er en overskridelse af et enkelt pesticid. Der skal naturligvis til den konkrete tilstandsvurdering undersøges, om dette stadig gælder.

Figur 62 viser det beslutningstræ, der blev anvendt til tilstandsvurdering af grundvandsforekomster for pesticidstoffer til vandområdeplan 3 (Thorling mfl., 2021). Knudepunkterne indeholder kriterier baseret på den daværende generelle konceptuelle forståelsesmodel. I de følgende afsnit fremlægges forslag til nye og forbedrede beslutningstræer for såvel risikovurdering og tilstandsvurdering.



Figur 62. Beslutningstræ anvendt til tilstandsvurdering for pesticidstoffer i Vandområdeplan 3 (Thorling mfl. 2021)

14.1.1 Kriterier baseret på den generelle konceptuelle forståelsesmodel

Til risikovurderingen og tilstandsvurderingen er der anvendt en række faglige temaer, hvor der kan opstilles afskæringskriterier til anvendelse i beslutningstræerne. De konkrete afskæringskriterier diskuteres for risikovurdering og tilstandsvurdering for sig, idet der er forskellige krav til sikkerhed af resultatet af den maskinelle vurdering, og dermed til hvilken konsekvens den vurderede usikkerhed for de forskellige temaer har på valg af konkrete kriterier i beslutningstræerne, således som beskrevet øverst i afsnit 14.1.

- Dybde > 70m giver lille risiko for ringet tilstand for grundvandsforekomster med og uden data. Se kapitel 7.
- Områder med opadrettede gradient har lav risiko for overskridelse af grundvandskvalitetskravet og gives værdien < 1% vol påvirkning, (ikke testet i dette projekt).
- Arealanvendelse kan på basis af de eksisterende digitale kort, og anvendes til beregning af en 'Beregnet pesticidstof påvirkning' (BPP), dvs. det beregnede omfang af overskridelser gældende for de øvre 60 m af undergrunden, baseret på seneste Grundvandsrapport fx Thorling mfl. 2025, se også kapitel 8.
- Pesticidstoffer trænger dybere ned i oxideret end reduceret grundvand, og der er > 20 % af grundvandsforekomstens volumen, der vil kunne være påvirket over grundvandskvalitetskriteriet i iltet grundvand ned til 80 m u.t., se kapitel 7.3
- Punktkildepåvirkningen beregnes på baggrund af et beregnet volumen direkte under punktkildens kortlagte areal (V_1/V_2) i hele den tilknyttede grundvandsforekomsts dybde. Ved en målt pesticidpåvirkning over kravværdien i et punktkildeindtag kombineres dette med beregning af et boringsbuffervolumen (cylinder med 250

m radius i hele den tilknyttede grundvandsforekomsts dybde). 100 % af disse beregnede volumener i grundvandsforekomsterne antages at indeholde pesticidstoffer i koncentrationer over grundvandskvalitetskriteriet, se kapitel 4.3.

- Der kan ikke opstilles en landsdækkende konceptuel forståelsesmodel på stof/stofgruppe niveau, for andre pesticider end fokusstofferne og de stoffer, der indgår i stofgrupperne, de øvrige stoffer vurderes alene ud fra erfaringer med Pest-max, hvilket også har betydning for den konkrete vurdering i den manuelle yderlige undersøgelse.

Følgende kriterier kan IKKE bruges i en automatisk vurdering, men kan indgå som faglige temaer/ekspertviden under opstilling af en konkret konceptuel model for en enkelt grundvandsforekomst:

- Forskellige typer af ler har meget forskellig hydraulisk beskyttelse, men skønt der ikke kan laves en generel kvantitativ model herfor baseret på de tilgængelige data, kan en vurdering af lertypen, moræne/smeltevandsler/tertiært ler, indgå i en vurdering af den hydrauliske beskyttelse af en grundvandsforekomst, som forklarende årsag. Dette er nærmere diskuteret i kapitel 9.2
- Konkret viden om heterogenitet og forstyrrede lag kan ikke sammenfattes til en landsdækkende generel kvantitativ konceptuel forståelsesmodel, men kan indgå i en konkret vurdering af risikoen for pesticidpåvirkning, idet skråtstillede lag kan øge den hydrauliske gennemtrængelighed af lerdæklag, se 10.1 og 10.2.

Følgende kriterier kan IKKE anvendes til vurdering af risikoen for pesticidpåvirkning

- Pesticidstoffernes individuelle fysisk kemiske egenskaber, se kapitel 5.
- Størrelsen af grundvandsdannelsen. Modelmæssigt kunne grundvandsdannelsen set som infiltrationen vises at have en betydning, mens dette ikke kan ses i de empiriske data, se kapitel 12.6. Dette hænger formentlig sammen med den stærkt forenklede model, hvor der ikke indgår de store vestvendte vandløb mm, og derfor afvises som denne hypotese. Udfordringen er også, at grundvandsdannelsen er et udtryk for, hvilken andel af nettonedbøren, der ender i grundvandet, mens de koncentrationer, der vil udvaskes, afhænger mere af nettonedbøren, der opløser og udvasker stoffer fra rodzonen. Grundvandsdannelsen har derfor først og fremmest noget at gøre med den rumlige fordeling af grundvandets opholdstid.

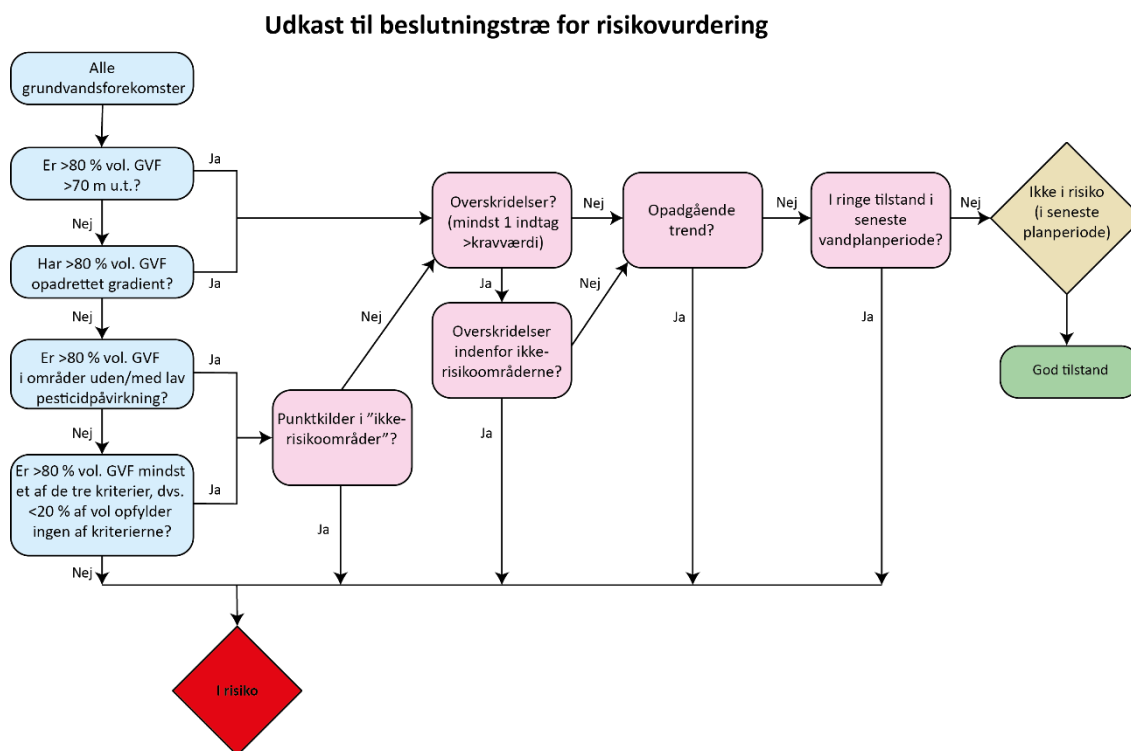
14.2 Automatisk Risikovurdering

Risikovurderingen skal identificere grundvandsforekomster, der er i risiko for manglende målopfyldelse til næstkommende vandplanperiode. Grundvandsforekomster, der ikke er i risiko, kan umiddelbart kategoriseres som værende i god tilstand. Kun grundvandsforekomster i risiko indgår i tilstandsvurdering via beslutningstræet og evt. manuel tilstandsvurdering. Stofspecifikke vurderinger indgår ikke særskilt i den automatiske risikovurdering.

Beslutningstræet for risikovurdering er opbygget, så der opnås stor sikkerhed for en korrekt klassificering af grundvandsforekomster, der ikke er i risiko. Dvs., hvis der stor usikkerhed på risikovurderingen af en grundvandsforekomst, sættes grundvandsforekomsten i risiko, og den vil efterfølgende gennemgå først en automatisk tilstandsvurdering, og om nødvendigt opstilles der endeligt en konkret konceptuel model for at vurdere tilstanden.

Figur 63 viser et udkast til beslutningstræ til automatisk risikovurdering af grundvandsforekomster for pesticidstoffer. Længst til venstre er der i knudepunkterne en række spørgsmål som, hvis der svares ja til hvert enkelt, resulterer i en stor sikkerhed for, at grundvandsforekomsten ikke er i risiko jf. den generelle konceptuelle forståelsesmodel. Her spørges der om:

- Ligger mere end 80 % volumen af grundvandsforekomsten dybere end 70 m u.t.?
- Ligger mere end 80 % volumen af grundvandsforekomsten i områder med lav risiko for pesticidpåvirkning over grundvandskvalitetskriteriet, på grund af en opadrettet hydraulisk gradient i grundvandsforekomsten?
- Ligger mere end 80 % volumen af grundvandsforekomsten i områder med naturområder eller skove, hvor pesticidpåvirkning forventes at være lav?
- Ligger mere end 80 % volumen af grundvandsforekomsten i områder, hvor mindst et af ovenstående kriterier er fyldt. Dette kriterium dækker fx det forhold, at 40 % volumen kan være under opadrettet gradient og andre 50 % af volumen i skov/naturområder.



Figur 63. Udkast til beslutningstræ for risikovurdering af grundvandsforekomster for pesticidstoffer.

For at være sikker på, at særlige lokale forhold ikke afviger fra den generelle konceptuelle forståelsesmodel, skal der efterfølgende for de tre geologiske og hydrologiske kriterier kontrolleres

- om der er overskridelser af grundvandskvalitetskriteriet for pesticidstoffer i data fra indeværende planperiode,
- om der er en signifikant opadgående trend for pesticidstoffer
- om grundvandsforekomsten var i ringe tilstand ved seneste tilstandsvurdering, idet det vurderes, at det ikke bør være muligt at sætte en grundvandsforekomst til "ikke i

risiko" automatisk, og dermed i god tilstand, hvis grundvandsforekomsten umiddelbart op til den aktuelle vandområdeplanperiode er vurderet i ringe tilstand. Hvis den skal i god tilstand og ikke i risiko, vil det kræve en konkret – evt. automatisk- tilstandsvurdering, se næste afsnit.

For grundvandsforekomster, hvor arealanvendelsen giver anledning til, at grundvandsforekomsten ikke forventes at være i risiko, skal der ud over de tre ovenstående test også foretages en test for, om der er punktkilder i områder, hvor der ud fra øvrige kriterier vurderes at være lav risiko for pesticidpåvirkning.

- Hvis der inden for de områder af grundvandsforekomstens projektionsareal, hvor arealanvendelsen peger på lille påvirkning, er kortlagte lokaliteter (V1 eller grundvandsstruende V2) med branchekoder af relevans for pesticidstoffer, kan grundvandsforekomsten ikke automatisk sættes i "ikke-i-risiko".

Alle grundvandsforekomster, der jf. beslutningstræet i Figur 63 vurderes at være i risiko for manglende målopfyldelse i den kommende planperiode, skal efterfølgende gennemgå en tilstandsvurdering, som beskrevet i afsnit 14.3.

14.3 Automatisk tilstandsvurdering

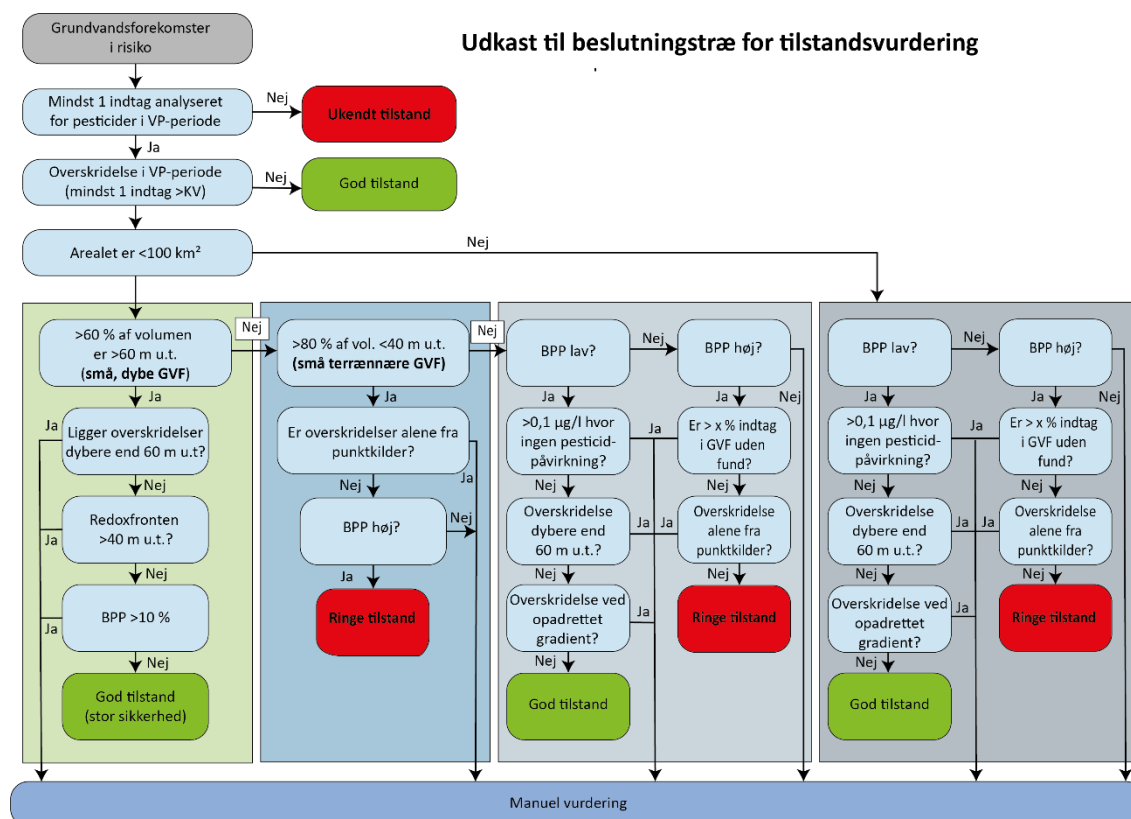
Figur 64 viser et udkast til beslutningstræ til automatisk tilstandsvurdering af grundvandsforekomster for pesticidstoffer og udvælgelse af grundvandsforekomster, hvor det er nødvendigt at lave en konkret konceptuel model til at understøtte den endelige tilstandsvurdering, 'en manuel vurdering' se nederst i figuren. I forhold til forrige vandområdeplan gør det nye beslutningstræ det muligt, at en grundvandsforekomst automatisk sættes enten i god, ringe eller ukendt tilstand.

Kun grundvandsforekomster, der sættes i risiko jf. beslutningstræet i Figur 63, skal gennemgå denne automatiske tilstandsvurdering, idet alle de øvrige grundvandsforekomster, automatisk kategoriseres om værende i god tilstand. Grundvandsforekomster i risiko optræder i øverste venstre hjørne af Figur 64, som en grå boks.

Det første knudepunkt i beslutningstræet er spørgsmålet, om der er analyser for pesticidstoffer i grundvandsforekomsten i den periode, som tilstandsvurderingen skal baseres på. Dette vil typisk være en 6-års periode, hvor den konkrete periode fastlægges i forbindelse med dataforberedelsen. Grundvandsforekomster, hvor der ikke er data for pesticider fra indværende planperiode, kan ikke vurderes, og bliver derfor i beslutningstræet karakteriseret som i *ukendt tilstand*. For at alle grundvandsforekomster kan tildeles en tilstand for pesticider, kan grundvandsforekomster i ukendt tilstand evt. efterfølgende grupperes med andre grundvandsforekomster med kendt tilstand, hvor alle grundvandsforekomster i gruppen vurderes at have samme tilstand. Hvorledes, denne gruppering finder sted, ligger uden for nærværende projekt.

Det næste knudepunkt er spørgsmålet, om der for grundvandsforekomster med data er overskridelser af grundvandskvalitetskriteriet i grundvandsforekomsterne i mindst ét indtag for mindst ét pesticidstof, idet dette er en forudsætning for at kunne sætte en

grundvandsforekomst i ringe tilstand. Hvis der ingen overskridelser er, sættes grundvandsforekomsten automatisk i god tilstand, og der laves en indledende automatisk sikkerhedsvurdering, se afsnit 14.5, baseret på antal indtag med analyser i forekomsten. Det ligger uden for dette projekt at fastsætte kriterierne for den automatiske sikkerhedsbedømmelse af tilstandsvurderingen. På samme måde kan der være enkelte andre kriterier, der først endeligt kan fastlægges i forbindelse med test af beslutningstræet.



Figur 64. Udkast til beslutningstræ for tilstandsvurdering af grundvandsforekomster for pesticid-stoffer.

Alle grundvandsforekomster med mindst en overskridelse for mindst et stof i mindst et indtag opdeles nu i fire hovedgrupper, baseret på de næste knudepunkter, idet der skelnes mellem store og små grundvandsforekomster:

- **Store grundvandsforekomster:** Fastlagt ved et projektiionsareal $> 100 \text{ km}^2$. I første knudepunkt sorteres grundvandsforekomsterne efter BPP dvs. den Beregnede Pesticidstof Påvirkning, se afsnit 14.1.1. For store grundvandsforekomster er der mulighed for en automatisk tilstandsvurdering til god tilstand for grundvandsforekomster med lav BPP og ringe tilstand for grundvandsforekomster med høj BPP. Dette vil kunne testes i et fremtidigt projekt, hvor udgangspunktet for testen vil være at lav BPP sættes til $<15 \%$ og høj BPP sættes til $>30\%$.
- **Små dybe grundvandsforekomster:** Disse er fastlagt ved, at mere end 60 % volumen ligger dybere end 60 m u.t., idet dette er et svagere dybdekrav end anvendt til risikovurderingen, se afsnit 14.2 (hvor $> 80\%$ vol dybere end 70 m u.t.). Små dybe grundvandsforekomster forventes generelt at være i god tilstand, men da der kan være lokale forhold, hvor den generelle konceptuelle forståelsesmodel ikke er dækkende, vil der i de følgende knudepunkter være spørgsmål, der skal afdække risiko

for stor indtrængningsdybde for pesticidstoffer, og om der derfor er behov for at opstille en konkret konceptuel model for grundvandsforekomsten. Ellers sættes de små dybe grundvandsforekomster automatisk i god tilstand.

- **Små terrænnære grundvandsforekomster:** Disse er fastlagt ved, at mere end 80 % volumen ligger mindre end 40 m u.t. I disse grundvandsforekomster vil der jf. den generelle konceptuelle forståelsesmodel være ringe tilstand, hvorfor der i knudepunkterne er spørgsmål, der skal afdække om der lokalt er særlige forhold, der taler for at tilstanden er god, og om der derfor skal opstilles en konkret konceptuel model for grundvandsforekomsten. Ellers sættes de små terrænnære grundvandsforekomster i risiko i ringe tilstand.
- **Øvrige små grundvandsforekomster:** Her vurderes grundvandsforekomsten efter BPP, dvs. den beregnede pesticidpåvirkning, se afsnit 14.1.1, hvor der er mulighed for en automatisk tilstandsvurdering til god tilstand for grundvandsforekomster med lav BPP og ringe tilstand for grundvandsforekomster med høj BPP. Dette vil kunne testes i et fremtidigt projekt, hvor udgangspunktet for testen vil være at lav BPP sættes til <15 % og høj BPP sættes til >30%. For hver af disse delmængder er der en række knudepunkter, hvor kriterierne svarer til dem i store grundvandsforekomster for mulig god eller mulig ringe tilstand, som skal afgøre om automatisk tilstandsvurdering er mulig, eller der skal foretages en manuel vurdering.

14.3.1 Knudepunkter for repræsentativiteten af den generelle konceptuelle forståelsesmodel

I den automatiske tilstandsvurdering arbejdes der, som beskrevet ovenfor, med knudepunkter, hvor det vurderes, om der er mulighed for automatisk at sætte en grundvandsforekomst i god eller ringe tilstand, idet det undersøges, om den generelle konceptuelle forståelsesmodel er repræsentativ for grundvandsforekomsten.

- Hvis redoxgrænsen for nitrat ligger dybere end 40 m u.t. er det indikation på en stor umættet zone eller strømning med ungt vand, idet nitrat kun optræder i grundvand yngre end ca. 60 år. En dybtliggende redoxgrænse giver risiko for, at pesticidstoffer kan optræde særligt dybt. I dette projekt blev der fundet > 15 % overskridelser af medianværdien på indtagsniveau ned til 60 m u.t. for vandtype AB, hvilket for MAM værdier skønnes at ville ligge tæt på 20 % (ikke beregnet), se 7.3, Figur 17.
- Fund af overskridelser dybere end 60 m u.t. kan være en indikation på, at der i en grundvandsforekomst er lokale forhold, der giver særlig stor indtrængningsdybde for pesticidstoffer sammenlignet med den generelle konceptuelle forståelsesmodel, fx lodret strømning i randmoræner.
- Arealanvendelsen kan pege på god tilstand, og hvis den beregnede pesticidpåvirkning (BPP) er mindre end 25 % volumen, skal små terrænnære GVF underkastes en konkret konceptuel model. Dette kriterie bør testes.
- Punktkilder kan forekomme på lokaliteter, hvor arealanvendelsen i øvrigt peger på god tilstand. Hvis der derfor alene er overskridelser i punktkilder, kan det være indikation på, at tilstanden i grundvandsforekomsten generelt er god. Dette vil dog afhænge af hvor mange og hvor store punktkilder, der er tale om. Dette vil ikke

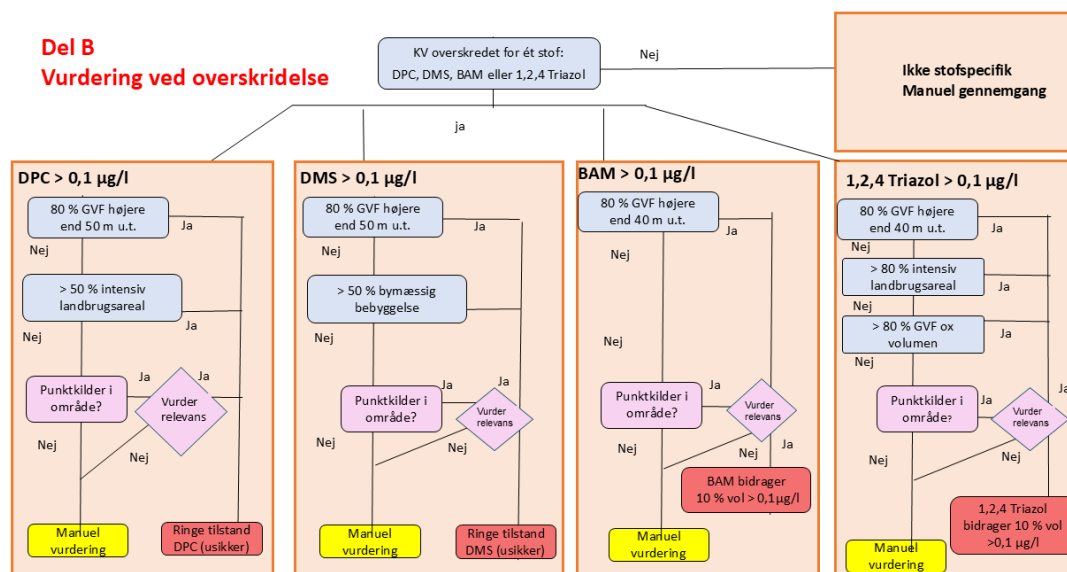
udgøre en tilstrækkelig betingelse for at sætte en grundvandsforekomst i god tilstand, idet punktkilderne skal indgå i den konkrete vurdering.

- Hvis BPP er mindre end 15 % i terrænnære grundvandsforekomster kan dette være indikation på god tilstand, og hvis der ikke forekommer overskridelser i områder med lav forventet pesticidpåvirkning, er dette en indikation på, at den generelle konceptuelle forståelsesmodel er repræsentativ for en given grundvandsforekomst. Omvendt vil overskridelser i områder med forventet lav pesticidpåvirkning modsige den generelle konceptuelle forståelsesmodel, og derfor vil dette medføre et behov for at opstille en konkret konceptuel model til tilstandsvurderingen.
- Opadrettet gradient, anvendes som indikation på lav pesticidpåvirkning. Hvis der findes overskridelser i områder med opadrettet gradient, vil dette medføre et behov for at opstille en konkret konceptuel model ved tilstandsvurderingen.
- Hvis der i en grundvandsforekomst er mere end x indtag analyseret for alle fokusstoffer i de øverste 40 m, og der ikke er påvist overskridelser i mere end 1 af disse indtag, kan grundvandsforekomsten ikke sættes maskinelt i ringe tilstand, og der skal i stedet udarbejdes en konkret konceptuel model til brug for tilstandsvurderingen. Det foreslås umiddelbart at kræve mindst 10 indtag i alt analyseret, før dette kriterium kan anvendes. Det er ikke testet.
- Overskridelser i punktkilder kan ved den automatiske tilstandsvurdering inkluderes i beregningen af BPP baseret på volumener under kortlagte grunde med pesticidbrancher, samt boringsbuffer volumener omkring påvirkede indtag. Det er dog ikke forventningen, at særlig mange grundvandsforekomster vil kunne komme i ringe tilstand udelukkende på baggrund af overskridelser kun fra punktkilder, da punktkilder generelt ikke påvirker tilstrækkeligt store volumenmæssige andele af grundvandsforekomsterne. Hvis der kan opstilles maskinelle vurderinger af påvirkningen fra punktkilder, skal dette indarbejdes i beslutningstræet.

14.4 Stofspecifik tilstandsvurdering

Der blev meget tidligt i processen arbejdet med planer for stofspecifikke beslutningstræer. Udfordringen med de stofspecifikke beslutningstræer er, at det kun er et mindretal af pesticidstofferne, de såkaldte fokusstoffer og udvalgte grupper af pesticidstoffer, hvor der er tilstrækkeligt datagrundlag for at udarbejde stofspecifikke beslutningstræer, se kapitel 6.2. Stofspecifikke beslutningstræer kan dog være nyttige i den videre vurdering af grundvandsforekomster, der er vurderet som i ringe tilstand. Det ligger uden for dette projekts ramme at komme med præcise anvisninger på, hvordan dette kan anvendes fx i forbindelse med vurdering af indsatser og varighed af påvirkningen.

Figur 65 viser udkast til stofspecifikke beslutningstræer for de fire fokusstoffer DPC, DMS, BAM og 1,2,4-triazol. Bemærk, at der er forskellige krav til dybden i knudepunktet for dybde. På samme måde er der forskel på risikoen for, at et givet pesticidstof kan optræde i mere end 20 % over grundvandskvalitetskravet ved forskellig arealanvendelse. Kun for stoffet 1,2,4-Triazol kunne der formuleres kriterier for et knudepunkt, hvor oxidationsforholdene i grundvandsforekomsten indgår.



Figur 65. Udkast til beslutningstræ for stoffspecifikke beslutningstræer for fire fokusstoffer, hvor der har været tilstrækkeligt med data til at understøtte udviklingen heraf.

14.5 Vurdering af usikkerhed på tilstandsvurdering

Ud over selve tilstandsvurderingen skal der for hver grundvandsforekomst foretages en (evt. automatisk) vurdering af sikkerheden for vurderingen. Tabel 10 viser de fire niveauer af sikkerhed for vurderinger, der anvendes til tilstandsvurderingerne i vandområdeplanerne, (EU, 2023).

- Det laveste niveau, '0' vil næppe være relevant for nogen grundvandsforekomster i Danmark, da vi for alle grundvandsforekomster har en generel konceptuel forståelsesmodel, som er konsolideret med nærværende projekt. Samtidig er den rumlige afgrænsning for alle grundvandsforekomster baseret på DK-modellen, der giver en grundlæggende geologisk konceptuel model.
- Niveau 1, vil gælde for grundvandsforekomster uden data, som kommer i ukendt tilstand, og skal grupperes.
- Niveau 2, vil gælde for grundvandsforekomster med få overvågningsdata, (her kan der opsættes et fast kriterium) og grundvandsforekomster, hvor den vurderede pesticidpåvirkning i den konkrete konceptuelle model, ligger tæt på 20 %.
- Niveau 3, vil gælde for grundvandsforekomster, hvor tilstanden er god i overensstemmelse med den generelle konceptuelle forståelsesmodel, eller hvor der er mange overvågningsdata.

Tabel 10. De fire niveauer af sikkerhed, som der arbejdes med i forbindelse med tilstandsvurderinger i vandområdeplanerne (EU, 2023)

‘0’ = No information.
‘1’ = Low confidence (e.g. no monitoring data, or no conceptual model or understanding of the system).
‘2’ = Medium confidence (e.g. limited or insufficiently robust monitoring data and expert judgment plays a significant role in assessment of status).
‘3’ = High confidence (e.g. good monitoring data and a good conceptual model or understanding of the system based on information on its natural characteristics and its pressures).

Det foreslås, at der i forbindelse med den konkrete undersøgelse og opstilling af den konkrete konceptuelle model udfyldes et evalueringsskema for hver grundvandsforekomst. Denne indledende automatiske sikkerhedsvurdering bør efterfølgende suppleres med en manuel vurdering, for de forekomster, som har gennemgået en manuel vurdering i form af opstilling af en konkret konceptuel model.

15. Konklusion

Denne rapport sammenfatter arbejdet med opdatering og nuancering af den konceptuelle forståelsesmodel for pesticiders forekomst i grundvand, og det er demonstreret, hvordan dette kan implementeres i arbejdet med vandområdeplanerne.

Rapporten dækker en stor variation af forskellige faglige emner fra kemisk viden om stoffernes struktur, nedbrydning og fysisk kemiske parametre, over datakendskab, og forståelse og fortolkning af data i Jupiter og modelresultater i DK-modellen, til modelopsætning til vurdering af varighed af udvaskning fra punktkilder. Fokus har været at videreudvikle den konceptuelle forståelsesmodel, baseret på landsdækkende digitale temaer, der kan operationaliseres i automatiske risiko og tilstandsvurderinger.

De mange delkonklusioner er præsenteret i kapitel 13.

Der er arbejdet med at nuancere modellen for dybdefordelinger både for fokusstoffer og stoffergrupper, som for pesticider i almindelighed. Dette har i høj grad kunnet relateres til grundvandets alder og en erkendelse af at de mobile persistente pesticider, giver anledning til en væsentlig påvirkning af grundvandet, der kan forventes at udbrede sig yderligere i grundvandet i fremtiden, mens de lettere nedbrydelige pesticider generelt ikke når at få en stor udbredelse i grundvandet fra fladekilder. I Danmark har Varslingssystemet for pesticider bidraget til at forbedre kendskabet til, hvilke pesticider der er letnedbrydelige og hvilke ikke, herunder om der dannes persistente nedbrydningsstoffer. Dette er understøttet af en analyse af arealanvendelsens betydning for pesticidpåvirkning af grundvandet, hvor der både er foretaget empiriske undersøgelser og analyser af forbruget i det omfang, der har været tilgængelige data. Specielt forbruget af biocider har det vist sig er vanskeligt at beskrive, da der ikke eksisterer pålidelige statistiske opgørelser herfor.

Analysen for forbrug og arealanvendelse er i forhold til tidligere nuanceret ved at i gå i dybden med forbruget i skove, samt en langt bedre datadækning fra regionernes punktkilderundersøgelser. Der er dog stadig meget mangelfulde forbrugsdata for pesticider i skovbruget, og der til utilstrækkelig digitale landsdækkende kort over skovenes alder, til at dette fuldt ud er blevet operationaliseret.

Et særligt fokusområde har været at vurdere mulighederne for at knytte geologiske temaer sammen med grundvandets sårbarhed over for pesticider. Det var ikke muligt at anvende lertykkelser som kriterium, idet der mange steder er en betydelig pesticidpåvirkning under lerlag med mægtigheder større end både 20 og 30 m. På samme måde var det ikke muligt at anvende eksisterende heterogenitetsindeks til at klassificere grundvandet i grupper med forskellig pesticidpåvirkning med dybden.

15.1 anbefalinger

For at få en bedre indsigt i forekomsten af pesticider under landbrugsfladekilderne og den fortsatte udvaskning derfra kan en regelmæssig overvågning af pesticidindholdet i LOOP borerne være yderst værdifuld. Da en del af stofferne kan forventes at være udvasket

fra de mest terrænnære dybder, så vil overvågning fra indtag i flere dybder (i LOOP ca. 1 og 3 og 5 mu.t.),) være af stor interesse. (se bilag 10)

Det anbefales at arbejde videre med, hvordan pesticidpunktkilder kan inkluderes i beslutningstræerne.

I forbindelse med inkludering af pesticidpunktkilderne har to muligheder været overvejet:

1. Der inkluderes kun de kortlagte punktkilder (V2/V1), som det blev gjort i tilstandsvurderingen for miljøfremmede stoffer (Bjerg mfl., 2021).
2. Der inkluderes yderligere potentielle punktkilder i form af et standardbidrag fra landbrugsejendomme, da der er lange udsigter til, at disse kortlægges.

Det anbefales, at der til hver vandområdeplan foretages en konkret vurdering af de numeriske værdier af afskæringskriterierne i knudepunkterne, da ny viden og ikke mindst en ændret rumlig udbredelse af pesticidstofferne kan ændre afskæringskriterierne over tid.

Ved fremtidige vandområdeplaner anbefales det at gennemføre en evaluering af de faglige temaer og det tilknyttede dokumentationsark, der blev anvendt ved tilstandsvurderingen for pesticidstoffer i forbindelse med Vandområdeplan 3, i sammenhæng med en test af de foreslåede beslutningstræer. Specifikt til Vandområdeplan 4 anbefales følgende:

- Opdatering af faglige temaer fra 2021 + nye evt. temaer udarbejdes til de konkrete manuelle tilstandsvurderinger
- Opdatering af dokumentationsark til de konkrete manuelle tilstandsvurderinger, herunder forsimpling i forhold til dokumentationsarket anvendt til Vandområdeplan 3, da en del oplysninger nu håndteres i den automatiske tilstandsvurdering.

Det anbefales desuden, at der til hver vandområdeplan foretages en konkret vurdering af de numeriske værdier af afskæringskriterierne i knudepunkterne, da ny viden og ikke mindst en ændret rumlig udbredelse af pesticidstofferne kan ændre afskæringskriterierne over tid. Efter afslutning af dette projekt er der identificeret fortsat behov for at genere ny viden til videre udvikling af den konceptuelle forståelsesmodel for pesticider:

- I takt med at der bliver dateret flere reducerede indtag vil det kunne forbedre den gennemførte varigheds analyse Dette arbejde kan evt. inddrage nye dateringer fra GRUMO, der er udført efter dette projekt blev igangsat, især i det omfang der er kommet en større mængde af dateringer i reduceret vand.
- Det bør vurderes, om der skal laves flere analyser, hvor der ses på dybde under grundvandsspejl, og det skal vurderes, om det er operationelt i forhold til beslutningstræer, hvilket kan være vanskeligt, da grundvandsspejlet i forekomsten vil variere meget både geografisk og over tid.
- Særligt for 1,2,4-Triazol skal der ses mere på redoxforhold og alder, og hvor stor en rolle disse forhold spiller for nedbrydeligheden.
- Genoptagelse af pesticidovervågningen i LOOP områderne, som led i NOVANA programmet.
- Der er stadig potentiale i at arbejdes videre med betydningen af geologisk heterogenitet, idet der er behov for et målrettet landsdækkende kort, hvor der er fokus på grundvandsdannelse til grundvandsforekomsterne og hydrologi på oplandsskala.

16. Referencer

16.1 Litteratur

Aamand, J., mfl., 2021: Mapping groundwater vulnerability to pesticide contamination through fractured clays: CLAYFRAC. Bekæmpelsesmiddelforskning fra Miljøstyrelsen, no. 206.

Albers, C.N., mfl., 2017: Sorption and degradation of low bentazone concentrations in vertical profiles at two Danish agricultural fields (upublicerede data).

Albers, C.N., mfl., 2019: Soil Domain and Liquid Manure Affect Pesticide Sorption in macro-porous Clay Till, *Journal of Environmental Quality*, 48: 147-155, DOI:10.2134/jeq2018.06.0222.

Albers, C.N., Esbjørn, A., Badawi, N., 2021: Undersøgelse af fortsatte kilder til desphenylchloridazon i Elmelunde Skov, GEUS-rapport 2021/27

Albers, C.N., Bollmann, U.E., Johnsen, A.R., Clausen, L., Schøller G.S., Bitsch, K., Sørensen, H.U., Karan, S., Binderup, M., 2023: Biocid eller pesticid som kilde til grundvands-forurening med DMS og 1,2,4-triazol? FungiSource Revideret udgave. Bekæmpelsesmiddelforskning nr 216, sept. 2023. Miljøstyrelsen.

Bao mfl., 2024: Degradation of Atrazine by an Anaerobic Microbial Consortium Enriched from Soil of an Herbicide-Manufacturing Plant, *Current Microbiology* 81:117, <https://doi.org/10.1007/s00284-024-03624-w>

Bjerg, P.L., Albers, C., Thorling, L., Johnsen, A., Lund, O., Fjordbøge, A., 2024: PFAS og pesticider i grundvand. Varighed og tidlig udvikling i koncentrationer og omfang ved kildepladser. DTU Sustain. <https://insa-drikkevand.dk/files/media/document/20250103%20InSa%20%20Finnal.pdf>

Bjerg, P. L., Broholm, M.M., Floks, F., Bøllingtoft, A. B., Thorling, L., Møller, I., Nielsen, T. Ø., & Harder, D. B., 2021: Vurdering af de danske grundvandsforekomsters kemiske tilstand for MFS: Metodeudvikling og resultater. DTU Miljø, Institut for Vand og Miljøteknologi, Danmarks Tekniske Universitet.

Bjerg, P.L., Albers, C., Thorling, L., Johnsen, A., Lund, O., Fjordbøge, A., 2024: PFAS og pesticider i grundvand. Varighed og tidlig udvikling i koncentrationer og omfang ved kildepladser. DTU Sustain.

Boopathy R., 2017: Anaerobic degradation of atrazine, *International Biodeterioration & Biodegradation* 119: 626e630

Bote, T.V. & Outzen, S., 2014: Jordforureningers påvirkning af overfladevand, delprojekt 2. Afstandskriterier og fanebredder. Miljøprojekt 1565, Miljøstyrelsen.

Buss, S.R., Thrasher, J., Morgan, P. & Smith, J.W.N., 2006: A review of mecoprop attenuation in the subsurface. *Q J Eng Geol Hydrogeol* 39:283–292. DOI: 10.1144/1470-9236/04-081.

Christensen, A., Christensen, N.L.S., Fomsgaard, L., Svendsen, T., Simensen, J.B., Marcher, S., Johnsen, A.R. 2018: Redegørelse for projektet "Nye pesticidanalysepakker 2018". Bilag 3 Pesticider og biocider salgstal MST opdateret af regioner feb. 2018. <https://www.miljoeogressourcer.dk/lix/5046>

Clausen, L., Larsen, F., Albrechtsen, H.-J., 2004: Sorption of the herbicide dichlobenil and the metabolite 2,6-dichlorobenzamide on soils and aquifer sediments. Environmental Science and Technology, 38(17): 4510-4518.

Dansk Skovforening, 1943: Forstlig Lommehaandbog.

Dansk Skovforening, 1963: Bekæmpelse af skadedyr og svampe. Forstlig Lommehåndbog, 4. udgave.

Dansk Skovforening, 1968: Dansk Skovforenings Tidsskrift 1968, tredje hæfte.

Dansk Skovforening, 1969: Skovteknik '69. Skovteknisk Institut.

Dansk Skovforening, 1979: Skovteknik '80. Skovteknisk Institut.

Demir, A.E.A., Dilek, F.B. & Yetis, U., 2019: A new screening index for pesticides leachability to groundwater. Journal of Environmental Management 231:1193–1202. DOI: 10.1016/j.jenvman.2018.11.007.

EU, 2000: EUROPAPARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger.

EU, 2006: EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse.

EU, 2023: WFD reporting Guidance2022. Final Draft V6.6 oct. 2023, [Microsoft Word - FINAL WFD Reporting Guidance 2022 TC 6.6.docx](#)

Frederiksen, M., 2023: Tools for quantification of the duration and impact of pesticides in groundwater resources. PhD thesis, DTU Sustain.

Gravesen, P., Balling, I. M., Vignoli, G., Klint, K. E. S., Brüsck, W., Nilsson, B., Larsen, C. L., Juhler, R., Rosenbom, A. E. & Iversen, B. V., 2014: Vurdering af mulighederne for udpegning af pesticidfølsomme lerområder (sFo-ler) på grundlag af eksisterende data. 302 s. GEUS-Rapport2014-2, Bind 2014). https://data.geus.dk/pure-pdf/30569_GEUS-R_2014_2_opt.pdf

Gustafson, D.I., 1989: Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry 8(4):339 - 357. DOI: 10.1002/etc.5620080411.

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelse fra GEUS. https://www.geovejledning.dk/xpdf/FINAL_geo_vejledning_6_03102018.pdf/

Hansen, J.L.G., 2022: Assessment of Biodegradation of Chloridazon and Desphenylchloridazon from Point Sources. Kandidatspeciale, DTU Miljø.

Hansen, B., Aamand, J., Blicher-Mathiesen, G., Christiansen, A. V., Claes, N., Dalgaard, T., Frederiksen, R.R., Jacobsen, B.H., Jakobsen, R., Kallesøe, A., Kim, H., Koch, J., Møller, I., Madsen, R.B., Schaper, S., Sandersen, P.B.E., Voutchkova, D.D., & Wiborg I., 2024: Assessing groundwater denitrification spatially is the key to targeted agricultural nitrogen regulation, Scientific Reports, 14, Article number: 5538 (2024). <https://doi.org/10.1038/s41598-024-55984-9> et koncept til målrettet kvælstofregulering

Hintze, S. 2020: Long-Term Dynamics of Pesticide Metabolites in Soil and Aquifers. PhD thesis, University of Neuchâtel.

Hintze, S., Hannalla, Y.S.B., Guinchard, S., Hunkeler, D. & Glauser, G., 2021: Determination of chlorothalonil metabolites in soil and water samples. Journal of Chromatography A, 1655, 462507.

Højberg, A.H., Stisen, S., Olsen, M., Trolborg, L., Uglebjerg, T.B. & Jørgensen, L.F., 2015: DK-model2014 - Model opdatering og kalibrering. GEUS-rapport 2015/8, København.

Jakobsen, P.R. , 2003: GIS based map of glaciotectionic phenomena in Denmark. Geological Quaterly, 2003, 47(4): 331-338.

Jakobsen, P.R. & Touborg, L., 2020: Danmarks digitale jordartskort 1:25.000. Version 5.0. Geological Survey of Denmark and Greenland Rapport Nr. 18.

Kallesøe, A.J., Molander, J., Ditlefsen, C.B., Trolborg, L., Wiese, M.B., Hansen, M. & Klint, KES. 2016: GrundRisk - Metode til at estimere lertykkelse under jordforureninger, der er kortlagt på V1 og V2. Miljøstyrelsen. Miljøprojekt nr. 1888, ISBN: 978-87-93529-24-3

Kessler, T., Klint, K.E., Nilsson, B. & Bjerg, P.L., 2012: Characterization of Sand Lenses Embedded in Tills. Quaternary Science Reviews, 53, 55-71.

Kessler, T.C., Comunian, A., Oriani, C., Renard, P., Nilsson, B., Klint, K.E.S. & Bjerg, P.L., 2013: Modeling fine-scale geological heterogeneity: examples of sand lenses in tills. Ground Water doi:10.1111/j.1745-6584.2012.01015.x

Klint, K.E.S. & Gravesen, P., 1999: Fractures and biopores in Weichselian clayey till aquitards at Flakkebjerg, Denmark. Nordic Hydrology 30: 267–284.

Klint, K.E.S., Nilsson, B., Trolborg, L. & Jakobsen, P.R., 2013: A poly morphological approach for hydrogeological applications in heterogenous glacial sediments. Hydrogeology Journal, 21, 1247-1264.

Koch, J., Stisen, S., Refsgaard, J.C., Ernsten, V., Jakobsen, P.R. & Højberg, A., 2019: Modeling Depth of the Redox Interface at High Resolution at National Scale Using Random Forest and Residual Gaussian Simulation. Water Resources Research. Vol 55.2. <https://doi.org/10.1029/2018WR023939>.

Levin, G., 2019: Basemap03. Technical documentation of the method for elaboration of a land-use and land-cover map for Denmark. Aarhus University, DCE – Danish Centre for Environment and Energy, 86 pp. Technical Report No. 159 <http://dce2.au.dk/pub/TR159.pdf>

Ludvigsen, L. 2002: Kilder til BAM-forurening og forureningsudbredelse. Undersøgelseserfaringer. Delrapport 2. Arbejdsrapport fra Miljøstyrelsen Nr. 34.

Miljøstyrelsen, 2017: Pesticider og biocider, salgstal 1956-2014. Miljøstyrelsen 14. december 2017.

Miljøstyrelsen, 2020: Notat af 17. februar, 2020: Fagligt notat om resultater af massescreening 2019.

Miljøstyrelsen, 2022: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2020. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 54. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2022/01/978-87-7038-369-1.pdf>

Miljøstyrelsen, 2023: Undersøgelse af desphenylchloridazon (DPC) i umættet zone på lokaliteter med sand, Miljøprojekt nr. 2248, Miljøstyrelsen.

Miljøstyrelsen, 2024: Bekæmpelsesmiddelstatistik 2022. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 67 <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2024/02/978-87-7038-599-2.pdf>

Miljøministeriet, 2023: Bekendtgørelse om basisanalyser. BEK nr. 795 af 13/06/2023.

Miljøministeriet, 2023a: Bekendtgørelse om overvågning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervågning af internationale naturbeskyttelsesområder. BEK nr. 792 af 13/06/2023.

Nielsen, A.K. 2021: Transport & Natural Attenuation of Desphenyl Chloridazon in Soil & Groundwater at Pesticide Contaminated Sites. Kandidatspeciale, DTU Miljø.

Nielsen, A.K., Mosthaf, K., Tsitonaki, K., Fjordbøge, A.S., Roost, S., Bjerg, P.L. 2023: Udvikling af en bedre konceptuel forståelse af pesticidernes transport under kildeområder. Erfaringer fra pesticidpunktkildeundersøgelser. Miljøprojekt nr. 2251. Miljøstyrelsen.

Nygård, E. (red), 2004: Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zoner. GEUS og Danmarks Jordbrugsforskning. http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf

Olsen, J., Westergaard, A.-M., Laurbak, M.M., Pedersen, J.R., Poulsen, M.L., Jespersen, K. 2022: Regionernes arbejde med jordforurening 2021. Opgaven vokser. Danske Regioner.

Boopathy, R., 2017: Anaerobic degradation of atrazine, International Biodeterioration & Biodegradation, Volume 119, 2017, Pages 626-630, <https://doi.org/10.1016/j.ibiod.2016.10.002>.

Rasmussen, S.B., Bollman, U.E., Marcher, S. & Johnsen, A.R., 2023: Prioritisation strategy for use on the Danish EPA's "List of Pesticides" -Risk of leaching to groundwater. Environmental review no. 62. Danish Environmental Protection Agency.

Regionernes videncenter for Miljø og ressourcer, 2022 og 2023 [Branchebeskrivelser](#).

Regionernes Videnscenter for Miljø og Ressourcer, 2025. Beslutningsstøttværktøj til V1-kortlægning. Skovbrug med focus på pesticider. [Beslutningsstøttværktøj - Skovbrug - juni 2022](#)

Riedo, J., Wettstein, F.E., Rösch, A., Herzog, C., Banerjee, S., Büchi, L., Charles, R., Wächter, D., Martin-Laurent, F., Bucheli, T.D., Walder, F., van der Heijden, M.G.A., 2021: Widespread Occurrence of Pesticides in Organically Managed Agricultural Soils – the Ghost of a Conventional Agricultural Past? Environ. Sci. Technol. 2021, 55, 2919–2928.

Riedo, J., Herzog, C., Banerjee, S., Fenner, K., Walder, F., van der Heijden, M.G.A., Bucheli, T.D., 2022: Concerted Evaluation of Pesticides in Soils of Extensive Grassland Sites and Organic and Conventional Vegetable Fields Facilitates the Identification of Major Input Processes. Environ. Sci. Technol. 2022, 56, 13686–13695.

Roost, S., Tsitonaki, K., Nielsen, A.K., Bjerg, P.L., Mosthaf, K., Fjordbøge, A.S., Johnsen, A.R. & Thorling, L., 2022: Skelnen mellem pesticidkilder. Miljøprojekt 2200, Miljøstyrelsen, Marts 2022.

Sandersen, P.B.E., 2021: A basic geological complexity map for use in the implementation of the MapField concept. GEUS-rapport 2021/37.

Schott, E., 2023: Assessment of point and diffuse sources as potential longterm sources for pesticides and their metabolites in groundwater. MSc thesis, DTU Sustain.

Schouw, N., Svendsen, T., Christensen, A., 2020: Regionernes erfaringsopsamling efter 1 års anvendelse af den udvidede pesticidanalysepakke til pesticidpunktkildeundersøgelser.

Seybold, C.A., Mersie, W., McNamee, C., 2001: Anaerobic Degradation of Atrazine and Metolachlor and Metabolite Formation in Wetland Soil and Water Microcosms, J. Environ. Qual. 30:1271–1277

Seybold CA, Mersie W, McNamee C. , 2021: Anaerobic degradation of atrazine and metolachlor and metabolite formation in wetland soil and water microcosms. J Environ Qual. 2001 Jul-Aug;30(4):1271-7. doi: 10.2134/jeq2001.3041271x. PMID: 11476505.

Smed, P., 1978: Landskabskort over Danmark (4 kort). Geografforlaget 1987.

Thomsen, R., Søndergaard, V.H., & Sørensen, K.I., 2004: Hydrogeological mapping as a basis for establishing site-specific groundwater protection zones in Denmark. Hydrogeol J 12:550–562

Thorling, L. og Hansen, M., 2018: Datakilder, der kan anvendes ved vurdering af grundvandets tilstand for nitrat. Notat: 23. marts. 2018. rev. 8. maj 2018. Leverance 1. (Findes som bilag i Thorling mfl. 2021).

Thorling, L., Nilsson, B., Møller, I., Bollmann, U.E., Johnsen, A.R., og Trolborg, L., 2021: Udvikling af metode og gennemførelse af vurderinger for de danske grundvandsforekomsters kemiske tilstand for pesticider. GEUS-rapport 2021/15. [rapport-link](#), og [bilag-link](#)

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Ernstsén, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., & Trolborg, L., 2021a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, GEUS 2021.

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Hansen, B., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. & Trolborg, L., 2021b: Grundvand. Status og udvikling 1989–2020. Teknisk rapport, GEUS 2021.
https://www.geus.dk/Media/637753300019725848/Grundvand%201989-2020_a.pdf

Thorling, L., Johnsen, A.R., Møller, I., Voutchkova, D., 2023: Undersøgelse af anvendelse af nitratfølsomme indvindingsområder (NFI) til brug for pesticidindsats. GEUS rapport 2023/4.

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C., Hansen, B., Johnsen, A.R., Kazmierczak, J., Mortensen, M.H. & Trolborg, L., 2024: Grundvand. Status og udvikling 1989–2022. Teknisk rapport, GEUS 2024. <https://pub.geus.dk/da/publications/grundvand-status-og-udvikling-1989-2022-teknisk-rapport>

Thorling, L., Albers, C.N., Hansen, B., Kidmose, J., Johnsen, A.R., Kazmierczak, J., Mortensen, M.H. & Trolborg, L., 2024a: Grundvand. Status og udvikling 1989–2023. Teknisk rapport, GEUS 2024. https://data.geus.dk/pure-pdf/Grundvandsoverv%C3%A5gning.%20Status%20og%20udvikling%201989-2023_web.pdf

Thorling, L., Albers, C.N., Hansen, B., Kidmose, J., Voutchkova, D., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. & Trolborg, L., 2025: Grundvand. Status og udvikling 1989–2024. Teknisk rapport, GEUS 2025.

Trolborg, L., 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS-rapport 2020/1. https://www.geus.dk/Media/2/5/GEUSrapport_2020_1_GVF_afgraensning_web.pdf

Tuxen, N., Roost, S., Kofoed, J. L. L., Aisopou, A., Binning, P. J., Chambon, J. C. C., Claudia, J.C., Bjerg, P.L., Thorling, L., Brusch, W. & Esbensen, K., 2013: Skelnen mellem pesticidkilder: Miljøprojekt nr. 1502, 2013. København K: Miljøstyrelsen. <https://mst.dk/media/0eajpcti/skelnen-mellem-pesticidkilder-1113-v7.pdf>

16.2 Links til databaser mm:

<http://kupa.dk/> Hjemmeside for den samlede rapportering fra koncept for udpegning af pesticidfølsomme arealer udført på GEUS finansieret gennem Pesticidhandlingsplan II (2000) og Pesticidplanen (2004).

Middeldatabasen, med oplysninger om anvendelser af pesticider. www.middeldatabasen.dk

Miljøstyrelsens Bekæmpelsesmiddeldatabase (<https://mst.dk/kemi/database-for-bekaempelsesmidler/bmd/>)

PPDB – Pesticide Properties DataBase. <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/>

17. Bilag

Bilag 1. Projektets leverancer i 2022 og 2023.

Bilag 2. GEUS-notat 05-VA-2022-04. Etablering af datasæt for pesticider til Projektet: Analyse af pesticidforureninger, Leverance 2 og 3, 2022.

Bilag 3. Eksempler på fysisk kemiske parametre og udvaskningsrisici.

Bilag 4. Oversigt over anvendelsen af fokusstoffer og enkeltstoffer i de udvalgte stofgrupper.

Bilag 5. Udvalgte dybdeplots.

Bilag 6. GEUS-notat 05-VA-2023-05. Etablering af datasæt for pesticider til Projektet: Analyse af pesticidforureninger, delprojekt 2, 2023. Leverance 1, 2023.

Bilag 7. Scenariemodellering

Bilag 8. Grundvandsrelevante fysisk/kemiske parametre for pesticidstoffer- Excel-ark, selvstændig fil.

Bilag 9. Analyse af lerdæklags betydning ud fra akkumulerede lertykkelser baseret på DK-modellens hydrostratigrafi

Bilag 10. Analyse af lertykkelsens betydning ud fra Jupiter data

Bilag 11. Geologisk Heterogenitet, metoder

Bilag 12. Pesticidkilder (punktkilde/fladekilde) for stofgrupper/fokusstoffer og status for regionernes kortlægning.