

GRUNDVANDSOVERVÅGNING

1989-2020



Grundvandsovervågning

Status og udvikling 1989 – 2020

GEUS 2021

Redaktør: Lærke Thorling

Forfattere:

Lærke Thorling
Christian Nyrop Albers
Claus Ditlefsen
Birgitte Hansen
Anders R. Johnsen
Mette Hilleke Mortensen
Lars Troldborg

Dato 17. december 2021

Rapporten kan hentes på: www.grundvandsovervaagning.dk



Forord

Denne rapportering om grundvandets status og udvikling er baseret på data indsamlet i perioden 1989-2020 som led i Den Nationale Grundvandsovervågning (GRUMO) og Landovervågning (LOOP).

Grundvandsvandkvaliteten i vandforsyningsboringerne fra de almene vandforsyninger præsenteres med udgangspunkt i boringskontrollen, der er en del af egenkontrollen. Oplysninger om vandindvindings størrelse er baseret på oplysninger fra indvindere af grundvand og overfladevand, dvs. vandforsyninger, industrier, markvendere mv.

Denne rapport er en del af den nationale, årlige rapportering af resultaterne for det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Rapporten har et landsdækkende fokus og indeholder ikke vurderinger af grundvandsforekomsternes tilstand, og dækker på ingen måde tilstandsvurderingerne af grundvandsforekomsterne i relation til vandrammedirektivet.

De indsamlede data er præsenteret i en række figurer og tabeller, der indgår hvert år. Med udgangspunkt heri præsenteres supplerende resultater og konklusioner. Derudover kan der være en uddybende data-præsentation i varierende omfang, typisk i form af et tema. Ikke alle emner rapporteres hvert år. I dette års rapport indgår overvågningsresultater for fosfor og redoxboringerne, mens sporstoffer og organiske mikroforureninger ikke rapporteres.

Målgrupperne for denne rapportering er Folketinget og Regeringen, myndigheder og offentligheden, samt de involverede aktører i overvågningen, herunder Miljøstyrelsen (MST), kommuner, vandforsyninger og Aarhus Universitet (DCE).

Rapporten udkommer alene elektronisk på GEUS' hjemmeside www.geus.dk.

Rapportens faglige kapitler er udarbejdet af medarbejdere ved GEUS, der har de pågældende fagdiscipliner som deres arbejdsområde:

Vandindvinding	Lars Trolborg
Det Nationale Pejleprogram	Claus Ditlefsen
Nitrat	Birgitte Hansen
Fosfor	Lærke Thorling
Redoxkemi	Lærke Thorling
Pesticider	Anders R. Johnsen
Appendiks 1: Datagrundlag og metoder	Lærke Thorling
Appendiks 2: Stationsnet	Mette Hilleke Mortensen
Appendiks 3: Faglig baggrundsviden om grundvand	Lærke Thorling mfl.

Kapitel 2, Formål, er baseret på et udkast leveret af Miljøstyrelsen, idet dette afsnit omhandler de forvaltningsmæssige og juridiske aspekter af overvågningen.

© Denne rapport er behæftet med copyright. Hvis figurer eller andet materiale anvendes, skal der angives en kildeangivelse, enten i form af et link til GEUS' hjemmeside www.geus.dk eller www.grundvandsovervaagning.dk ved en henvisning til denne rapport:

Thorling, L., Albers, C.N., Ditlefsen, C. Hansen, B., Johnsen, A.R., Mortensen, M.H. & Trolborg, L., 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989–2020. Teknisk rapport, GEUS 2021.

ISBN Online: 978-87-7871-553-1

Indholdsfortegnelse

Forord	2
Indholdsfortegnelse	3
1 Sammenfatning	4
1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse.....	4
1.2 Nitrat	5
1.3 Fosfor	10
1.4 Pesticider	12
2 Formål	17
2.1 Grundvandsovervågningen i Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA	17
2.2 Retligt grundlag for grundvandsovervågningen	18
2.3 Rapportering af data fra grundvandsovervågningen.....	19
3 Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram	26
3.1 Grundvandsdannelsen.....	26
3.2 Vandindvinding	27
3.3 Det nationale pejleprogram.....	32
4 Nitrat	39
4.1 Sammenligning af datasæt	39
4.2 Grundvandsovervågningen	42
4.3 Landovervågningen	46
4.4 Vandforsyningsboringer.....	49
4.5 Nitrat i redoxboringerne	51
5 Fosfor	63
5.1 Grundvandsovervågningen	66
5.2 Vandforsyningsboringer.....	69
6 Pesticider og deres nedbrydningsprodukter	72
6.1 Grundvandsovervågningen	76
6.2 Vandforsyningsboringer.....	83
6.3 Sammenligning af hyppigt fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningen og vandforsyningsboringer	87
6.4 Trifluoreddikesyre (TFA)	94
Referencer	97
Appendiks 1 Datagrundlag og metoder	105
Appendiks 1.1 Analyseindsats og dataindsamling.....	105
Appendiks 1.2 Metoder til databehandling	109
Appendiks 1.3 Repræsentativitet og bias.....	112
Appendiks 2:	116
Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen	116
Appendiks 2.1 Det Nationale Pejleprogram	117
Appendiks 2.2 Grundvandsovervågning - vandkvalitet.....	118
Appendiks 2.3 Vandforsyningsboringer.....	123
Appendiks 3 Faglig baggrundsviden om grundvand.....	128
Appendiks 3.1 Grundvandets hydrogeologi	128
Appendiks 3.2 Grundvandets opholdstid.....	135

1 Sammenfatning

1.1 Grundvandsressourcen og dens udnyttelse

Indledning

De seneste 100 år har nedbørsmængden i Danmark været stigende. DMI laver opgørelser af nedbørsmængder i Danmark og har for den seneste klimanormal (1991-2020) opgjort en stigning på ca. 7 % i forhold til den forudgående klimanormal (1961-1990) (DMI 2021). I absolutte tal svarer det til ca. 50 mm/år i forskel mellem de to klimanormaler, hvilket kan have medført en højere grundvandsstand i dele af landet. Højere grundvandsstand må især forventes at optræde i områder, der ikke er kunstigt drænet. I drænedede områder vil en større nedbør især øge drænvandsafstrømningen til vådområder og vandløb.

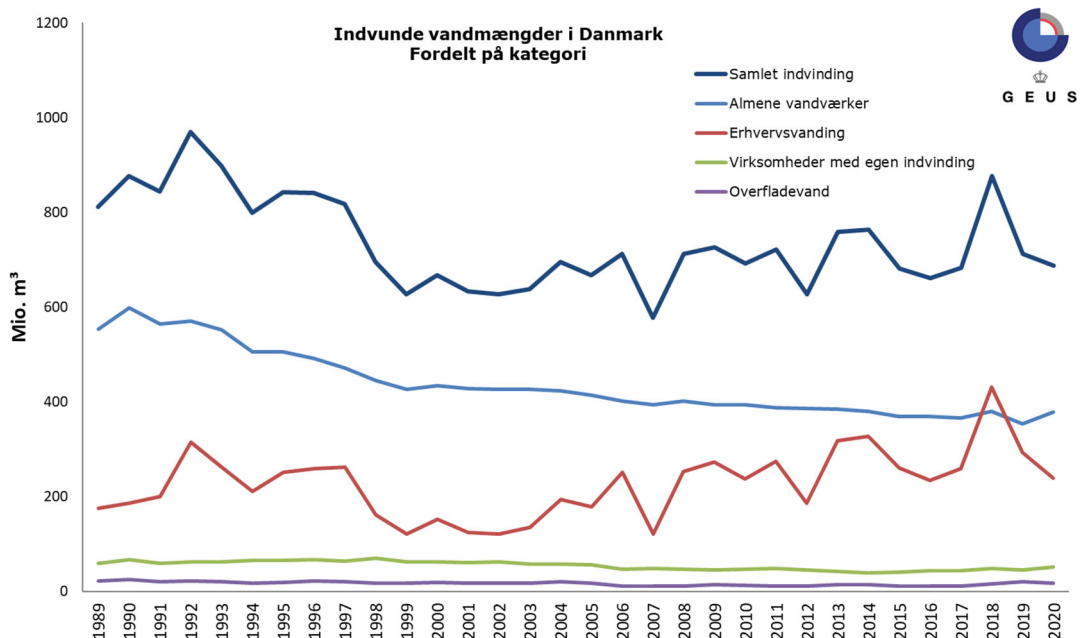
Drikkevandsforsyningen i Danmark er baseret på indvinding af grundvand med Christiansø som den eneste undtagelse, hvor der hovedsageligt benyttes afsaltet havvand som drikkevand. Omkring 2.600 almene vandværk står for hovedparten af grundvandsindvindingen til drikkevand. Derudover indvindes grundvand fra en række mindre ikke-almene vandværker, som hver forsyner mindre end 10 ejendomme.

Datagrundlaget

Grundvandsstanden registreres i Det Nationale Pejleprogram med automatisk dataopsamling i ca. 150 pejlestationer. Opgørelsen af udviklingen i vandstanden i 2020 bygger på pejledata indsamlet og rapporteret af Miljøstyrelsen til Jupiter. Indvundne vandmængder indberettes årligt af kommunerne til Jupiter, når de modtager og kvalitetssikrer data fra vandværker og andre vandindvindere.

Status og udvikling

Grundvandsstatus og udvikling er vurderet ud fra lange tidsserier. I 2020 omfattede pejlestationsnettet i alt 147 indtag fordelt på 138 boringer. Af disse blev 93 indtag logget automatisk gennem hele året. 44 indtag blev logget i hovedparten af året dog med kortere udfald, eller mangler data for november og december 2020, der formodentlig endnu ikke er indberettet. Flere pejlestationer viste efter en meget våd vinter i marts 2020 de højeste grundvandspejl de sidste knap 30 år.



Figur 1. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2020 opdelt på almene vandværker, erhvervs Vandning, industri og overfladevand. Med en fed, mørkeblå linje er den samlede indberettede indvinding vist. Bemærk, hvorledes den varierer med erhvervs Vandningen, hvoraf mark Vandningen udgør hovedparten.

Grundvandsressourcen overvåges, så der kan foretages en løbende vurdering af den generelle vandbalance med henblik på en bæredygtig udnyttelse af den tilgængelige vandressource. Figur 1 viser den samlede årlige indvinding, som de seneste år har ligget mellem 600 og 800 mio. m³/år. Almen vandforsyning står for hovedparten af indvindingen. Indvinding (uden 'Erhvervsvanding') var omkring 1990 på 700 mio. m³/år, men er faldet frem mod år 2000 og har efterhånden stabiliseret sig omkring 500 mio. m³/år. Året 2018 udgør en undtagelse fra det generelle billede, idet der dette år var en meget stor markvanding, der i størrelse overgik den samlede indvinding til de almene vandværker.

Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien 'Erhvervsvanding') svinger meget fra år til år og var i 2020 omkring 240 mio. m³, hvilket svarer til medianen for hele perioden (1989-2020).

Indvindingen af overfladevand i Danmark er meget begrænset og udgjorde i 2020 godt 3 % af den samlede indvinding. Overfladevand indgår ikke i drikkevandsforsyningen i Danmark.

1.2 Nitrat

Indledning

Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten og på grund af risikoen for påvirkning af det øvrige vandmiljø. Det skyldes, at nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt, og at nitrat i grundvandet kan bidrage til eutrofiering af vandløb, søer og det marine miljø ved udstrømning til overfladevand. Kvalitetskravet for nitrat i såvel grundvand som drikkevand er både nationalt og i EU fastsat til 50 mg/l. Derudover er ca. 16 % af Danmarks areal udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder for drikkevand, inden for de ca. 40 % af Danmarks areal, der er kortlagt under den Nationale Grundvandskortlægning.

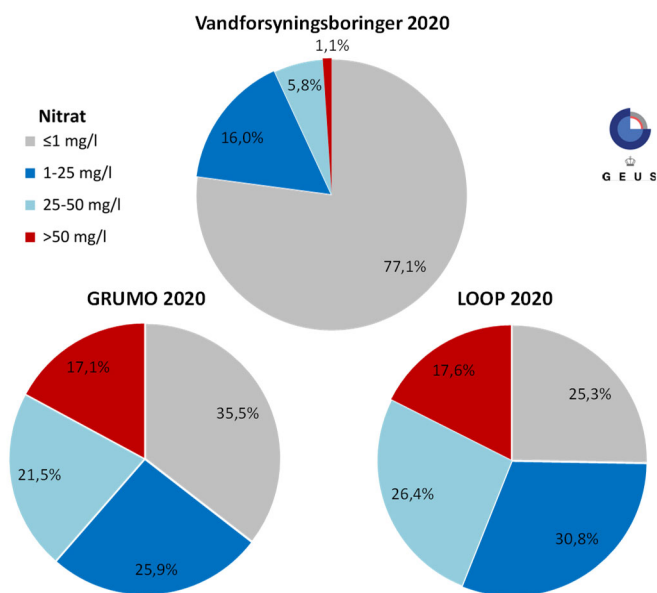
Datagrundlag

Der udtages grundvandprøver fra indtag for tre forskellige typer af borer: GRUMO-, LOOP- og vandforsyningsboringer. GRUMO- og LOOP-boringerne dækker grundvandsdelen af det nationale overvågningsprogram NOVANA. GRUMO-indtagene findes i borer med dybder ned til mere end 100 m u.t., LOOP-indtagene findes i korte, overfladenære borer etableret for at følge udvaskning af nitrat til højtliggende grundvand under dyrkede arealer. Data fra vandforsyningsboringerne stammer fra den lovpligtige borerkontrol. I 2020 er grundvandsprøver fra 806 GRUMO-indtag, 90 LOOP-indtag og 1.608 vandforsyningsboringer analyseret for nitrat. Prøvetagningen i GRUMO veksler mellem kontrolovervågning, hvor alle programlagte indtag prøvetages, og operationel overvågning, hvor der fortrinsvis prøvetages indtag med en påvirkning af nitrat og pesticider. 2020 var et år med operationel overvågning. Derfor prøvetages alle indtag ikke, se kapitel 2.

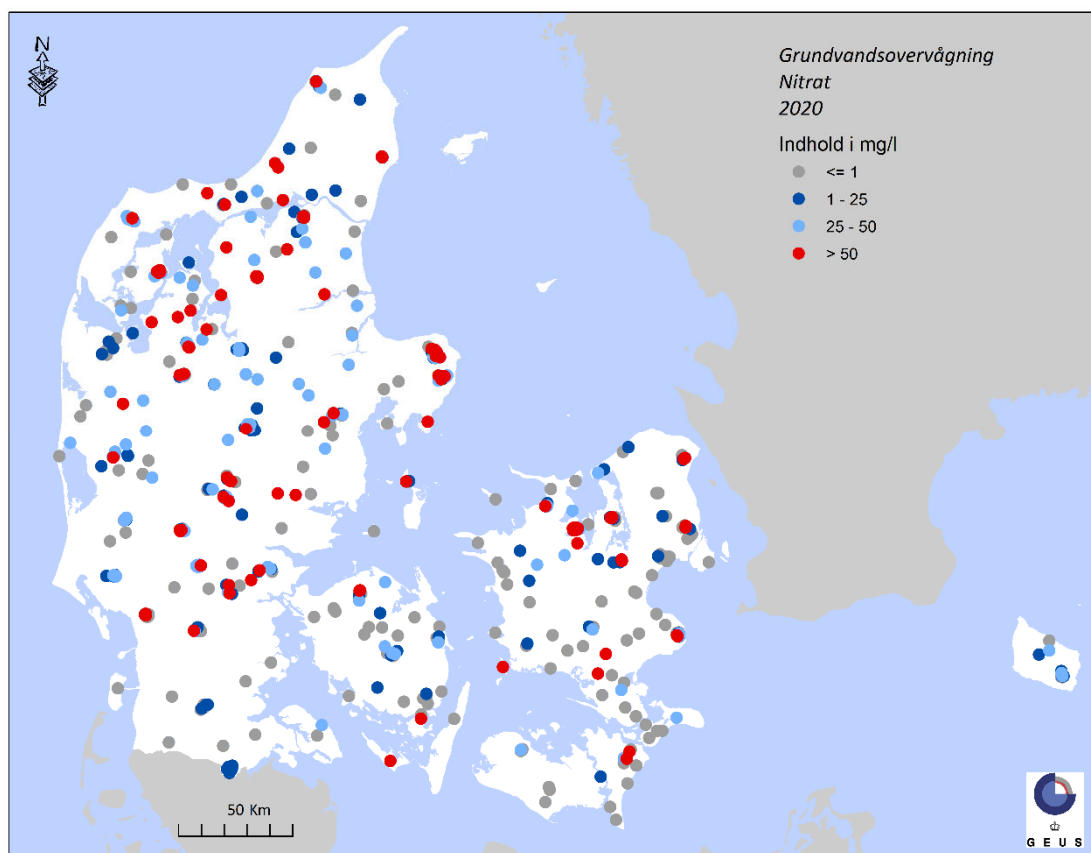
Status og udvikling, grundvandsovervågning

Figur 2 viser indholdet af nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandforsyningsboringer, der er prøvetaget i 2020. I omkring 17 % af GRUMO- og 18 % af LOOP-indtagene lå nitratinholdet over 50 mg/l, mens omkring 1 % af indtagene i vandforsyningsboringer havde mere end 50 mg/l nitrat. I GRUMO- og LOOP-indtagene er nitratkoncentrationen mellem 25 og 50 mg/l i hhv. ca. 22 og 26 % mod blot ca. 6 % i vandforsyningsboringer. Nitratfrit grundvand, (nitratkoncentration ≤ 1 mg/l) optræder i ca. 36 % af GRUMO-, i ca. 25 % af LOOP-indtagene og i ca. 77 % af vandforsyningsboringerne.

Figur 3 viser den geografiske fordeling af nitratinholdet i 2020 i GRUMO-indtag, hvoraf det ses, at nitratkoncentrationer over kvalitetskravet på 50 mg/l er fundet fordelt i hele landet.

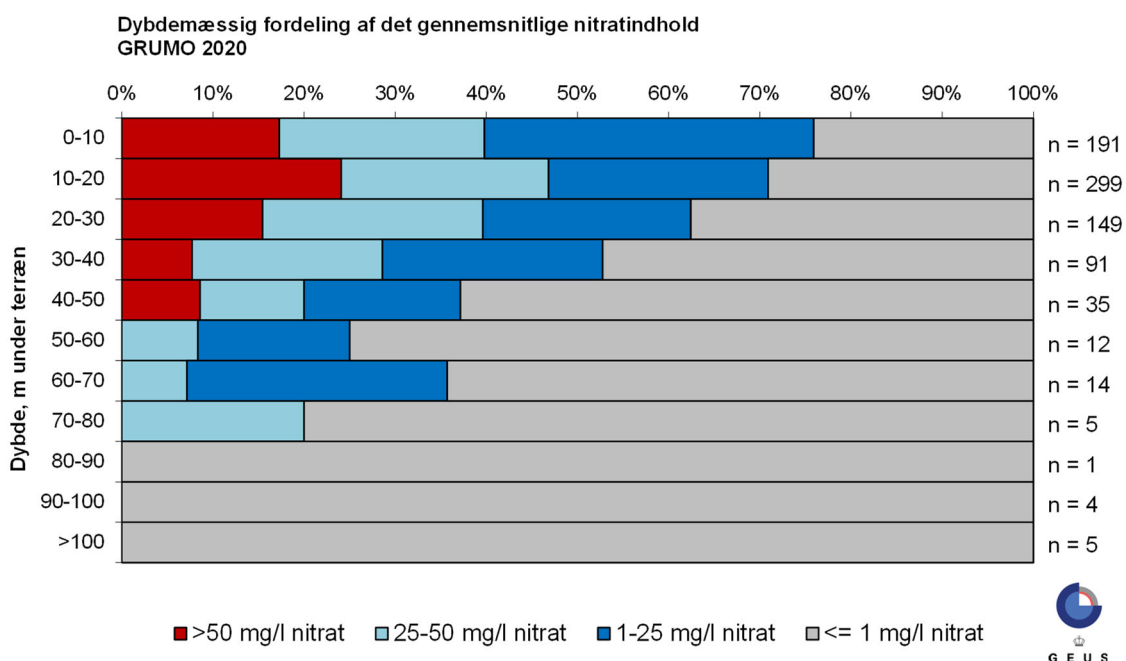


Figur 2. GRUMO, LOOP og Vandforsyning. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold 2020 i 806 GRUMO-, 90 LOOP-indtag og 1.608 vandforsyningsboringer.



Figur 3. GRUMO. Nitratinholdet i grundvand i 2020 i 805 GRUMO-indtag. Nitratinholdet er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 4 viser dybdefordelingen for nitrat i GRUMO-indtag prøvetaget i 2020. Dybden er opdelt i 10 meters intervaller. Tættest på terrænen (0-10 m u.t.) er nitrat til stede (>1 mg/l) i ca. 76 % af indtagene. Koncentrationen af nitrat er over 50 mg/l i omkring 17 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 40 % af indtagene i dybdeintervallet 0-10 m u.t. Overordnet set falder nitratindholdet gradvist med dybden. Der er kun få indtag i hvert dybdeinterval fra 50 m u.t. Fra 80 m u.t. er nitratkoncentrationen under 1 mg/l i de få undersøgte indtag.



Figur 4. GRUMO. Dybdemæssig fordeling (til top af indtag i m u.t.) af det gennemsnitlige nitratindhold i 2020 i 806 GRUMO-indtag. Rød signatur viser den procentvise andel af indtag med koncentrationer over kvalitetskravet på 50 mg/l. Antal indtag i hvert dybdeinterval (n) er vist til højre for figuren.

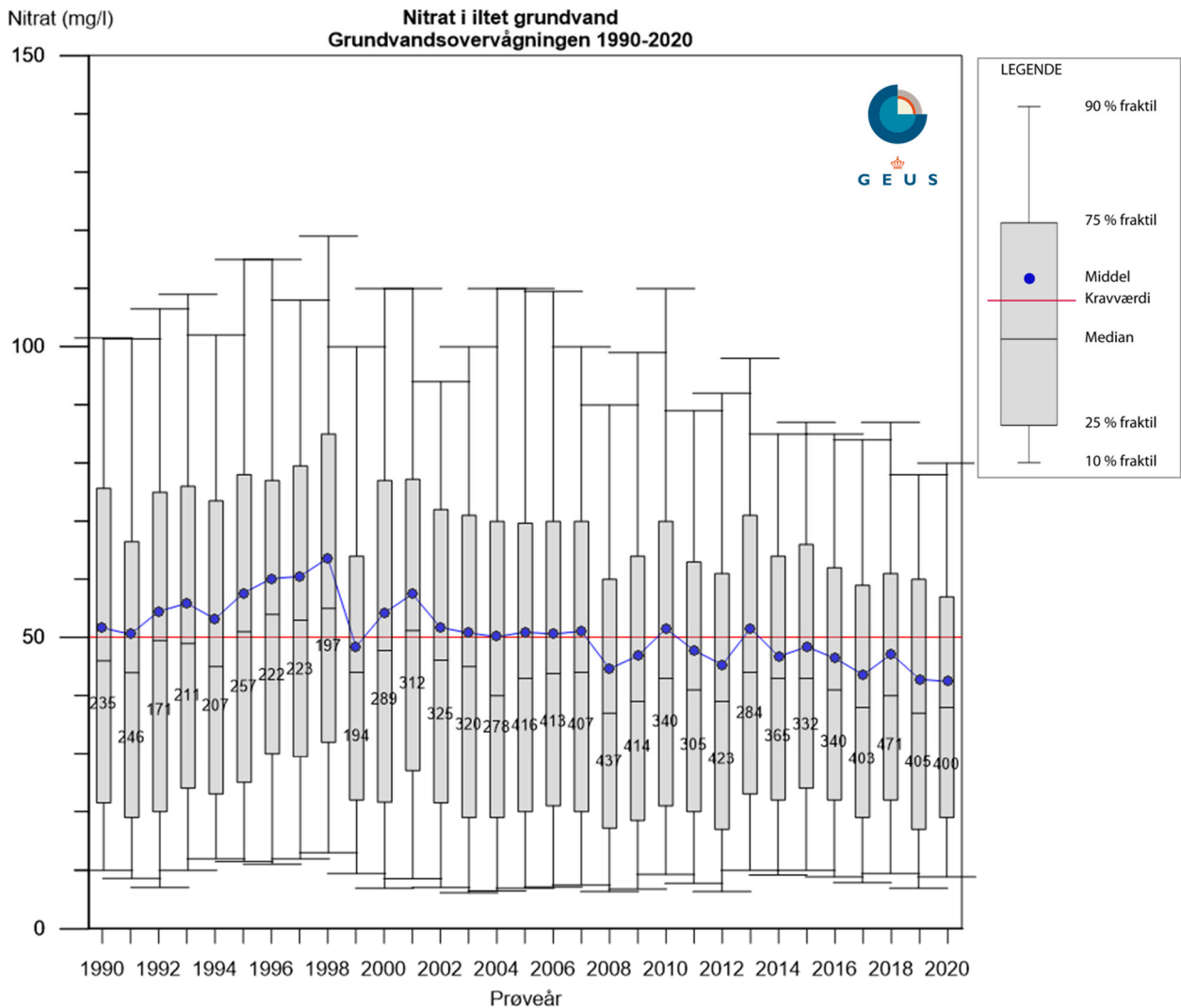
Figur 5 viser fordelingen af det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra 1990-2020 i forhold til prøvetagningsåret. Figuren er baseret på den årlige gennemsnitlige nitratkoncentration pr. indtag, i de indtag, der indgik i overvågningen i det pågældende prøvetagningsår.

Omkring 50 % af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2020 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 65 % af GRUMO-indtagene indeholdt nitrat. Det iltholdige grundvands nitratindhold er vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår. Gennemsnitsværdi (middelværdi) og kvalitetskrav er vist sammen med 10 %, 25 %, 50 % (median), 75 % og 90 % fraktilerne.

Figur 5 viser nitratindholdet i grundvandet på prøvetagningstidspunktet og afspejler ikke en egentlig tidslig udvikling af påvirkningen fra nitratudvaskningen. Det skyldes, at det nitratindholdige grundvands alder varierer fra få år og op til 50 år, således som dateringerne af grundvandet har vist (Hansen mfl., 2017).

Nitratindholdet i det iltholdige grundvand udviser alle år en stor spredning. Medianværdien ligger igennem hele overvågningsperioden (1990-2020) noget under gennemsnitsværdien, hvilket indikerer, at der forekommer enkelte meget høje nitratværdier. De højeste median- og gennemsnitsværdier blev fundet i de grundvandsprøver, der blev taget i perioden 1996-1998.

De seneste 7 år har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt ligget under kvalitetskravet på 50 mg/l, og der er en tendens til, at såvel 75 % som 90 % fraktilen er faldende, hvilket skyldes at færre indtag har meget høje koncentrationer. I prøver indsamlet i 2020 er gennemsnitsværdien for nitrat i det iltholdige grundvand ca. 42 mg/l og medianværdien ca. 38 mg/l.

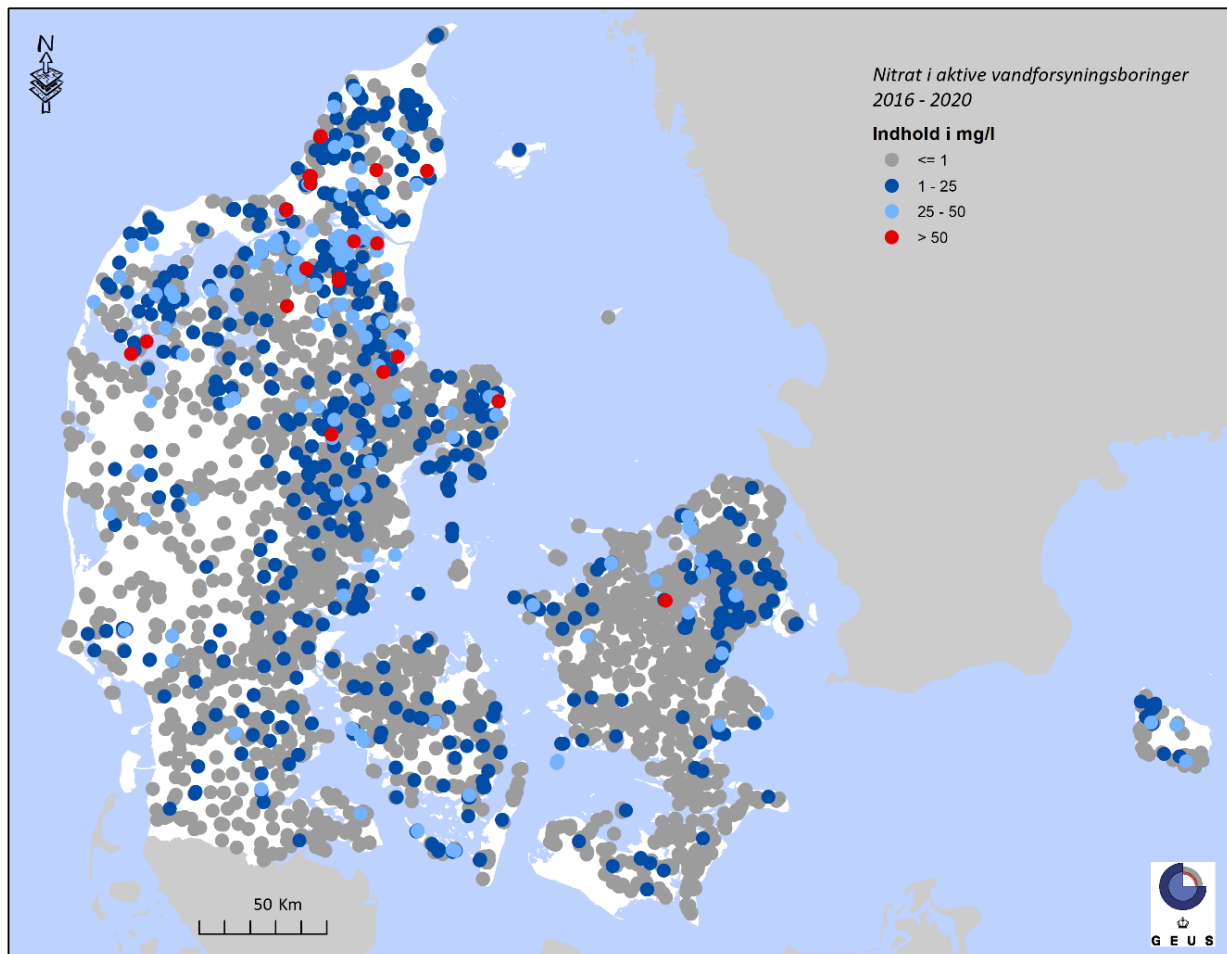


Figur 5. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2020. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal af prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.

Vandforsyningsboringer

Figur 6 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet i grundvandet i vandforsyningsboringer gennem de seneste fem år (2016-2020), beregnet som gennemsnittet i perioden af det årlige gennemsnit for nitrat i de enkelte indtag.

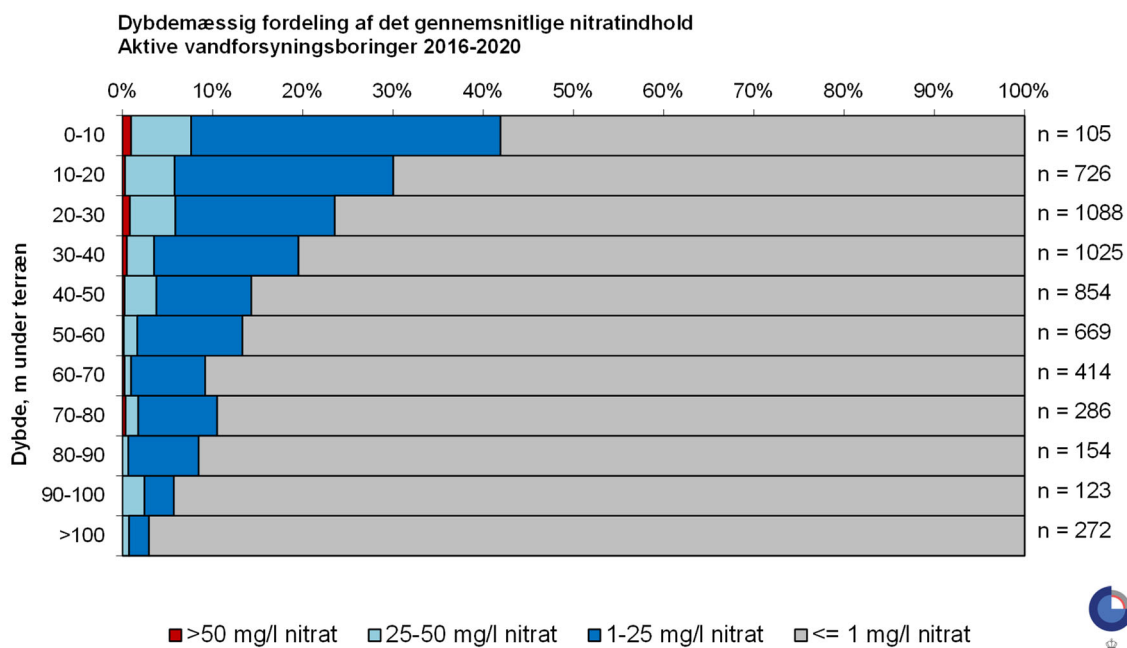
De højeste nitratkoncentrationer målt i prøver fra vandforsyningsboringer optræder især i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland. Dette skyldes, at der i disse områder er en ringe naturlig beskyttelse af grundvandsmagasinerne med lerede dæklag. Derfor er nitraten også trængt dybt ned i grundvandsmagasinerne.



Figur 6. Vandforsyning. Nitratindholdet i grundvandet i 6.111 vandforsyningsboringer fordelt på fire koncentrationsklasser. Data viser gennemsnit pr. indtag i perioden 2016-2020. Der kan indgå boringer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 7 viser dybdefordelingen af nitrat i vandforsyningsboringer i perioden 2016-2020. Der er et gradvist fald i nitratindholdet med dybden. Nitratkoncentrationerne er betydeligt lavere i vandforsyningsboringerne sammenlignet med nitrat i GRUMO-indtagene i 2020 (se Figur 4). I vandforsyningsboringerne blev der dog i perioden 2016-2020 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 70-80 m u.t. i enkelte boringer. Der er også fundet nitratkoncentrationer med op til 50 mg/l i vandforsyningsboringer, som er dybere end 100 m u.t.

Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandforsyningsboringerne, sammenlignet med GRUMO-indtagene, kan være, at indvindingen lokalt trækker nitrat dybt ned i grundvandsmagasinerne. Det kan også forklares ved, at der er flere data i de dybere dele af grundvandet for vandforsyningsboringerne end for GRUMO-indtag. Det generelt lavere nitratindhold i vandforsyningsboringer, sammenlignet med nitratindholdet i GRUMO-indtagene, hænger sammen med, at vandforsyningsboringerne undgår indvinding fra boringer, hvor vandkvaliteten ikke lever op til kvalitetskravet for nitrat (Schullehner og Hansen, 2014 og DANVA, 2018).



Figur 7. Vandforsyning. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i 2016-2020 i forhold til top af indtag i m u.t i 5.716 indtag fra vandforsyningsboringer. Rød signatur viser den procentvise andel af indtag over kvalitetskravet for nitrat på 50 mg/l. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

1.3 Fosfor

Indledning

Fosfor findes som en naturlig bestanddel i grundvand, idet det frigives fra sedimenterne. Derudover sker der i et mindre omfang også et tab til grundvandet fra rodzonen ved dyrkning af jorden. I Danmark vurderes det, at spildevand kun i få tilfælde forurener grundvandet med fosfor. I lighed med nitrat kan fosfor i udstrømmende grundvand medvirke til næringsstofbelastning af vandmiljøet i åer, søer og havet. Dette sker især fra reduceret og dermed nitratfrit grundvand (Nilsson mfl., 2019).

Miljømål og formål med overvågningen

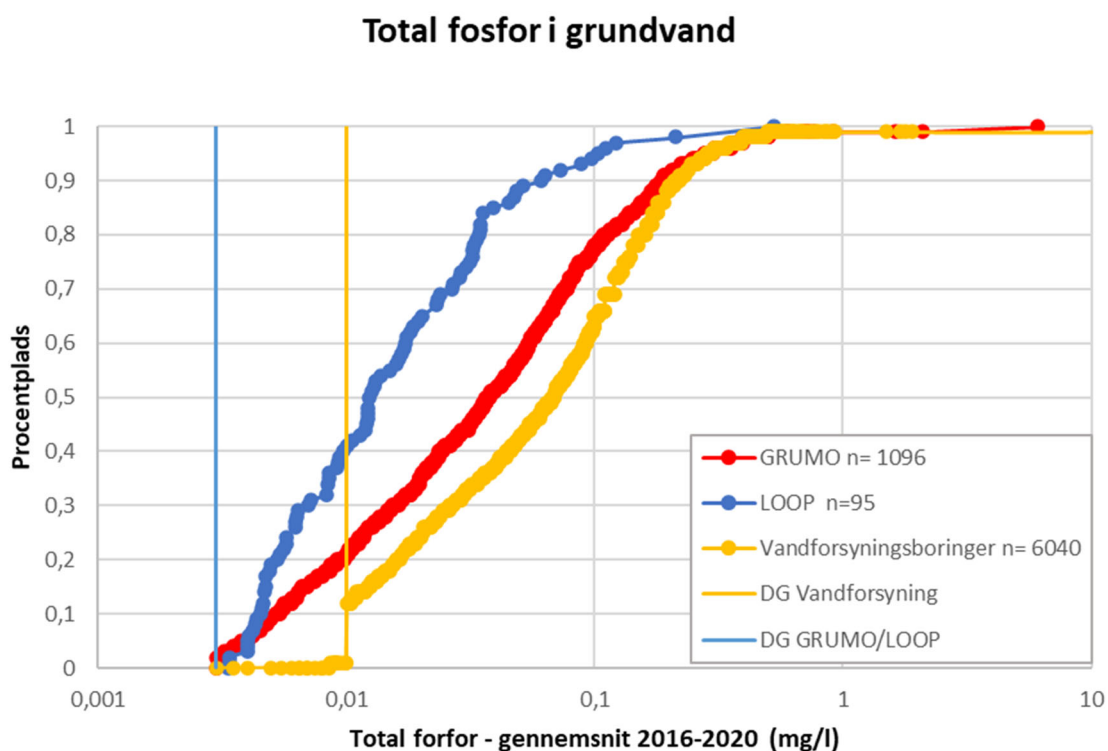
Siden 2017 er der ikke længere fastsat et kvalitetskrav for fosfor i drikkevand. Hovedformålet med overvågning af fosfor i grundvandet er i dag at fastslå, i hvilket omfang fosfor udvaskes fra landbrugsarealer til grundvandet og herfra videre til overfladevand, og at belyse hvilken rolle naturlig frigivelse af fosfor fra de dybere jordlag spiller for fosfortransporten.

Datagrundlag

Der er i perioden 2016-2020 (indeværende programperiode inkl. overgangsåret 2016) analyseret for såvel total-fosfor (P_{tot}) og uorganisk ortho-fosfat (P_{ortho}) i prøver fra 1.096 GRUMO-indtag. I Landovervågningen (LOOP) har både P_{tot} og P_{ortho} siden overvågningsens start i 1989 været analyseret flere gange årligt i det øvre grundvand. Der er i perioden 2016-2020 data fra 95 LOOP-indtag for både P_{tot} og P_{ortho} . Fra vandforsyningernes vandforsyningsboringer er der i perioden 2016-2020, hvor alle almene vandforsyningsboringer kan forventes at være prøvetaget mindst én gang, analyseret for P_{tot} i 6.040 boringer, mens der blot er analyseret for P_{ortho} i 9 vandforsyningsboringer.

Status

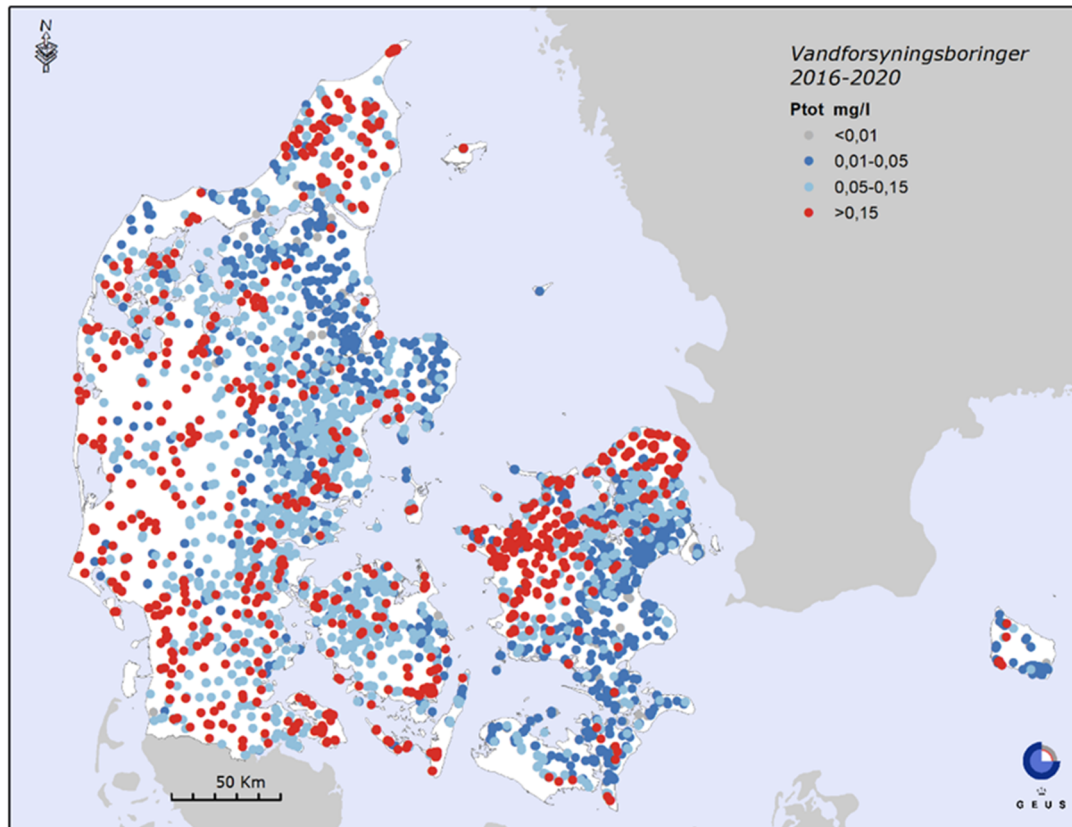
Figur 8 viser fordelingen af total-fosfor, P_{tot} , i samtlige indtag, som er analyseret i den seneste 5-års periode, 2016-2020. Figuren viser data fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer. For hvert indtag er gennemsnitsværdien for perioden vist, beregnet som middelværdien af årlige middelværdier. Værdier under detektionsgrænsen er vist som koncentrationer på detektionsgrænsen. Figur 8 anvender en logaritmisk skala til at vise koncentrationerne, da der er mere end en faktor 1.000 til forskel på de højeste og de laveste koncentrationer. Det fremgår, at koncentrationerne i det øvre grundvand i LOOP generelt er lavere end i de datasæt, og at vandforsyningsboringer har højere koncentrationer end GRUMO- og LOOP-indtag.



Figur 8. GRUMO, LOOP og Vandforsyning. Fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af total-fosfor i alle analyserede indtag fra GRUMO, LOOP og vandforsyningsboringer i perioden 2016-2020. Bemærk, at x-aksen er logaritmisk, og at koncentrationerne varierer med en faktor omkring 1000. Antallet af indtag fremgår af legenden. Der er anvendt forskellige detektionsgrænser i perioden, og særligt for vandforsyningsboringer er der anvendt en højere detektionsgrænse end for GRUMO og LOOP. De mest anvendte detektionsgrænser (DG) er vist med lodrette streger.

Geografisk fordeling af fosfor i vandforsyningsboringer

Figur 9 viser den geografiske fordeling af fosforindholdet i grundvandet i vandforsyningsboringer. Fosforindholdet afhænger i høj grad af undergrundens geologi og kan relateres til de prækvartære aflejringer (Thorling mfl., 2013). Især kalkområderne træder frem med lave fosforindhold, se fx Djursland og Møn. Det geologiske bidrag til grundvandets fosforindhold er særlig stort i reduceret grundvand, der typisk anvendes til vandforsyning.



Figur 9. Vandforsyning. Total fosfor, P_{tot} (mg/l) i 6.040 vandforsyningsboringer. Gennemsnit 2016-2020, hvor alle vandforsyningsboringer kan forventes prøvetaget mindst én gang. Fosforindholdet afhænger i høj grad af geologien og redox-forholdene. Indtag med den højeste koncentrationsklasse er vist øverst på kortene.

1.4 Pesticider

Indledning

Pesticider og deres nedbrydningsprodukter kan forekomme i grundvand som følge af erhvervsmæssig eller privat anvendelse af pesticider i skov- og jordbrug, parker, haver, sportsanlæg, og på befæstede arealer. Ifølge Grundvandsdirektivets bilag 1 (EU, 2006) dækker pesticidbegrebet også bejdsemidler i såsæd og stoffer med biocidanvendelse fx desinfektionsmidler, konserveringsmidler og biocider i maling- og træbeskyttelse. Grundvandet overvåges for dets indhold af pesticider bl.a. for at vurdere, om reguleringen af pesticidforbruget har de ønskede effekter.

Datagrundlag

I denne rapport diskuteres pesticidanalyser fra perioden 2011-2020 fra indtag i GRUMO- og vandforsyningsboringer. Prøvetagningen i GRUMO veksler mellem kontrolovervågning, hvor alle indtag i pesticidovervågningen prøvetages, og operationel overvågning, hvor der fortrinsvis prøvetages indtag med tidligere pesticidfund. 2020 var et år med operationel overvågning. Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammerne. For enkeltstoffer af pesticider og nedbrydningsprodukter er kvalitetskravet (grænseværdien) i grundvand og drikkevand fastsat til 0,1 µg/l, mens den for summen af enkeltstoffer er 0,5 µg/l. Kvalitetskravet gælder både for anvendelse som pesticid og biocid. Opgørelsen af pesticidpåvirkningen bygger på en metode, hvor det beregnes, i hvilken andel af indtagene, der mindst én gang i en periode (typisk et, tre eller fem år) har været mindst ét stof med fund over detektionsgrænsen, mindst ét stof med overskridelse af kvalitetskravet på 0,1 µg/l, eller mindst én prøve, hvor pesticidstoffernes sum har overskredet kvalitetskravet på 0,5 µg/l.

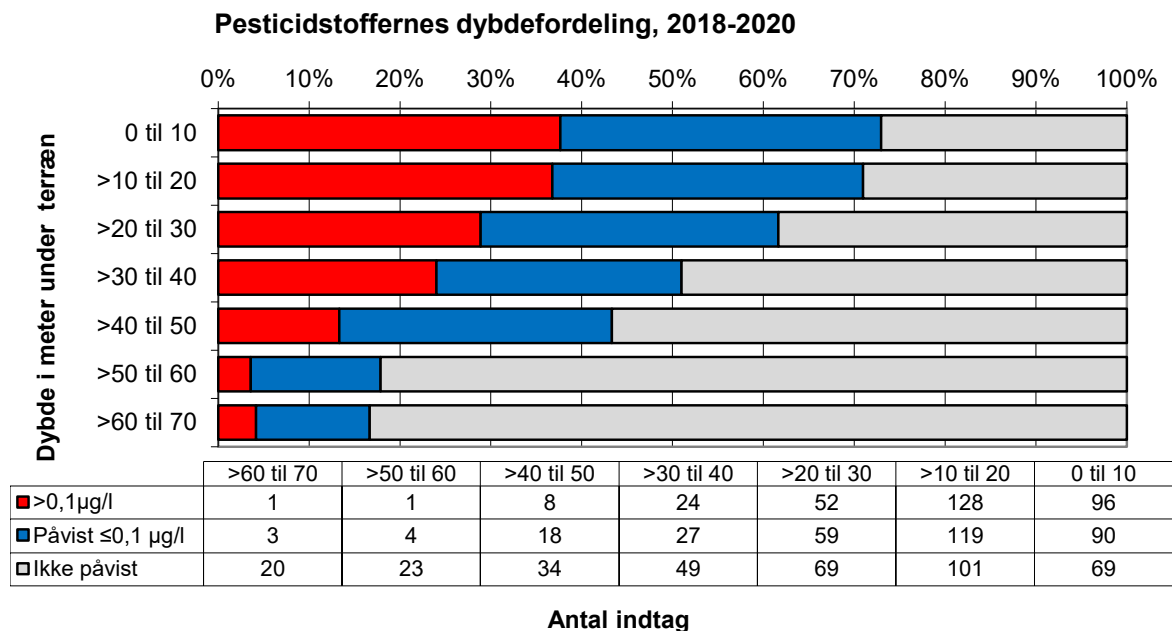
Status, grundvandsovervågning

Der blev i 2020 påvist pesticider over- og under kvalitetskravet jævnt fordelt i hele landet. Tabel 1 viser, at der i 2020 blev fundet pesticidstoffer i 72,4 % af de undersøgte GRUMO-indtag. Kvalitetskravet for enkeltstoffer (0,1 µg/l) var overskredet mindst én gang i 39,0 % af indtagene og kvalitetskravet for summen af målte pesticidstoffer var overskredet i 15,9 %. Det skal bemærkes, at fundprocenterne ikke er repræsentative for hele stationsnettet pga. den operationelle overvågning i 2020. Tabel 1 viser også en periodeopgørelse for 2018-2020, hvor stort set alle programlagte indtag er prøvetaget mindst én gang. Enkeltstoffer blev i perioden påvist i 61,0 % af indtagene, og kvalitetskravet for enkeltstoffer på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 30,0 % af indtagene. Summen af påviste stoffer overskred kvalitetskravet mindst én gang i 12,1 % af de undersøgte indtag i perioden, hvor der i alle tilfælde allerede var en overskridelse af kvalitetskravet for enkeltstoffer.

Tabel 1. GRUMO. Pesticidfund i GRUMO-indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og >0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2018-2020, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang.

GRUMO	Indtag antal				Indtag andel (%)		
	I alt	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l
2020	533	386	208	85	72,4	39,0	15,9
2019	1.034	600	234	95	58,0	22,6	9,2
2018	549	345	145	53	62,8	26,4	9,7
2018-2020	1045	637	313	126	61,0	30,0	12,1

Figur 10 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder for perioden 2018-2020, hvor alle pesticid-indtag er prøvetaget mindst én gang. Fundandelene falder generelt med dybden.



Figur 10. Grundvandsovervågningen. Dybdefordeling af pesticider og nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag, der er analyseret i 2018-2020. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget.

Tidslig udvikling i den faste kerne af indtag i grundvandsovervågningen

Udviklingen i 10 enkeltstoffers fundandel er fulgt for en fast kerne af 323 indtag, som er prøvetaget jævnlige siden 1998. Da der er tale om udvalgte indtag, er fundandelene ikke nødvendigvis repræsentative for stationsnettet som helhed, men udviklingen over tid er sandsynligvis den samme som i resten af stationsnettet. BAM's fundandele har været jævnt faldende, både for de samlede fundandele og for overskridelser af kvalitetskravet. DEIA's fundandele toppede omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kvalitetskravet har været stort set konstant. Desisopropylatrazins fundandele har været faldende siden 2011, mens andelen af overskridelser af kvalitetskravet har været jævnt faldende i hele perioden, så overskridelser nu næsten ikke forekommer i den faste kerne af indtag. Desaminodiketometribuzin viser faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kvalitetskravet. For bentazon var den samlede fundandel stort set konstant frem til 2011, hvorefter den faldt markant. For metalaxyls nedbrydningsprodukt CGA 108906 er der kun data for en kortere årrække, hvor andelen af indtag med fund har været stigende.

Screening for nye stoffer i 2020

I 2020 blev 250 udvalgte indtag analyseret for 76 pesticidstoffer, som ikke tidligere har indgået i analyseprogrammet. Tre stoffer blev påvist: pentachloranilin, saccharin og trifluoreddikesyre (TFA). Pentachloranilin er et nedbrydningsprodukt fra pesticidet quintozen og blev påvist i et enkelt indtag under kvalitetskravet. Saccharin blev påvist i 46 indtag (18,4%), heraf 6 indtag (2,4%) over pesticidernes kvalitetskrav. Udover at være et pesticidnedbrydningsprodukt er saccharin også et sødemiddel godkendt til fødevarer. TFA kan dannes ved nedbrydning af mindst to pesticider, men har også andre kilder, fx HFC- og HFO-gasser i atmosfæren og ved afbrænding af fluorpolymerer (teflon) og andre fluorerede stoffer. TFA var yderst udbredt med fund i 219 indtag (88,7%), heraf 212 (85,8%) over pesticidernes kvalitetskrav på 0,1 µg/l. TFA's kvalitetskrav er fastsat til 9 µg/l ud fra sundhedshensyn. Saccharin og TFA indgår ikke i de generelle pesticidopgørelser.

Pesticider i vandforsyningsboringer

Tabel 2 viser, at der i 2020 blev fundet mindst ét pesticid i 51,0 % af de undersøgte vandforsyningsindtag, hvor 14,6 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet, og 2,3% af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet for pesticidernes sum. Fundprocenterne har været kraftigt stigende fra 2016 og fremefter. Stigningen skyldes ikke, at grundvandets tilstand er ændret væsentligt i perioden, men nærmere at vores erkendelse af tilstanden er ændret efterhånden som flere og flere indtag er testet for DPC, MDPC og DMS.

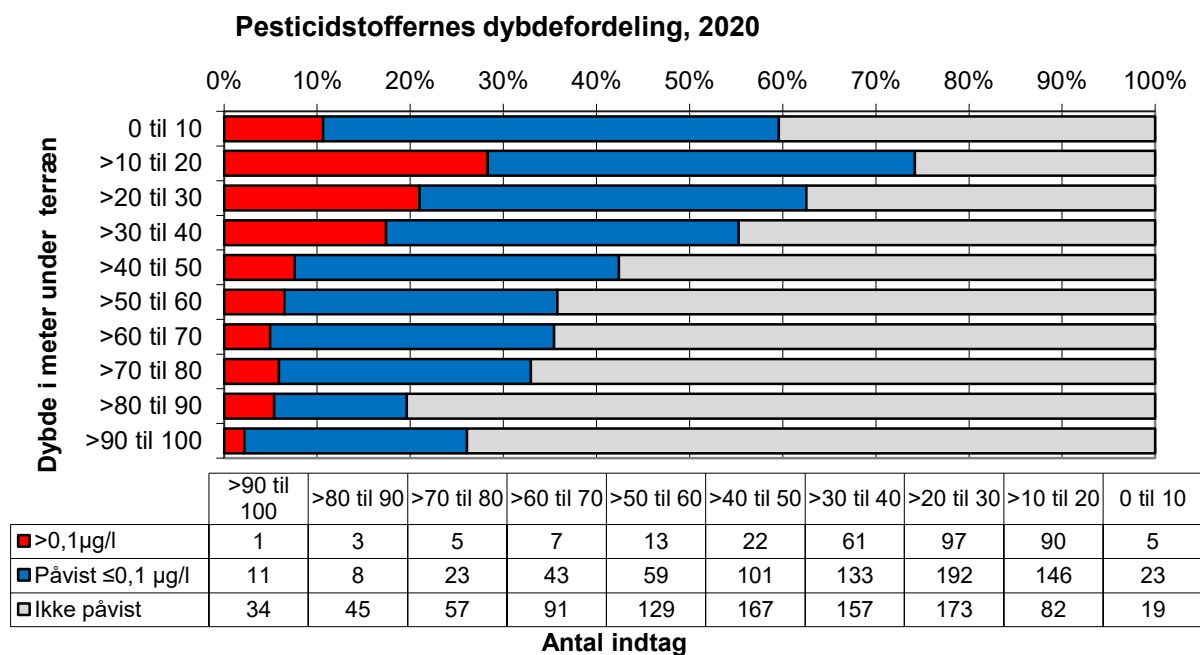
Tabel 2. Vandforsyning. Pesticidfund i vandforsyningsboringernes indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2016-2020. For 2019 er der i parentes en opgørelse uden de indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoesyre. Hvert år bygger på data fra årsspecifikke udtræk fra Jupiter-databasen.

Vandforsynings-indtag	Indtag antal				Indtag andel (%)		
	I alt	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l
2020	2219	1131	323	51	51,0	14,6	2,3
2019	3.933 (2.494)	1.142 (1.130)	318 (317)	55 (55)	29,0 (45,3)	8,1 (12,7)	1,4 (2,2)
2018	2.556*	1.043*	284*	50*	40,8*	11,1*	2,0*
2017	2.781*	815*	205*	44*	29,3*	7,4*	1,6*
2016	1.842*	465*	53*	5*	25,2*	2,9*	0,3*
2016-2020	6396	2273	628	115	35,5	9,8	1,8

*Opgjort for boringer i stedet for indtag.

I perioden 2016-2020 blev pesticider fundet mindst én gang i 35,5 % af de undersøgte indtag, hvor 9,8 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet. Kvalitetskravet for summen af pesticider var overskredet mindst én gang i 1,8 % af de undersøgte indtag. Pesticidfund og overskridelser af kvalitetskravet er udbredte i hele landet, men der var en øget forekomst af overskridelser af kvalitetskravet for enkeltstoffer i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydlige Danmark, samt i Hovedstadsområdet.

Figur 11 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2020. Fundandele og overskridelser af kvalitetskravet er størst i det øverste grundvand og aftager med dybden, men der er enkelte fund og overskridelser af kvalitetskravet i boringer, som har filtertop dybere end 100 m u.t.



Figur 11. Vandforsyning. Pesticidstoffers dybdefordeling for vandforsyningsindtag prøvetaget i 2020. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget.

De hyppigst fundne pesticider

Tabel 3 viser de 5 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2020 i GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer fremgår af Tabel 11 i kapitel 5.

Desphenylcloridazon (DPC) var det hyppigst påviste pesticid i GRUMO-indtag i 2020, idet stoffet blev påvist i 31,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 16,8 % af indtagene. I vandforsyningernes indtag blev DPC påvist i 25,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 6,9 % af indtagene. DPC og MDPC er nedbrydningsprodukter fra herbicidet chloridazon, som overvejende blev brugt i bederoer (sukkerroer og foderroer) – godkendelsen af chloridazon blev trukket tilbage i 1996, stoffet er i dag forbudt at anvende.

N,N-dimethylsulfamid (DMS) var i 2020 det hyppigst påviste pesticid i vandforsyningernes indtag med fund i 32,8 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 8,8 % af indtagene. I GRUMO-indtag blev DMS påvist i 29,8 % af de undersøgte indtag og med overskridelse af kvalitetskravet i 5,7 % af indtagene. Moderstofferne har været brugt både som sprøjtemiddel i frugt- og bærproduktion og som biocid i udendørs maling og træbeskyttelse. De lavere fundandele i GRUMO-indtag sammenlignet med vandforsyningsindtag skyldes sandsynligvis, at GRUMO-boringer fortrinsvis ligger i det åbne land, og derfor kun i mindre omfang overvåger udvaskningen af DMS fra moderstoffernes biocidanvendelse på træværk i bebyggede områder.

Tabel 3. GRUMO & Vandforsyning. De 5 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2020 i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag, der var aktive i 2020. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Bemærk: 2020 var et år med operationel overvågning i grundvandsovervågningen, hvorfor fundprocenter i GRUMO-indtag ofte er højere end i 2019, som var et kontrolovervågningsår.

GRUMO-indtag 2020			Vandforsyningsindtag 2020		
Stofnavn	Med fund (%)	>0,1 µg/l (%)	Stofnavn	Med fund (%)	>0,1 µg/l (%)
DPC (desphenylchloridazon)	31,5	16,8	DMS (N,N-dimethylsulfamid)	32,8	8,8
DMS (N,N-dimethylsulfamid)	29,8	5,7	DPC (desphenylchloridazon)	25,5	6,9
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	18,3	5,7	BAM (2,6-dichlorbenzamid)	16,4	1,6
1,2,4-Triazol	17,7	8,9	MDPC (methyldesphenylchloridazon)	5,6	0,8
DEIA	16,6	3,0	Bentazon	2,8	0,2

1,2,4-triazol blev i 2020 fundet i 17,7 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 8,9 % af indtagene. I vandforsyningsboringerne blev 1,2,4-triazol i 2020 påvist i 0,7 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kvalitetskravet. Fund og overskridelser er dermed langt mindre i vandforsyningsboringer end i GRUMO-indtag, men der er ikke nogen umiddelbar forklaring på, hvorfor det forholder sig sådan. 1,2,4-triazol er et nedbrydningsprodukt fra en række triazol-fungicider. Moderstofferne anvendes bl.a. som sprøjtemidler og bejdsemidler i landbruget og som biocid i maling og træbeskyttelsesmidler.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) har historisk været et af de hyppigst påviste nedbrydningsprodukter i GRUMO- og vandforsyningsindtag. I 2020 blev BAM påvist i 18,3 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 5,7 % af indtagene. I vandforsyningsboringerne blev BAM påvist i 16,4 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 1,6 % af indtagene.

DEIA var det hyppigste triazin med fund i 16,6 % af GRUMO-indtagene (3,0 % over kvalitetskravet) og 1,5 % af vandforsyningsindtagene (0,2 % over kvalitetskravet). DEIA kan stamme fra mindst fire forskellige chlortriaziner.

2 Formål

Dette kapitel er udarbejdet i samarbejde med Miljøstyrelsen. Kapitel 2.1 er udarbejdet af GEUS, mens kapitel 2.2 og 2.3 er udarbejdet af Miljøstyrelsen.

2.1 Grundvandsovervågningen i Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA

Den landsdækkende grundvandsovervågning, GRUMO, er en del af Det Nationale Overvågningsprogram for Vandmiljø og Natur (NOVANA). Grundvandsovervågningen er tilrettelagt sådan, at overvågningen kan levere data både til brug for opfyldelse af EU-retslige forpligtelser og til brug for udvikling og forvaltning af national lovgivning.

Formålet med grundvandsovervågningen er beskrevet således i programbeskrivelsen for NOVANA i perioden 2017-21, (Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017):

- *At levere data, der beskriver den generelle kemiske tilstand og udvikling, herunder langtidsændringer i grundvandet (kontrolovervågning)*
- *At levere data, der beskriver status og udvikling for miljøfarlige forurenende stoffers forekomst i grundvand (kontrolovervågning)*
- *At levere data, der beskriver den kemiske tilstand for grundvandsforekomster, som anses for at være truet, herunder om der er en langsigtet menneskeskabt tendens til stigning i koncentrationen af nogle af de forurenende stoffer (operationel overvågning).*
- *At levere data, der dokumenterer effekten af nationale vandmiljøplaner, vandområdeplaner, nitrat-handlingsprogrammer og andre forvaltningsmæssige tiltag (operationel overvågning).*
- *At bidrage med data, som med henblik på den årlige opdatering af kravene til vandforsyningernes boringskontrol belyser, hvorvidt der er grund til at antage, at der i grundvandet og dermed drikkevandet findes stoffer, der ikke hidtil har været undersøgt for, og som kan udgøre en potentiel fare for sundheden.*
- *At levere data, der beskriver tilstand og udvikling i ændringerne i grundvandsstanden (kvantitativ overvågning)*
- *At levere data, der for grundvandsforekomster, som er i risiko for manglende opfyldelse af vandrammedirektivets mål om god kvantitativ tilstand, beskriver hvordan indvinding og afstrømning påvirker grundvandsstanden (kvantitativ overvågning)*
- *At bidrage til datagrundlaget for udvikling af modeller til brug i blandt andet vandområdeplanerne*

Kombinationen af nationalt overblik og konkret viden om specifikke områder opnås ved en kombination af kontrolovervågning og operationel overvågning.

Kontrolovervågningen udgør den grundlæggende overvågning af grundvandets generelle tilstand og udvikling i Danmark. Kontrolovervågningen repræsenterer hele landet og foregår som udgangspunkt på de samme stationer over en længere årrække.

Operationel overvågning er et supplement til kontrolovervågningen og gennemføres specifikt for grundvandsforekomster, som vurderes i risiko for ikke at kunne opfylde miljømålene. Den operationelle overvågning gennemføres årligt på en delmængde af de stationer, hvor der foretages kontrolovervågning.

I 2020 er gennemført operationel overvågning, og i alt er 806 indtag prøvetaget i 2020.

Historik for grundvandsovervågningen, GRUMO

Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur, NOVANA, som grundvandsovervågningsprogrammet, GRUMO, er en del af, var oprindeligt et program for en national overvågning af vandmiljøet og blev iværksat som en del af den første Vandmiljøplan i 1987. Det daværende overvågningsprogram havde to

hovedformål: for det første at overvåge effekten af vandmiljøplanerne og de generelle landbrugsreguleringer i forhold til næringsstofbelastningen (belastningen med fosfor og nitrat) af vandmiljøet og for det andet at sikre befolkningen en forsyning af drikkevand af god kvalitet (Miljøstyrelsen, 1988).

GRUMO-stationsnettet blev derfor dengang designet med det formål at give et billede af grundvandets tilstand og udvikling i en række udvalgte oplande, de såkaldte GRUMO-områder. Det blev vurderet, at disse områder kunne repræsentere grundvandet på landsplan. Programmet for GRUMO er siden tilpasset – og tilpasses fortsat løbende – både på grundlag af større viden og som følge af de varierende forvaltningsmæssige behov, herunder opfyldelse af forpligtelserne til at overvåge og afrapportere efter EU-direktiver.

Hvordan denne tilpasning er sket, er beskrevet nærmere i Appendiks 2.

Tabel 4 giver et overblik over de forskellige programperioder siden overvågningens start og giver referencerne til programbeskrivelserne gennem tiden. Programbeskrivelserne, aktuelt NOVANA 2017-21 indeholder oplysninger om de fastlagte strategier for Grundvandsovervågningen i de respektive perioder, herunder om udbygningen af stationsnettet af GRUMO-indtag og hvordan overvågningsdata fra de enkelte typer af stationer anvendes.

Tabel 4. Historik for Det Nationale Overvågningsprogram af Vand og Natur, NOVANA.

Periode	Programnavn	Antal år	Bemærkning	Reference
1988-1992	Vandmiljøplanens overvågningsprogram	5	Etablering af GRUMO-områder	Miljøstyrelsen, 1988 og 1989
1993-1997	Vandmiljøplanens overvågningsprogram	5		Miljøstyrelsen, 1993
1998-2003	NOVA-2003	6		Miljøstyrelsen, 2000a
2004-2009 (2007-2009)	NOVANA	6 (3)	Strukturreform og Midtvejsrevision	DMU, 2004 DMU, 2007a,b
2010	NOVANA	1	Forlængelse 1 år	DMU 2010a,b
2011-2015	NOVANA 2011-2015	5		Naturstyrelsen, DMU & GEUS, 2011
2016	NOVANA	1	Forlængelse 1 år	Naturstyrelsen & DCE, 2016
2017-2021	NOVANA 2017-2021	5		Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017

2.2 Retligt grundlag for grundvandsovervågningen

Overvågningsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1001 af 29. juni 2016 om overvåkning af overfladevandets, grundvandets og beskyttede områders tilstand og om naturovervåkning af internationale naturbeskyttelsesområder (overvågningsbekendtgørelsen) indeholder regler for udarbejdelse af programmer for overvåkning af vandforekomster, beskyttede områder som fx. badevandsområder, omfattet af § 16 i lov om vandplanlægning, og om internationale naturbeskyttelsesområder. Bekendtgørelsen indeholder også bestemmelser om klassificering af vandforekomster og om vurdering af forekomsternes tilstand. Bekendtgørelsen er grundlaget for NOVANA 2017-21, herunder delprogrammerne GRUMO og LOOP.

Overvågningsbekendtgørelsen gennemfører bl.a. bestemmelser i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF af 23. oktober 2000 om fastlæggelse af en ramme for Fællesskabets vandpolitiske foranstaltninger (vandrammedirektivet), - EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2006/118/EF af 12. december 2006 om beskyttelse af grundvandet mod forurening og forringelse med senere ændringer (grundvandsdirektivet) og RÅDETS DIREKTIV af 12. december 1991 om beskyttelse af vand mod forurening forårsaget af nitrater, der stammer fra landbruget ([91/676/EØF](#)) med senere ændringer (nitratdirektivet).

Drikkevandsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1110 af 30. maj 2021 om vandkvalitet og tilsyn med vandforsyningsanlæg (drikkevandsbekendtgørelsen) fastsætter reglerne for de kvalitetskrav, som drikkevand skal opfylde, og hvordan det kontrolleres, at kvalitetskravene overholdes. Denne kontrol omfatter både kontrol af det drikkevand, der leveres ved forbrugers taphane og kontrollen af det råvand, der indvindes fra vandforsyningsboringerne (boringskontrollen). Drikkevandsbekendtgørelsens bilag indeholder de stoffer, som de almene vandforsyninger som minimum skal sørge for at analysere drikkevandet og råvandet for.

Miljøstyrelsen er efter drikkevandsbekendtgørelsen forpligtet til mindst én gang årligt at vurdere, om resultaterne fra det nationale overvågningsprogram for grundvand, GRUMO, giver grundlag for at justere drikkevandsbekendtgørelsens krav til kontrol af drikkevandet og til boringskontrollen.

Drikkevandsbekendtgørelsen gennemfører bestemmelser i RÅDETS DIREKTIV 98/83/EF af 3. nov. 1998 om kvaliteten af drikkevand med senere ændringer (drikkevandsdirektivet) og bestemmelser i vandrammedirektivet.

Analysekvalitetsbekendtgørelsen

Bekendtgørelse nr. 1770 af 28. november 2020 om kvalitetskrav til miljømålinger (analysekvalitetsbekendtgørelsen) fastsætter bl.a. kravene til kemiske og mikrobiologiske analyser og de prøveudtagninger, der udføres som grundlag for myndigheders forvaltning efter miljølovgivningen og de kemiske analyser m.v., der gennemføres i offentligt finansierede overvågningsprogrammer som NOVANA.

Bekendtgørelsen gennemfører bl.a. bestemmelser i drikkevandsdirektivet og i KOMMISSIONENS DIREKTIV 2009/90/EF af 31. juli 2009 om tekniske specifikationer for kemisk analyse og kontrol af vandets tilstand som omhandlet i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 2000/60/EF (vandrammedirektivet).

Bemærk, at ved gennemførelse af 2020-overvågningen, der afrapporteres her, gælder også en tidligere udgave af analysekvalitetsbekendtgørelsen, bekendtgørelse nr. 1071 af 28. oktober 2019.

2.3 Rapportering af data fra grundvandsovervågningen

Samtlige rapporterede data er tilgængelige for offentligheden i den fællesoffentlige database Jupiter (Jupiter hjemmesiden, se litteraturlisten).

Rapport om grundvandsovervågning

Offentliggørelse af denne årlige overvågningsrapport sker ikke for at opfylde direktivkrav, men er en national rapportering af resultaterne for udvalgte dele af overvågningsresultaterne, og den udgør en væsentlig del af den løbende nationale formidling af oplysninger om udviklingen i grundvandets kvalitet og kvantitet. GEUS har som fagdatacenter for grundvand siden 1990 udarbejdet en årlig landsdækkende rapport over resultaterne fra grundvandsovervågningen, dvs. resultaterne fra GRUMO-stationsnettet, grundvandsdelen af landovervågningsprogrammet, LOOP, og de almene vandforsynings boringskontrol, samt data fra indberettede indvundne vandmængder (Grundvandsovervågningens hjemmeside, se litteraturlisten). De forskellige datakilder er nærmere beskrevet i Appendiks 1.

Siden 2005, der var det første år, hvor NOVANA-programmerne blev afrapporteret (se Tabel 4), er der rapporteret således, at en række figurer og tabeller for vandbalance og for grundvandets indhold af nitrat og pesticider opdateres hvert år. Det er typisk figurer eller tabeller for data, der har generel, landsdækkende karakter. Der suppleres med relevante og aktuelle figurer og diskussioner. Nogle emner rapporteres ikke hvert år: fosfor, organiske mikroforureninger, sporstoffer samt resultater fra redoxboringerne. Vurderingen af udviklingen i grundvandets nitratindehold som funktion af grundvandets alder (opholdstid) ved brug af aldersdateringer rapporteres ca. 1 gang i hver programperiode. Dette har til formål at knytte udviklingen i grundvandskvaliteten bedre sammen med miljøindsatserne. Endelig kan forskellige temaer være uddybet enkelte år, det kan være i form af belysning af et særskilt emne som fx perfluorerede stoffer eller i form af en mere omfattende bearbejdning af de faste emner.

Betydningen af ændringer i overvågningsstrategien for afrapportering af resultaterne fra overvågningen, og håndteringen heraf er beskrevet, hvor det er relevant i de enkelte fagkapitler og i Appendiks 2.

Særligt om afrapporteringen af data for pesticider

I denne rapport afrapporteres data fra analyser af grundvandsprøver for bekæmpelsesmidlernes aktivstoffer og aktivstofferne nedbrydningsprodukter. Nedenfor er der redegjort for, hvad der (i forskellige sammenhænge) forstås ved ordene 'pesticider', 'aktivstoffer' og 'nedbrydningsprodukter', og hvordan de forstås og anvendes i rapporten.

Pesticider

I EU-regulering og i en række videnskabelige sammenhænge anvendes ordet 'pesticider' i stedet for det danske 'bekæmpelsesmidler'.

Pesticider er defineret i EUROPA-PARLAMENTETS OG RÅDETS DIREKTIV 2009/128/EF af 21. oktober 2009 om en ramme for Fællesskabets indsats for en bæredygtig anvendelse af pesticider med senere ændringer art. 3, nr. 10:

»Pesticid«:

a) et plantebeskyttelsesmiddel som defineret i forordning (EF) nr. 1107/2009

b) et biocidholdigt produkt som defineret i Europa-Parlamentets og Rådets direktiv 98/8/EF af 16. februar 1998 om markedsføring af biocidholdige produkter.

Bekæmpelsesmidler - pesticider er således, som det fremgår ovenfor, opdelt i de 2 hovedgrupper: Plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter. Retten til at markedsføre bekæmpelsesmidlerne og til hvilke formål reguleres i de såkaldte bekæmpelsesmiddelforordninger:

1) Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EF) nr. 1107/2009 af 21. oktober 2009 om markedsføring af plantebeskyttelsesmidler og om ophævelse af Rådets direktiv 79/117/EØF og 91/414/EØF med senere ændringer

2) Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) nr. 528/2012 af 22. maj 2012 om tilgængeliggørelse på markedet og anvendelse af biocidholdige produkter med senere ændringer.

Forordningerne betegnes oftest som henholdsvis 'forordningen om plantebeskyttelsesmidler' (eller 'pesticidforordningen') og 'biocidforordningen'.

Plantebeskyttelsesmidler er produkter, der 'i den form, hvori de leveres til brugeren, består af eller indeholder aktivstoffer, safenere eller synergister og er bestemt til et af følgende formål:

- a) at beskytte planter eller planteprodukter mod alle skadegørere eller at forebygge angreb fra sådanne skadegørere, medmindre hovedformålet med det pågældende produkt må anses for at være af hygiejnemæssig karakter snarere end beskyttelse af planter eller planteprodukter
- b) at påvirke planters livsprocesser, fx ved at indvirke på planternes vækst, på anden måde end som næringsstof eller biostimulant til planter
- c) at konservere planteprodukter, for så vidt de pågældende stoffer eller produkter ikke er omfattet af særlige fællesskabsbestemmelser om konserveringsmidler
- d) at ødelægge uønskede planter eller plantedele, bortset fra alger, medmindre produkterne anvendes på jord eller vand for at beskytte planter
- e) at bremse eller forebygge uønsket vækst af planter, bortset fra alger, medmindre produkterne anvendes på jord eller vand for at beskytte planter'.

Se evt. forordningen om plantebeskyttelsesmidler, art. 2, stk. 1, og bekendtgørelse nr. 2281 af 29. december 2020 om bekæmpelsesmidler, § 2, nr. 14.

Ordet 'plantebeskyttelsesmidler' anvendes imidlertid sjældent i ikke-fagkredse i Danmark, midlerne betegnes i stedet som fx 'sprøjtemidler'.

Biocidmidler eller biocidholdige produkter, som de også kaldes, er:

'- stoffer eller blandinger i den form, hvori de leveres til brugeren, som består af, indeholder eller genererer et eller flere aktivstoffer, som er bestemt til at kunne ødelægge, afskrække, uskadeliggøre, hindre virkningen af eller bekæmpe virkningen af skadegørere på anden vis end blot ved fysisk eller mekanisk påvirkning,

- stoffer eller blandinger genereret fra stoffer eller blandinger, der ikke i sig selv er produkter i den i første led omhandlede forstand, og som er bestemt til at kunne ødelægge, afskrække, uskadeliggøre, hindre virkningen af eller bekæmpe virkningen af skadegørere på anden vis end blot ved fysisk eller mekanisk påvirkning.

En behandlet artikel, der har en primær biocidfunktion, betragtes som et biocidholdigt produkt.'

Se evt. biocidforordningen, art. 3, litra a, og bekæmpelsesmiddelbekendtgørelsen, § 2, nr. 14.

Biocidmidler eller biocidholdige produkter betegnes ofte som biocider.

Plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter er omfattet af definitionen af pesticider uafhængigt af, om de er eller har været godkendt til brug i Danmark eller EU. Afgørende er, hvorvidt midlerne har de egenskaber, der indebærer, at midlerne må anses for omfattet af bekæmpelsesmiddelforordningernes definitioner af henholdsvis 'plantebeskyttelsesmiddel' og 'biocidholdigt produkt'.

Aktivstoffer og nedbrydningsprodukter

Grundvandsovervågningen er ikke rettet mod forekomsten af bekæmpelsesmidlerne, men mod forekomsten af de aktive stoffer i bekæmpelsesmidlerne og disse aktive stoffers omdannelses- og nedbrydningsprodukter.

Et aktivstof er i denne sammenhæng:

'et stof eller en mikroorganisme, der har virkning på eller imod skadegørere – eller på planter, plantedele eller planteprodukter'.

Se biocidforordningens art. 3, litra c, og forordningen om plantebeskyttelsesmidler art. 2, stk. 2. I denne rapport anvendes ordet nedbrydningsprodukter som en samlet betegnelse for omdannelses- og nedbrydningsprodukter (også kaldet metabolitter). Bemærk, at i mange sammenhænge bruges ordet 'pesticider' for aktivstofferne i bekæmpelsesmidler.

I denne rapport bruges ordet pesticidstoffer for aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og aktivstofferne nedbrydningsprodukter.

En række kemiske stoffer har været anvendt og/eller anvendes som aktivstof i begge grupper af bekæmpelsesmidler, altså både i plantebeskyttelsesmidler og biocidholdige produkter, det gælder fx aktivstoffer i en række svampemidler.

Det er vigtigt at være opmærksom på, at der også er stoffer, som er anvendt både som aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og i fx industrielle processer eller i andre produkter som veterinær eller human medicin. Det gælder fx formaldehyd og triazol. For disse stoffer gælder, at en omfattende analyse af data om anvendte mængder af stoffet eller moderstoffet (historisk og aktuelt) og til hvilke formål, karakteren af forureninger med stoffet, forureningernes spredning geografisk mv. vil være et nødvendigt grundlag

for konklusioner om, hvorvidt fund af stoffet er et resultat af anvendelse af (aktiv)stoffet i bekæmpelsesmidler eller anden anvendelse. Denne analyse ligger udenfor rammerne af grundvandsovervågningsrapporten.

Kvalitetskrav

For bekæmpelsesmidlers aktivstoffer og aktivstoffers relevante nedbrydningsprodukter er kvalitetskravene 'drikkevandskvalitetskrav' og 'grundvandskvalitetskrav' fastsat. I Danmark reguleres alle nedbrydningsprodukter med enkelte undtagelser uanset om de er relevante eller ikke-relevante efter kravværdien på 0,1 µg/l. Dette er ikke tilfældet i andre EU-lande.

Drikkevandskvalitetskrav for bekæmpelsesmidlers aktivstoffer og stoffernes nedbrydningsprodukter er fastsat i drikkevandsbekendtgørelsens § 4, jf. bilag 1c. Kravene, der (bl.a.) gælder for indvundet og simpelt behandlet grundvand, der leveres til forbrugere, er fastsat for aktivstoffer i absolut størstedelen af de forskellige typer af bekæmpelsesmidler - og aktivstoffers nedbrydningsprodukter, men altså ikke for aktivstoffer i alle typer af bekæmpelsesmidler - og disse stoffers nedbrydningsprodukter.

Drikkevandskvalitetskravene gælder for aktivstoffer og stoffernes nedbrydningsprodukter fra følgende typer af bekæmpelsesmidler: Organiske insekticider, organiske herbicider, organiske fungicider, organiske nematocider, organiske acaricider, organiske algicider, organiske rodenticider og organiske slimicider samt lignende produkter (bl.a. vækstregulatorer). Dette betyder, at drikkevandskvalitetskravene gælder for organiske aktivstoffer i bekæmpelsesmidler, der anvendes mod uønskede planter (ukrudt), insekter, svamp, (rund)orme, spindlere, alger, gnavere (særligt mus og rotter), slimdannelse og lignende produkter - samt disse aktivstoffers nedbrydningsprodukter. Drikkevandskvalitetskravene gælder dermed for absolut størstedelen af de kendte aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og disse stoffers nedbrydningsprodukter.

Drikkevandskvalitetskravene er fastsat til:

- 1) 0,030 µg/l for hvert enkelt af stofferne aldrin, dieldrin, heptachlor, heptachlorepoxyd. Anvendelse af stofferne er forbudt for mange år siden, og kun stoffet dieldrin har været anvendt i væsentligt omfang i Danmark. Målinger for stofferne i grundvand i perioden 1993-2003 førte ikke til fund.
- 2) 0,10 µg/l for hvert aktivstof i de andre ovennævnte bekæmpelsesmidler og hvert nedbrydningsprodukt af et af aktivstofferne.
- 3) 0,50 µg/l for summen af de af 1 og 2) omfattede stoffer.

Grundvandskvalitetskravene, der anvendes ved vurdering af grundvandsforekomsters kemiske tilstand, er fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål for overfladevand og grundvandsforekomster, § 4, jf. bilag 3. Grundvandskvalitetskravet gælder for aktivstoffer i alle bekæmpelsesmidler og for aktivstoffers nedbrydningsprodukter. For enkelte biocidstoffer er det uafklaret, i hvor stort omfang de skal anses som pesticidstoffer i grundvandet.

Grundvandskvalitetskravene er fastsat til:

- 1) 0,1 µg/l for hvert aktivstof i et bekæmpelsesmiddel og hvert nedbrydningsprodukt af et aktivstof
- 2) 0,5 µg/l for summen af de af 1) omfattede stoffer

Analyse for pesticidernes aktivstoffer og stoffernes nedbrydningsprodukter

Grundvandet overvåges ikke for alle bekæmpelsesmidlers aktivstoffer og aktivstoffers nedbrydningsprodukter. Overvågningen er som udgangspunkt målrettet de stoffer, der vurderes at have de mest problematiske egenskaber og/eller stammer fra aktivstoffer, som er anvendt i et omfang og på en sådan måde, at det må forventes, at de kan have forurennet grundvandet i ikke ubetydeligt omfang. Miljøstyrelsen vurderer løbende, om der er behov for at justere overvågningen, og der er med den politiske tillægsaftale til Pesticidstrategi 2017-2021 sikret finansiering til måling for væsentlig flere stoffer i årene 2019-2022.

I bilagene er der redegjort for hvilke aktivstoffer i bekæmpelsesmidler og hvilke aktivstoffers nedbrydningsprodukter, der er analyseret for i GRUMO og i boringskontrollen i perioden 1989-2019. Det fremgår heraf, at i årene 1989-2016 er det især plantebeskyttelsesmidlernes aktivstoffer og disse stoffers nedbrydningsprodukter, der er analyseret for.

Afrapportering til EU efter vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet

Data fra vandforsyningernes boringskontrol, fra GRUMO, og grundvandsdata fra LOOP-boringer anvendes sammen med andre relevante data, indberettet til Jupiter, ved afrapporteringen til EU af overvågning og vurdering af vandforekomsters tilstand efter vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet.

Vandrammedirektivet, der trådte i kraft i 2000, har blandt andet til formål at forebygge yderligere forringelse, og beskytte og forbedre grundvandets tilstand med henblik på at *'opnå og bevare god tilstand i grundvandet'*. Efter vandrammedirektivet skal medlemsstaterne hvert 6. år udarbejde vandområdeplaner. Disse skal bl.a. indeholde vurderinger af grundvandsforekomsters kemiske og kvantitative tilstand: Vurderingerne gennemføres efter bestemmelser i både vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet.

En grundvandsforekomst er en separat mængde grundvand i en eller flere grundvandsmagasiner: De danske grundvandsforekomster er (senest) afgrænset i 2050 grundvandsforekomster (Troldborg, 2020) forud for 3. vandplanperiode (2021-27). Afgrænsningen af grundvandsforekomsterne har bl.a. betydning for den løbende tilpasning af stationsnettet i grundvandsovervågningen.

Vurderingerne af forekomsternes kvantitative og kemiske tilstand er grundlaget for at vurdere, om forekomsterne kan opfylde de fastsatte målsætninger om god tilstand, og i fortsættelse heraf om der i den sammenhæng vil være behov for skærpet overvågning af visse forekomster eller særlige indsatser for at beskytte og forbedre forekomsters tilstand.

Afrapportering til EU efter nitratdirektivet

Hvert fjerde år er Danmark forpligtet til at forelægge en rapport for EU-Kommissionen om status for gennemførelse af nitratdirektivet. Rapporten skal blandt andet indeholde resultaterne af den overvågning, der gennemføres efter direktivet. Rapportering efter nitratdirektivet for grundvand er alene baseret på data fra analyser af grundvand fra GRUMO-indtag. Den seneste rapportering efter nitratdirektivet er fra 2020 og dækker perioden 2016-2019. (Miljøstyrelsen, 2021).

Nitratdirektivet har til formål at nedbringe vandforurening forårsaget eller fremkaldt af nitrat, der stammer fra landbruget, og at forebygge yderligere forurening af denne art. Direktivet forpligter Danmark til at etablere et nitrathandlingsprogram, et program som i Danmark gælder i hele landet. Danmark har derfor ikke udpeget specifikke sårbare zoner efter direktivet. Direktivet forpligter også til at *'gennemføre passende overvågningsprogrammer med henblik på at vurdere effektiviteten af nitrathandlingsprogrammet. Nitratindholdet i grundvand skal overvåges på udvalgte målesteder, som gør det muligt at fastslå omfanget af nitratforureningen i vandet hidrørende fra landbrugsvirksomhed'*.

Indberetning til EEA

GRUMO-data og data om indvundne vandmængder indberettes som udgangspunkt hvert år til det Europæiske Miljøagentur (EEA) efter en såkaldt EEA request (anmodning). Data indgår i den internationale rapportering, som EEA forestår (EEA-hjemmesiden, se litteraturlisten).

Referencer: Formål

Programbeskrivelser mv.

- DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495.
- DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.
- DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.
- DMU, 2010a: Program NOVANA 2010. Opdatering af faglig rapport nr. 615 fra DMU – Programbeskrivelse for NOVANA del 2. NOTAT, 31. maj 2010.
- DMU, 2010b: DEVANO 2010. Decentral Vand og Naturovervågning. NOTAT, 31. maj 2010.
- GEUS, 2003: Udkast til teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen, version 3 af 2. dec. 2003. https://www.geus.dk/media/6778/midlertidig_anvisning_2003.pdf (14-12-2021)
- GEUS, 2018: Notat vedr. datapåideligheden for organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen – en opsummering. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland.
- Hansen, B., Rasmussen, B.B., Sivertsen, J., Sørensen, E., Kristoffersen, V. & Christensen, K.S., 2010: Faglig vurdering af grundvandsboringer og pejleboringer i Landovervågningen (LOOP). Særudgivelse fra GEUS.
- Miljøstyrelsen, 1988: Sammenstilling af det totale overvågningsprogram i henhold til vandmiljøplanen, okt. 1988
- Miljøstyrelsen, 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, Miljøstyrelsen 1989
- Miljøstyrelsen, 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr.2/1993, Miljøstyrelsen
- Miljøstyrelsen, 2000a: NOVA-2003. Redegørelse nr. 1, 2000, Miljøstyrelsen
- Miljøstyrelsen, 2013a: Status and Trends of Aquatic Environment and Agricultural Practice in Denmark. Report to the European Commission for the period 2008-2011. (83 pp)
- Miljøstyrelsen, 2016: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2012-2015 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). September 2016.
- Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2017/novana.pdf> (14.12.2021)
- Miljøstyrelsen, 2021: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2016-2019 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). March 2021.
- Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana.pdf> og <https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2011/novana2.pdf> (14.12.21)
- Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2015/maj/novana-programbeskrivelse-2016/> (14.12.2021)

Andre henvisninger

- Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplade 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR352
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. & Larsen, F., 1991: Nitrate Reduction in An Unconfined Sandy Aquifer - Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modelling. Water Resour.Res. 1991, 27 (8), 2027–2045.
- Qevauviller, P., 2005: Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. J. environmental monitoring, 2005, vol. 7 pp. 89-102.
- Stockmarr, J. (red) 2001: Grundvandsovervågning 2001, Teknisk rapport, GEUS 2001. <https://www.geus.dk/Media/7/6/g-o-2001.pdf> (14.12.2021)
- Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. https://www.geus.dk/media/6777/g03_pejlinger.pdf (14.12.2021)
- Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Thomsen, C. T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018. https://www.geus.dk/Media/E/A/dg01-pejl_20140615_20181219.pdf (14.12.2021)

Thorling, L., Thomsen, C. T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018 https://www.geus.dk/Media/E/A/dg01-pejl_20140615_20181219.pdf (14.12.2021)

Thorling, L. & Sørensen, B.L., 2014: Grundvandets kemiske tilstandsvurdering Vandområdeplan 2015-2021, data og metode-valg. GEUS-rapport 2014/ <https://www.geus.dk/media/7935/lthorling-2014-78pdf-adobe-acrobat-pro.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L. og Kjøller, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandets tilstand. GEUS-notat 07-VA-2017-1

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. <https://www.geus.dk/media/7921/grundvand1989-2016-enderlig-momslag.pdf> (14.12.2021)

Troldborg, 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 (14.12.2021)

Relevante hjemmesider og links

EEA-hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (14.12.2021)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (14.12.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.2021)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (14.12.2021)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (14.12.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (14.12.2021)

NOVA-2003: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (14.12.2021)

NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR495.PDF (14.12.2021)

NOVANA 2004-2010 del 2: <http://www.dmu.dk/Pub/FR615.pdf> (14.12.2021)

STANDAT og STANCODE hjemmesiden, DCE: <http://dce.au.dk/overvaagning/standat/> (14.12.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (14.12.2021)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (14.12.2021)

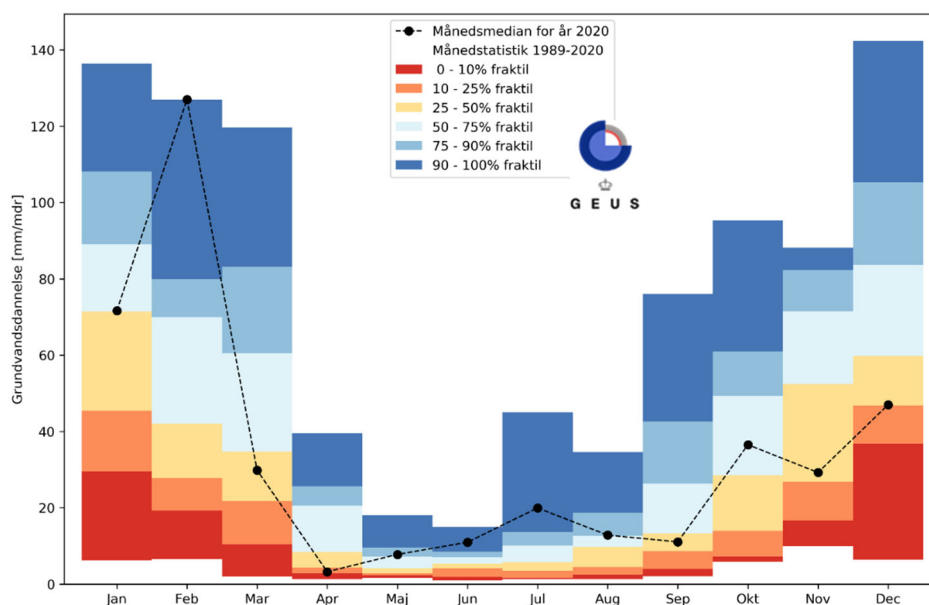
3 Vandindvinding og det Nationale Pejleprogram

Mængden af grundvand og overfladevand, der indvindes, kaldet 'Indvundne vandmængder', er en vigtig parameter i den nationale vandbalanceopgørelse. Disse data er uundværlige for vurderingen af grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand i arbejdet med vandplanlægningen efter lov om vandplanlægning. For at muliggøre en optimal allokering af den tilgængelige vandressource er der behov for, at kommunerne fortsat sikrer, at de indvundne vandmængder i videst muligt omfang indberettes til den fælles offentlige database Jupiter, jf. drikkevandsbekendtgørelsen.

Det Nationale Pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af vandstanden og dermed udviklingen i størrelsen af vandressourcerne i grundvandsforekomsterne. Programmet skal derfor afspejle repræsentative variationer i grundvandsstanden og for at kunne fungere som grundlag for fortolkning af andre pejletidsserier og enkeltmålinger af vandstanden. Data fra pejleprogrammet indgår endvidere i grundvandsmodeller til vurderinger af såvel vandbalance, den tilgængelige mængde grundvand til vandforsyningsformål, som påvirkningen af grundvand og økosystemer. Pejledata af god kvalitet er afgørende for, at man kan foretage pålidelige vurderinger og modelberegninger. Der er derfor til stighed fokus på, at der foretages velfungerende pejlinger og på kvalitetssikring af de indsamlede data.

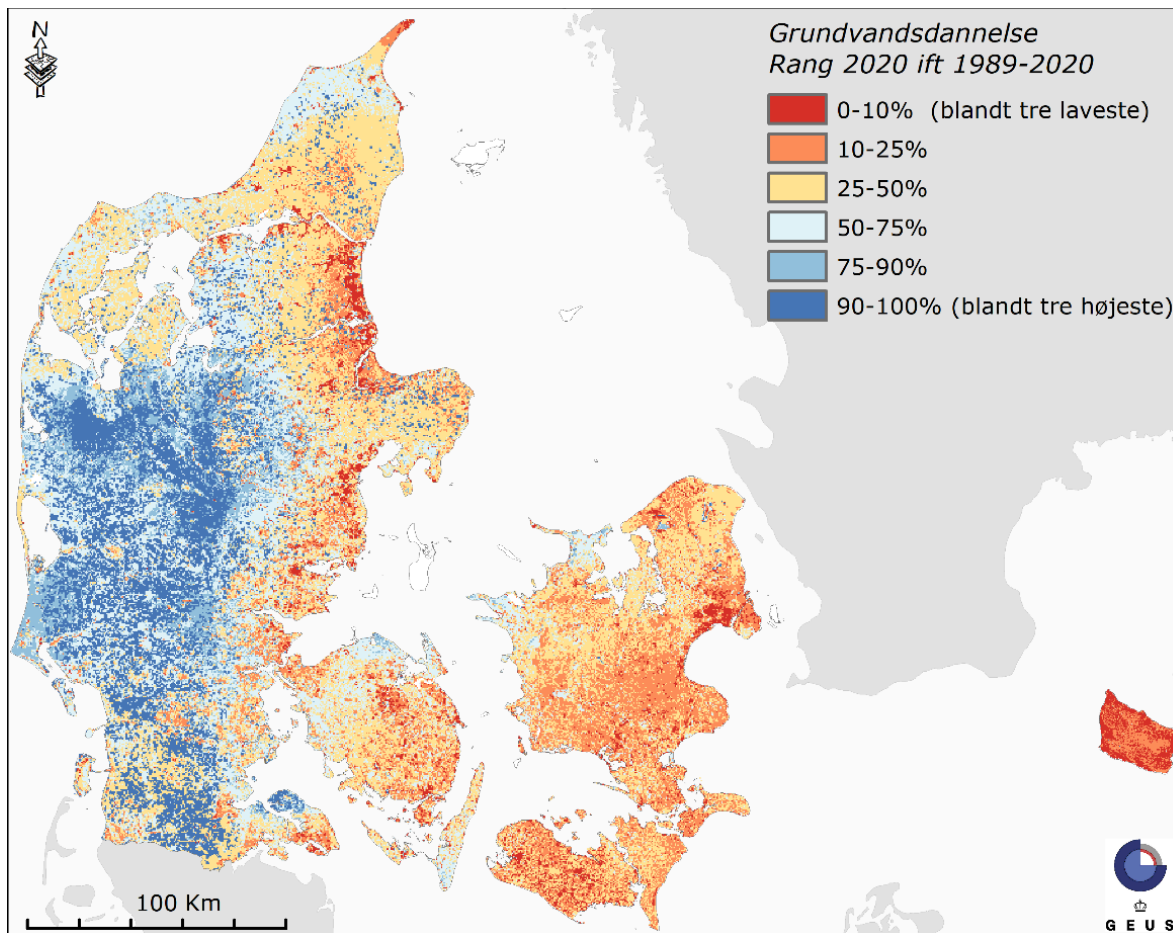
3.1 Grundvandsdannelsen

For at forstå udviklingen i grundvandetets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret oppumpning og ændringer i nedbør og grundvandsdannelse. Nedbørsmængden er for 2020 på landsplan opgjort til 770 millimeter, hvilket er tæt på normalen for 1991-2020 på 759 mm. Dette dækker dog over store tidlige og stedlige variationer. Således blev februar 2020 (med 135,8 mm) den vådeste februar, der er målt siden 1874, DMI (2021). Med den nationale vandressource model (Stisen mfl. 2019) kan der på dagligt niveau udregnes en vandbalance for rodzonen under hensyntagen til udvikling i rodtyber, jordbundsforhold, afstand til grundvandet og klima. Den del af vandbalancen for rodzonen, som er i overskud, går til dannelse af nyt grundvand (kaldet grundvandsdannelsen). Dannelse af nyt grundvand sker løbende hen over året, men primært i de måneder hvor der er lille fordampning og stor nedbør. Figur 12 viser, for år 2020, at der som gennemsnit var relativt meget grundvandsdannelse i februar, juni og juli, i forhold til hele perioden (1989-2020), mens resten af året ligger tæt ved eller under medianen for perioden.



Figur 12. Den gennemsnitlige måneds grundvandsdannelse på landsplan for 2020 opgjort ift. hele perioden (fraktiler for månedsgrundvandsdannelse for perioden 1989-2020).

Figur 13 viser, at der også ses meget store geografiske variationer i grundvandsdannelse for 2020. Mens den vestlige del af Jylland fik en grundvandsdannelse, der typisk var højere end 75 % kvartilen for klimanormalen, fik Sjælland og øerne en grundvandsdannelse, der typisk var mindre end 25 % kvartilen for klimanormalen, og Bornholm fik meget lille grundvandsdannelse i 2020 i forhold til normalen. Den relative grundvandsdannelse for alle år i perioden 1989-2020 fremgår af bilag 1.



Figur 13. Den geografiske af fordeling af grundvandsdannelse for 2020 opgjort som fraktiler af hele perioden (10% fraktilen svarer til den tredje laveste grundvandsdannelse i perioden, mens 90% fraktilen svarer til den tredje største grundvandsdannelse i perioden).

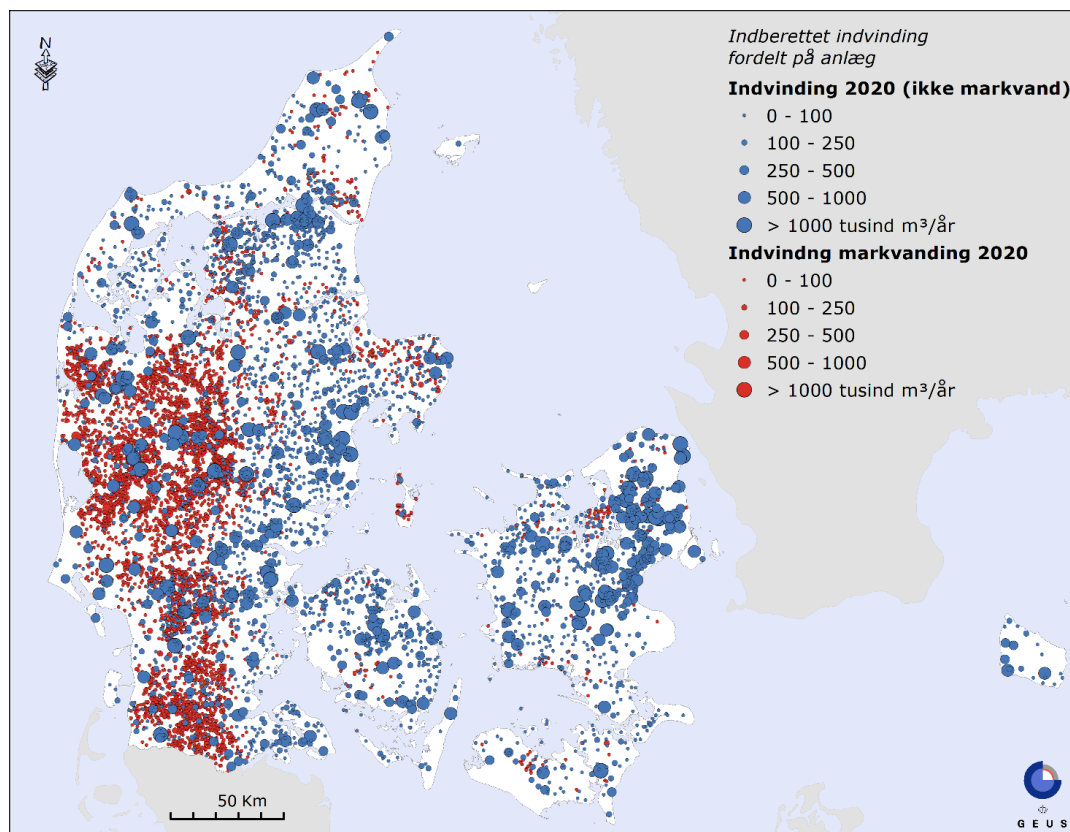
3.2 Vandindvinding

Indledning

Drikkevandsforsyningen i Danmark er udelukkende baseret på oppumpning af grundvand. Undtaget er kun Christiansø, hvor forsyningen er baseret på afsaltning af havvand suppleret med oppumpning af grundvand. Drikkevandsforsyningen i Danmark er bygget op omkring en decentral struktur med godt 2.600 almene vandværker (jf. indberetningerne af indvundne vandmængder). Derudover indvindes der på en række vandværker til institutioner og små vandværker (ikke almene vandværker), som hver forsyner mindre end 10 ejendomme. Der er i Danmark registreret ca. 50.000 ikke almene vandværker i Jupiter. Ca. 1.800 af disse anlæg har indberettet mængderne af deres vandindvinding mindst én gang siden 1989. For 2020 er der indberettet vandindvinding på omkring 625 af disse med en samlet indvinding på mindre end 4 mio. m³.

Figur 14 viser den geografiske fordeling af indberettet grundvandsindvinding for 2020 på anlægsniveau, opdelt i markvandingsanlæg og øvrige anlæg.

I Danmark anvendes den største andel af de indvundne vandmængder til drikkevandsforsyning, men der bruges også betragtelige mængder til andre formål, hvoraf markvanding udgør den største andel. Markvandingen er primært koncentreret vest for Hovedopholdslinjen i det vestlige og sydlige Jylland. Herudover anvendes grundvand til en lang række forskellige formål indenfor industri, institutioner, gartneri og dambrug. Samlet set blev der i 2020 indberettet vandindvinding fra 12.746 anlæg.



Figur 14. Grundvandsindvinding i Danmark i 2020 fordelt på anlæg større end 1.000 m³/år, med en signatur, der angiver størrelsen af indvindingen. Rød signatur angiver markvanding, og blå signatur angiver de øvrige anlæg.

Den største enkelte indvinding af overfladevand, der udpumpes med drikkevandskvalitet, finder sted ved Kalundborg Forsyning, der indvinder knap 4 mio. m³/år til procesvand på lokale virksomheder.

Målsætning

Af hensyn til forsyningssikkerheden, miljøpåvirkninger og det stigende fokus på klimaets betydning for den fremtidige vandindvinding er det væsentligt, at man kender mængden og udviklingen af de vandmængder, der årligt indvindes. Det skyldes, at grundvand indgår som en vigtig del af vandets kredsløb. Når nedbørsmængden og fordampningen ændres som følge af klimaændringer, ændres den mængde grundvand, der er til rådighed til indvinding. Derved kan der blive behov for en ny afvejning af de tilladte indvundne vandmængder i forhold til behovet for vandføring i vandløb og vandstanden i moser, søer mv. For at kunne sikre en optimal udnyttelse af det grundvand, der er til rådighed, er det nødvendigt at kende de samlede indvindinger på såvel lokal, regional som national skala.

Det følger af lov om vandplanlægning, at *'forringelse af tilstanden af alle overfladevandområder og af alle grundvandsforekomster forebygges, og balancen mellem indvinding og grundvandsdannelse sikres'*. Det er derfor nødvendigt at kunne dokumentere såvel den absolutte størrelse som ændringer i indvundne grundvands- og overfladevandmængder på såvel lokal som regional og national skala. Den miljømæssige påvirkning af den samlede indvinding for grundvandsforekomsterne vurderes i Vandområdeplanerne hvert 6. år, se også Kapitel 2. De indsamlede data i grundvandsovervågningen er et vigtigt bidrag hertil.

Datagrundlag

Data om indvundne vandmængder indberettes af kommunerne til Jupiter efter drikkevandsbekendtgørelsen og i overensstemmelse med dataansvarsaftalen (Miljøministeriet, Danske Regioner og KL, 2020).

Data i Jupiter er dynamiske, således forstået at fejlbehæftede indberetninger løbende bliver tilrettet. Typisk er der tale om en korrektion af indberettede vandmængder og/eller korrektion af formålsangivelser. Dette betyder, at data i Tabel 5 ikke vil være helt identiske med de tidligere rapporterede data, fx (Thorling mfl., 2021).

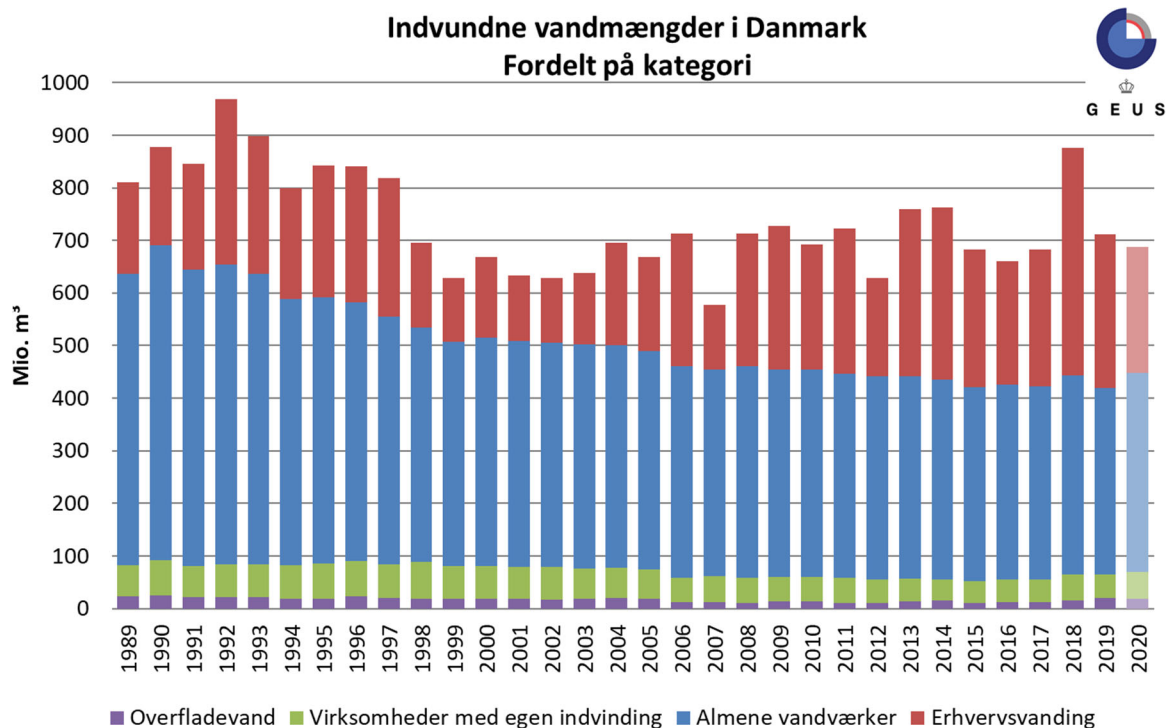
Ni kommuner havde ikke indberettet indvindingsdata for 2020 inden udtræksdatoen 23. september 2021. Det er ikke usædvanligt, at der mangler indberetninger, efter tidsfristen er overskredet, men da det sjældent er de samme kommuner, der mangler indberetninger af indvindinger fra år til år, er det til denne rapport skønnet hvor store vandmængder, der ikke er indberettet, på baggrund af de samme kommuners indberetninger de forudgående tre år. Samlet set vurderes der på denne baggrund at mangle indberetninger af omkring 14 mio. m³ for 2020, svarende til ca. 4 % af de samlede indvindinger på vandforsyningerne, hvilket er på niveau med de seneste år.

Til tabeller og figurer i denne rapport er de udtrukne indberettede data derfor justeret manuelt, hvis der som følge af ovennævnte manglende indberetninger er væsentlige afvigelser fra de foregående år.

Status og udvikling for vandindvinding

Figur 15 viser vandindvindingen for hele landet samlet og fordelt på fire kategorier i perioden 1989-2019. Vandindvindingen er opdelt på disse kategorier:

- *Almene vandværker: Vandforsyningsanlæg, der forsyner 10 eller flere ejendomme*
- *Erhvervs Vanding: Dambrug, markvandning, gartneri.*
- *Virksomheder med egen indvinding: Erhverv, industri, institutioner, afværgepumpninger, grundvandssænkninger samt ikke almene vandværker (forsyning til mindre end 10 ejendomme).*
- *Overfladevand til alle formål.*



Figur 15. Vandindvinding i Danmark i perioden 1989-2020 opdelt på almene vandværker, erhvervs vandning, industri og overfladevand. Data fra 2020 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.

Indvindingen af overfladevand på 18 mio. m³ i 2020 er vanskelig at erkende i figuren og er ikke meget forskellig fra de forudgående år. Overordnet antages det, at dambrugenes anvendelse af overfladevand ikke ændrer nævneværdigt på vandbalancen eller på vandføringen i vandløbene, idet vandet ledes tilbage til vandløbet efter gennemløb i dambruget. For hele perioden er dambrug derfor medtaget i opgørelsen med maksimalt 1 mio. m³/år.

Tabel 5 viser de data, der ligger til grund for Figur 15. For kategorien 'almen vandforsyning' ses et fald i de indvundne vandmængder gennem 90'erne fra ca. 600 mio. m³ i 1990 og i mindre grad gennem 00'erne til et niveau på knap 380 mio. m³ i 2020.

Tabel 5. Indvundne vandmængder i Danmark er opdelt på fire kategorier i mio. m³/år. Bemærk: Kommunerne har i nogle tilfælde opdateret ældre data siden sidste rapportering (Thorling mfl., 2021).

Årstal	Almene vandværker Mio. m ³ /år	Erhvervsvanding Mio. m ³ /år	Virksomheder med egen indvinding Mio. m ³ /år	Overfladevand Mio. m ³ /år
1989	554	175	59	23
1990	598	187	67	25
1991	564	200	60	21
1992	570	315	62	22
1993	552	263	63	21
1994	506	211	65	18
1995	506	251	66	19
1996	492	259	67	23
1997	471	263	64	20
1998	445	161	71	18
1999	427	121	62	18
2000	434	153	62	19
2001	429	125	61	18
2002	427	122	62	17
2003	426	136	58	18
2004	423	195	58	20
2005	414	179	57	18
2006	402	252	47	12
2007	394	122	49	12
2008	402	253	47	11
2009	394	273	46	14
2010	394	238	47	13
2011	388	275	48	11
2012	386	186	45	11
2013	385	318	42	14
2014	380	328	40	15
2015	369	261	41	11
2016	370	235	44	12
2017	367	260	44	12
2018	380	432	48	16
2019	354	293	45	20
2020	379	239	51	18

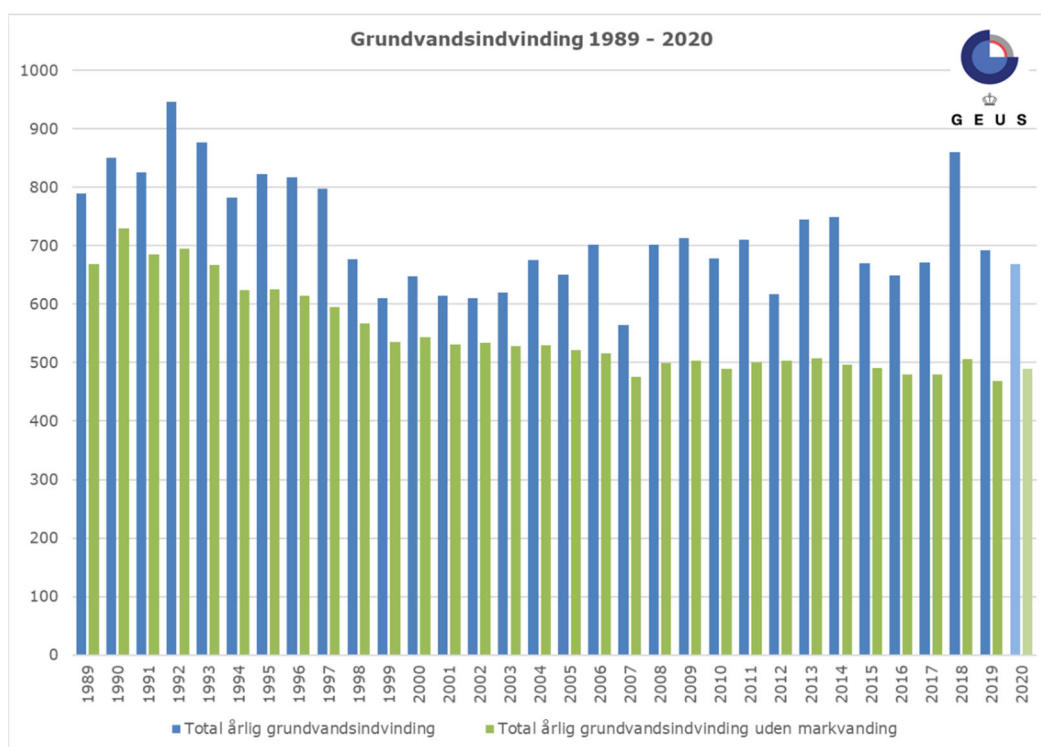
Indvinding af grundvand til markvanding, gartneri og dambrug (kategorien erhvervsvanding) er for 2020 opgjort til 239 mio. m³, hvilket er det samme som medianen på 239 mio. m³ for hele perioden (1989-2020). Indberetningerne af grundvand fra dambrug (opgjort i kategorien erhvervsvanding) vurderes at være behæftet med stor usikkerhed, og varierer betydeligt fra år til år. Vandforbruget for virksomheder med egen indvinding udviser en svagt faldende tendens fra slutningen af 1990'erne og frem.

Status og udvikling for indvinding af grundvand

Figur 16 viser de totale indvundne mængder grundvand i perioden 1989-2019 med blå søjler, mens de grønne søjler viser samlet mængde indvundet grundvand uden markvanding. Indvinding til markvanding udviser store variationer fra år til år, da behovet afhænger af nedbør og fordampning i vækstsæsonen.

Udviklingen i de indvundne vandmængder i Danmark (uden markvanding) viser en faldende tendens frem til år 2000 og en svagt faldende tendens siden. Den samlede indvundne mængde af grundvand i Danmark (uden markvanding) er for 2020 opgjort til 490 mio. m³/år, mens den for 1990 er opgjort til ca. 700 mio. m³/år.

Medregnes markvandingen, der typisk udgør 15-40 % af de samlede mængder indvundet grundvand i Danmark, er der ingen tydelige udviklingstendenser i samlet grundvandsindvinding fra 2000 og frem.



Figur 16. Den totale årlige grundvandsindvinding med og uden markvanding (1989-2020) baseret på indberettede data. Data fra 2020 er justeret med skøn over manglende rapportering og er vist med nedtonede farver.

I alt er der i 2020 indberettet grundvandsindvindinger på 668 mio. m³, når markvandingen medregnes, hvilket er lidt under niveau for medianen for de seneste 10 år (682 mio. m³). Det skal bemærkes, at specielt tallene for det seneste indberetningsår er behæftet med nogen usikkerhed som følge af manglende indberetninger, og de er derfor vist med nedtonede farver på Figur 16. En gennemgang af de årlige opgørelser i grundvandsovervågningen viser, at også at tallene de seneste 5-10 år, specielt for kategorien almindelige vandforsyninger, kan være behæftet med en mindre usikkerhed, blandt andet som følge af forsinkede indberetninger og manglende opdatering af gamle data.

GEUS har i to rapporter gennemført en analyse af de indberettede data for markvandning i perioden 1990-2012 (Henriksen mfl., 2014 og 2015). Analysen viste, at der var betydelige variationer i kvaliteten af dataindberetningen fra kommune til kommune, specielt i den første del af perioden samt i perioden omkring Kommunalreformen (2006-2008). Uanset problemer med indberetningskvaliteten er markvandningen naturligt stærkt varierende, primært som følge af variationer i vejret. Det fremgår bl.a., at 2007 var et år med særligt lavt forbrug af vand til markvandingsformål. Beregninger (Hvid, 2011, se også Thorling mfl., 2011) viser samstemmende, at der var et markant mindre vandingsbehov i 2007 end årene før og efter. Beregningerne illustrerer, at vandingsbehovet kan variere med adskillige hundrede procent fra år til år, og i nogle år, fx 2018, udgør meget betragtelige andele af indvindingen på såvel lokal som national skala.

3.3 Det nationale pejleprogram

Indledning og målsætning

Det nationale pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af vandstanden i grundvandsforekomsterne. Programmet skal således afspejle repræsentative variationer i grundvandsstanden og skal kunne fungere som grundlag for fortolkning af andre pejleserier og enkeltmålinger af vandstanden.

Pejlestationsnettet er i perioden 2010-2020 løbende blevet revideret for at give en bedre dækning af grundvandsforekomsterne og dermed dække kravene til den kvantitative overvågning i Vandrammedirektivet. Denne revision er ikke endeligt afsluttet.

Pejledata er en indikator for udviklingen i grundvandsressorens størrelse. Ændringer i ressorens størrelse har betydning for den mængde grundvand, der kan indvindes til drikkevandsforsyning, markvandning, erhverv og andre formål, samt for den økologiske tilstand i enge, moser, vandløb og søer mv. Derudover anvendes pejledata i forbindelse med risikovurderinger og planlægning for fx oversvømmelsesrisiko i bebyggede områder m.m.

Datagrundlag

Grundvandsstanden registreres dagligt med dataloggere i de fuldt udbyggede pejlestationer tilknyttet overvågningsindtagene i det nationale pejlestationsnet. Tidligere, før dataloggernes tid, blev vandstanden registreret manuelt og med lavere hyppighed, hvilket i bedste fald var én gang månedligt.

Opmåling af referencepunkter og pejlinger af grundvandsstanden har fundet sted gennem mange årtier (i nogle tilfælde over 70 år), og kvaliteten af de indsamlede data er meget følsom over for ændringer i fx målepunkter, personale og målemetoder. Den meget lange tidshorizont udgør en udfordring mht. at fastholde en ensartet og sammenlignelig kvalitet i indsamlingen af data til pejletidsserier. Flere af tidsserierne i Det Nationale Pejleprogram har et forløb, der indikerer, at fejl i data er opstået ved fx ændringer i borerens referencepunkt eller udfald i en datalogger. For at udbedre dette pågår et løbende arbejde med at rette oplagte datafejl i dialog med Miljøstyrelsen.

For at fastholde en ensartet kvalitet, er der desuden udarbejdet tekniske anvisninger for indsamling af nye pejledata i felten og efterfølgende håndtering af data (Thorling, 2012a og Thorling, mfl., 2014), og der er fra 2014 etableret procedurer for supplerende kontrol af årets pejledata, der bl.a. omfatter en visuel kontrol af nye data og sammenligning med tidligere pejlinger.

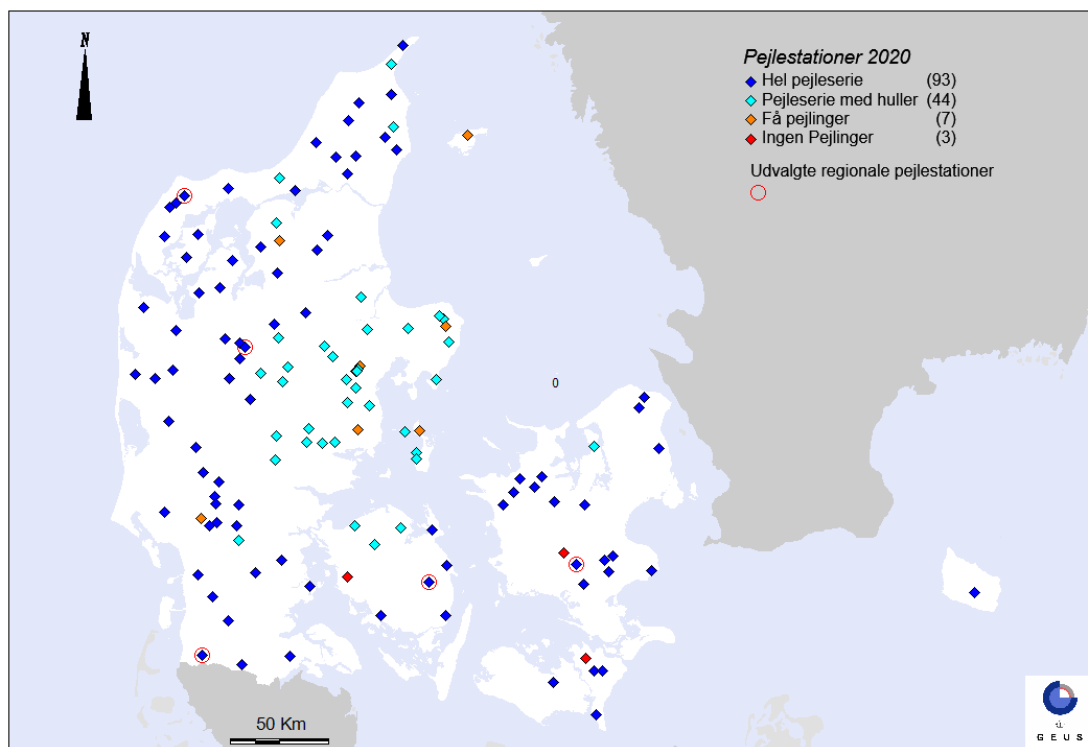
Opgørelsen af udviklingen i vandstanden 2020 bygger på pejledata rapporteret af Miljøstyrelsen til Jupiter, og endelig kvalitetssikret 1. juli 2020. I 2020 omfattede pejlestationsnettet i alt 147 indtag fordelt på 138 borer. Af disse blev 93 indtag logget automatisk gennem hele året, mens 44 indtag blev logget i hovedparten af året dog med kortere udfald, eller de mangler data for november og december 2020, der ikke var indberettet på tidspunktet for dataudtræk. 7 indtag er pejlet i kortere perioder med logger eller manuelt nogle få gange i løbet af året, mens 3 ikke er pejlet i 2020.

Figur 17 viser et kort over pejlenettet i 2020. Det fremgår bl.a., at 10 pejlestationer ikke er pejlet eller kun har få pejlinger fra 2020, hvilket antagelig skyldes tekniske problemer. Det gælder blandt andet stationen på Læsø. I forhold til den geografiske fordeling af pejlestationer skal det endvidere bemærkes,

at der stort set ikke er pejlestationer omkring og syd for København, i Sydvestsjælland, i Trekantområdet, i det østlige Himmerland og omkring det sydfynske Øhav, herunder Vestlolland.

Udvikling af grundvandsstanden

Grundvandsforekomsternes kvantitative tilstand afhænger af balancen mellem grundvandsdannelsen (se Appendiks 3) og mængderne af oppumpet grundvand til forskellige formål, se kapitel 3.1. De seneste 100 år har årsnedbøren i Danmark været stigende (Mernild mfl., 2019), se Appendiks 3, Figur 76.



Figur 17. Geografisk fordeling af de 147 stationer, der indgik i Det nationale Pejlenet 2020, inklusiv 5 udvalgte regionalt udvalgte pejlestationer med lange tidsserier.

I 2020 faldt der på landsplan 770 millimeter nedbør, hvilket er 11 millimeter eller 1 % over normalen for 1991-2020 på 759 mm. Samlet set blev 2020 nedbørmæssigt dermed et normalt år. Dette dækker dog over store tidlige variationer. Således blev februar 2020 (med 135,8 mm) den vådeste februar, der er målt siden målingerne begyndte i 1874, mens de efterfølgende tre forårsmåneder var meget tørre med en samlet nedbør på blot 91,6 mm. Desuden sås typiske regionale forskelle med generelt mest nedbør i det vestlige Jylland, mens det var tørrest på Bornholm, DMI (2021), hvilket også afspejles i grundvandsdannelsen, se Figur 13.

For at forstå udviklingen i grundvandets mængdemæssige forhold er det vigtigt at skelne mellem effekter fra ændret oppumpning og ændringer i nettonedbør og grundvandsdannelse. Da effekterne af variationer i grundvandsdannelsen (i klima og nedbør) forventes at kunne spores først i de overfladenære grundvandsmagasiner, er der i afrapporteringen særlig fokus på vandstandsudviklingen i disse magasiner og her især indtag, som fremstår upåvirket af lokal oppumpning.

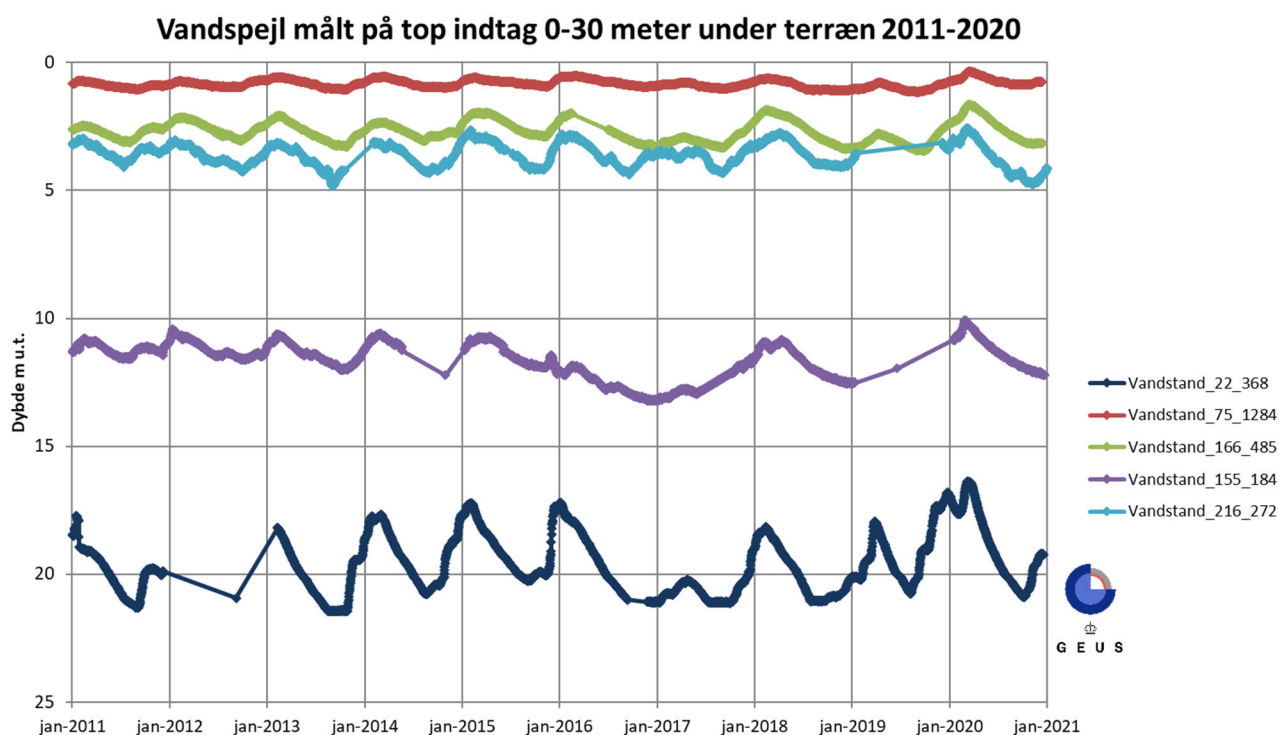
På baggrund af en analyse af pejleseriernes kvalitet (Thorling mfl., 2016) blev der i 2016 udpeget fem terrænnære indtag (0-30 m u.t.) med lange tidsserier:

- Nordjylland DGU nr. 22.368 indtag 1 (Kalk/kridt, frit magasin)
- Midtjylland DGU nr. 75.1284 indtag 1 (Sand, frit magasin)
- Sønderjylland DGU nr. 166.485 indtag 1 (Sand, frit magasin)
- Fyn DGU nr. 155.184 indtag 1 (Sand, spændt magasin) INGEN data i 2019
- Sjælland DGU nr. 216.272 indtag 1 (Kalk/kridt, spændt magasin) INGEN data i 2019

Der mangler data fra 2019 for de udvalgte indtag på Fyn og på Sjælland, hvilket skyldtes defekte data-loggere.

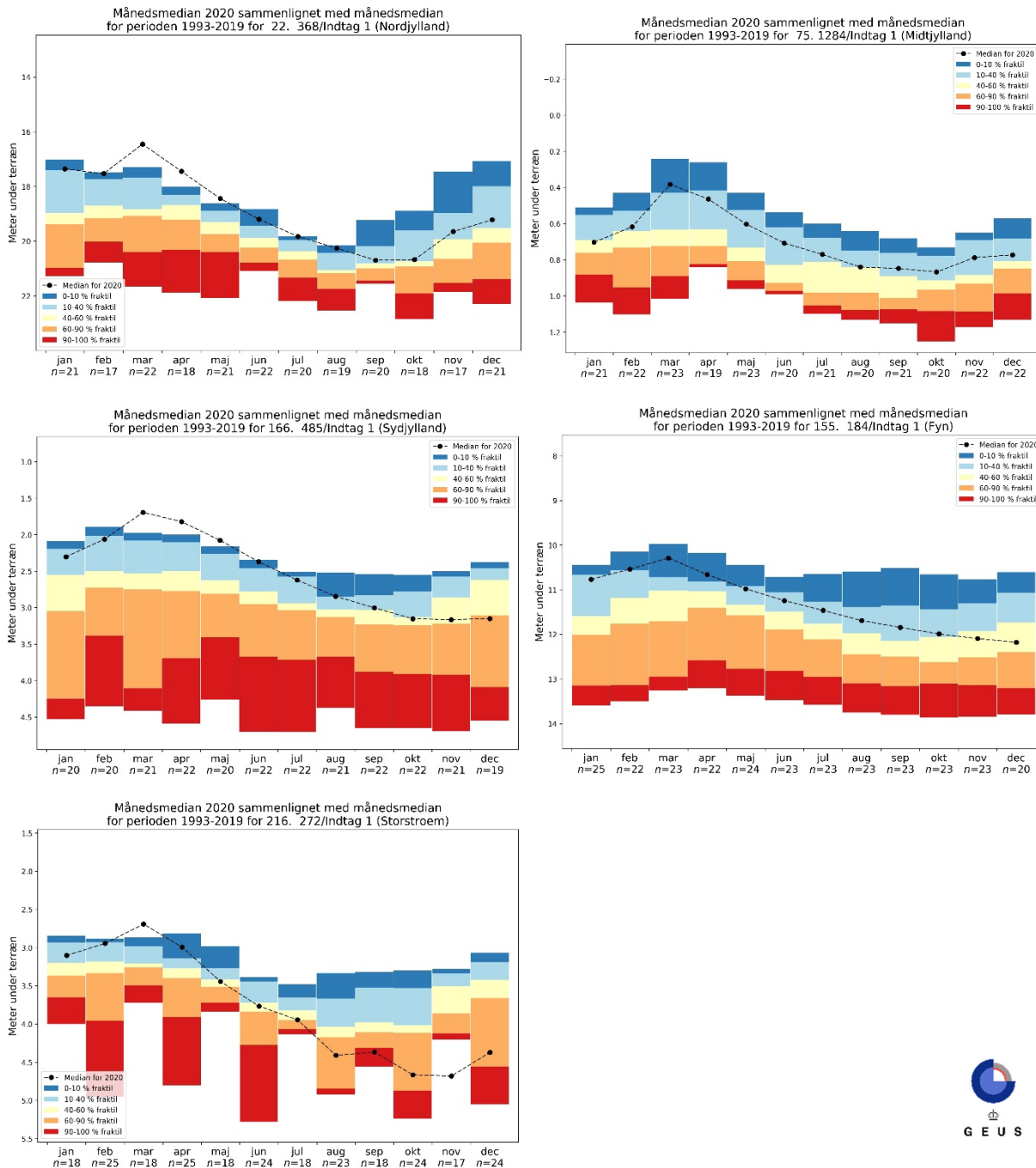
Tidligere vandstandsvariationer i de udvalgte indtag i perioden 1960-2015 er beskrevet af Mielby i Thorling mfl. (2016). Analysen af de lange pejletidsserier viser bl.a. effekten af 2 tidligere tørkeperioder i hhv. 1975-76 og 1996.

Figur 18 viser vandstandsvariationerne i perioden 2011-2020 for de 5 udvalgte regionale indtag. Her ses karakteristiske årstidsvariationer (Thorling mfl. 2018), hvor vandstanden de fleste år stiger i 4. kvartal for at toppe i begyndelsen af det efterfølgende år. Vandspejlstoppen i begyndelsen af 2020 synes umiddelbart at være højere end de tilsvarende toppe i hovedparten af de foregående år. Dette afspejles også i den store afstrømning i vinteren 2019/2020 (Thodsen mfl., 2021).



Figur 18. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) i 5 udvalgte regionale indtag, 2010-2020, Se Thorling mfl. 2016, for en samlet beskrivelse af udviklingen 1960-2015.

Figur 19 viser vandspejlsvariationerne i de fem regionale indtag i 2020 i forhold til variationerne i den forudgående periode. De enkelte delfigurer viser for hver måned i 2020 en markering af medianværdien af alle pejlinger i det enkelte indtag. Denne månedsmedian sammenlignes fordelingen af tidligere observationer fra samme indtag for hver måned i perioden (1993-2019), idet der beregnes hhv. vandspejl hver måned for 0-10, 10-40, 40-60, 60-90 og 90-100 % fraktiler, der er vist med hver sin farve. Den lysegule farve repræsenterer niveauer omkring medianen (40-60 % fraktilen) for den forudgående 25 års periode. De røde og orange farver repræsenterer lave grundvandsstande, mens de blå farver viser værdier for høj grundvandsstand i indtagene i forhold til den forudgående periode. Diagrammerne findes også i et større format i bilag 2.

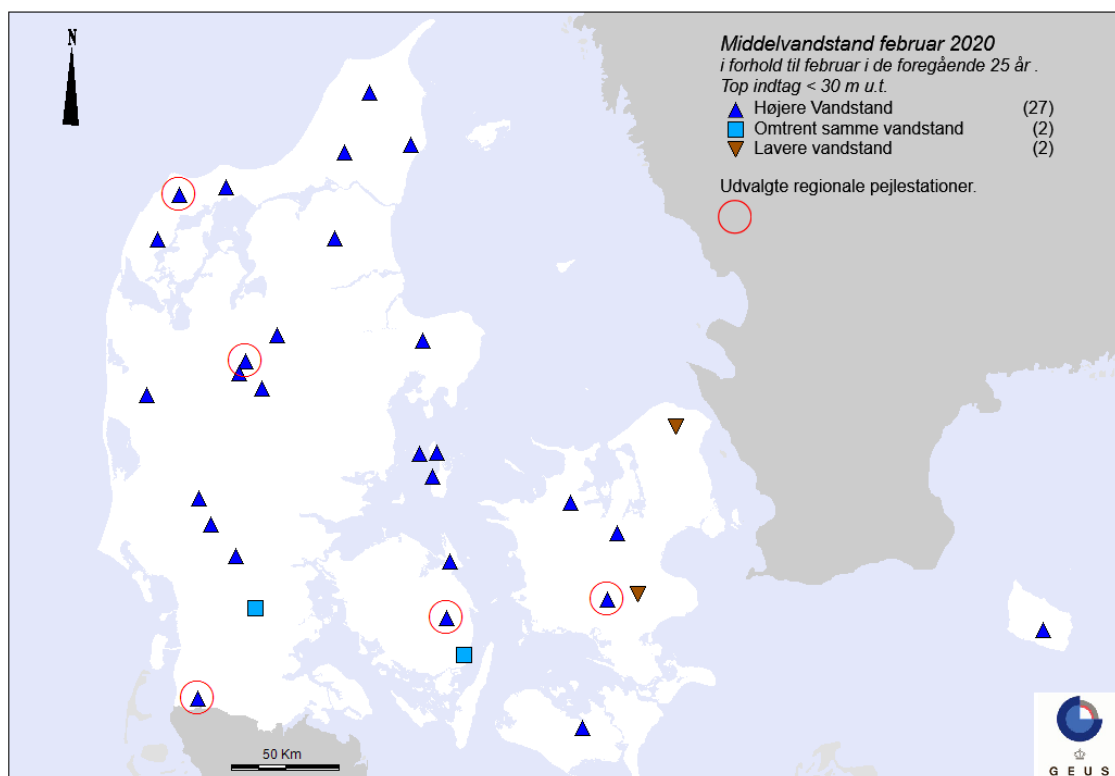


Figur 19. Pejletidsserier (vandstand m u.t.) vist som månedsmedian i 2020 sammenlignet med fordelingen af månedsværdier i perioden 1993-2019, for de 5 udvalgte pejlestationer: DGU-nr. 22.368 i Nordjylland, DGU-nr. 76.1284 i Midtjylland, DGU-nr. 166.485 i Syddjylland DGU-nr. 155.184 på Fyn og DGU-nr. 216.272 ved Storstrøm. n angiver antal år, der indgår i beregningen af månedsfordelingerne. De enkelte diagrammer findes i et større format i bilag 2.

Figur 19 bekræfter, at vandstanden i de analyserede indtag i begyndelsen af 2020 ligger over niveauet (dvs. højere beliggende vandstand end 40-60 % fraktillen) for den forudgående årrække (1993-2019) med højeste vandstande i marts måned 2020. Ved udgangen af 2020 lå vandstanden i 2 af de 5 indtag over, i 2 indtag omkring og i et indtag under niveauet for den forudgående periode.

For at vurdere i hvilket omfang der er generelle tendenser i for de variationer, der ses i de 5 udvalgte indtag, er vandstanden for de 31 indtag med indtagstop ikke dybere end 30 m u.t. og med tilstrækkelige lange pejleserier analyseret statistisk, på samme måde som vist for de 5 indtag på Figur 19. Resultatet er vist på kort for februar og november 2020 for at illustrere både geografiske og tidsmæssige variationer.

Figur 20 og Figur 21 viser, om middelvandstanden lå over, indenfor eller under 40-60 % fraktilen for den foregående årrække (1993-2019) i hhv. februar 2020 (Figur 20) og november 2020 (Figur 21).

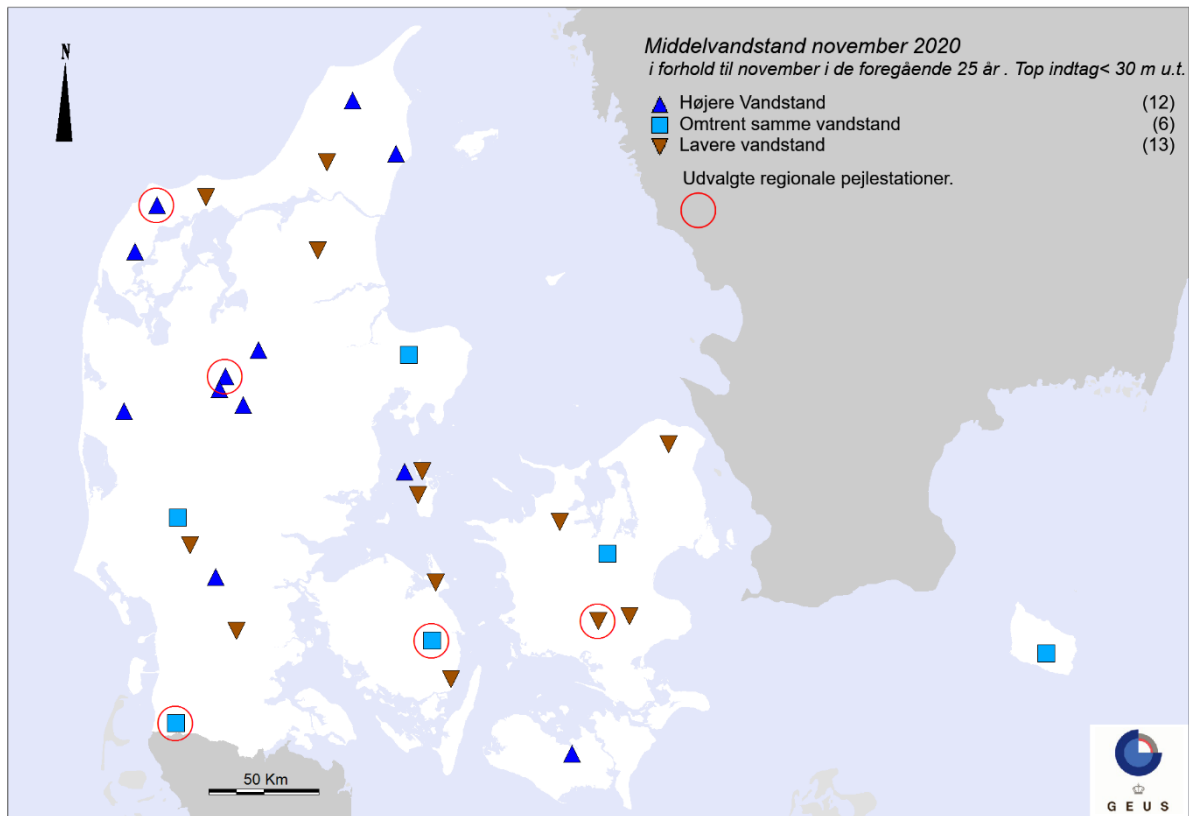


Figur 20. Gennemsnitligt vandspejl februar 2020 sammenholdt med tidligere vandspejl i perioden februar 1993-2019. Data fra 31 pejlestationer er medtaget. Højere vandstand er defineret som månedsmedianværdier, der ligger under 40-60 % fraktilen for den forudgående periode, mens lavere vandstand ligger over denne.

Af Figur 20 fremgår, at vandstanden i februar 2020 lå på et højere niveau end medianværdien for vandstanden i februar i de forudgående år (dvs. under 40-60 % fraktilen) i 87 % (27) af de undersøgte indtag.

Til sammenligning fremgår det af Figur 21, at vandstanden i november 2020 lå på et højere niveau end den gennemsnitlige vandstand i november i de forudgående år (dvs. under 40-60 % fraktilen) i blot 39 % (12) af de undersøgte indtag og på et lavere niveau i 42 % af de undersøgte indtag. Af Figur 21 ses desuden en svag tendens til, at vandstanden i november 2020 mest hyppigt ligger over pejlingerne i november i den forudgående årrække i det vestlige Danmark.

Samlet viser den udførte analyse således, at vandstanden i begyndelsen af 2020 i hovedparten af de overfladenære indtag lå over vandstandsniveauet ved årets begyndelse i den forudgående årrække (1993-2019). Ved årets udgang var situationen normaliseret, således at vandstanden omtrent lige hyppigt lå over og under medianen for vandstanden i den forudgående periode. Den svage tendens til at vandstanden i november 2020 lå højere end normalt i det vestlige Danmark, stemmer godt overens med, at 2020 var et år, hvor der var større grundvandsdannelse i det vestlige Danmark end normalt, jf. Figur 13.



Figur 21. Gennemsnitligt vandspejl november 2020 sammenholdt med tidligere vandspejl i perioden november 1993-2019. Data fra 31 pejlestationer er medtaget. Højere vandstand er defineret som månedsmedianværdier, der ligger under 40-60 % fraktilen for den forudgående periode, mens lavere vandstand ligger over denne.

Referencer: Det Nationale Pejleprogram

Vejledninger mv.

By- og landskabsstyrelsen, nov. 2010: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata.

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020: Dataansvarsaftalen, https://miljoportal.dk/media/1395/dataansvarsaftalens-bilag-3-om-grundvand-revideret-maj-2020_ver20200616.pdf (15.01.2021)

Andre referencer:

DMI (2021). Data hentet fra DMI's webside om seneste klimanormal 2021: <https://www.dmi.dk/vejarkiv/normaler-danmark/> (14.12.2021)

Henriksen, H., Rasmussen, J., Olsen, M., He, X., Jørgensen, LF & Trolborg, L., 2014: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding, GEUS-rapport 2014/74 www.geus.dk/media/7937/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014_74.pdf (14.12.2021)

Henriksen, H., Stisen, S., Trolborg, L., He, X & Jørgensen, LF. 2015: https://www.geus.dk/media/7936/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf 14.12.2021)

Hvid, S. Kolind, 2011: Videncenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx (14.12.21)

Mernild, S. H., Christensen J.H., Cappelen, J. (2019): Nedbørsekstremer og regnfattige somre. *Aktuel Naturvidenskab* Nr. 2 2019, 8-12.

Scharling, M. & Cappelen, J. (2016): Klimadata Danmark. Kommunale referenceværdier 2006-2015. DMI-rapport 16-19 v. 2. https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2016/DMIREP16-19_ver2.pdf (14.12.2021)

Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R.J.M., van Til, M.J., 2019: National Vandressource Model – Modelopstilling og kalibrering af DK-model2019. GEUS-rapport 2019/31. GEUS 2019

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A.: 2021. Vandløb 2020. Videnskabelig rapport xxs, DCE, Århus Universitet.

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2011: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2010. Teknisk rapport, GEUS 2011. <https://www.geus.dk/Media/9/C/g-o-2010.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. https://www.geus.dk/media/6777/q03_pejlinger.pdf (14.12.2021)

Thorling, L., Thomsen, C.T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018 https://www.geus.dk/Media/E/A/dg01-pejl_20140615_20181219.pdf (14.12.2021)

Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., B., Mielby, S., og Trolborg, L. 2016: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/8/B/g-o-2015.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. <https://www.geus.dk/media/7921/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, <https://www.geus.dk/Media/2/1/Grundvandsoverv%C3%A5gning%201989-2019.pdf> GEUS 2021. (14.12.2021)

Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (14.12.2021)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (14.12.2021)

EEA's hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (14.12.2021)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.2021)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (14.12.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (14.12.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (14.12.2021)

4 Nitrat

Indledning

Stort set overalt i Danmark findes der nitrat i den øvre del af grundvandsmagasinerne. Den dybdemæssige udbredelse af nitrat i grundvandsmagasinerne varierer dog meget, idet nitrat nogle steder kun findes tæt på terræn og andre steder ned til mere end 100 m u.t. Udbredelsen af nitrat i grundvandsmagasinerne er størst, hvor beskyttelsen af magasinerne fra øvre lerlag er ringe, hvilket fx gælder områder i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland.

Koncentrationen af nitrat i grundvandet er påvirket af en række faktorer, hvoraf de vigtigste under danske forhold er:

- *Kvælstofudvaskning fra landbrugsarealer i oplandet*
- *Graden af nitratomsætning ved redoxprocesser i de geologiske lag*
- *Vandets strømningsveje i de geologiske lag*

I dette kapitel fokuseres der især på nitrat i iltet grundvand. I iltet grundvand er nitraten fra udvaskningen ikke omsat, og derfor kan nitratkoncentrationen direkte sammenlignes med nitratudvaskningen fra rodzonen. Datering af det iltholdige grundvand muliggør, at transporttiden for nitrat fra rodzonen til indtaget med det iltede grundvand kan vurderes. Derved kan tidspunktet for udvaskning af kvælstof fra landbrugsarealerne direkte relateres til de målte nitratkoncentrationer i det iltede grundvand. Med denne metode er det dermed muligt at vurdere effekten af de nationale handlingsplaner, som har haft til formål at reducere udvaskningen af nitrat fra landbrugsarealerne og dermed bl.a. indholdet af nitrat i grundvandet.

Målsætning

Nitrat i grundvandet er uønsket både af hensyn til drikkevandskvaliteten og på grund af risikoen for påvirkning af vandmiljøet. Det skyldes, at nitrat i drikkevandet kan være sundhedsskadeligt, og at nitrat i grundvandet kan bidrage til eutrofiering af vandløb, søer og det marine miljø ved udstrømning til overfladevand. Der er i EU's grundvandsdirektiv fastsat et grundvandskvalitetskrav på 50 mg/l svarende til kvalitetskravet for indholdet af nitrat i drikkevand i EU's drikkevandsdirektiv. I Danmark er grundvandskvalitetskravet fastsat i bekendtgørelse om fastlæggelse af miljømål, mens drikkevandsbekendtgørelsen fastlægger kvalitetskravet for drikkevand, se kapitel 2.

Nitrat i grundvandet stammer langt overvejende fra nitratudvaskning fra landbrugsarealer. Hensynet til en tilfredsstillende grundvandskvalitet er én af årsagerne til kvælstofregulering i landbruget. Reguleringen er sket i form af nationale handlingsplaner siden 1985 og ved udarbejdelse af kommunale indsatsplaner i forbindelse med Den Nationale Grundvandskortlægning, som startede i 2000. I Danmark er der udarbejdet nitrathandlingsprogrammer gældende for hele landet som led i implementeringen af nitratdirektivet. Derudover er ca. 16 % af Danmarks areal udpeget som nitratfølsomme indvindingsområder for drikkevand, inden for de ca. 40 % af Danmarks areal, der er kortlagt.

4.1 Sammenligning af datasæt

Det samlede datagrundlag

Der udtages vandprøver fra indtag fra tre forskellige typer af borer: GRUMO-, LOOP- og vandforsyningsboringer. GRUMO- og LOOP-boringerne dækker grundvandsdelen af det nationale overvågningsprogram NOVANA. GRUMO-indtagene findes i grundvandsboringer med dybder ned til mere end 100 m u.t. LOOP-indtagene findes i korte, overfladenære borer etableret for at følge udvaskning af nitrat til højtliggende grundvand under dyrkede arealer. Data fra vandforsyningsboringerne stammer fra den lovpligtige boringskontrol. Dybdefordeling for indtagene i LOOP-, GRUMO- og vandforsyningsboringer er diskuteret i Appendiks 2.

Rapporteringen om nitrat i grundvandet er baseret på 1) det seneste prøvetagningsår (2020) og 2) en periodeopgørelse for den seneste 5-årsperiode (2016-2020). Periodelængden på fem år er valgt, fordi

boringskontrollen for vandforsyningsboringer gennemføres i en turnus på op til fem år, mens GRUMO-indtag prøvetages mindst én gang i løbet af en periode på tre år. Sammenligning af data fra det seneste prøvetagningsår med den seneste 5-årsperiode muliggør vurdering af repræsentativiteten af de seneste målinger. For periodeopgørelser præsenteres nitrat som gennemsnittet af de årlige gennemsnit for nitrat i samme indtag. I 2020 blev der gennemført en operationel overvågning. Derfor prøvetages alle indtag ikke, se kapitel 2. I 2020 blev der derudover prøvetaget i redoxboringerne, der ikke prøvetages hvert år.

Tabel 6 viser antallet af prøver analyseret for nitrat i GRUMO- og LOOP-indtag samt vandforsyningsboringer i de seneste fem år (2016-2020). Antallet af prøver i 2020 afspejler, at der er operationel overvågning og prøvetagning i redoxboringerne.

Prøvetagningsfrekvens

I 2020 er der udtaget 978 prøver fra 806 GRUMO-indtag. I 86 indtag fordelt på 5 redoxboringer i GRUMO er der prøvetaget 1 eller 3 gange i 2020. I LOOP er der indsamlet i alt 368 prøver i 2020, som stammer fra 90 LOOP-indtag. Prøvetagningsfrekvensen varierer for LOOP-indtagene, idet indtag med nitratholdigt grundvand almindeligvis prøvetages seks gange/år, mens indtag med reduceret nitratfrit grundvand oftest prøvetages én gang/år. I 2020 er der 1.732 prøver fra 1.608 vandforsyningsboringer, hvoraf de fleste indtag er prøvetaget én gang.

I perioden fra 2016-2020 er der analyseret for nitrat i 16.681 prøver fra i alt 7.483 indtag, som er fordelt på 1.277 GRUMO-indtag (prøvetaget én til 8 gange), 95 LOOP-indtag (prøvetaget to til 31 gange) og 6.111 vandforsyningsboringer (prøvetaget én til 13 gange).

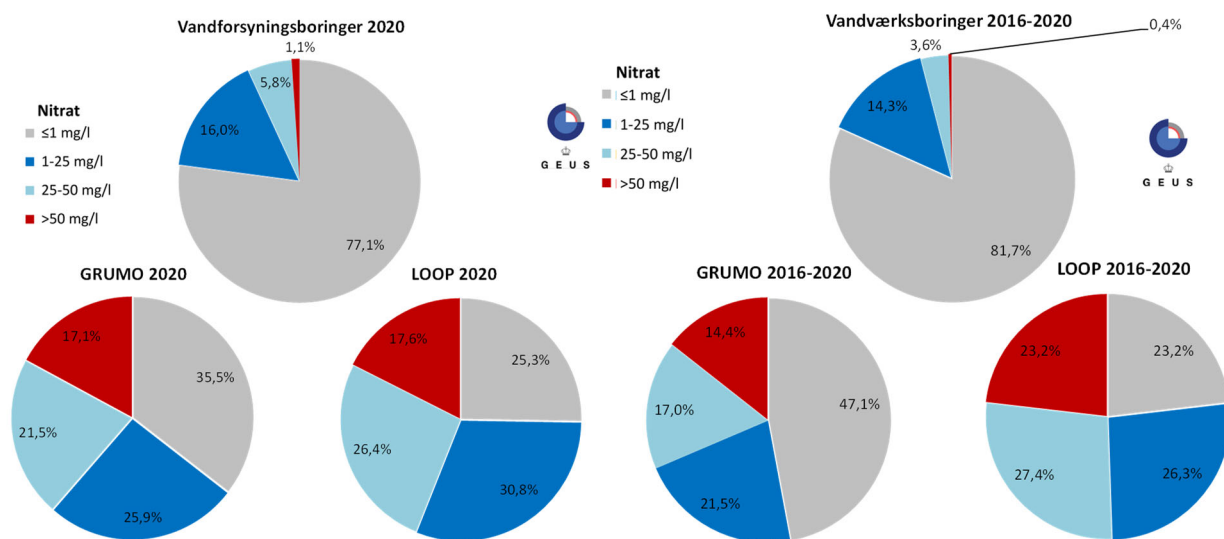
Tabel 6. GRUMO, LOOP & Vandforsyning. Antal prøver analyseret for nitrat fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer for hvert år og den samlede periode 2016-2020. I parentes er vist antallet af indtag i løbet af hele perioden.

Årstal	Antal prøver			
	GRUMO	LOOP	Vandforsyningsboringer	I alt
2020	978	368	1.732	3078
2019	1.053	392	2.019	3464
2018	1.102	337	1.996	3435
2017	1.176	426	1.922	3524
2016	775	413	1.992	3180
2016-2020 (antal indtag)	5.084 (1.277)	1.936 (95)	9.661 (6.111)	16.681 (7.483)

Fordeling af nitrat

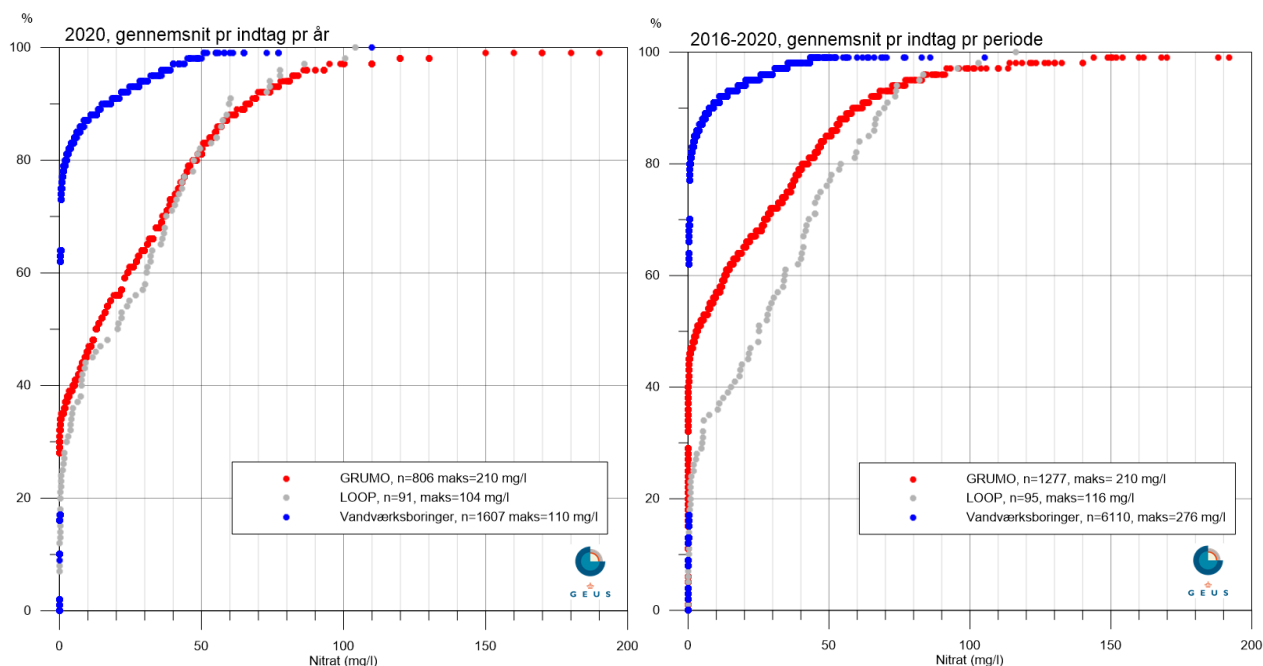
Figur 22 viser fordelingen af det gennemsnitlige nitratindehold for samtlige indtag analyseret i 2020 og i perioden 2016-2020. Nitratindeholdet er opdelt i koncentrationsintervaller for tre datatyper: LOOP, GRUMO og i vandforsyningsboringer.

I 2020 er der et gennemsnitligt nitratindehold over 50 mg/l i hhv. 17,1 % og 17,6 % af LOOP- og GRUMO-indtagene. For grundvand i vandforsyningsboringer er den tilsvarende andel 1,1 %. I 2020 er der fundet nitratholdigt grundvand med >1 mg/l nitrat i hhv. 74,7 %, 64,5 % og 22,9 % af de prøvetagede indtag i hhv. LOOP- og GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer.



Figur 22. GRUMO, LOOP & Vandforsyning. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag i 2020 for 806 GRUMO-indtag, 91 LOOP-indtag og 1.607 vandforsyningsboringer og i perioden 2016-2020 for 1.277 GRUMO-indtag, 95 LOOP-indtag og 6.111 vandforsyningsboringer.

Figur 23 viser et fraktildiagram for fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold på indtagsniveau i grundvandet i 2020 og i perioden 2016-2020 i hhv. GRUMO-, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer.



Figur 23. GRUMO, LOOP & Vandforsyning. Fordelingen af det gennemsnitlige nitratindhold i grundvandet i 2020 (venstre del af figuren) og i perioden 2016-2020 (højre del af figuren) i alle indtag fra GRUMO- og LOOP-indtag og vandforsyningsboringer med koncentrationer under 200 mg/l. Antallet af indtag og maks. koncentration af nitrat i hver gruppe fremgår af signaturforklaringen.

Det ses, at der for hver af de tre datagrupper er en mindre andel af indtag med høje nitratkoncentrationer (>50-100 mg/l), som kan identificeres, der hvor kurverne flader ud. En anden delpopulation af data kan identificeres der, hvor kurverne skærer y-aksen ved $x=1$ mg/l, og udgør den andel af indtagene, der indeholder nitratfrit grundvand. Nitratfrit grundvand (nitrat ≤ 1 mg/l) findes i 2020 i 35,5 %, 25,3 % og 77,1 % af indtagene i hhv. GRUMO- og LOOP-indtag samt i vandforsyningsboringer, se også Figur 22.

Forskellene mellem de tre datasæt er hovedsageligt et resultat af forskelle i dybdefordelingen og længden af indtagene i de forskellige stationsnet se Figur 24 og Figur 30, samt Appendiks 2, og det forhold at GRUMO-indtag og vandforsyningsboringerne monitorerer nitratudvaskningen fra et større geografisk område end LOOP-indtagene.

I GRUMO-indtagene ligger fordelingen af nitrat forskudt mod højere værdier i 2020 end i 5-årsperioden, på grund af den operationelle overvågning, hvor andelen af nitratholdige indtag er stor.

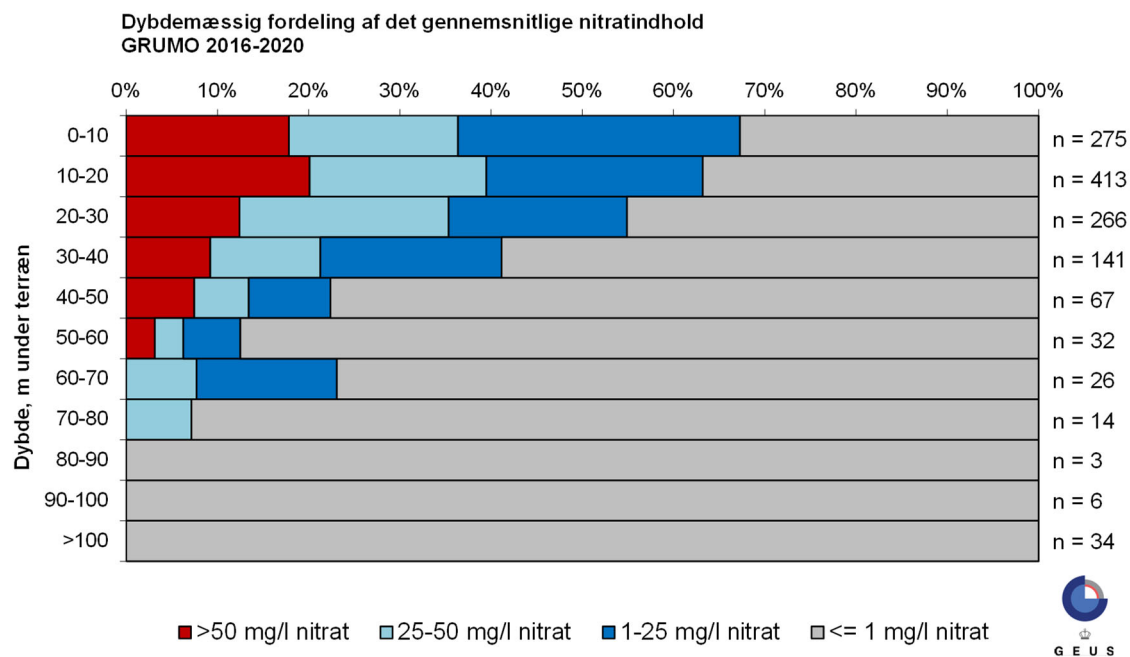
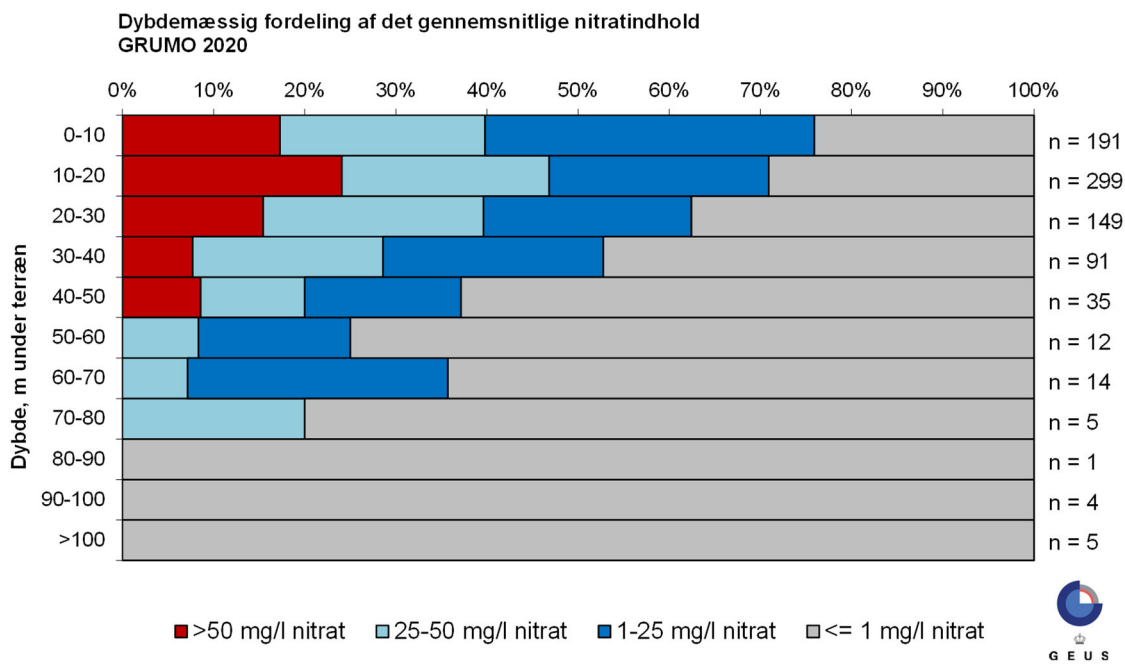
4.2 Grundvandsovervågningen

Status for nitrat

Figur 24 viser fordelingen af nitrat i GRUMO-indtagene i 2020 og i perioden 2016-2020 opdelt på dybdeintervaller à 10 m og i fire koncentrationsklasser (≤ 1 , 1-25, 25-50 og >50 mg/l). Som følge af den operationelle overvågning i 2020 ses der en større andel af nitratfrit grundvand i 2020, idet nitrat i 0-30 m u.t. i 2020 optræder i en større andel af indtagene end i perioden 2016-2020. Tættest på terræn, fra 0-10 m u.t., er nitrat fx påvist i ca. 76 % af indtagene i 2020 og i perioden 2016-2020 i 67 % af indtagene. Koncentrationen af nitrat i grundvandet er over 50 mg/l i omkring 17 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 40 % af indtagene i dybdeintervallet 0-10 m u.t. i 2020. Nogenlunde samme koncentrationsniveauer findes for perioden 2016-2020, hvor de tilsvarende værdier ligger på hhv. 18 og 36 %.

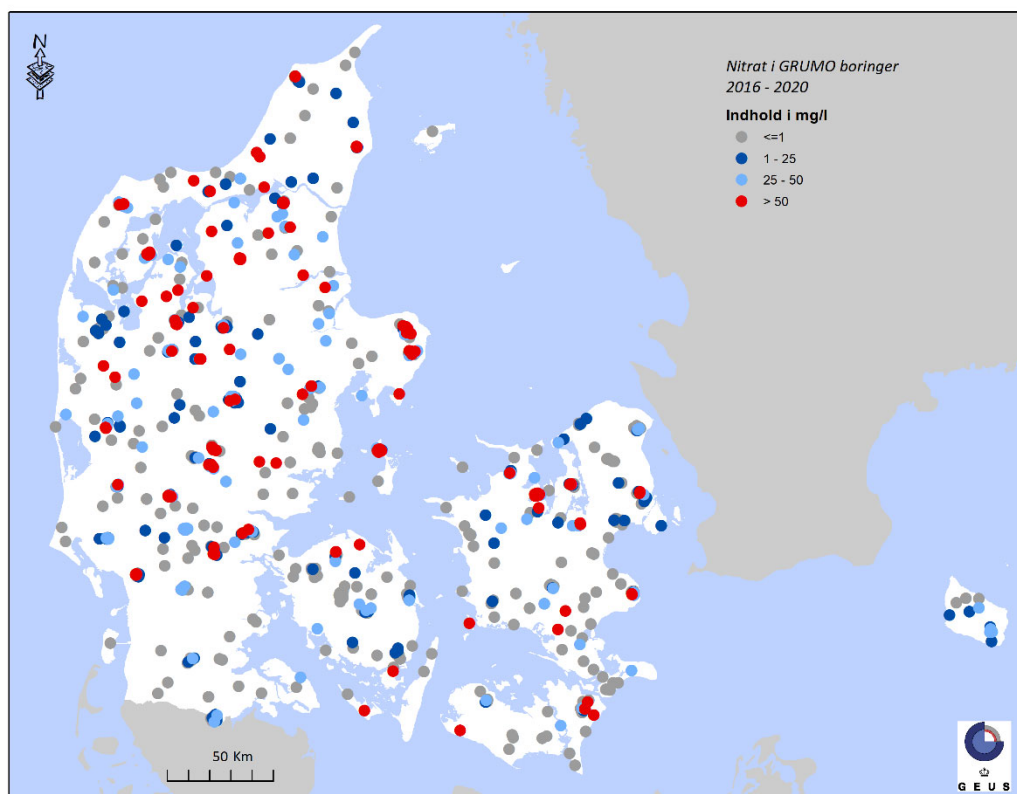
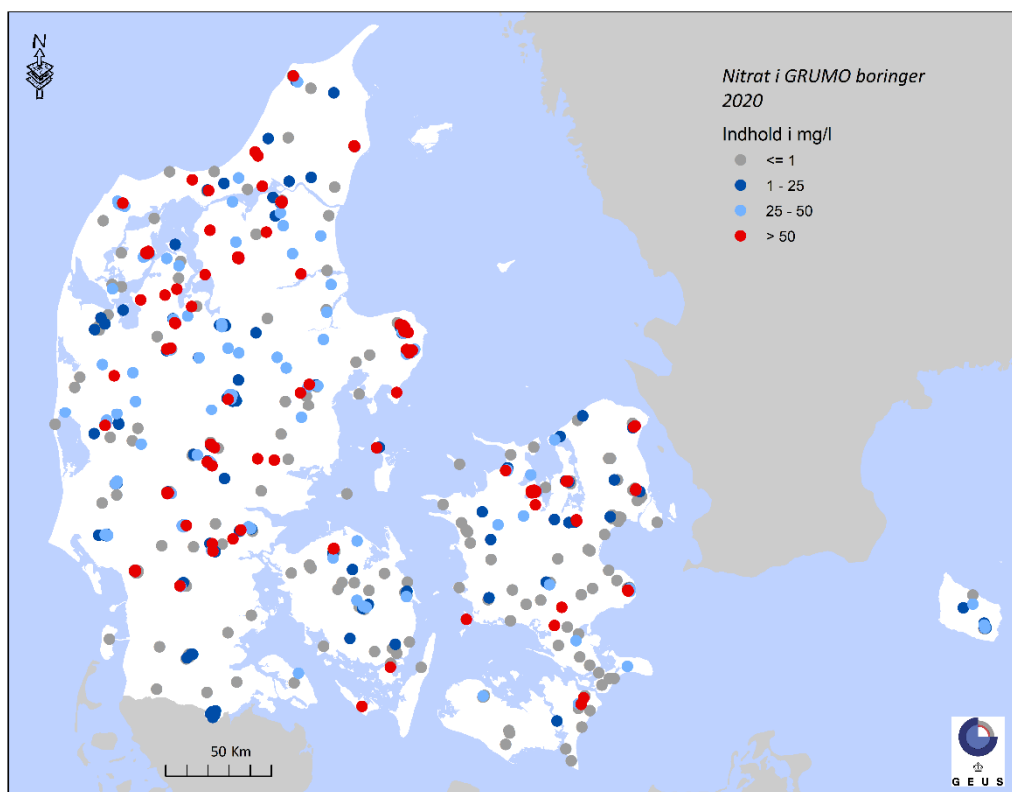
Der ses et gradvist fald i nitratindholdet med dybden med omtrent det samme mønster i 2020 som i perioden 2016-2020. Det gradvise fald, hvor den relative andel af indtag i reduceret grundvand stiger med dybden (andel med nitratkoncentration ≤ 1 mg/l), skyldes et samspil af flere faktorer, hvoraf den vigtigste er nitratreduktion, hvor sandsynligheden for reducerende forhold øges med dybden.

Derudover falder antallet af indtag med dybden og under 50 m's dybde er antallet af GRUMO-indtag meget begrænset. Fra 50-60 m u.t. er der ingen indtag med en gennemsnitlig nitratkoncentration over 50 mg/l i GRUMO-indtag i 2020, mens dette er tilfældet fra 60-70 m u.t. for perioden 2016-2020. Fra omkring 80 m u.t. ligger nitratkoncentrationen generelt under 1 mg/l.



Figur 24. GRUMO. Dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i forhold til top af indtag i m u.t. i 806 og 1.277 GRUMO-indtag for hhv. 2020 og perioden 2016-2020, opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren (n).

Figur 25 viser den geografiske fordeling af nitratindholdet for GRUMO-indtag i hhv. 2020 og 2016-2020. Det ses, at nitrat optræder i koncentrationer over kvalitetskravet jævnt fordelt i hele landet. Det fremgår også, at der er færre nitratfrie indtag i datasættet fra 2020, på grund af den operationelle overvågning.

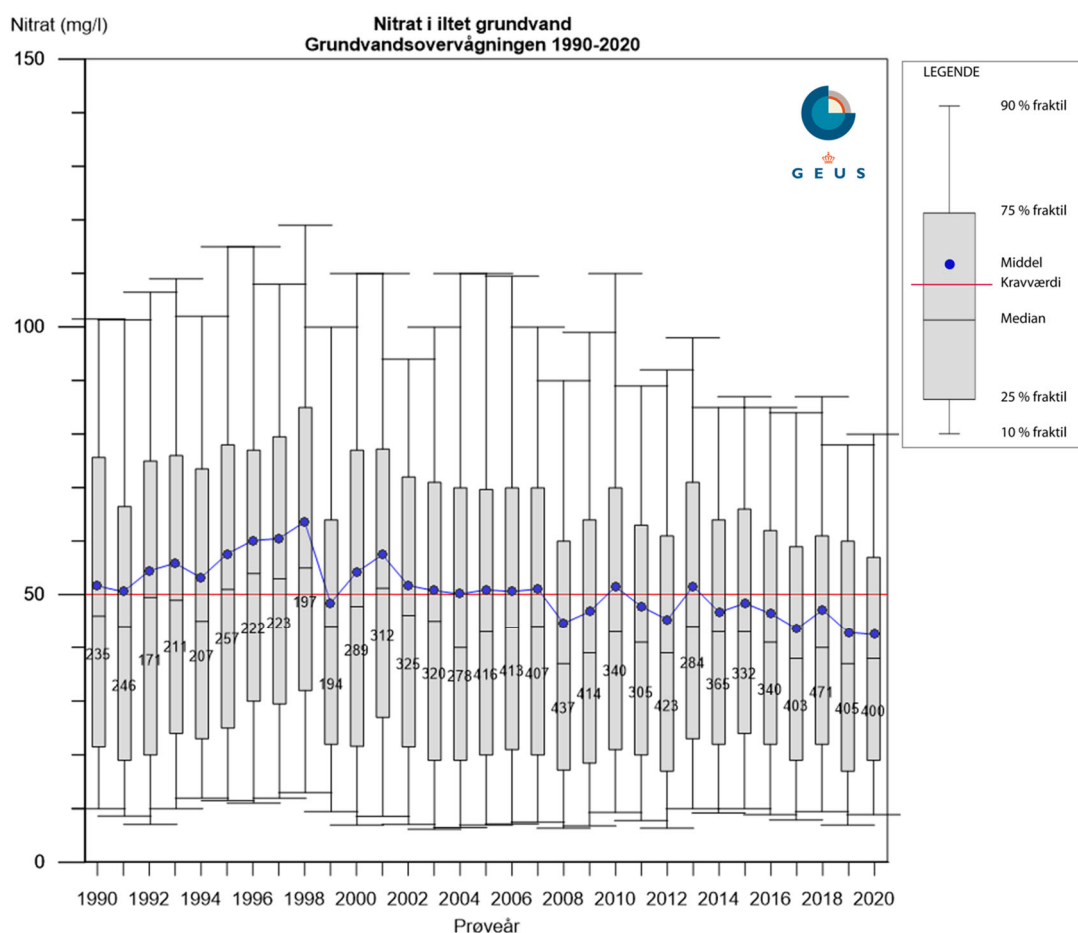


Figur 25. GRUMO. Gennemsnitligt nitratindhold i grundvandet i GRUMO-indtag 2020 (øverst) og 2016-2020 (nederst). Nitratindholdet i de hhv. 805 og 1.276 indtag er opdelt på fire koncentrationsklasser. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 26 viser udviklingen i fordelingen af det iltholdige grundvands nitratindhold i GRUMO-indtag fra prøvetagningsårene 1990-2020. Indtag med iltholdigt grundvand er identificeret ved hjælp af algoritmen i bilag 3 (se også Appendiks 3, Figur 78). Figuren er baseret på det gennemsnitlige årlige nitratindhold pr. indtag. Omkring 50 % (400 indtag) af de prøvetagede GRUMO-indtag i 2020 indeholdt iltholdigt grundvand, mens ca. 65 % (520 indtag) af GRUMO-indtagene indeholdt nitrat. Det iltholdige grundvands nitratindhold er vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår, hvor 10 %, 25 %, 50 % (median), 75 % og 90 % fraktillerne samt gennemsnitsværdi og kvalitetskrav er vist.

Figuren udtrykker nitratindholdet i grundvandet på prøvetagningstidspunktet og afspejler ikke en egentlig tidslig udvikling af nitratudvaskningen. Det skyldes, at alderen for det iltede grundvand varierer fra få år og op til 50 år, hvilket datering af grundvandet har vist, se Appendiks 3.

Nitratindholdet i det iltholdige grundvand udviser alle år en stor spredning. Medianværdien ligger igennem hele overvågningsperioden noget under gennemsnitsværdien, hvilket indikerer, at der forekommer enkelte meget høje nitratværdier. De højeste median- og gennemsnitsværdier ses i prøver fra 1996-1998. De sidste 7 prøvetagningsår har gennemsnitsværdien af nitratkoncentrationerne i iltholdigt grundvand ligget under kvalitetskravet på 50 mg/l, og der er en tendens til, at såvel 75 % som 90 % fraktilen er faldende og dermed at færre indtag viser meget høje koncentrationer. I 2020 ligger den målte gennemsnitsværdi af nitrat i det iltholdige grundvand på ca. 42 mg/l og medianværdien på ca. 38 mg/l.



Figur 26. GRUMO. Tidsserie for nitratindholdet i iltholdigt grundvand i GRUMO-indtag vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1990-2020. Figuren er baseret på det gennemsnitlige nitratindhold pr. indtag pr. år. Antal af prøvetagede indtag med iltholdigt grundvand er angivet for hvert år.

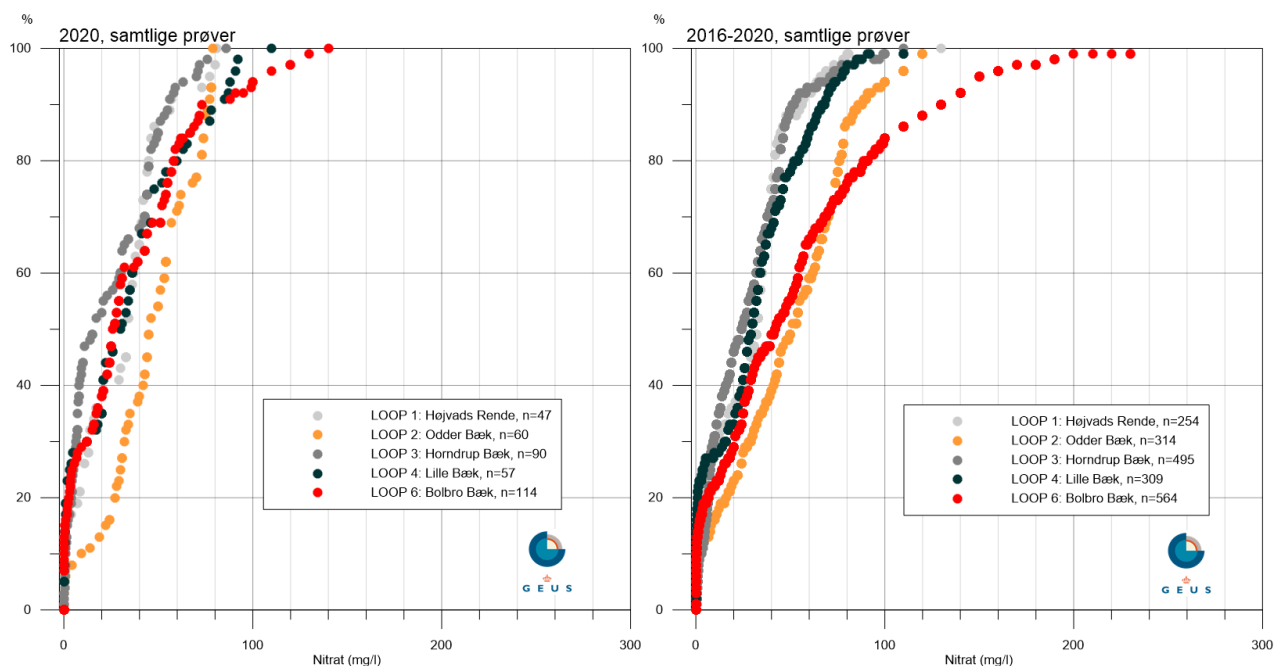
4.3 Landovervågningen

Status for nitrat

Figur 27 viser fordelingen af nitratkoncentrationen i alle prøver i 2020 og i perioden 2016-2020 i de fem målte LOOP-områder afbildet i et fraktildiagram, ligesom for de samlede fordelinger for alle indtag i LOOP-områderne vist i Figur 23.

Generelt ses en større andel af meget høje koncentrationer i sandjordsoplandene (rødlige signaturer, LOOP 2 og 6) end i lerjordsoplandene (grålige signaturer, LOOP 1, 3 og 4). Dog ses lavere nitratkoncentrationer i de sandende oplande (LOOP 2 og specielt LOOP 6) i 2020 sammenlignet med perioden 2016-2020. Dette skyldes sandsynligvis en relativ høj nedbør og perkolation i det hydrologiske år 2019/20 som har skyllet kvælstof ud af rodzonen, sådan at der ses lave koncentrationer i grundvandet i 2020 (se Blicher-Mathiesen mfl., 2021).

De højeste koncentrationer af nitrat er målt i LOOP 6 med koncentrationer på op til 140 mg/l i 2020 og op til 230 mg/l nitrat i perioden 2016-2020. De høje koncentrationer skyldes dels, at nitratudvaskningen ofte er højere på sandjordene end på lerjordene på grund af forskelle i dyrkningspraksis, flere husdyr og en højere kvælstoftilførsel (Blicher-Mathiesen mfl., 2019), men også at flest indtag på lerjordene er placeret i anoxisk nitratreducerende eller reduceret grundvand.

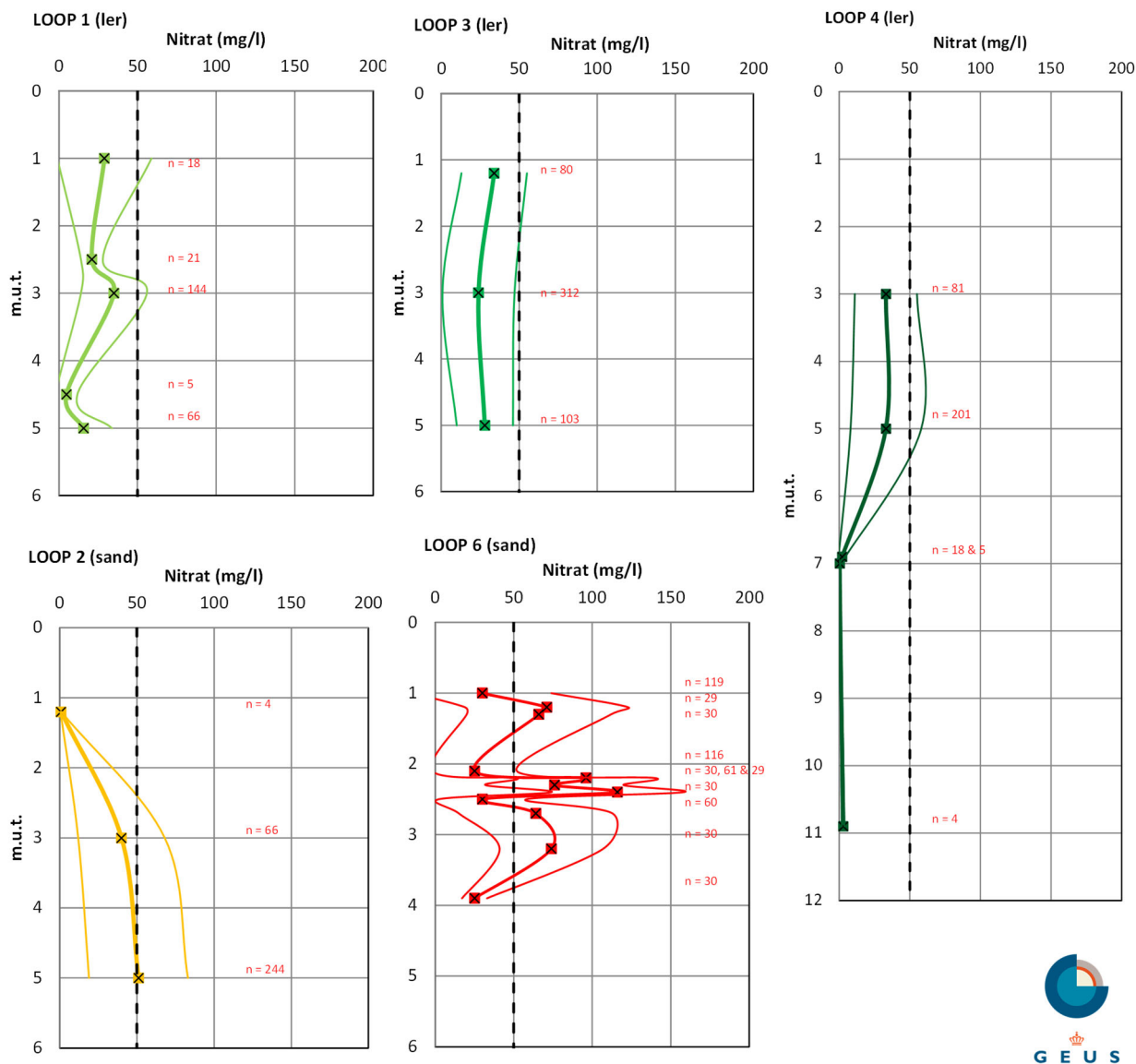


Figur 27. LOOP. Fordelingen af nitratkoncentrationen fra LOOP i samtlige prøver fra 2020 (til venstre) og i perioden 2016-20 (til højre) i de 5 målte LOOP-områder afbildet i et fraktildiagram. Grålige signaturer viser lerjordsoplande: LOOP 1, 3 og 4, mens rødlige signaturer viser sandjordsoplande: LOOP 2 og 6.

Figur 28 viser den dybdemæssige fordeling af det gennemsnitlige nitratindhold i LOOP-områderne fra 2016-2020. Antallet af prøver, som ligger til grund for de beregnede gennemsnitlige nitratkoncentrationer varierer meget: fra 4 prøver (LOOP 2: indtagstop 1,2 m u.t og LOOP 4: indtagstop 10,9 m u.t.) til 312 prøver (LOOP 3: indtagstop 3 m u.t.). Der er i alle dybder fundet en forholdsvis stor spredning omkring den gennemsnitlige nitratkoncentration, og standardafvigelsen er op til 52 mg/l (LOOP 6: indtagstop 1,2 m u.t.).

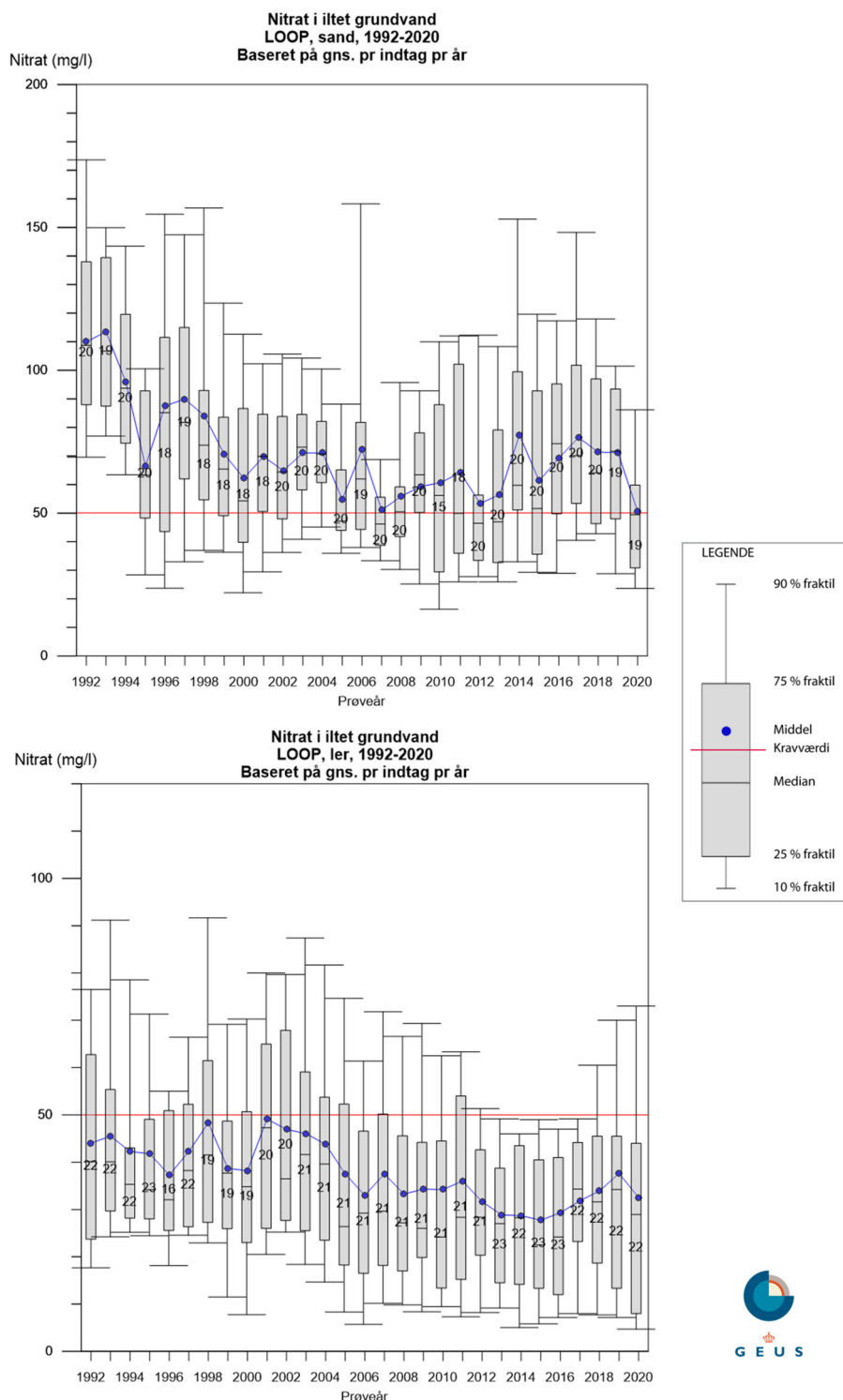
Figur 28 viser, i overensstemmelse med Figur 27, at nitratkoncentrationerne i sandjordsoplandene er væsentligt højere end i lerjordsoplandene i perioden 2016-2020. I to af lerjordsoplandene (LOOP 1 og 4) aftager nitratindholdet med dybden, hvilket må tilskrives nitratreduktion, idet nitratfronten ligger forholdsvis tæt på terræn. I LOOP 4 (på Fyn) er der målinger til ca. 11 m u.t. Her viser resultaterne, at nitratfronten ligger mellem 5 og 7 m u.t., da grundvandet er nitratfrit fra 7 m u.t.

I LOOP 2 og 6 (sandjord) og LOOP 1 (lerjord) er der stor variation i nitratindholdet med dybden. Dette er særlig udtalt på sandjordene og skyldes sandsynligvis lokale hydrogeologiske forhold og variationer i nitratreduktionskapaciteten med horisontal strømning af nitratholdigt grundvand fra tilstødende marker.



Figur 28. LOOP. Gennemsnitlig nitratkoncentration i grundvand i LOOP-indtag opgjort på filterdybder (indtagets top) i m u.t. for lerjords- og sandjordsoplandene i perioden 2016-2020. Gennemsnittet er baseret på alle målinger i det angivne dybdeniveau. Spredningen (standardafvigelsen) omkring gennemsnittet er angivet med tyndere streg. Antallet af målinger (n) er vist for hver dybde.

Figur 29 viser udviklingen i det gennemsnitlige nitratindehold pr. indtag i det iltholdige grundvand for LOOP-område med sand (LOOP 2 og 6) og ler (LOOP 1, 3 og 4) i forhold til prøvetagningsåret. I andre sammenhænge rapporteres på basis af hydrologiske år (Blicher-Mathiesen mfl., 2021).



Figur 29. LOOP. Udviklingen i det iltholdige grundvands nitratindehold i LOOP-område opdelt på sandjord (øverste, LOOP 2 og 6) og lerjord (nederste, LOOP 1, 3 og 4) vist som boksdiagrammer for hvert prøvetagningsår i perioden 1992-2020, baseret på det gennemsnitlige nitratindehold pr. indtag. Antallet af indtag er angivet for hvert år.

I 2020 overvågedes i alt 19 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på sand (LOOP 2: 6 indtag og LOOP 6: 13 indtag) og i alt 22 LOOP-indtag med iltholdigt grundvand på ler (LOOP 1: 2 indtag, LOOP 3: 13 indtag og LOOP 4: 7 indtag), se bilag 3. Disse indtag prøvetages om muligt seks gange om året.

Figur 29 viser, at der er stor spredning i nitratinholdet mellem indtagene, når det illustreres som fordelingen af de årlige gennemsnit på indtagsniveau. Generelt er der et højere nitratinhold i grundvandet i sandjordsoplandene end i lerjordsoplandene, således som det også fremgår af Figur 27 og Figur 28.

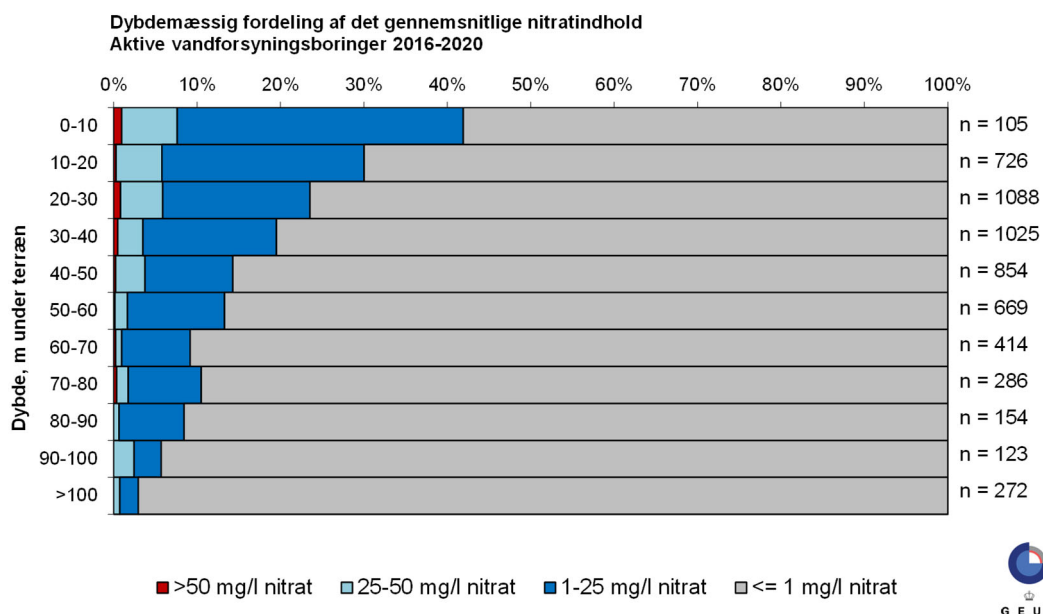
I 2020 ligger det gennemsnitlige nitratinhold over 50 mg/l i det iltholdige øvre grundvand i LOOP på sand- og lerjordsoplandene i hhv. ca. 47 % (9 ud af 19) og ca. 18 % (4 ud af 22) af indtagene. Dette er betydeligt lavere end i 2019 specielt for sandjordsoplandene. Dette skyldes, som før omtalt, sandsynligvis en relativ høj nedbør og perkolation i det hydrologiske år 2019/20, som har skyllet kvælstof ud af rodzonen, sådan at der ses lave koncentrationer i grundvandet i 2020 (se Blicher-Mathiesen mfl., 2021).

På sandjords- og lerjordsoplandene observeres det største fald i nitratkoncentrationerne i første halvdel af overvågningsperioden frem til hhv. år 2000 og 2006. I hele perioden 1992-2020 ligger den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat for alle iltede indtag på sandjordene over kvalitetskravet, mens den årlige gennemsnitskoncentration på lerjordene ligger under kvalitetskravet. I 2020 ligger det gennemsnitlige nitratinhold på 51 mg/l og 33 mg/l i hhv. sand- og lerjordsoplandene. Det vil sige, at nitratinholdet på sand- og lerjordsoplandene i det iltede grundvand i 2020 ligger tættere på hinanden end tidligere set.

4.4 Vandforsyningsboringer

Status for nitrat

Figur 30 viser dybdefordelingen af det gennemsnitlige nitratinhold i vandforsyningsboringer i perioden 2016-2020. Der kan optræde data fra boringer, som er sat ud af drift, men som stadig overvåges, og derfor optræder som vandforsyningsboringer i datasættet. Generelt er der betydeligt lavere koncentrationer af nitrat i vandforsyningsboringerne end i GRUMO og LOOP-indtagene. Dette kan forklares med, at vandforsyningerne prøver at undgå indvinding fra den del af grundvandet, der overskrider kvalitetskravet på 50 mg/l (Schullehner & Hansen, 2014 og DANVA, 2018).



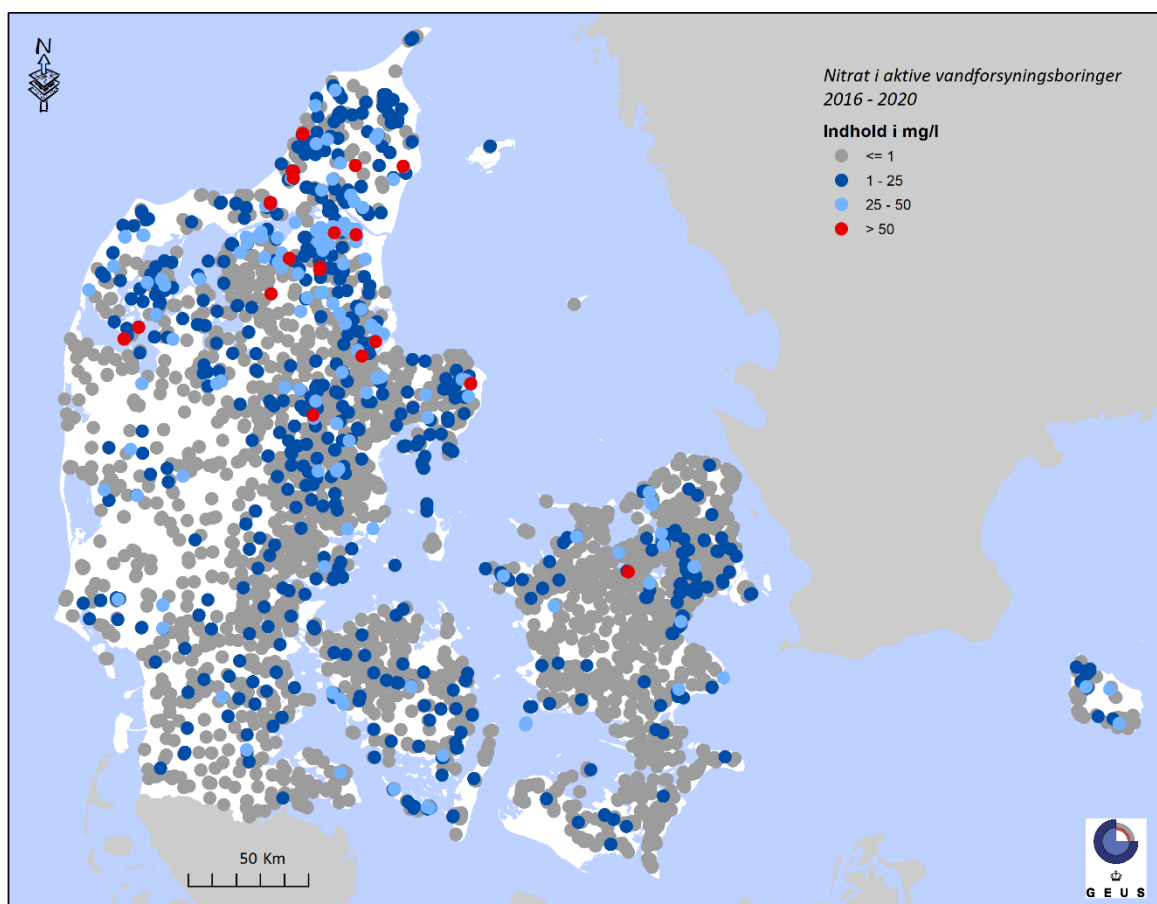
Figur 30. Vandforsyning. Dybdemæssig fordeling af det gennemsnitlige nitratinhold i 2016-2020 i forhold til top af indtag i m u.t. i 5.716 vandforsyningsboringer med kendt dybde, opdelt i fire koncentrationsklasser. Antal indtag i hvert dybdeinterval er anført til højre for figuren.

I intervallet 0-10 m u.t. er der påvist nitrat i omkring 42 % af indtagene. Her er koncentrationen af nitrat i grundvandet over 50 mg/l i omkring 1 % af indtagene og over 25 mg/l i omkring 6 % af indtagene. Der er i perioden 2016-2020 fundet nitrat med koncentrationer over 50 mg/l ned til 70-80 m u.t.

Der ses et gradvist fald med dybden i den nitratholdige andel af grundvandet. Nitrat er i få tilfælde fundet i koncentrationer over 25 mg/l i de dybeste vandforsyningsboringer med top af indtag i en dybde af mere end 100 m u.t. Forklaringen på den større hyppighed af fund af nitrat i dybe indtag i vandforsyningsboringerne, sammenlignet med GRUMO-indtagene, kan være, at indvindingen lokalt trækker nitrat dybt ned i grundvandsmagasinerne. Det kan også forklares ved, at der er flere data i de dybere dele af grundvandet for vandforsyningsboringerne end for GRUMO-indtag, se Figur 72, Appendiks 2.

Figur 31 viser den geografiske fordeling af nitratinholdet i 6.111 vandforsyningsboringer i 5-årsperioden 2016-2020. 29 boringer havde et gennemsnitligt nitratinhold over kvalitetskravet for grundvand og drikkevand i denne periode.

Nitrat i grundvandet i vandforsyningsboringer optræder særligt i Nordjylland, Thy, Himmerland og på Djursland. Dette hænger sammen med, at den naturlige geologiske beskyttelse af grundvandsmagasinerne i disse områder er ringe på grund af tynde lerdæklag og en relativ dybtliggende nitratfront. Mulighederne for at finde nitratfrit grundvand til vandindvinding er samtidigt ringere i disse områder end i resten af landet.



Figur 31. Vandforsyning. Nitratinholdet i grundvandet i 6.111 vandforsyningsboringer fordelt på fire koncentrations-klasser. Kortet er baseret på gennemsnit pr. indtag i perioden 2016-2020. Der kan indgå boringer, som ikke længere anvendes til drikkevandsforsyning. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

4.5 Nitrat i redoxboringerne

Målsætning og relevans

For at forbedre beskrivelsen og forståelsen af variationer over tid af redoxzonernes vertikale udbredelse, og dermed af især nitrats udbredelse i grundvandsmagasinerne, overvåges grundvandet i 5 særlige redoxboringer, hver med 15-23 korte indtag. Ændringer i indtrængningsdybden for nitrat og ilt har stor betydning for miljøtilstanden i tilknyttede overfladevandssystemer, idet jo større mægtighed de nitratholdige lag har, desto større risiko er der for, at de tilknyttede overfladevandssystemer modtager grundvand med nitrat. Samtidig har det en væsentlig betydning for, hvor stor en del af drikkevandsressourcen og grundvandsforekomsterne, der er påvirket af nitrat.

Den nitratreducerende zones evne til at reducere nitrat afhænger af de geologiske lags geokemiske egenskaber. Hvis den nitratreducerende zone (med vandtype B, se nedenfor) har en stor mægtighed, er det en indikation på, at nitratreduktionsprocesserne er langsomme i det pågældende magasin, og at indholdet af reaktive nitratreducerende stoffer er lavt. Magasinernes reduktionskapacitet, og ikke mindst omsætningshastigheden af nitrat, er af stor betydning for drikkevandsforsyningen. I områder med lav reaktionshastighed og/eller lav reduktionskapacitet, er der stor risiko for nitratgennembrud. Således kan der forekomme stigende nitratkoncentrationer i vandforsyningsboringer, hvis nitratomdannelsen er for langsom i forhold til de ændrede strømningsforhold i magasinet forårsaget af vandindvindingen.

En bedre forståelse af de tidsmæssige variationer i redoxzonernes rumlige udbredelse kan desuden understøtte fortolkningen af tidsserier for især nitrat, sulfat og andre redoxfølsomme parametre, der etableres i overvågningsprogrammet, og dermed understøtte et af overvågningens primære formål, nemlig at vurdere effekterne af de nationale miljøtiltag i forhold til de opstillede målsætninger, se Kapitel 2.

Datagrundlag

En række redoxfølsomme stoffer som ilt, nitrat, nitrit, jern, mangan, sulfat, er sammen med klorid, pH, ledningsevne og redoxpotentiale analyseret i redoxboringerne mange indtag i perioden 1999-2020. Derudover indsamles pejlinger af grundvandsspejlet i flere dybder. Indtil 2011 blev boringerne prøvetaget én til flere gange hvert år. Siden er prøvetagningen blevet mindre hyppig og har fundet sted i hvert andet år, senest i 2020. I 2020 blev boringen ved Albæk prøvetaget én gang og de resterende fire redoxboringer blev prøvetaget tre gange.

Redoxvandtyperne vist på figurerne er fastsat ud fra følgende kriterier i prioriteret rækkefølge, se også Figur 78, Appendiks 3.:

- A: Iltholdigt grundvand: $\text{NO}_3 > 1 \text{ mg/l}$, $\text{Fe} < 0,2 \text{ mg/l}$ og $\text{O}_2 \geq 1 \text{ mg/l}$.
- B: Anoxisk nitratreducerende zone: $\text{NO}_3 > 1 \text{ mg/l}$, $\text{Fe} < 0,2 \text{ mg/l}$ og $\text{O}_2 < 1 \text{ mg/l}$.
- C: Reduceret grundvand: $\text{NO}_3 \leq 1 \text{ mg/l}$, $\text{Fe} \geq 0,2 \text{ mg/l}$ og $\text{SO}_4 \geq 20 \text{ mg/l}$.
- D: Stærkt reduceret grundvand: $\text{NO}_3 \leq 1 \text{ mg/l}$, $\text{Fe} \geq 0,2 \text{ mg/l}$ og $\text{SO}_4 < 20 \text{ mg/l}$.
- X: Usikre redoxforhold med nitrat og jern: $\text{NO}_3 > 1 \text{ mg/l}$ og $\text{Fe} \geq 0,2 \text{ mg/l}$.
- Y: Usikre redoxforhold uden nitrat og jern: $\text{NO}_3 \leq 1 \text{ mg/l}$ og $\text{Fe} < 0,2 \text{ mg/l}$.

Denne klassificering er en mindre justering i forhold til tidligere, idet der nu anvendes samme kriterier som i den øvrige del af rapporten. Bemærk, at ilt har betydning for vandtype A og B, og dér har lavest prioritet, idet det vurderes, at der er relativt stor usikkerhed på analyserne for ilt, sammenlignet med nitrat og jern, på grund af de lave ydelser i indtagene i redoxboringerne. Hvis der ikke foreligger iltanalyser, er mangan anvendt som indikator for ilt, med et kriterie på $< 0,1 \text{ mg/l Mn}$, som indikation på iltholdige forhold. Der er lavet en manuel vurdering, hvor der mangler data for nitrat, jern eller sulfat.

Redoxboringerne er beliggende ved Albæk i Nordjylland, Kasted nordvest for Århus, Grindsted i Midtjylland, Vejby i Nordsjælland og Sibirien på Falster, se Appendiks 2, Figur 65.

Aldersfordeling i de enkelte boringer

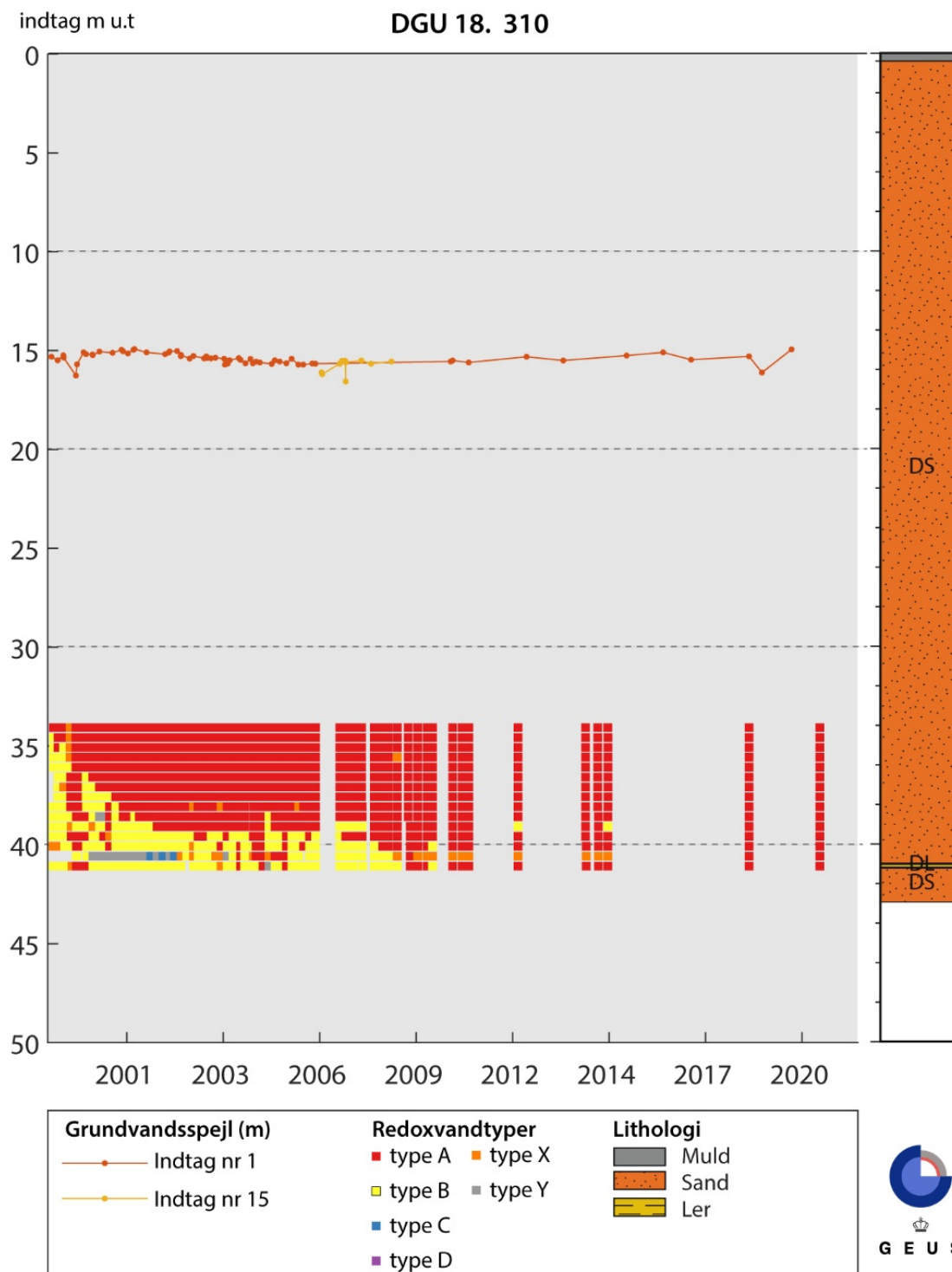
Grundvandets alder bestemt ved CFC-metoden i de enkelte indtag fremgår af Tabel 7. Grundvandets alder viser, hvor mange år det er siden grundvandet i indtaget blev dannet, se Appendiks 3. Grundvandets alder stiger som udgangspunkt med dybden, men lokale geologiske forhold og heterogene strømningsforhold kan betyde, at yngre vand kan træffes under ældre grundvand. Alderen i indtag med en reduceret vandtype (C og D) kan forventes at være overestimeret på grund af nedbrydning af CFC, se Appendiks 3.2, og alderen i disse indtag skal forstås som en maksimal alder. Indtag, der indeholdt reduceret vand, det år dateringen blev foretaget (2005 og 2006), er derfor vist med grå skygge i tabel 7. Det vurderes, at alle indtag repræsenterer vand dannet siden det moderne landbrugs begyndelse i efterkrigstiden.

Tabel 7. Redoxboringer ved Albæk, Kasted, Grindsted, Vejby og Sibirien. Grundvandets alder/opholdstid i indtag bestemt ved CFC-metoden. Bemærk, at det nederste indtag er indtag 1. Indtag med reduceret vand, hvor CFC kan være nedbrudt, og alderen derfor kan være overestimeret, er markeret med en grå skygge.

Lokalitet	Albæk	Kasted	Grindsted	Vejby	Sibirien
DGU nr.	18.310	78.796	114.1736.	186.854	238.900
Indtagsnr.	Alder i år	Alder i år	Alder i år	Alder i år	Alder i år
23			6		
22			8		
21			10		
20		20	8		
19		20	5		
18		27	10		
17		36	14		34
16		36	22	<5	33
15	21	44	21		24
14	17	45	19		28
13	17	51	19	13	31
12	18	48	25		25
11	18	50	27	17	23
10	22	50	28	40	11
9	17	40	29	56	36
8	24	40	31	55	39
7	26	40	31		37
6	31	49	35	55	44
5	32	52	33	57	45
4	39	60	40		45
3	45	61	38	50	44
2	43	61	33	57	47
1	47	61	55	36	48

Redoxboringen ved Albæk i Nordjylland - DGU nr. 18.310

Figur 32 viser vandtyperne i redoxboringen ved Albæk med indtag i intervallet 34-41 m u.t. I 2020 indeholdt alle indtag ilt- og nitratholdigt grundvand (vandtype A). I 2020 var nitratkoncentrationen i alle indtag faldet til højst 15 mg/l, se Figur 33 og Figur 39. Grundvandsspejlet ligger ca. 15 m u.t. og hele grundvandsmagasinet, der består af fin- til mellemkornet sand, må på nuværende tidspunkt forventes at være nitratholdigt.



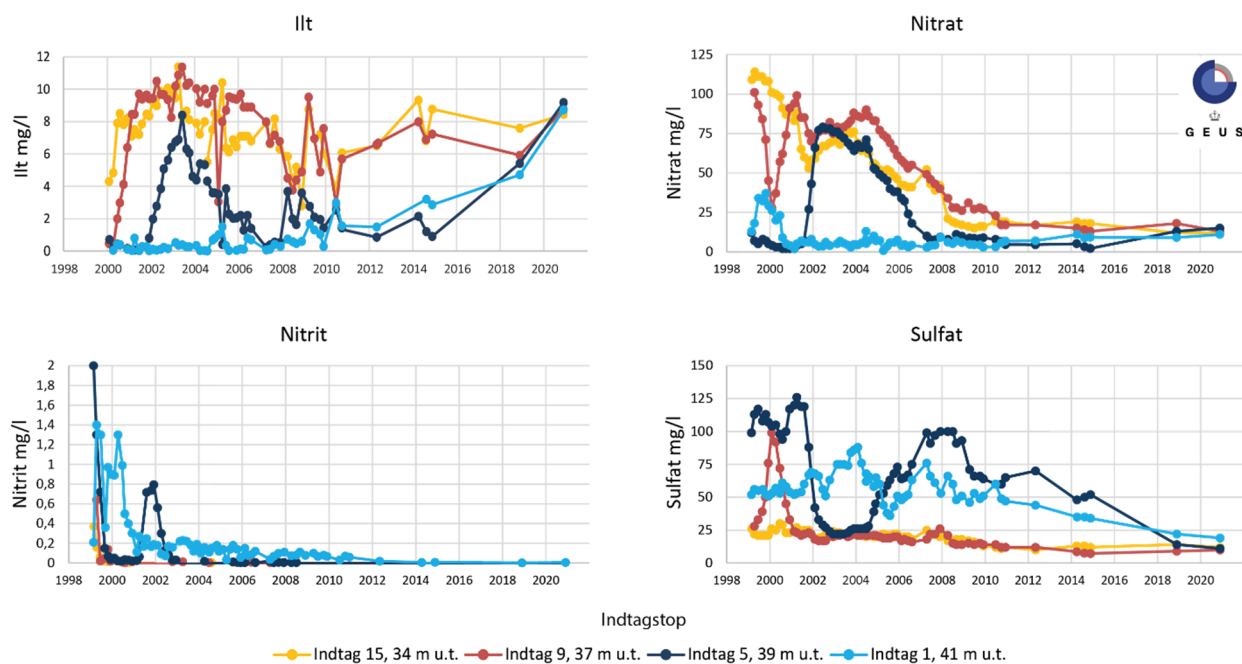
Figur 32. Albæk i Nordjylland, DGU nr. 18.310, med redoxvandtyper og grundvandsspejl i to indtag for perioden 1999-2020. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

Figur 33 viser udviklingen i koncentrationen af ilt, nitrat, nitrit og sulfat for fire indtag fordelt over hele det filtersatte interval. Vandkemien har i perioden 1999-2010 ændret sig fra at være nitratreducerende (vandtype B) til at derefter vedvarende at være iltet, nitratholdig (vandtype A). De to nederste indtag har udviklet sig fra iltfrie i de første ca. 10 år til iltmættede i 2020.

Iltkoncentrationerne steg frem til 2008 til ca. 6 mg/l i de nederste tidligere reducerede indtag, hvilket sammen med de faldende nitritkoncentrationer viser, at nitratreduktion ikke længere finder sted. Høje koncentrationer af sulfat i begyndelsen af perioden tyder ligeledes på, at pyrit havde en aktiv rolle i nitrutfjernelsen, mens de nuværende lavere sulfatkoncentrationer kan pege på, at denne proces er ophørt. Dette er også i overensstemmelse tilstedeværelse af nitrit koncentrationer over 0,2 mg/l frem til 2010. Nitrit er en god indikator for aktiv nitratreduktion i grundvandsmagasinet, og de endog meget høje koncentrationer af nitrit på omkring 1 mg de første år kan antyde, at der er sket en påvirkning af de naturlige redoxmiljøer i forbindelse med borearbejdet. Den oprindelige borerapport beskriver sedimenterne som gråbrune, dvs. med uklar redoxtilstand.

Når indholdet af reaktive reducerende stoffer tilsyneladende er opbrugt, og det ikke længere er muligt at fjerne nitrat ved naturlige processer, vil koncentrationen af nitrat afspejle koncentrationen på det tidspunkt, hvor grundvandet blev dannet. Faldende nitrat-koncentrationer i de øverste iltholdige indtag (34 og 37 m u.t) perioden 2000-2010 må således skyldes en mindre påvirkning fra overfladen, idet en del af oplandet blev braklagt for 20 år siden.

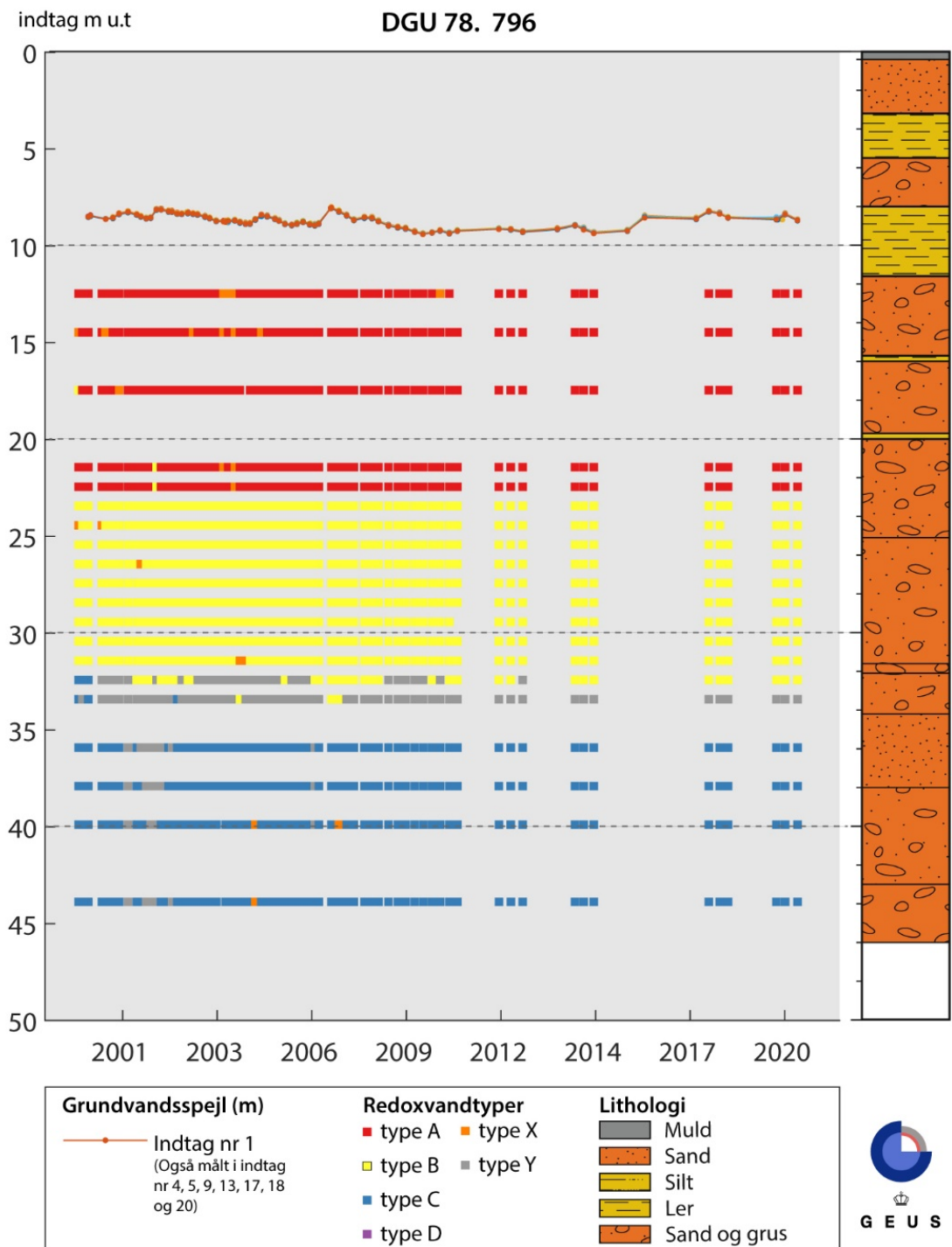
Albæk



Figur 33. GRUMO. Tidsserier for ilt, nitrat, nitrit og sulfat i 4 indtag fordelt over alle dybder i redoxboringen ved Albæk (DGU nr. 18.310) i perioden 1999-2020, hvor det overordnede kemiske miljø i disse indtag udviklede sig fra anoxisk nitratreducerende (uden ilt, men med nitrat, vandtype B) til iltet (med ilt og nitrat, vandtype A) som vist i Figur 32.

Redoxboring ved Kasted nordvest for Århus - DGU nr. 78.796

Figur 34 viser redoxboringen ved Kasted, hvor redoxzonerne har ligget relativt stabilt, siden etablering af boringen i 1999 og frem til 2020. Grundvandsspejlet ligger i ca. 9 m u.t. De øverste ca. 15 meter af grundvandsmagasinet er nitrat- og iltholdigt vandtype A, der følges af en ca. 10 m iltfri og nitratholdig zone, vandtype B og herunder findes svagt reduceret grundvand, vandtype C. Bemærk en permanent overgangszone med vandtype Y, dvs. vand uden hverken nitrat eller jern mellem vandtype B og C.



Figur 34. Kasted nordvest for Århus, DGU nr. 78.796, med redoxvandtyper for perioden 1999-2020. Grundvandsspejl i ca. 9 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

Der kan iagttages en mindre forskydning mod større dybde af vandtype B over årene idet indtaget i 32,3 m. u.t er gået fra vandtype C via vandtype Y til vandtype B.

I 2020 var koncentrationen af nitrat i den iltholdige zone ca. 40-90 mg/l, og indholdet aftog til ca. 10 mg/l i den øverste del af anoxiske zone, hvorefter nitratindholdet steg til ca. 40 mg/l i den nederste del af den anoxiske zone, se Figur 39. I den iltholdige zone var indholdet af ilt i 2020 ca. 5-7 mg/l. Forholdsvis høje koncentrationer af sulfat i den nitrat-reducerende iltfrie zone (120 mg/l) tyder på, at reduktionen af nitrat sker med pyrit, se Appendiks 3. Koncentrationen af sulfat stiger overraskende ned gennem den iltholdige zone, (hvor der hverken er opløst jern, mangan eller ammonium), fra ca. 25 til 80 mg/l. Dette kan have noget at gøre med at de øverste indtag er påvirket af skov, mens de dybere indtag har deres grundvandsdannede opland i landbrugsområdet umiddelbart opstrøms boringen.

Århus Vand har en kildeplads ca. 500 m nedstrøms denne boring.

Redoxboring ved Grindsted i Midtjylland - DGU nr. 114.1736

Figur 35 viser vandtyperne i redoxboringen ved Grindsted med indtag i intervallet 13-39 m u.t. Det fremgår, at den rumlige udbredelse af redoxzonerne i boringen ved Grindsted har varieret en del i perioden 1999-2010. I perioden 2012-2020 har udbredelsen af de forskellige redoxzoner været mere stabil, med mindre variationer i vandtyperne A og B i 20-26 m u.t. Den øvre, ilt- og nitratholdig zone, vandtype A, vurderes at strække sig fra 3 m u.t. ned til ca. 23 m u.t. og udgør de øverste 20 m af grundvandsmagasinet. Herefter følger en ca. 3 m iltfri nitratholdig zone, vandtype B, der afløses af en 10 meter svagt reduceret zone uden ilt og nitrat, vandtype C. I det dybeste indtag 29,5 m u.t. optræder fra tid til anden stærkt reduceret grundvand, vandtype D.

I 2020 var koncentrationen af nitrat i størstedelen af det iltede grundvandsmagasin mellem 45 og 55 mg/l, hvorunder koncentrationen faldt ned gennem den anoxiske nitratholdige zone (vandtype B) se Figur 39. I 2020 var koncentrationen af sulfat nogenlunde konstant ned igennem grundvandsmagasinet, med 35-45 mg/l.

Det fremgår af Figur 35, at der i de første 10 år af overvågningen periodevist var vekslende redoxforhold omkring 25 m u.t. I denne dybde er der i løbet af de sidste 20 år blevet gradvist mere oxideret, idet der nu overvejende er vandtype B. Dette reflekteres i, at der siden 2009 har været nitratholdigt vand i denne dybde, se også Figur 36.

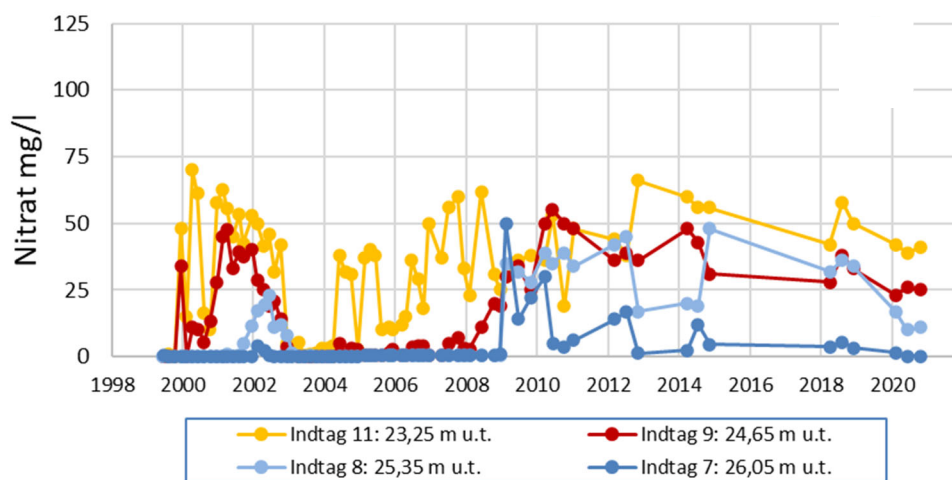
Figur 36 viser udviklingen af nitratindholdet i 4 indtag omkring redoxgrænsen (23,25-26,05 m u.t.). I grundvand fra indtaget i 23,25 m u.t. har koncentrationen af nitrat (med undtagelse af perioden 2003-2004, hvor der er lave indhold af nitrat) ofte været højere end 50 mg/l og meget varierende sammenlignet med de øvrige indtag. Her var nitratindholdet i en seksårig periode fra 2003 til 2009 meget lavt, men efter 2009 har der igen været nitrat i disse fire indtag. I de to indtag, 23,05 og 24,65 m u.t., har koncentrationen fortsat været relativ høj frem til 2020, mens koncentrationen af nitrat i indtaget i 26,05 m u.t. er faldet igen, og ligger i 2020 omkring 1 mg/l.

Indvindingsboringer fra Grindsted Vandforsyning ligger mindre end 500 m nedstrøms for redoxboringen, og disse boringer kan tænkes at have en vis påvirkning af redoxforholdene, men er næppe eneste årsag til variationerne i zonerne beliggenhed og især i afgrænsningen af zonerne i de øvre lag. Dette skyldes, at der indvindes fra væsentlig større dybde end redoxboringen (ca. 95-110 m u.t.), og at indvindingen har fundet sted i alle årene. Der kan observeres variationer i grundvandsspejlet på flere meter inden for et enkelt år og imellem årene, og det kan ikke udelukkes at dette spiller ind på de varierende redoxforhold og nitratkoncentrationer.



Figur 35. Grindsted i Midtjylland, DGU nr. 114.1736 med redoxvandtyper for perioden 1999-2020. Grundvandsspejlet er beliggende i ca. 2 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

Grindsted nitrat



Figur 36. Tidsserier for nitrat i fire indtag omkring redoxgrænsen i redoxboringen ved Grindsted (DGU nr. 114.1736) i perioden 1999-2020. Top af indtag angivet i m u.t.

Redoxboring ved Vejby i Nordsjælland - DGU nr. 186.854

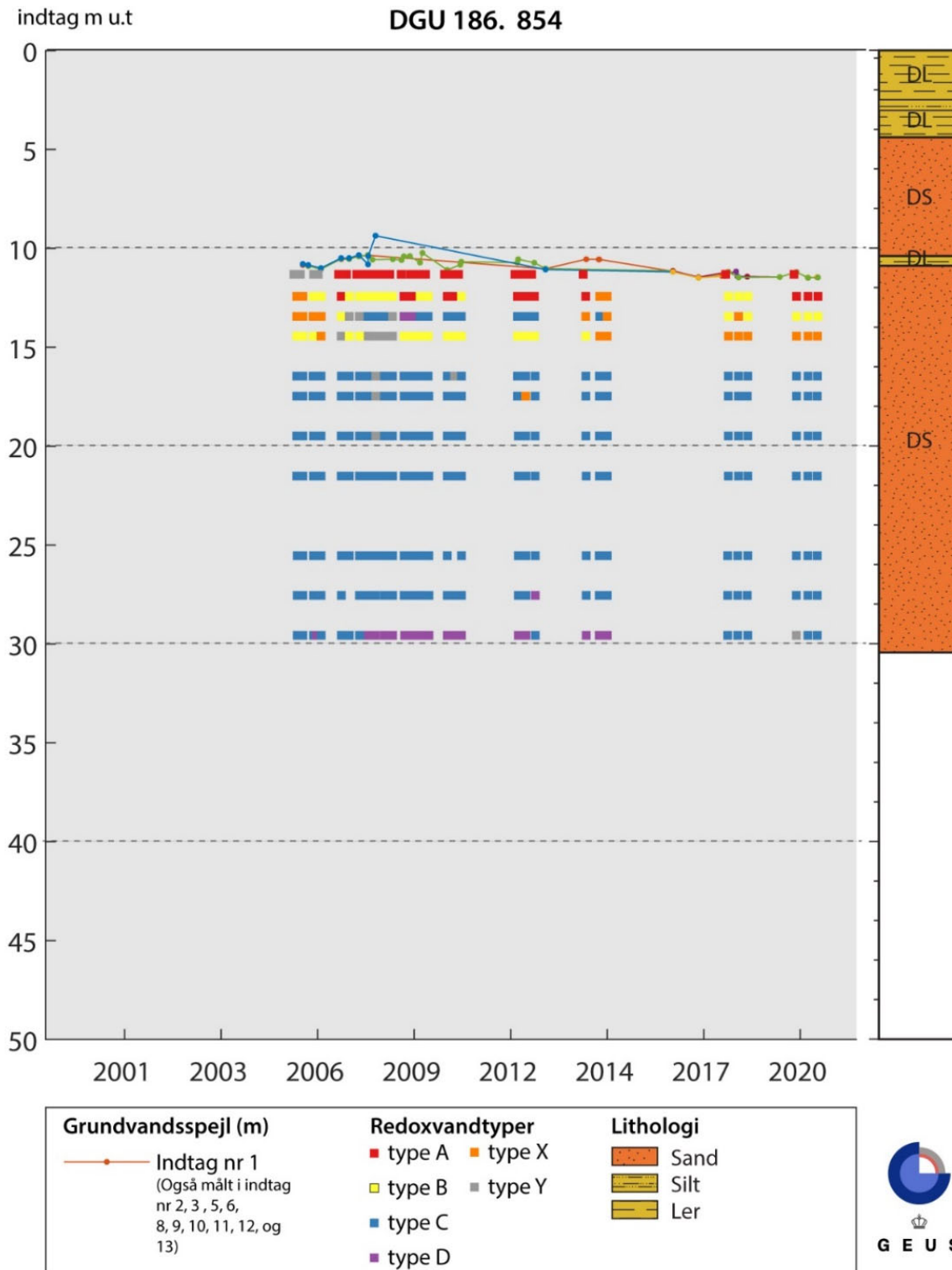
Figur 37 viser vandtyperne i redoxboringen ved Vejby med indtag i intervallet 12-30 m u.t. Der er ca. 15 mg/l nitrat i 2020 i det øverste grundvand umiddelbart under grundvandsspejlet, se Figur 39. Det øverste indtag indeholder 7 mg/l ilt, men blot 1 m herunder er iltindholdet faldet til ca. 1 mg/l og vandtype B præger resten af de øverste få nitratholdige meter af grundvandsmagasinet, ned til ca. 14 m u.t. I overgangen mellem de nitratholdige lag og de nitratreducerede lag ses de seneste år vandtype X, hvor der er både en smule nitrat og jern til stede: Redoxpotentialet er negativt, mens der forsat er 3-4 mg/l nitrat tilbage. I de dybere indtag har vandtypen siden 2006, hvor boringen blev etableret, været uændret svagt reduceret, vandtype C, på nær i indtaget i 29,5 m u.t., hvor sulfatindholdet svinger omkring 20 mg/l og dermed svinger mellem vandtype C og D.

Boringen er placeret tæt på en vej og i perioder har specielt indtagene i 12 og 13 m u.t. været stærkt påvirket af klorid, med koncentrationer op til 560 mg/l. I 2020 var koncentrationen af klorid 110 mg/l i 12 m u.t. og 40-60 mg/l i de dybere indtag.

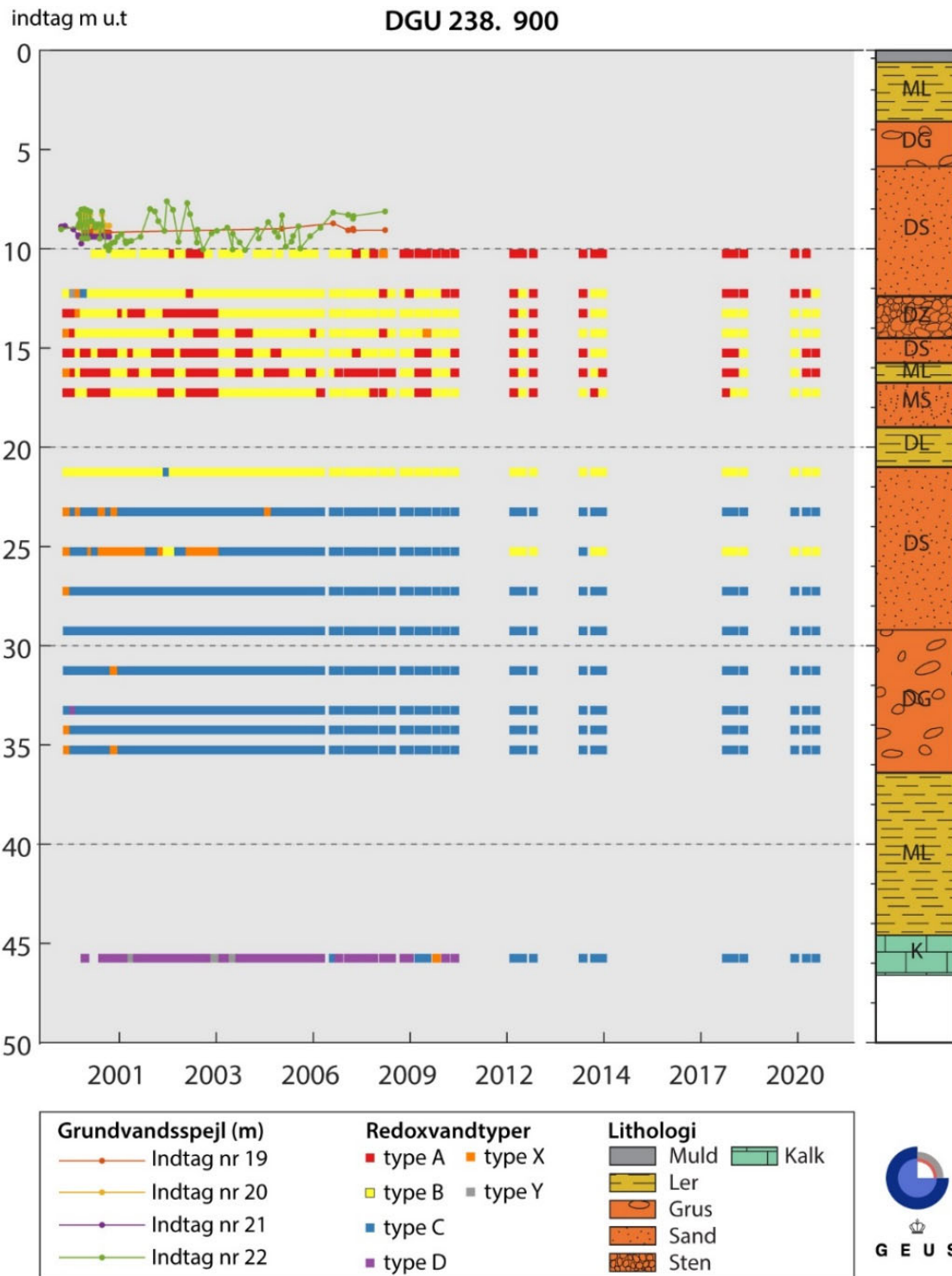
Redoxboring ved Sibirien på Falster - DGU nr. 238.900

Figur 38 viser, at der er nitrat ned til ca. 21 m u.t. i redoxboringen ved Sibirien på Falster. I de to øverste iltede indtag, vandtype A, fra 10-12 m u.t. blev der i 2020 målt nitratkoncentrationer på ca. 100 mg/l og 2-6 mg/l ilt. Herunder, 13-17 m u.t. var der vekslende iltede og anoxiske redoxforhold og koncentrationen af nitrat aftager til 40-60 mg/l, samtidig med at iltkoncentrationen er <2 mg/l. Under et tyndt lagt nitratfrit vand i ca. 23 m.u.t har der i 25,2 m u.t været nitrat siden 2012 med værdier, der de senere år er omkring 100 mg/l, se Figur 39. Dette indtag var i begyndelsen af måleperioden anoxisk, vandtype B, i 1999-2003, hvorefter det var svagt reducerende, vandtype C, frem til 2012, hvor det atter blev anoxisk. Koncentrationen af sulfat i det dybere grundvand var op til 150 mg/l, på nær for det dybeste indtag, der er etableret i kalk, hvor koncentrationen kun var omkring 13 mg/l, og dermed vandtype D.

Grundvandsspejlet er pejlet frem til 2008 og målt til 9 m u.t. Da der er opstået usikkerhed om, hvilken dybde de forskellige pejlerør repræsenterer er pejlingerne ophørt.



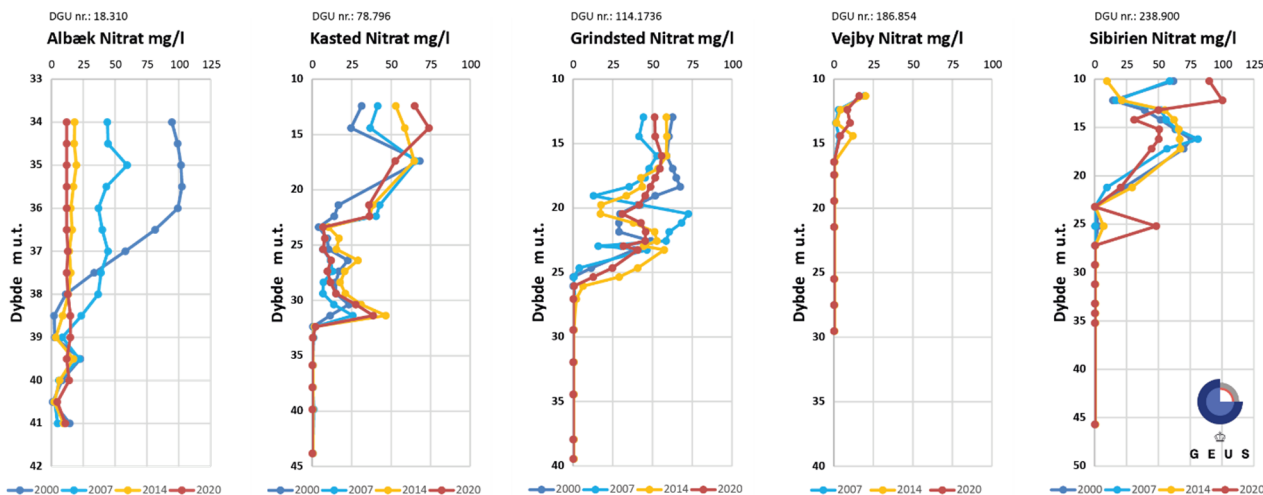
Figur 37. Vejby i Nordsjælland, DGU nr. 186.854, med redoxvandtyper for perioden 2006-2020. Grundvandsspejlet er beliggende i ca. 11 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.



Figur 38. Sibirien på Falster, DGU nr. 238.900, med redoxvandtyper for perioden 1999-2020. Grundvandsspejlet er beliggende i 9 m u.t. Det geologiske profil er vist længst til højre på figuren.

Tidsserier for dybdeprofiler med nitrat

Figur 39 viser, hvorledes den årlige gennemsnitskoncentration af nitrat har varieret ned igennem de forskellige redoxboringer i perioden 2000-2020, opdelt på 7 års intervaller. Det fremgår, at der gennem de ca. 20 år, hvor borerne har været overvåget, er sket betydelige ændringer i nitratkoncentrationerne i alle borer.



Figur 39. Fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af nitrat i forskellige dybder i redoxboringerne. Udbredelsen af nitrat er vist med et interval på 7 år for perioden 2000-2020, med undtagelse af Vejby, hvor måleserien er kortere.

I boringen ved Albæk er koncentrationen af nitrat faldet markant i perioden 2000-2010, se også Figur 33, hvor den i nogle indtag var markant højere end kvalitetskravet på 50 mg/l. I perioden 2012-2018 har koncentrationen af nitrat i grundvandet været forholdsvis lavt og stort set uændret (<20 mg/l) og under kvalitetskravet.

Ved Kasted har koncentrationen af nitrat i de øverste indtag ned til ca. 17 m u.t. en stigende tendens og har ligget over 50 mg/l i 2014 og 2020. Herunder er nitratkoncentrationen svingende og ligger under kvalitetskravet i dybderne med vandtype B, se Figur 34.

Ved Grindsted har koncentrationen af nitrat ned til 26 m u.t. varieret meget gennem perioden og ofte ligget over kvalitetskravet.

Grundvandet ved Vejby indeholder forholdsvis lidt nitrat og den maksimale koncentration ligger under 20 mg/l i 2006-2020. Nitrat træffes kun i det allerøverste grundvand lige under grundvandsspejlet.

Ved Sibirien er den maksimale nitratkoncentration for 2000-2020 målt i indtagene omkring 10 m u.t., hvor gennemsnitskoncentrationen nu er ca. 100 mg/l. Nitratkoncentrationen har ligget over kvalitetskravet i stort set hele perioden 2000-2020 i de øverste 17 m. I indtaget 25 m u.t. er koncentrationen af nitrat steget markant i 2014-2020, hvilket også ses af ændringerne i redoxvandtyperne på Figur 38.

Referencer: Nitrat

Blicher-Mathiesen, G., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L., 2021: Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 256 s. - Videnskabelig rapport nr. xxx

Dalgaard T, Hansen B, Hasler B, Hertel O, Hutchings N, Jacobsen BH, Jensen LS, Kronvang B, Olesen JE, Schjørring JK, Kristensen IS, Graversgaard M, Termansen M, Vejre H., 2014: Policies for agricultural nitrogen management - trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. Environmental Research Letters, Environ. Res. Lett. 9 (2014) 115002 (16pp). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>. (14.12.2021)

DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorkonsulent Claus Vangsgård.

Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. & Erlandsen, M., 2011: Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – a Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. Environmental Science and Technology, vol. 45 no. 1 pp 228-234.

Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sørensen, B. & Erlandsen, M., 2012: Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. Biogeosciences Vol. 9, 5321-5346, 2012.

Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M. & Dalgaard, T., 2017: Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management. Scientific Reports, 7, 8566. DOI: 10.1038/s41598-017-07147-2.

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelsen fra GEUS. http://www.geus.vejledning.dk/2018_2/ (14.12.2021)

Hansen, B., Thorling, L., Kim, H. & Blicher-Mathiesen, G., 2019. Long-term nitrate response in shallow groundwater to agricultural N regulations in Denmark. Journal of Environmental Management 240, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.075>.

Schullehner, J. & Hansen, B. (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001 (14.12.2021)

Links:

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.2021)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (14.12.2021)

5 Fosfor

Målsætninger og relevans

Fosfor (P) fra grundvandet giver et bidrag til næringsstofbelastningen af vandmiljøet i åer, søer og havet. Derfor er det væsentligt at overvåge og undersøge i hvilket omfang, fosfor fra grundvandet påvirker vandmiljøet. Dernæst er det vigtigt at fastlægge, i hvilket omfang fosfor i grundvandet stammer fra dyrkning af jorden og/eller naturlige processer i grundvandsmagasinerne. Ændringer i grundvandets indhold af fosfor, kan forventes at indtræffe over lang tid, og derfor er der ikke udarbejdet tidsserier for GRUMO-stationsnettet.

Der mangler viden om, i hvilket omfang udstrømning af fosfor fra grundvandsforekomster udgør et problem for fx søer. Miljøstyrelsen har derfor gennemført to projekter, der belyser denne problemstilling og identificerer videnshuller for konkrete grundvandsforekomster og tilknyttede overfladevandområder, som kystvande og søer for vandområdeplanerne for perioden 2021-27. (Nilsson mfl., 2019 og Nilsson mfl., 2019a).

Siden 2017 er der ikke længere fastsat et kvalitetskrav for fosfor i drikkevand. Fosfor blev tidligere set som en indikator for spildevandspåvirkning. I Danmark vurderes det, at spildevand kun i mindre omfang forurener grundvandet med fosfor, da der i dag er en omfattende regulering af spildevandsudledningerne. (Vandområdeplanernes hjemmeside).

Datagrundlag

Fosfor kan optræde i en række forskellige forbindelser. Boks 1 viser definitioner på de forskellige bidrag til fosfor i grundvandet. Man kan opdele efter fase i hhv. opløst og partikulært bundet fosfor. I praksis er den opløste fraktion bestemt af den delmængde i prøven, der kan passere et 0,45 µm filter. Den opløste fraktion kan igen opdeles efter de kemiske egenskaber i hhv. opløst uorganisk ortho-fosfat (P_{ortho}) og opløst organisk bundet fosfor (P_{org}), idet det vurderes, at der kun er forsvindende lidt af andre uorganiske fosfor-forbindelser i grundvandet. Der analyseres for P_{ortho} og P_{tot} i den filtrerede grundvandsprøve, hvorefter P_{org} beregnes som forskellen mellem P_{tot} og P_{ortho} . Da indholdet af den suspenderede (partikulære) fraktion af fosfor i grundvandsprøver afhænger af prøvetagningsteknikken, giver det ikke nogen mening at måle det totale indhold af fosfor i den ufiltrerede grundvandsprøve. Resultaterne, der beskrives i det følgende, knytter sig derfor udelukkende til den filtrerede grundvandsprøve (<0,45 µm), som ikke afhænger af prøvetagningsteknikken.

Boks 1: Definitioner af forskellige fraktioner af fosfor i grundvand:

Det kemiske symbol for **fosfor** er **P**

I en grundvandsprøve findes opløst P og suspenderet partikulært bundet P:

Det samlede indhold af fosfor i en vandprøve = opløst P + partikulært bundet P

Kun opløst fosfor (der kan passere et 0,45 µm filter) er meningsfyldt i forhold til grundvand, da mængden af partikulært stof afhænger af prøvetagningen og boringens filtersætning.

Opløst P = total P kan opdeles i to fraktioner: organisk bundet P og uorganisk bundet P.

Total-opløst P (P_{tot}) = uorganisk P (P_{ortho}) + organisk P (P_{org})

Uorganisk P (P_{ortho}) kaldes også for fosfat, orthofosfat eller PO_4 -P.

I grundvandsovervågningen har P_{tot} været en del af analysepakken siden 1989, og i 2011 blev fosformålingerne suppleret med målinger af ortho-fosfat, P_{ortho} . Målingerne af P_{ortho} forbedrer mulighederne for at sammenligne resultaterne fra grundvand og overfladevand, idet overvågning af overfladevand altid har

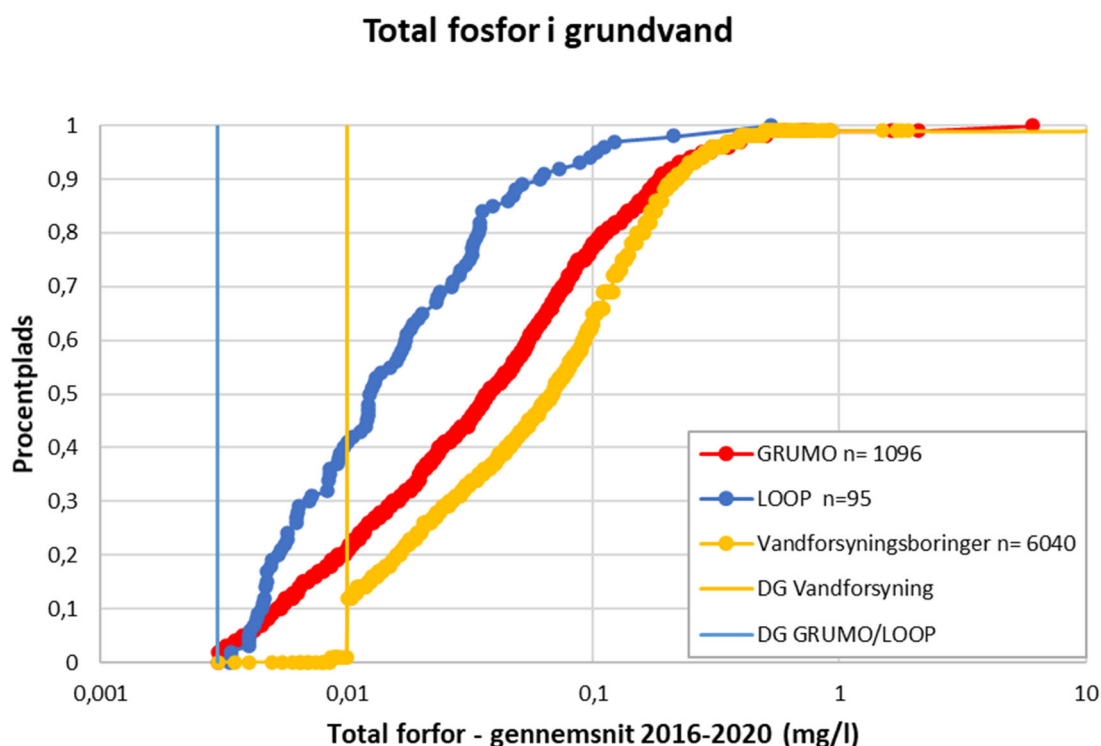
inkluderet både P_{tot} og P_{ortho} . Da de forskellige bidrag af fosfor har forskellige kemiske egenskaber, kan det også forventes, at de vil transporteres og bindes forskelligt. Der er i 2019-2020 analyseret for P_{tot} og P_{ortho} i 1.048 GRUMO-indtag. I perioden 2016-2020 (indeværende NOVANA-programperiode 2017-2020 og overgangsåret 2016) foreligger der analyser fra i alt 1.096 indtag.

I Landovervågningen (LOOP) har både P_{tot} og P_{ortho} været analyseret flere gange årligt i det øvre grundvand siden overvågningens start i 1989. Der er i perioden 2016-2020 data fra 95 LOOP-indtag. I begge delprogrammer prøvetages der for fosfor sammen med nitrat og andre hovedbestanddele.

I vandforsyningsboringerne skal der alene analyseres for det totale indhold af fosfor, P_{tot} .

Total fosfor i grundvandet i perioden 2016-2020

Figur 40 viser fordelingen af totalfosfor, P_{tot} , i samtlige indtag, som er prøvetaget i femårsperioden 2016-2020, hvor alle vandforsyningsboringer kan forventes at være prøvetaget mindst én gang. Figuren viser data fra GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer. For hvert indtag anvendes gennemsnitsværdien for perioden. For GRUMO og LOOP er detektionsgrænsen for P_{tot} 0,003 mg/l, hvilket medfører, at hovedparten af prøverne har P_{tot} over detektionsgrænsen. For vandforsyningsboringerne er der overvejende brugt en detektionsgrænse på 0,01 mg/l, hvilket medfører, at ca. 10 % af boringerne har et indhold under den anvendte detektionsgrænse, hvilket også kan ses af kurven for vandforsyningsboringer. Det fremgår af figuren, at der er ganske få meget høje værdier > 0,5 mg/l fra hvert datasæt, og det kan forventes, at der for nogle af de højeste værdier > ca. 1 mg/l kan være tale om en prøvetagningsfejl, hvor der fx er kommet suspenderet stof i prøven, eller der er anvendt en forkert enhed ($\mu\text{g/l}$).



Figur 40. GRUMO, LOOP og Vandforsyning. Fordelingen af de gennemsnitlige total-fosforkoncentrationer (P_{tot}) indtag i perioden 2016-2020 for GRUMO-indtag, LOOP-indtag og vandforsyningsboringer. Bemærk x-aksen er logaritmisk. Antallet af indtag fremgår af legenden. Der er anvendt forskellige detektionsgrænser (DG) for GRUMO/LOOP og vandforsyningsboringer.

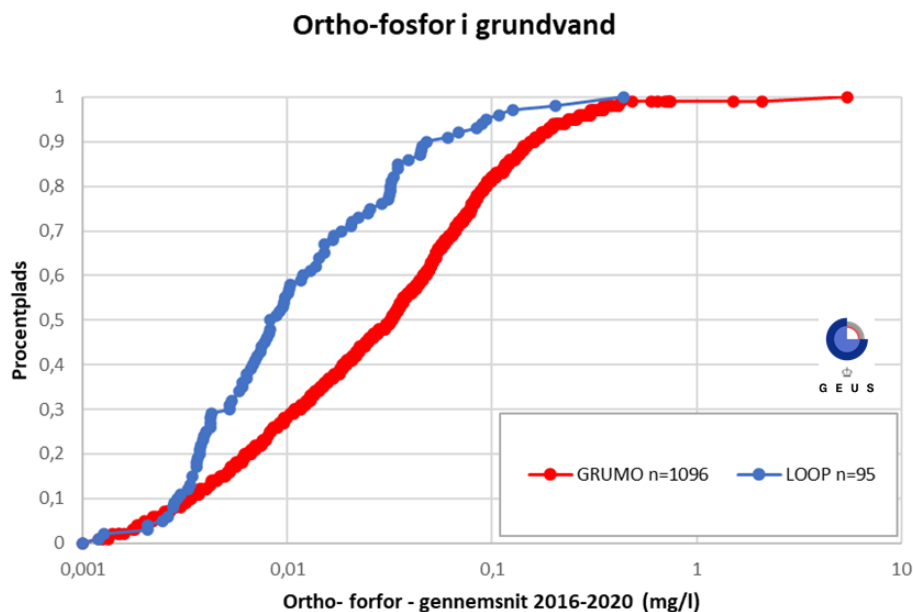
Figur 40 anvender en logaritmisk skala til at vise koncentrationerne, da der er mere end en faktor 1.000 til forskel på de højeste og de laveste koncentrationer. Det fremgår, at koncentrationerne i det øvre grundvand i LOOP-indtagene generelt er lavere end i de øvrige indtag, og at vandforsyningsboringerne, der generelt ligger dybest, har højere koncentrationer end GRUMO- og LOOP-indtag. Median-koncentrationerne er henholdsvis 0,01, 0,04 og 0,07 mg/l for grundvand i LOOP-indtag, GRUMO-indtag, og

vandforsyningsboringer. De lavere koncentrationer i LOOP-indtagene sammenlignet med GRUMO og vandforsyningsboringerne skyldes en større andel indtag med oxideret nitratholdigt grundvand for LOOP, hvor fosfor effektivt bindes til jern- og aluminiumoxider, se fx Figur 43

Ortho-fosfat og organisk bundet fosfor, 2016-2020

Som nævnt foretages der ikke systematiske undersøgelser af P_{ortho} i vandforsyningsboringer, og derfor er beskrivelsen af P_{ortho} alene baseret på analyseresultater fra GRUMO- og LOOP-indtag. Figur 41 viser fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af P_{ortho} i GRUMO- og LOOP-indtag, for perioden 2016-2020. Detektionsgrænsen for P_{ortho} har i hele perioden været 0,001 mg/l, og det fremgår, at det betyder, at stort set alle indtag har indhold over detektionsgrænsen. Bemærk, at x-aksen er logaritmisk. Antal indtag fremgår af legenden.

Figur 41 viser, at medianen for P_{ortho} for perioden 2016-2020 er 0,03 mg/l for grundvand fra GRUMO-indtag og noget lavere, 0,008 mg/l for grundvand fra LOOP-indtag. Til sammenligning lå medianværdierne fra Figur 40 for P_{tot} på hhv. 0,04 og 0,01 mg/l for GRUMO-indtag og LOOP-indtag. Medianværdien for P_{ortho} er således en smule lavere end medianværdien for P_{tot} for begge datatyper.

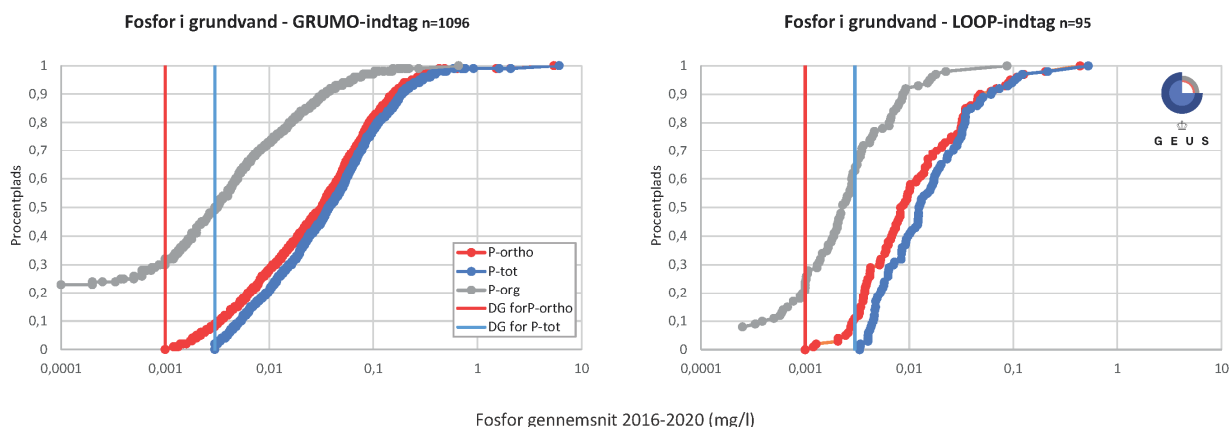


Figur 41. GRUMO og LOOP. Fordelingen af det gennemsnitlige indhold af P_{ortho} i GRUMO- og LOOP-indtag i programperioden 2016-2020. Bemærk, at x-aksen er logaritmisk. Antallet af indtag fremgår af legenden.

Figur 42 viser indholdet af P_{tot} , P_{ortho} og organisk bundet P, P_{org} , fra GRUMO- og LOOP-indtag, 2016-2020. Koncentrationen af P_{org} er beregnet ved at trække koncentrationen af P_{ortho} fra P_{tot} på prøveniveau. Derefter er der beregnet en periodemiddel for P_{org} .

Langt den overvejende del af det fosfor, der findes i grundvandet, optræder som uorganisk fosfat, P_{ortho} , og kun en mindre del findes organisk bundet. I grundvand fra GRUMO-indtag er den maximale koncentration af P_{org} 0,39 mg/l, og 90% af vandprøverne indeholder mindre end 0,04 mg/l. I LOOP-indtag er den maximale koncentration af P_{org} beregnet til 0,10 mg/l, og 90% af vandprøverne indeholder mindre end 0,01 mg/l. Resultaterne viser, at de geokemiske forhold i det overfladenære grundvand i LOOP-indtagene resulterer i betydeligt lavere indhold af P_{org} end de geokemiske og geologiske forhold, der findes i de noget dybere GRUMO-indtag. Da detektionsgrænsen for P_{tot} i GRUMO/LOOP er 0,003 mg/l, kan man ikke forvente pålidelige fund af P_{org} ved indhold under ca. 0,01 mg/l (kvantifikationsgrænsen beregnet som 3 gange detektionsgrænsen), på grund af den høje analyseusikkerhed tæt ved detektionsgrænsen.

Med dette forbehold in mente er der med rimelig sikkerhed fundet P_{org} i ca. 30 % af GRUMO-indtagene og ca. 10 % i LOOP-indtagene. Det beregnede indhold af P_{org} kan antage negative værdier, når der er målt et højere indhold af P_{ortho} end P_{tot} . Sådanne beregnede negative værdier er ikke vist, hvilket ses af, at P_{org} på Figur 42 starter ved en andel på ca. 0,22.



Figur 42. GRUMO og LOOP. Fordelingen af det gennemsnitlige indhold af P_{tot} , P_{ortho} og P_{org} i GRUMO- og LOOP-indtag i 2016-2020. Bemærk x-aksen er logaritmisk. Antallet af indtag fremgår af legenden. Derudover ses detektionsgrænsen (DG) for hhv. P_{tot} og P_{ortho} . Beregnede negative koncentrationer af P_{ortho} er ikke vist.

5.1 Grundvandsovervågningen

Tidligere rapporter af fosfor i grundvand (Thorling mfl., 2013, 2015 og 2018) dokumenterer, hvorledes koncentrationen af fosfor i grundvandet afhænger af de geokemiske forhold - bl.a. redoxforhold - og sammensætningen af de geologiske aflejringsmiljøer. Generelt stiger grundvandets fosforkoncentration i takt med, at grundvandet bliver mere reduceret, og dermed også ofte med dybden. Det blev også vist, at indholdet af fosfor er særligt lavt i kalkaflejringer, da fosfor bindes stærkt til kalk. Omvendt var der højere fosforindhold i andre aflejringer, fx postglaciale aflejringer (Thorling mfl., 2015).

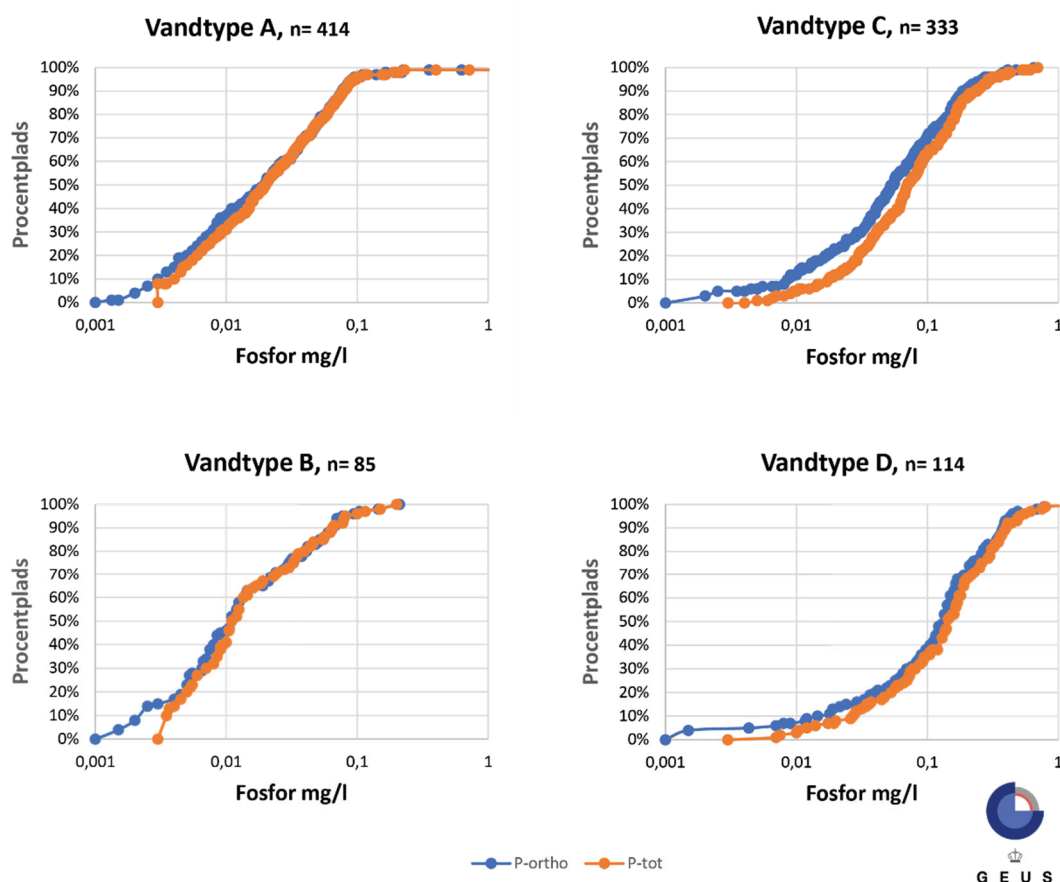
I dette års rapport præsenteres status for data indsamlet i 2019 og 2020 for fosfor med hensyn til redoxforhold, og der sammenlignes med tidligere resultater. Data fra begge år anvendes, idet der er operationel overvågning i 2020, hvor kun en del af de programlagte indtag for perioden 2017-2021 er overvåget, mens alle programlagte indtag blev prøvetaget i 2019.

Fosfor og grundvandets redoxforhold

Fosforindholdet afhænger af redoxforholdene. Dette fremgår tydeligt af Figur 43 og Figur 44. Figur 43 viser for de 4 redoxvandtyper fordelingen af den gennemsnitlige koncentration af P_{tot} og P_{ortho} i GRUMO-indtag i perioden 2019-2020. Redoxvandtyperne er defineret i Figur 78 i Appendiks 3.

Figur 43 viser, at der er et lavt indhold af opløst fosfor i det oxiderede grundvand (A og B) og at P_{tot} og P_{ortho} har samme koncentrationsfordeling. Koncentrationsfordelingerne for vandtype A og B er næsten ens med maksimumværdier omkring 0,1 mg/l og medianværdier på ca. 0,02 mg/l. Medianværdien for vandtype B er en smule lavere end for vandtype A. I de to reducerede vandtyper (C og D) er indholdet af opløst fosfor væsentligt højere med maksimumværdier på ca. 1 mg/l og medianværdier på hhv. 0,07 og 0,14 mg/l for hhv. vandtype C og D. Figur 43 og Figur 44 viser, at mens fosforindholdet i vandtype A og B er nogenlunde ens, så stiger fosforindholdet, når grundvandet bliver mere sulfatreduceret (fra vandtype C til D). Forklaringen på disse variationer ligger først og fremmest i, at fosfor bindes stærkt til jernoxider, der især forekommer i sedimenter med vandtype A og B. Medianværdien er næsten en faktor 10 højere i vandtype D sammenlignet med vandtype A.

Fosfor

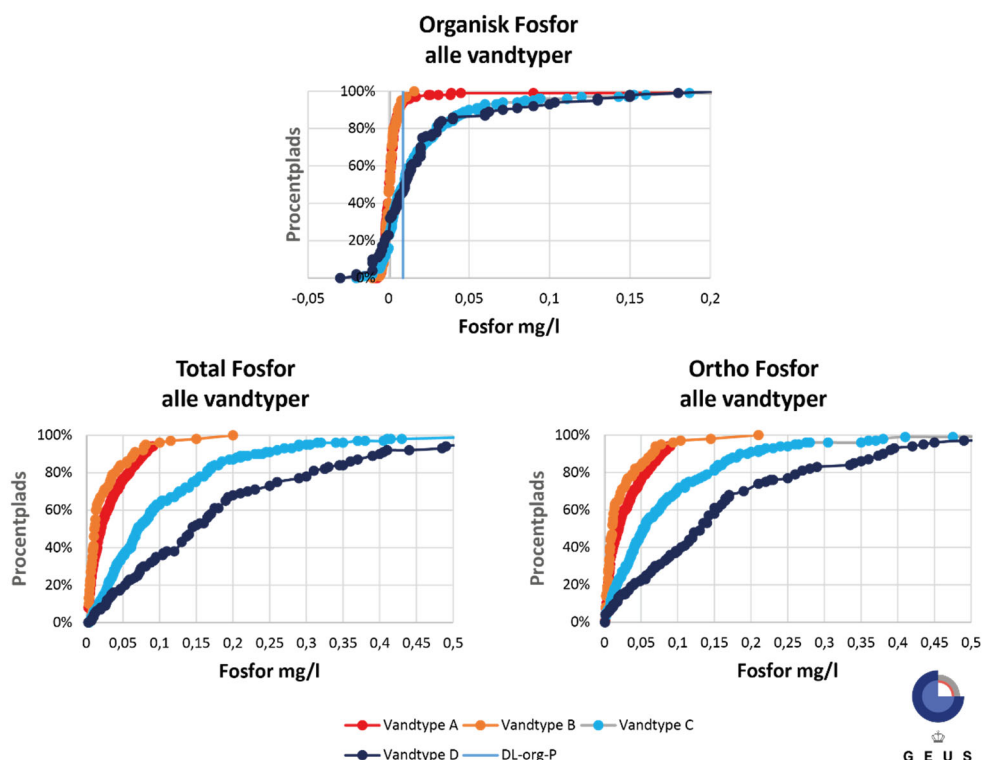


Figur 43. GRUMO. Koncentrationsfordelingen for det gennemsnitlige fosforindhold i GRUMO-indtag for re-doxvandtype A-D for P_{tot} og P_{ortho} for perioden 2019-2020. Antal indtag (n) for hver re-doxvandtype. Bemærk, der er anvendt en logaritmisk skala.

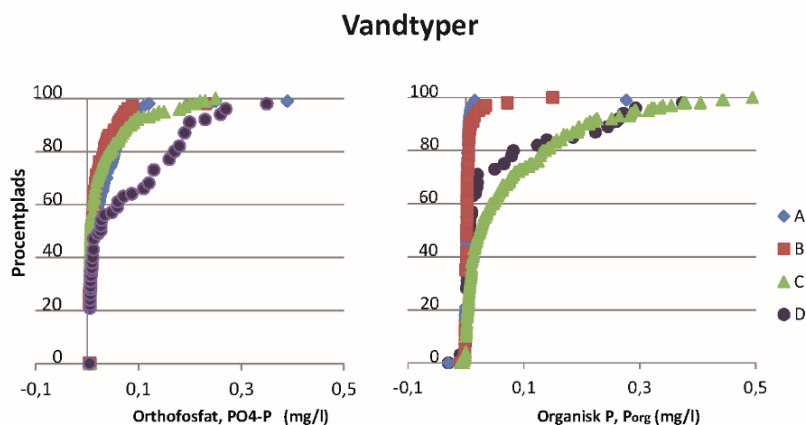
De senere år er detektionsgrænsen for fosfor faldet og det er derfor også interessant at se, om man med den nye detektionsgrænse kan genfinde resultatet fra rapporteringen i 2013, hvor det blev påvist, at forekomsten af P_{org} hovedsageligt er knyttet til det reducerede grundvand (Thorling mfl., 2013). Detektionsgrænsen for fosfor var på dette tidspunkt 0,005 mg/l for både P_{tot} og P_{ortho} , mod hhv. 0,003 og 0,001 i dag.

Figur 44 og Figur 45 viser, at de højeste koncentrationer af P_{org} forekommer i det reducerede grundvand i data fra såvel 2011-2012 som 2019-2020. Resultaterne fra den seneste toårige overvågningsperiode viser ligeledes i overensstemmelse med tidligere, at koncentrationsfordelingen for P_{org} er den samme i vandtype C og D.

Til forskel fra tidligere resultater er koncentrationsniveauerne nu væsentligt mindre for P_{org} . I perioden 2019-2020 er 80 % af P_{org} under 0,025 mg/l mens 80 % af indtagene lå under 0,25 mg/l for perioden 2011-2012. En sammenligning af Figur 44 og Figur 45 viser, at der i dag findes højere niveauer af P_{ortho} end tidligere, specielt i vandtype C. Forklaringen på disse forskelle må formentligt søges i ændrede analysemetoder, idet der ikke kan argumenteres overbevisende for, at forholdene i det dybe grundvand har ændret sig væsentligt for fosfor.



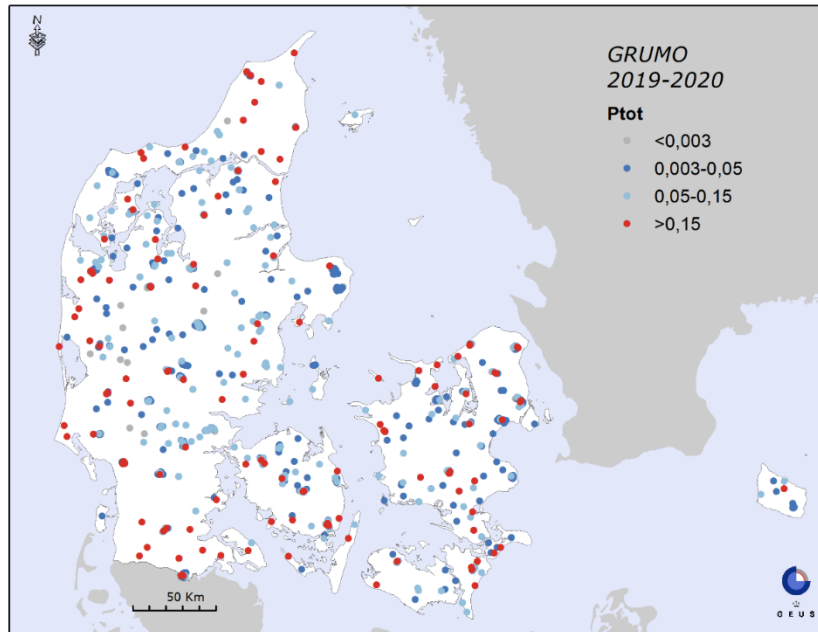
Figur 44. GRUMO. Koncentrationsfordelingen for det gennemsnitlige fosforindhold i GRUMO-indtag for re-doxvandtype A-D for P_{tot} og P_{ortho} og P_{org} for perioden 2019-2020. Antal indtag for hver re-doxvandtype fremgår af Figur 43.



Figur 45. GRUMO. Indholdet af Orthofosfat-P ($PO_4\text{-P}$) og Organisk bundet fosfor (P_{org}) opdelt efter vandtype for perioden 2010-2012. Vandtype A og B indeholder nitrat, mens vandtype C og D er reducerede. Figur taget fra (Thorling mfl., 2013).

Geografisk fordeling – totalfosfor

Figur 46 viser den geografiske fordeling i GRUMO-indtag for P_{tot} . Kortet viser gennemsnitsværdier på indtagsniveau for perioden 2019-2020. Der findes ikke nogen tydelig geografisk tendens for udbredelse af P_{tot} . Indholdet ses at variere inden for ganske korte afstande, hvilket bl.a. afspejler de forskellige geologiske og geokemiske forhold ved indtaget, der begge påvirker det naturlige indhold af opløst fosfor. Som beskrevet ovenfor, er fosforindholdet meget forskelligt i iltet og reduceret grundvand (vandtype A og B og vandtype C og D), hvilket en medvirkende årsag til, at der optræder betydelige forskelle i koncentrationen af P_{tot} i geografisk set nærliggende indtag.



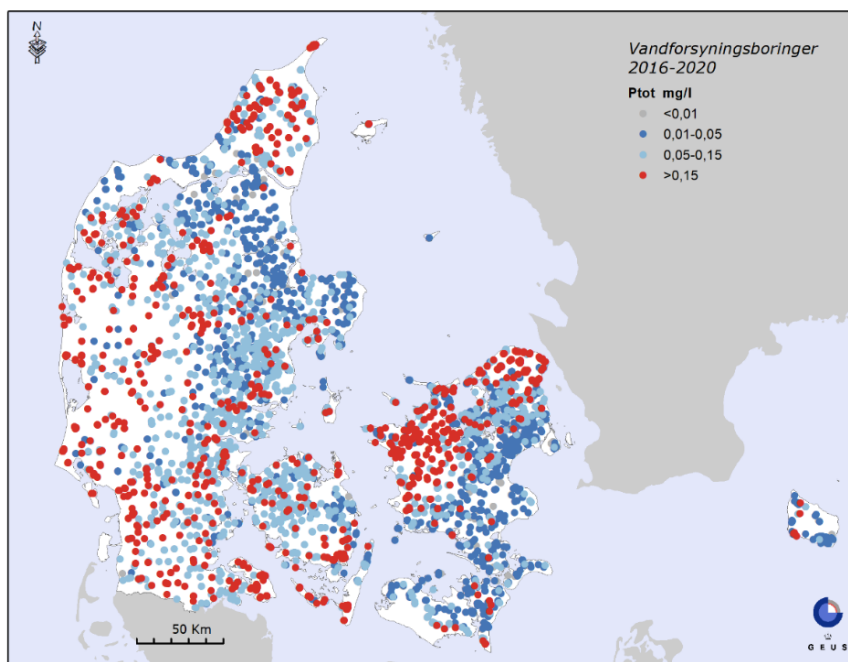
Figur 46. GRUMO. Geografisk fordeling af det gennemsnitlige indhold af fosfor (P_{tot}) i grundvand i 1.048 GRUMO-indtag for perioden 2019-2020. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

5.2 Vandforsyningsboringer

Indholdet af fosfor er højt i mange vandforsyningsboringer, og her vurderes kilden hovedsageligt at være fosfor indlejret i de geologiske lag, mens påvirkningen fra dyrkning af jorden og spildevand anses for at have ringe betydning (Thorling, Hansen og Magid, 2010 og Thorling mfl., 2015).

Geografisk fordeling

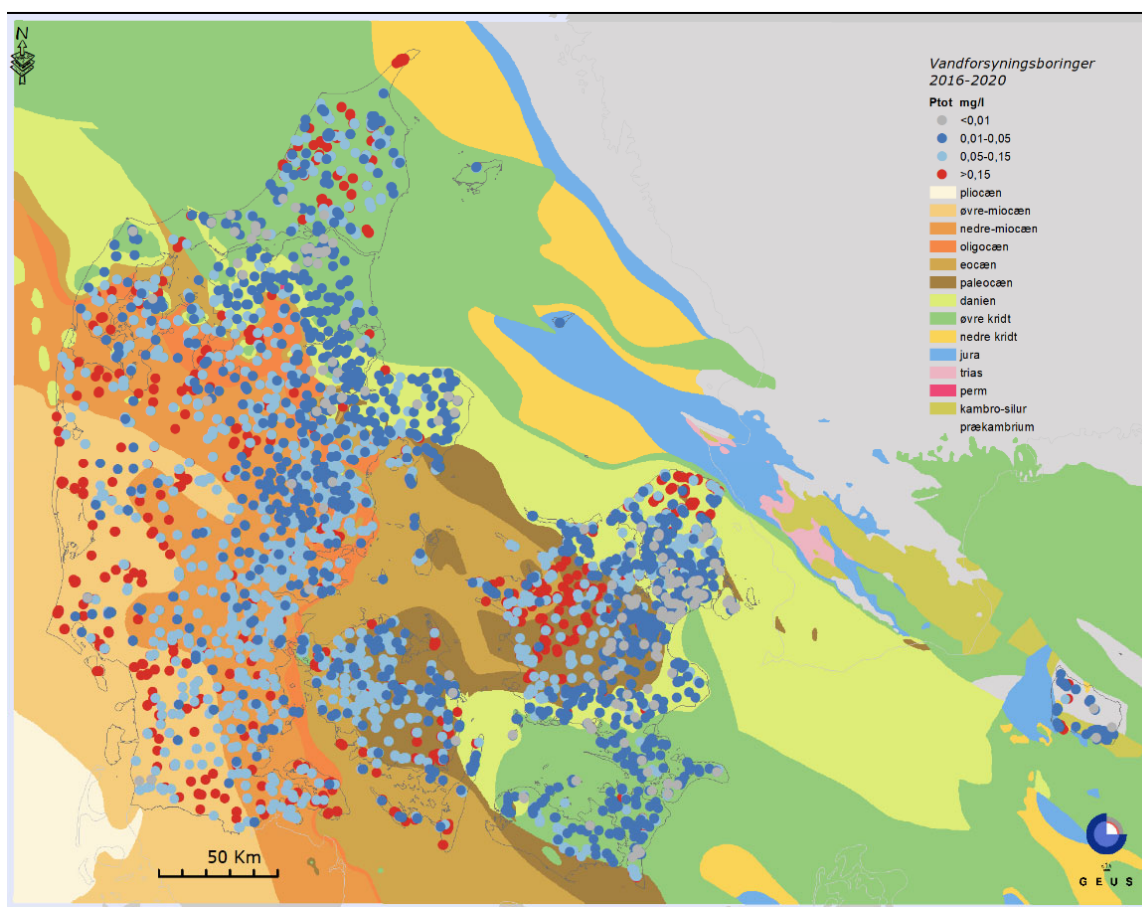
Figur 47 viser den geografiske fordeling af fosfor, P_{tot} i vandforsyningsboringer for perioden 2016-2020.



Figur 47. Vandforsyning. Total fosfor, P_{tot} (mg/l) i 6.185 vandforsyningsboringer. Gennemsnit for perioden 2016-2020. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

Figur 48 viser de samme data som Figur 47, men med de prækvartære lag som baggrundskort (se Appendiks 3, Figur 73), og fosfor sorteret så de laveste værdier ligger øverst for at fremhæve effekten af kalkaflejringer, idet kalk binder fosfor hårdt. Kalkområderne træder frem med lave fosforindhold, for eksempel et bredt bælte, der består af Danien- og Øvre Kridt-aflejringer, som strækker sig fra Djursland, over Himmerland og nordvest for Aalborg. Ligeledes ses et bånd af lave værdier, der strækker sig fra Københavnsområdet, ned gennem Midt- og Østsjælland, Møn og Falster og den nordlige del af Lolland og Sydsjælland. Uden for disse områder er indholdet af P_{tot} typisk højere, hvor eksempelvis de miocæne aflejringer optræder i prækvartæret. Dette er tilfældet i store dele af Jylland, sydvest for Limfjorden. P_{tot} indholdet er dog også højere i de kvartære grundvandsmagasiner i Nordsjælland og de postglaciale lag i fx Nordjylland (Thorling mfl., 2015).

Uden for kalkområderne er det geologiske bidrag til grundvandets fosforindhold generelt højt i reduceret nitratfrit grundvand, der typisk anvendes til vandforsyning, se fx Figur 44.



Figur 48. Vandforsyning. Total fosfor (mg/l) i 6.185 vandforsyningsboringer. Gennemsnit for perioden 2016-2020, hvor alle vandforsyningsboringer kan forventes prøvetaget mindst én gang. De laveste koncentrationer er afbildet øverst for at fremhæve effekten af kalkaflejringer, fx omkring København og Ålborg og på Djursland. Baggrundskortet viser den prækvartære overflade, se Figur 73 i Appendiks 3 for en beskrivelse.

Referencer, Fosfor

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplande 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR352

Blicher-Mathiesen, G., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L., 2021: Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 256 s. - Videnskabelig rapport nr. xxx

Nilsson, B., Kronvang, B., van't Veen, S., Trolborg, L., Thorling, L., Boutrup, S., Larsen, M.M., Rasmussen, J. & Kazmierczak, J. 2019: Vurdering af grundvandets kemiske påvirkning på vandløb og kystvande. Rapportering af Miljøstyrelsens projekt. GEUS-rapport 2019/2.

Nilsson, B., Søndergaard, M., Johansson, L.S., Olesen, A., Kazmierczak, j., Thorling, L. & Trolborg, L. 2019a: Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer. GEUS-rapport 2019/ 3.

Thorling, L., Hansen, B. og Magid, J., 2010: Opløst organisk fosfor i grundvand? Vand og Jord pp. 20-23, vol. 17, feb. 2010.

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brusch, W., Mielby, S., og Sørensen, B., 2013: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2012. Teknisk rapport, GEUS 2013. <https://www.geus.dk/media/16413/g-o-2013.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Ernstsens, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2015: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/media/16356/g-o-2015.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsens, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Trolborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. <https://www.geus.dk/media/18835/grundvand1989-2016-endelig-momsilag.pdf> (14.12.2021)

Links:

Grundvandsovervågningens hjemmeside: www.grundvandsovervaagning.dk (14.12.2021)

JUPITER hjemmesiden: www.Geus.dk/jupiter/index-dk.htm (08.01.2018)

NOVANA hjemmeside: [http:// http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/](http://http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur/) (14.12.2021)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner/> (14.12.2021)

6 Pesticider og deres nedbrydningsprodukter

Indledning

Pesticidkapitlet er opdelt i fire hovedafsnit. Første hovedafsnit omhandler resultater fra NOVANA's delprogram for grundvandsovervågning (GRUMO). Andet hovedafsnit omhandler resultater fra de almene vandforsynings lovpligtige overvågning af vandforsyningsboringer (boringskontrollen). I tredje hovedafsnit sammenlignes resultaterne fra de to programmer og de stofgrupper, der hyppigst findes i grundvandet diskuteres, og i fjerde hovedafsnit diskuteres screeningsresultater for stoffet trifluoreddikesyre (TFA).

I grundvand kan pesticider og deres nedbrydningsprodukter stamme fra erhvervsmæssig brug af pesticider i skovbrug og jordbrug, fra virksomheders og privates anvendelse i haver og anlæg, samt fra anvendelse på befæstede arealer og i byggematerialer. Dertil kommer udvaskning fra spild og punktkilder, fx vaskepladser. Pesticidstofferne dækker også stoffer med biocidanvendelse og deres nedbrydningsprodukter, jf. Grundvandsdirektivets bilag 1 (EU, 2006), se også kapitel 2 og Appendiks 1.

I praksis er det for nogle stoffer vanskeligt at afgøre, om stoffet bør opfattes som et biocid i grundvandsanalyser. For disse stoffer arbejder Miljøstyrelsen på retningslinjer for, hvilke af stofferne, der skal opfattes som biocider i grundvandsprøver. I pesticidkapitlet har GEUS derfor medtaget udvalgte biocidstoffer, som har tydeligt miljøfremmede egenskaber (for flere detaljer, se Appendiks 1.1). Trifluoreddikesyre (TFA) og saccharin indgår ikke i de generelle opgørelser. TFA behandles i et selvstændigt afsnit sidst i kapitlet.

Tabel 8 viser de pesticider og nedbrydningsprodukter, der indgik i grundvandsovervågningens stofliste for pesticider og Drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 i 2020. Stoffer, der er tilføjet i 2020, er mærket med 'nyt'. ETU og 4-nitrophenol kan have industrielle kilder, der ikke er pesticid/biocid-anvendelser, men så vidt vides, har stofferne ikke haft industrielle anvendelser, der indebærer bevidst spredning i det åbne land. Det forventes derfor, at grundvandsprøver udtaget i det åbne land kun i ringe grad vil være påvirket af stoffernes industrielle anvendelse. I analyseprogrammet for organiske mikroforureninger indgår biociderne phenol og pentachlorphenol, som for nuværende rapporteres som biocider/bekæmpelsesmidler, samt chloroform, der rapporteres som organisk mikroforurening. Afgrænsningen af organiske mikroforureninger versus biocid-/pesticidstoffer vil blive opdateret i Jupiter og grundvandsovervågningen efterhånden som vidensgrundlaget og det administrative grundlag bliver bedre.

Ifølge drikkevandsdirektivet og grundvandsdirektivet er kvalitetskravet for pesticidindholdet i drikkevand og grundvand 0,1 µg/l for enkeltstoffer af pesticider og nedbrydningsprodukter, mens den for summen af enkeltstoffer i en prøve er 0,5 µg/l. Kvalitetskravet på 0,1 µg/l gælder både for anvendelse som pesticid og som biocid. Insekticiderne aldrin, dieldrin, heptachlor og heptachlorepoxyd har skærpede drikkevandskvalitetskrav på 0,03 µg/l. Nogle biocid-stoffer har desuden selvstændige kvalitetskrav udover det generelle kvalitetskrav for biocider på 0,1 µg/l, fx phenoler (phenol, methylphenoler og dimethylphenoler; 0,5 µg/l, grundvandskvalitetskrav, Miljøstyrelsen, 2018a) og pentachlorphenol (0,01 µg/l).

Som udgangspunkt indgår alle godkendte prøver fra GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer, der ligger i Jupiter, i de samlede opgørelser af pesticid-belastningen, herunder også data for pesticider, der ikke har indgået i de obligatoriske analyseprogrammer. Eneste undtagelser er, hvis der tilfældigvis opdages analyseresultater, som er indlysende fejlbehæftede, fx hvis samtlige pesticider i en prøve er indberettet med værdien 0,01 µg/l i stedet for <0,01 µg/l, hvorefter data udgår af rapporteringen. Den indberettede detektionsgrænse fra laboratorierne på 0,01 µg/l har generelt været den samme for de programlagte pesticider i de sidste 30 år. Nogle stoffer har dog haft forhøjede detektionsgrænser de første år, stofferne har været analyseret. Detektionsgrænser over 0,01 µg/l forekommer hyppigst i vandforsyningsboringers datasæt samt i massescreeningernes datasæt. Indberettede biocidanalyser kan have andre detektionsgrænser end for de programlagte pesticider, hvorfor den generelle detektionsgrænse på 0,01 µg/l ofte ikke gælder for disse stoffer. Andelen af prøvetagede indtag med overskridelse af kvalitetskravet for summen af pesticidstoffer er beregnet for hvert enkelt prøveresultat, der er indberettet til Jupiter. Hvis en grundvandsprøve er splittet i flere delprøver, og resultatet for hver delprøve er selvstændigt indberettet, opgøres summen for hver delprøve.

Tabel 8. GRUMO & Vandforsyning. Pesticidstoffer, der indgik i grundvandsovervågningens stofliste for pesticider (GRUMO) eller Drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 (Vandforsyning) i 2020 sorteret efter stofgruppe. Baggrundsfarven viser hvilke stoffer, der er fra samme stofgruppe eller er nedbrydningsprodukter fra samme stofgruppe. Stoffer markeret med * er nedbrydningsprodukter eller synteseurenheder. Stoffer tilføjet grundvandsovervågningens stofliste eller drikkevandsbekendtgørelses bilag 2 i 2020, er mærket med 'nyt'. Biociderne phenol, pentachlorphenol og chloroform indgår i grundvandsovervågningens analyseprogram for organiske mikroforureninger.

Pesticid/ nedbrydningsprodukt*	Stofgruppe	GRUMO	Borings- kontrol	Beskrivelse
Glyphosat	Organofosfonat	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
AMPA (aminomethylphosphorsyre)*	Organofosfonat	X	X	Nedbrydningsprodukt fra glyphosat.
Bentazon	Thiadiazin	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
ETU (ethylthiourea)*	Dithiocarbamat	X	X	Nedbrydningsprodukt og synteseurenheder i dithiocarbamat fungicider fx maneb, zineb, metiram og mancozeb. Moderstoffer med biocidanvendelse: zineb, mancozeb, maneb og nabam. ETU bruges også i industrielle processer fx vulkanisering.
Dichlorprop/dichlorprop-P	Phenoxysyre	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
Mechlorprop/mechlorprop-P	Phenoxysyre	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
2,4-D	Phenoxysyre	X		Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
MCPA	Phenoxysyre	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
4-PPP*	Phenoxysyre	X	X	Urenhed i phenoxysyrerne dichlorprop og mechlorprop, muligvis også nedbrydningsprodukt fra dichlorprop.
2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre)*	Phenoxysyre	X	X	Urenhed i phenoxysyren dichlorprop.
2,4-dichlorphenol*	Chlorphenol	X	X	Nedbrydningsprodukt og urenhed fra herbiciderne 2,4-D og dichlorprop. Urenhed og nedbrydningsprodukt fra biociderne pentachlorphenol og triclosan.
2,6-dichlorphenol*	Chlorphenol	X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicid-urenheden 2,6-DCPP. Urenhed og nedbrydningsprodukt fra biocidet pentachlorphenol.
Atrazin	Chlortriazin	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
Hydroxyatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin.
Desethylatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin.
Desisopropylatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin, terbuthylazin, simazin og formentlig andre chlortriaziner.
DEIA (desethyldeisopropylatrazin)*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin, terbuthylazin, simazin, cyanazin og formentlig andre chlortriaziner.

Pesticid/ nedbrydningsprodukt*	Stofgruppe	GRUMO	Borings- kontrol	Beskrivelse
Desethylhydroxyatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin og formentlig andre triaziner.
Desisopropylhydroxyatrazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin, simazin, terbuthylazin og formentlig andre triaziner.
Didesalkylhydroxyatrazin (hydroxy-DEIA)*	Triazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra atrazin, simazin, terbuthylazin, cyanazin og formentlig andre triaziner såsom alkylthiotriaziner (biocider).
Simazin	Chlortriazin	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler og som biocid.
Hydroxysimazin*	Triazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra simazin og simetryn.
Desethylterbuthylazin*	Chlortriazin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet terbuthylazin.
Hexazinon	Triazinon	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
Metribuzin	Triazinon	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
Metribuzin, desamino-*	Triazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metribuzin.
Metribuzin, diketo-*	Triazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metribuzin.
Metribuzin, desaminodiketo-*	Triazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metribuzin.
4-Nitrophenol*	Nitrophenol	X	X	Vækstregulerende middel (som p-nitrophenolate) og nedbrydningsprodukt fra insecticidet methylparathion. Kan også stamme fra industrielle synteseprocesser.
Metalaxyl/metalaxyl-M	Acylalanin	X	X	Fungicid. Anvendt som sprøjtemiddel og bejdsemiddel.
CGA-62826 (<i>N</i> -(2,6-dimethylphenyl)- <i>N</i> -(methoxyacetyl)alanine)*	Acylalanin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M.
CGA-108906 (<i>N</i> -(2-carboxy-6-methylphenyl)- <i>N</i> -(methoxyacetyl)alanine)*	Acylalanin	X	X	Nedbrydningsprodukt fra metalaxyl/metalaxyl-M.
Diuron	Phenylurea	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler og som biocid i overfladefilmkonservering bygningsmaterialer fx pudset murværkmurværk.
Dichlobenil	Benzonitril	X	X	Herbicid. Anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
BAM (2,6-dichlorbenzamid)*		X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbiciderne dichlobenil og chlorthiamid, samt fungicidet fluopicolid, der kan anvendes som bejdsemiddel.
2,6-Dichlorbenzoesyre*		X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbiciderne dichlobenil og chlorthiamid, samt fungicidet fluopicolid, der kan anvendes som bejdsemiddel.

Pesticid/ nedbrydningsprodukt*	Stofgruppe	GRUMO	Borings- kontrol	Beskrivelse
1,2,4-triazol*	Triazol	X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet amitrol og triazolfungicider fx tebuconazol, metconazol, difenoconazol, epoxiconazol og propiconazol. Moderstofferne har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler, i bejdsemidler (fx tebuconazol og prothioconazol), i vækstregulerende midler (fx metconazol), som biocid og konserveringsmidler i maling og træbeskyttelse (fx propiconazol og tebuconazol) og som lægemidler (fx fluconazol).
DMS (<i>N,N</i> -dimethylsulfamid)*	Sulfamid	X	X	Nedbrydningsprodukt fra fungiciderne dichlofluamid og tolylfluamid der har været anvendt som plantebeskyttelsesmidler og som biocider og konserveringsmidler i fx træbeskyttelse og maling.
DPC (desphenylchloridazon)*	Pyridazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet chloridazon.
MDPC (methyl-desphenylchloridazon)*	Pyridazinon	X	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet chloridazon.
Alachlor ESA*	Chloroacetanilid	X ^{nyt}	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet alachlor.
Dimethachlor ESA*	Chloroacetanilid	X ^{nyt}	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor.
Dimethachlor OA*	Chloroacetanilid	X ^{nyt}	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet dimethachlor.
Metazachlor ESA*	Chloroacetanilid	X ^{nyt}	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metazachlor.
Metazachlor OA*	Chloroacetanilid	X ^{nyt}	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet metazachlor.
Propachlor ESA*	Chloroacetanilid	X ^{nyt}	X	Nedbrydningsprodukt fra herbicidet propachlor.
CTAS (chlorothalonilamidsulfonsyre)*	Chloronitrile	X	X	Nedbrydningsprodukt fra fungicidet chlorothalonil der har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler, til bejdsning og som biocid eller konserveringsmiddel i maling.
PPU (IN-70941)*	Sulfonylurea	X ^{nyt}		Nedbrydningsprodukt fra herbicidet rimsulfuron som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler.
PPU-desamino (IN-70942)*	Sulfonylurea	X ^{nyt}		Nedbrydningsprodukt fra herbicidet rimsulfuron som har været anvendt i plantebeskyttelsesmidler.

6.1 Grundvandsovervågningen

Datagrundlag

Der anvendes i dette afsnit pesticidanalyser fra GRUMO-indtag fra de seneste 10 år, dvs. perioden 2011-2020. Dette betyder, at opgørelserne i større grad end tidligere, afspejler aktuelle fund. Undtaget herfra er tidsserierne for den faste kerne af indtag, som går tilbage til 1998. Periodeopgørelser for den generelle pesticidbelastning indeholder prøver for alle undersøgte pesticidstoffer, som er indberettede og godkendte i perioden. Grundvandsovervågningens stationsnet har over årene gennemgået en række ændringer, dels af tekniske årsager, dels for at dække forskellige forvaltningsmæssige behov, herunder en gradvis tilpasning til kravene i vandrammedirektivet. Resultatet er, at der gennem årene er udgået indtag fra stationsnettet, og andre er kommet til, se Appendiks 2.

Der har over årene indgået et varierende antal stoffer i analyseprogrammet, idet nye pesticider og nedbrydningsprodukter inddrages på grundvandsovervågningens stofliste for pesticider ved revision i forbindelse med ny programperiode, når der sker ændringer i drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2, eller når Miljøstyrelsen i øvrigt vurderer det relevant at undersøge for nye stoffer. Samtidig udgår stoffer, der kun sjældent eller aldrig påvises i grundvandet. En oversigt over programlagte stoffer og den periode, de har indgået i analyseprogrammerne, er vist i bilag 4. De programlagte stoffer er flere gange suppleret med screeningsundersøgelser i udvalgte indtag. I 2013 blev der screenet for metalaxyl og nedbrydningsprodukter herfra, i 2017 blev der screenet for DPC, MDPC og 1,2,4-triazol, i 2018 blev der screenet for *N,N*-dimethylsulfamid (DMS) og tolylfluorid, i 2019 gennemførte Miljøstyrelsen en massescreening for mere end 400 stoffer, og i 2020 en screening for yderligere 76 stoffer. Screeningsresultaterne indgår i de generelle opgørelser.

Stationsnettet dækker hovedsagelig pesticidbelastningen i det åbne land for at beskrive påvirkningen fra de egentlige pesticider; plantebeskyttelsesmidlerne. Det betyder samtidig, at belastningen fra biocid anvendelser i bebyggede områder, fx DMS fra træbeskyttelsesmidlet tolylfluorid, er underrepræsenteret.

Prøvetagningsfrekvenser har varieret meget fra den ene programperiode til den næste, specielt er der stor forskel på perioderne før og efter 2007. Siden 2007 har den programlagte prøvetagningsfrekvens været afhængig af det enkelte indtags pesticidindhold, så indtag med tidligere pesticidfund er programlagt til prøvetagning oftere end indtag uden forudgående fund. Dette skyldes blandt andet, at overvågningen er tilpasset vandrammedirektivet, se kapitel 2. Prøvetagningen har siden 2017 vekslet mellem kontrolovervågning, hvor alle indtag programlagt til pesticidovervågning prøvetages, og operationel overvågning, hvor der fortrinsvis prøvetages indtag med tidligere pesticidfund. 2020 var et år med operationel overvågning, se også kapitel 2. Datasættene for 2017 (kontrolovervågning af 1.046 indtag), 2018 (operationel overvågning af 512 indtag + 37 ekstra indtag screenet for DMS og tolylfluorid), 2019 (kontrolovervågning af 1.034 indtag) og 2020 (operationel overvågning af 533 indtag) afviger derfor markant fra de tidligere år og kan ikke sammenlignes direkte med tidligere år, der ikke var opdelt i kontrolovervågning og operationel overvågning.

Metode

Variationen i prøvetagningsfrekvens betyder, at det er kompliceret at opstille meningsfulde generelle tidsserier baseret på enkeltår. I løbet af en treårs-periode er der imidlertid udtaget mindst én prøve fra stort set alle indtag, som er programlagt til pesticidovervågning. En tidsperiode på tre år anvendes derfor i mange pesticidopgørelser for at reducere effekterne af de varierende prøvetagningsfrekvenser. Rapporteringen af pesticidbelastningen bygger således på en metode, der opgør i hvor stor en andel af indtagene, der mindst én gang i en periode på typisk tre år har været mindst ét stof med fund over detektionsgrænsen eller mindst ét stof med overskridelse af kvalitetskravet, eller hvor summen af påviste pesticider har overskredet kvalitetskravet. Denne metode betegnes 'periodeopgørelsen', idet formålet med opgørelsen er at karakterisere pesticidbelastningen indenfor en given periode. Det helt centrale i opgørelsen er, at hvert indtag kun tæller med én gang i opgørelser over andelen af indtag i de tre koncentrationsintervaller (ikke påvist; påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$; $> 0,1 \mu\text{g/l}$), selv om der har været udtaget flere vandprøver. De metodiske forhold er indgående diskuteret i Appendiks 1. Det optælles ikke hvor mange stoffer, der har været påvist, eller hvor mange stoffer, der har overskredet kvalitetskravet.

Status, pesticider i Grundvandsovervågningen Tabel 9 viser, at der i 2020 blev fundet pesticidstoffer i 72,4 % af de undersøgte indtag. Kvalitetskravet for enkeltstoffer (0,1 µg/l) var overskredet mindst én gang i 39,0 % af indtagene og kvalitetskravet for summen af målte stoffer var overskredet i 15,9 %. Det skal bemærkes, at 2018 og 2020 var år med operationel overvågning, hvorfor fundprocenterne ikke er repræsentative for hele stationsnettet. Tabel 9 viser også en periodeopgørelse for 2018-2020, hvor stort set alle aktive indtag er prøvetaget mindst én gang. Enkeltstoffer blev i perioden påvist i 61,0 % af indtagene, og kvalitetskravet for enkeltstoffer på 0,1 µg/l var overskredet mindst én gang i 30,0 % af indtagene. Summen af målte stoffer overskred kvalitetskravet mindst én gang i 12,1 % af de undersøgte indtag i perioden.

I årene 2018-2020 havde alle prøver med overskridelse af kvalitetskravet for sum også en overskridelse af kvalitetskravet for enkeltstof. I hele grundvandsovervågningens datasæt (1990-2020) overskrider kun én prøve sumkriteriet, uden der er en overskridelse af kvalitetskravet for et enkeltstof. I denne prøve var summen af pesticider 0,54 µg/l og maksimum-værdien for et enkeltstof præcis 0,10 µg/l.

Tabel 9. GRUMO. Pesticidfund i GRUMO-indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og >0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2018-2020, hvor alle indtag er analyseret mindst én gang.

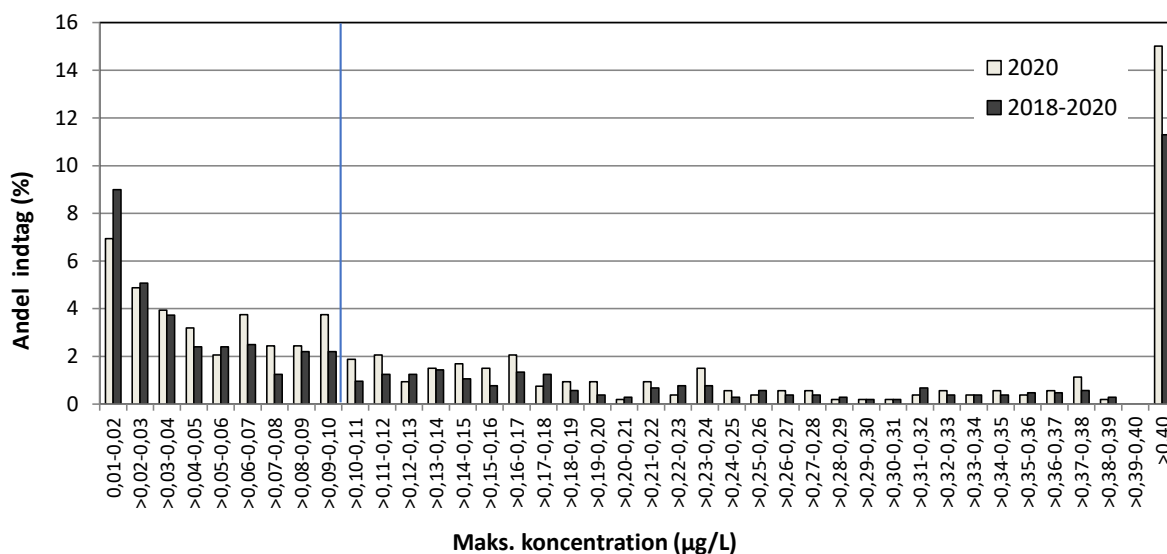
GRUMO	Indtag antal				Indtag andel (%)		
	I alt	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l
2020	533	386	208	85	72,4	39,0	15,9
2019	1.034	600	234	95	58,0	22,6	9,2
2018	549	345	145	53	62,8	26,4	9,7
2018-2020	1045	637	313	126	61,0	30,0	12,1

Opgørelser for de enkelte stoffer i 2020 og for perioden 2011-2020 fremgår af Tabel 11 og Tabel 12 (de 25 hyppigste stoffer) samt bilag 6.1 og 6.2 (alle stoffer).

Koncentrationsfordeling

Figur 49 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2020 og i perioden 2018-2020. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2020 eller i perioden 2018-2020. Fundandelen angiver, hvor mange procent af indtagene, der indeholdt pesticider for hvert koncentrationsinterval. Fundandelen aftager hurtigt med stigende koncentration, men der er samtidig en meget lang 'hale' af fund over kvalitetskravet.

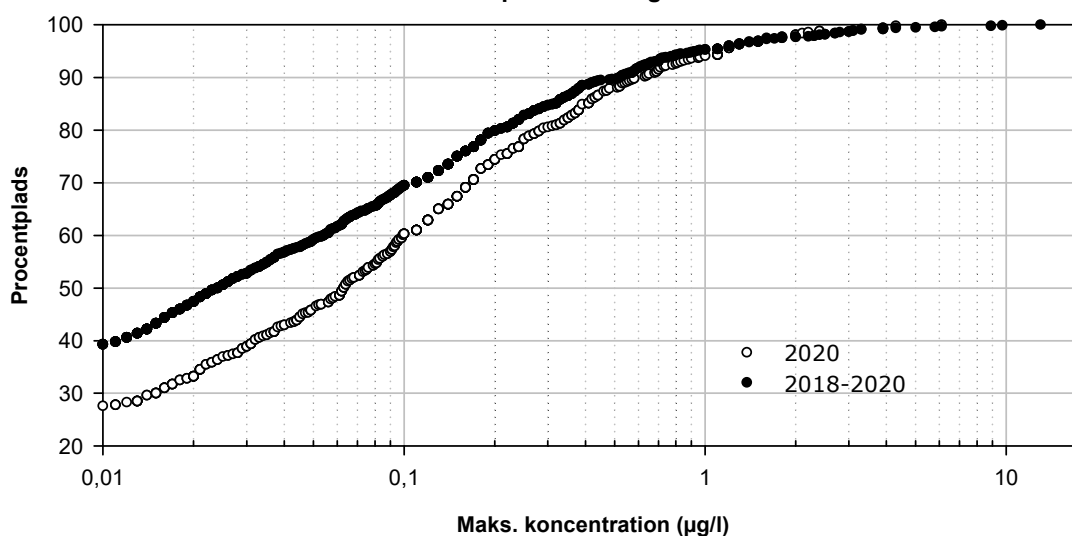
Frekvensfordeling 2020 og 2018-2020



Figur 49. GRUMO. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2020 og i perioden 2018-2020. Kvalitetskravet på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2020 blev der ikke påvist pesticider i 27,6 % af de undersøgte indtag, i perioden 2018-2020 ikke i 39,0 %, se Figur 50.

Indtag med høje koncentrationer ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procent-pladsfordelinger med en logaritmisk skala som i Figur 50. Procentpladsen angiver placeringen i data-sættet, fx giver koncentrationen 0,2 µg/l i 2020 procentpladsen 74 %, hvilket viser, at den højeste pesticid-koncentration i 74% af de undersøgte indtag i 2020 lå under 0,2 µg/l. Når flere indtag har samme koncentration, er de repræsenteret af ét punkt. Procentplads-fordelingerne for 2020 og perioden 2018-2020 er forskellige, hvilket skyldes, at 2020 var et år med operationel overvågning, hvor fortrinsvis indtag med tidligere pesticidfund blev prøvetaget. Dette ses ved en lavere skæring af y-aksen for 2020 pga. lavere andel af indtag uden pesticidfund sammenlignet med perioden 2018-2020, hvor alle indtag blev prøvetaget.

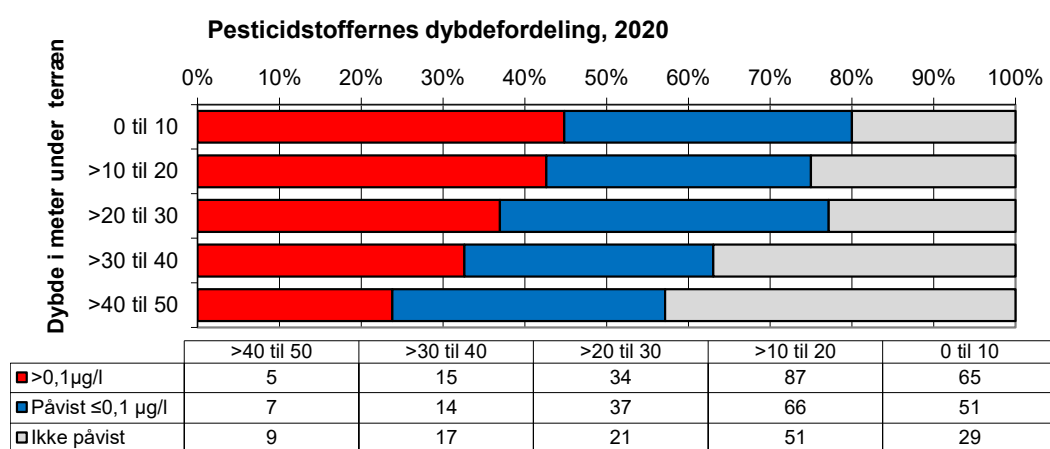
Procentplads 2020 og 2018-2020



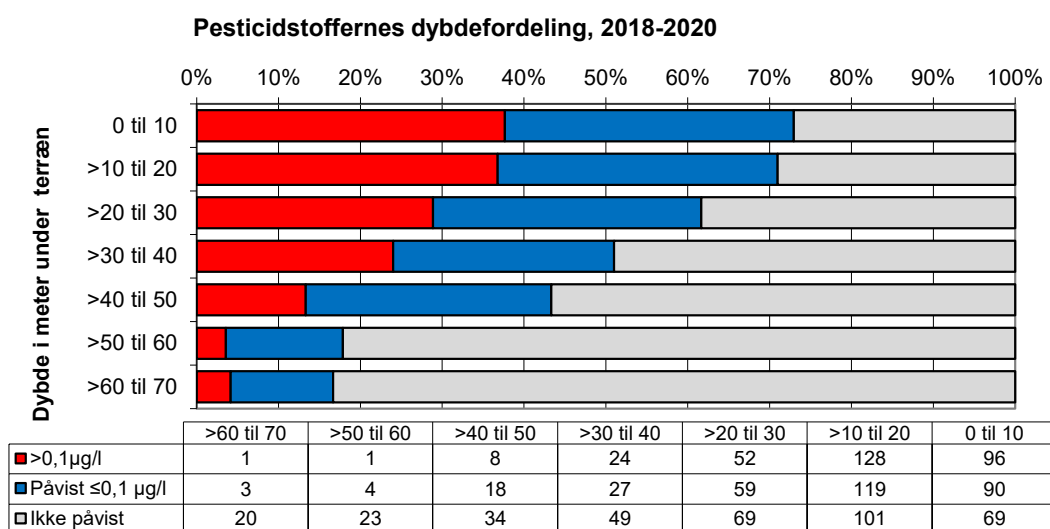
Figur 50. GRUMO. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for GRUMO-indtag prøvetaget i 2020 og i perioden 2018-2020. Det fremgår, at i 2020 blev der ikke påvist pesticider i 27,6 % af de undersøgte indtag, og i perioden 2018-2020 i 39,0 % af de undersøgte indtag.

Dybdefordeling

Figur 51 viser pesticidernes forekomst i forskellige dybder. I figurerne er der for få indtag dybere end 70 meter under terræn til at give en meningsfuld fordeling på de tre koncentrationsklasser. For 2020 er der derudover også for få indtag i dybderne 50-60 m u.t (5 indtag) og 60-70 m u.t (10 indtag). Fundamentene falder generelt med dybden i begge datasæt. Sammenlignet med tidligere er der en betydeligt højere andel med påviste pesticider i det øvre grundvand og også en betydeligt højere andel med overskridelser af kvalitetskravet. I perioden 2018-2020 blev pesticider påvist i fire indtag, der havde top af indtag i mere end 100 m u.t., hvoraf ét indtag overskred kvalitetskravet. Det dybeste pesticidfund var i 158 m u.t. (DGU nr. 46. 910, indtag 1) i et kalkmagasin lige over en saltdiapir (salthorst), hvor bentazon er påvist i alle prøver, dvs. siden 2013. Ved en saltdiapir er de geologiske lag kraftigt forstyrrede med skrånstillede lag og sprækker, hvor pesticider kan transporteres til stor dybde.



Antal indtag

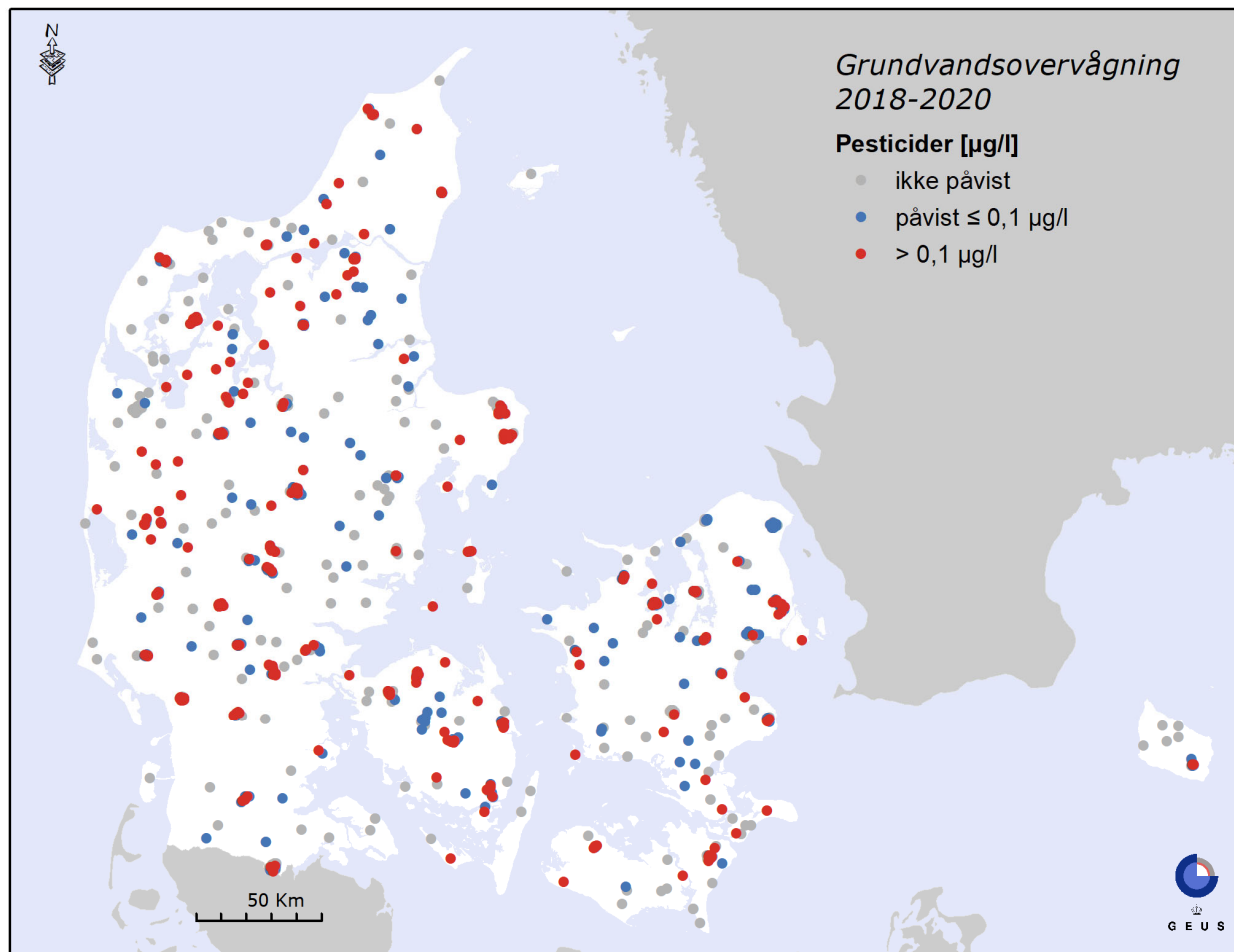


Antal indtag

Figur 51. GRUMO. Pesticidstoffers dybdefordeling for GRUMO-indtag prøvetaget i 2020 og for perioden 2018-2020. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget.

Geografisk fordeling af pesticider i Grundvandsovervågningen

Figur 52 viser den geografiske fordeling af pesticider i grundvandet i GRUMO-indtag i perioden 2018-2020, hvor de fleste programlagte indtag er prøvetaget mindst én gang. I perioden er der påvist pesticider over og under kvalitetskravet jævnt fordelt i hele landet.



Figur 52. GRUMO. Pesticidstoffers geografiske fordeling for GRUMO-indtag i perioden 2018-2020. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$), ét pesticid er påvist mindst én gang under kvalitetskravet (påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk $<0,01 \mu\text{g/l}$). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

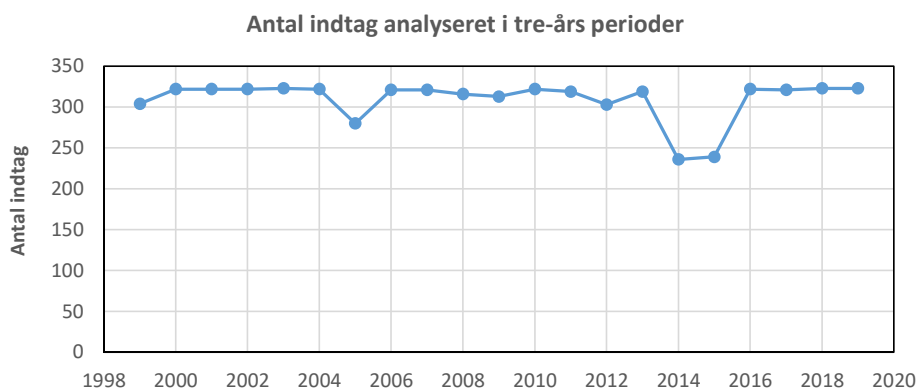
Tidslig udvikling i den faste kerne af indtag

I dette afsnit præsenteres resultater for en fast kerne af indtag, som er prøvetaget jævnligt siden 1998. Da der er tale om udvalgte indtag, er fundandelene ikke nødvendigvis repræsentative for stationsnettet som helhed, men udviklingen over tid er sandsynligvis den samme som i resten af stationsnettet.

Opgørelser af pesticidernes tidslige udvikling kompliceres af, at der over årene har indgået forskellige indtag i måleprogrammet. Stationsnettet har haft forskellig fokus i de forskellige programperioder fx med hensyn til dybde og pesticidbelastning. GEUS har derfor udvalgt en fast kerne på 323 indtag, som er prøvetaget til pesticidanalyse nogenlunde regelmæssigt. 1998 er valgt som første år, idet analyseprogrammet før 1998 var meget anderledes, end det er i dag. Vi har valgt indtag, hvor datahullerne er på højst tre sammenhængende år, men har accepteret, at der i tidsserierne kan forekomme et enkelt datahul på fire sammenhængende år, da antallet af indtag ellers ville blive for lavt. Datahullerne på fire år er desværre ikke spredt jævnt over årene, de ligger oftest i perioden 2013-2016. Indtagene i den faste kerne

er spredt over det meste af landet og udgør en delmængde af det oprindelige GRUMO-stationsnet, der i hvert af 73 oprindelige GRUMO-områder repræsenterede oplandet til en vandforsyning, se Appendiks 2.

Den tidlige udvikling i den faste kerne bygger på periodeopgørelser for tre-årsperioder. Figur 53 viser, at perioderne 2004-2006, 2013-2015 og 2014-2016 (vist på årene 2005, 2014 og 2015 i Figur 53) har færre prøvetagede indtag end resten af perioderne. Fundandelene afviger også for disse tre periodeopgørelser, hvorfor de udgår af datasættet.



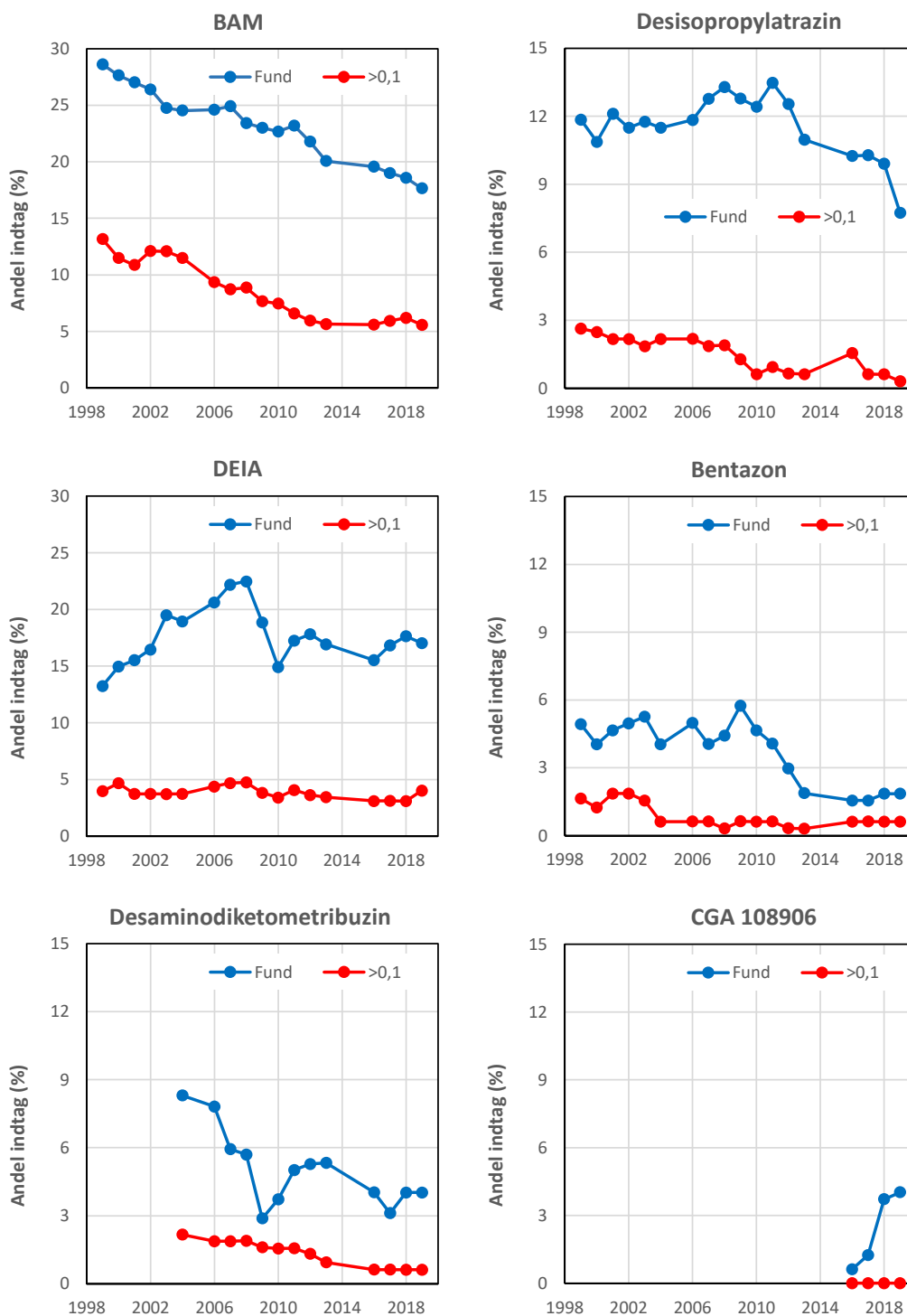
Figur 53. GRUMO. Tidlig udvikling i prøvetagning af de 323 GRUMO-indtag i den faste kerne af indtag til belysning af pesticidtidsserier. Hvert år repræsenterer opgørelser af antal indtag, som er analyseret mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

Udviklingen i den generelle pesticidbelastning kan kun beregnes for de stoffer, der indgik i analyseprogrammerne i de enkelte perioder. DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har meget høje fundandele sammenlignet med andre stoffer i analyseprogrammerne (Tabel 13 og Tabel 14), men har kun været analyseret siden 2017/2018. Det må formodes, at DPC, MDPC, DMS og 1,2,4-triazol har været vidt udbredte i grundvandet i en årrække, men det er ikke muligt at vurdere, hvor stort omfanget har været. Derfor kan man heller ikke beregne retvisende trends for den generelle pesticidbelastning eller den faste kerne. Det er kun muligt at beregne den tidlige udvikling for enkeltstoffer i GRUMO-indtagene.

Figur 54 og bilag 5 viser udviklingen i fundandele for udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. Stofferne er valgt ud fra, at de skal repræsentere forskellige stofgrupper, og så vidt muligt have lange tidsserier. Det skal bemærkes, at fundandelene under 3 % er meget usikre, idet 3 % svarer til 10 indtag og ændringer i enkelte indtag kan derfor påvirke udviklingen betydeligt. Figuren viser, at BAM er langt det hyppigste af de udvalgte stoffer i den faste kerne af indtag. BAMs fundandele har været jævnt faldende for både fund i alt og overskridelser af kvalitetskravet. Salget af BAM's ene moderstof dichlobenil stoppede i 1996, salget af det andet moderstof chlorthiamid stoppede i 1980 (Miljøstyrelsen, 2017a). Det tredje moderstof fluopicolid kan muligvis forekomme i importeret såsæd.

De næsthøypigste af de udvalgte stoffer er DEIA og desisopropylatrazin, som er nedbrydningsprodukter fra en række chlortriazinere, se Tabel 8, hvor anvendelsen af alle moderstofferne nu er forbudt som planbeskyttelsesmiddel. DEIA's udbredelse toppede omkring 2008, hvorimod andelen af indtag med overskridelse af kvalitetskravet har været stort set konstant. Desisopropylatrazins udbredelse har været faldende siden 2011, mens andelen af overskridelser af kvalitetskravet har været jævnt faldende i hele perioden, så overskridelser nu næsten ikke forekommer i den faste kerne af indtag.

Desaminodiketometribuzin udviser en faldende tendens, tydeligst for overskridelser af kvalitetskravet. Moderstoffet metribuzin blev forbudt i 2004.



Figur 54. GRUMO. Tidlig udvikling i andelen af fund af udvalgte pesticider og nedbrydningsprodukter i den faste kerne af indtag. Hvert år repræsenterer opgørelser af andelen af indtag, hvor pesticidet er påvist mindst én gang indenfor en tre-årsperiode (forudgående, aktuelle og efterfølgende år).

For bentazon har den samlede fundandel stort set været konstant frem til 2011, hvorefter den faldt markant. Faldet i overskridelser af kvalitetskravet synes at have indtruffet allerede omkring 2004, men dette er usikkert pga. det lille antal indtag med fund over kvalitetskravet. Bentazons anvendelse blev reguleret i 1995 af hensyn til grundvandet.

For metalaxyls nedbrydningsprodukt CGA 108906 er der kun data for en kortere årrække, og i den har andelen af indtag med fund været stigende. CGA 108906 har endnu ikke vist overskridelser af kvalitetskravet i den faste kerne af indtag, men det har metalaxyls andet nedbrydningsprodukt CGA 62826 i enkelte indtag (bilag 5).

Dichlorprop, mechlorprop og hexazinon har alle lave fundandele, hvorfor man ikke kan sige meget om deres udvikling. Tidsserier for dichlorprop, mechlorprop og hexazinon fremgår af bilag 5.

Screening for nye stoffer i 2020

I 2020 blev 250 udvalgte indtag analyseret for 76 pesticidstoffer, som ikke tidligere har indgået i analyseprogrammet (Miljøstyrelsen, 2021d). Af de 76 nye stoffer blev kun tre påvist: trifluoreddikesyre (TFA), saccharin og pentachloranilin. Det skal bemærkes, at detektionsgrænsen for mange stoffer var hævet fra 0,01 µg/l til 0,03 µg/l eller 0,05 µg/l, hvilket kan være en mulig grund til, at så få af de 76 stoffer blev påvist.

Pentachloranilin blev påvist i et enkelt indtag og dette fund var under kvalitetskravet. Pentachloranilin er et nedbrydningsprodukt fra det forbudte fungicid quintozen, der er solgt i Danmark frem til 1986. Saccharin blev påvist i 46 indtag (18,4%), heraf 6 indtag (2,4%) over pesticidernes kvalitetskrav på 0,1 µg/l.

Saccharin kan være et nedbrydningsprodukt fra fem herbicider, hvoraf tre er markedsført i Danmark: iodosulfuron-methyl-natrium, metsulfuron-methyl og tribenuron-methyl. Saccharin og saccharins natrium-, kalium- og calciumsalte er også kunstige sødemidler, som er godkendt til fødevarer (E 954) og som bruges eller har været brugt i foder til smågrise (Miljøstyrelsen, 2021d). Miljøstyrelsen anser ikke saccharin for en relevant metabolit og udvaskningen til grundvandet indgår ikke i risikovurderingen ved moderstoffernes godkendelse (Miljøstyrelsen, 2021d). Saccharin indgår derfor ikke i de generelle pesticidopgørelser i dette kapitel.

TFA var yderst udbredt med fund i 219 indtag (88,7%), heraf 212 (85,8%) over pesticidernes kvalitetskrav på 0,1 µg/l. TFA's kvalitetskrav er i drikkevandsbekendtgørelsen 2021 fastsat til 9 µg/l ud fra sundhedshensyn. TFA indgår derfor ikke i de generelle pesticidopgørelser i dette kapitel, men beskrives særskilt sidst i kapitlet.

6.2 Vandforsyningsboringer

Datagrundlag

I dette afsnit rapporteres pesticidanalyser fra de almene vandforsynings indtag i perioden 2011-2020. Data fra vandforsyningsboringerne illustrerer forholdene i den del af grundvandet, der anvendes til drikkevand af de almene vandforsyninger. Da vandforsyningerne af mange grunde nedlægger og etablerer boringer, afspejler udviklingen i fund pr. år kun i mindre grad effekten af handleplaner rettet mod at forbedre tilstanden i grundvandsmagasinerne, men derimod vandforsyningernes håndtering af problemerne med pesticider i indvindingsboringerne (DANVA, 2018). Det skal bemærkes, at der ikke er krav om, at alle analyseresultater indberettes til Jupiter. Det gælder fx driftsprøver, som kun indgår i udtrækket i begrænset omfang, selvom resultatet af ikke-indberettede prøver kan være offentliggjort på vandforsyningernes hjemmesider eller i medierne.

I hvert års rapportering indgår kun data fra aktive vandforsyningsindtag, se bilag 8. Det betyder, at omfanget og antallet af indtag, og dermed datasættet, varierer fra år til år, fordi data fra ikke-aktive vandforsyningsindtag løbende udgår af datasættet. Indtag, som for en periode har været inaktive, kan senere inddrages igen i vandforsyningen og dermed igen indgå i datasættet. Grundvandet i vandforsyningsindtag skal som minimum analyseres for de pesticidstoffer, der fremgår af Drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2. Analyseprogrammet blev pr. 1. januar 2012 udbygget med 18 stoffer mens otte andre udgik. Pr. 1. april 2014 blev programmet udbygget med yderligere tre stoffer: metalaxyl-M og dets to nedbrydningsprodukter CGA 62826 og CGA 108906. 2,4-D udgik derefter fra programmet pr. 28/11-2015. Pr. 27. oktober

2017 blev listen udbygget med stofferne desphenylchloridazon (DPC) og methyl-desphenylchloridazon (MDPC). Per 1. juli 2018 blev listen yderligere udbygget med 1,2,4-triazol og DMS, per 10. maj 2019 med CTAS, og per 1. november 2019 medalachlor ESA, dimethachlor ESA, dimethachlor OA, metazachlor ESA, metazachlor OA og propachlor ESA. Der er ikke tilføjet nye stoffer i 2020.

Tabel 8 viser de pesticidstoffer, der var obligatoriske i boringskontrollen i 2020. Vandforsyningerne har over årene analyseret for flere stoffer end angivet i drikkevandsbekendtgørelsens pesticidliste, idet kontrollen efter drikkevandsbekendtgørelsen også skal omfatte andre pesticider, som vides at være anvendt i oplandet, og som vurderes at kunne udgøre en trussel for drikkevandsforsyningen. Data for pesticider, der ikke er en del af Drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2, medtages i de generelle opgørelser af pesticidbelastningen. Bilag 6.3 og 6.4 viser en samlet oversigt over stoffer, som indgår i beregningerne, samt deres forekomst i vandforsyningsboringer. Analysefrekvensen afhænger bl.a. af den producerede eller distribuerede vandmængde, men dog mindst én prøve til pesticidanalyse hvert femte år fra indvindingsboringer, hvorfor der anvendes en fem-årsperiode i mange opgørelser i denne rapport.

Status for pesticider i vandforsyningsboringer

Tabel 10 viser den seneste udvikling i fund af pesticider og deres nedbrydningsprodukter i grundvand fra vandforsyningsindtag. Der blev i 2020 fundet mindst ét pesticid i 51,0 % af de undersøgte vandforsyningsindtag, hvor 14,6 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet, og hvor 2,3% af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet for pesticidernes sum. Fundprocenterne har været kraftigt stigende fra 2016 og fremefter, når man for 2019 fraregner indtag, som kun blev analyseret for CTAS/chlorothalonilamidbenzoesyre. Stigningen skyldes ikke, at grundvandet tilstand er ændret væsentligt i perioden, men nærmere at vores erkendelse af tilstanden er ændret, efterhånden som flere og flere indtag er testet for DPC, MDPC og DMS.

Tabel 10. Vandforsyning. Pesticidfund i vandforsyningsboringernes indtag vist som antal og procentvis fordeling af indtag. Indtagene er opdelt i indtag med mindst ét fund og indtag med mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l for enkeltstoffer og 0,5 µg/l for summen) for enkelte år og for perioden 2016-2020. 2019-tal i parentes er opgørelser uden de indtag, som kun er analyseret for CTAS og/eller chlorothalonilamidbenzoesyre. Hvert år bygger på data fra årsspecifikke udtræk fra Jupiter.

Vandforsyningsindtag	Indtag antal				Indtag andel (%)		
	I alt	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l	Med fund	Enkeltstof >0,1 µg/l	Sum >0,5 µg/l
2020	2.219	1.131	323	51	51,0	14,6	2,3
2019	3.933 (2.494)	1.142 (1.130)	318 (317)	55 (55)	29,0 (45,3)	8,1 (12,7)	1,4 (2,2)
2018	2.556*	1.043*	284*	50*	40,8*	11,1*	2,0*
2017	2.781*	815*	205*	44*	29,3*	7,4*	1,6*
2016	1.842*	465*	53*	5*	25,2*	2,9*	0,3*
2016-2020	6.396	2.273	628	115	35,5	9,8	1,8

*Opgjort for boringer i stedet for indtag. Fra 2019 er pesticiddata opgjort for de enkelte vandværksindtag i stedet for (som tidligere) på boringsniveau. Databehandlingen bliver dermed identisk med grundvandsovervågningen.

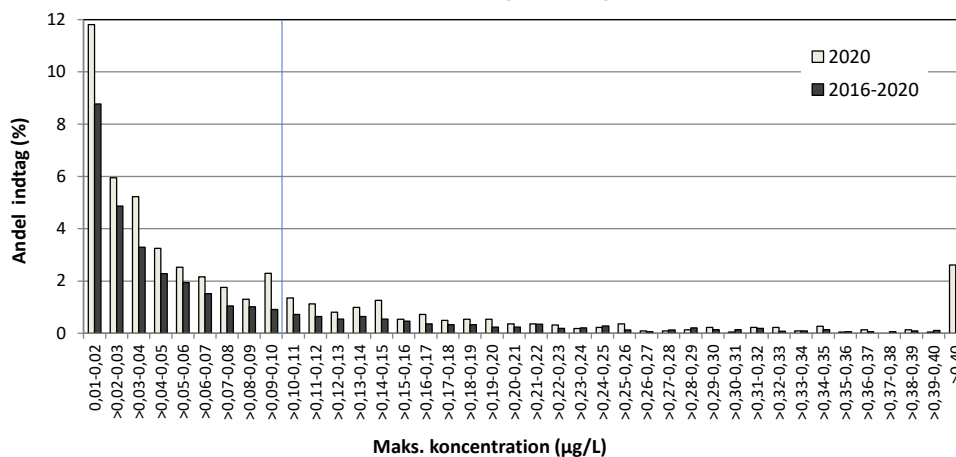
Tabel 10 viser også, at i perioden 2016-2020 blev pesticider fundet mindst én gang i 35,5 % af de undersøgte indtag, hvor 9,8 % af de undersøgte indtag havde mindst én overskridelse af kvalitetskravet. Kvalitetskravet for summen af pesticider var overskredet mindst én gang i 1,8 % af de undersøgte indtag. Opgørelsen for perioden 2016-2020 viser mindre fundandele end 2020. Dette skyldes dels, at mange indtag endnu ikke er testet for DPC (ca. 24%) og DMS (ca. 33%), da der kan gå op til 5 år mellem at indtagene prøvetages, dels at indtag med pesticidfund ofte prøvetages hyppigere end indtag uden pesticider.

I det samlede datasæt for vandforsyningsboringerne er der ingen overskridelse af kvalitetskravet for sum af påviste pesticider, uden at der også er mindst én overskridelse af kvalitetskravet for et enkeltstof.

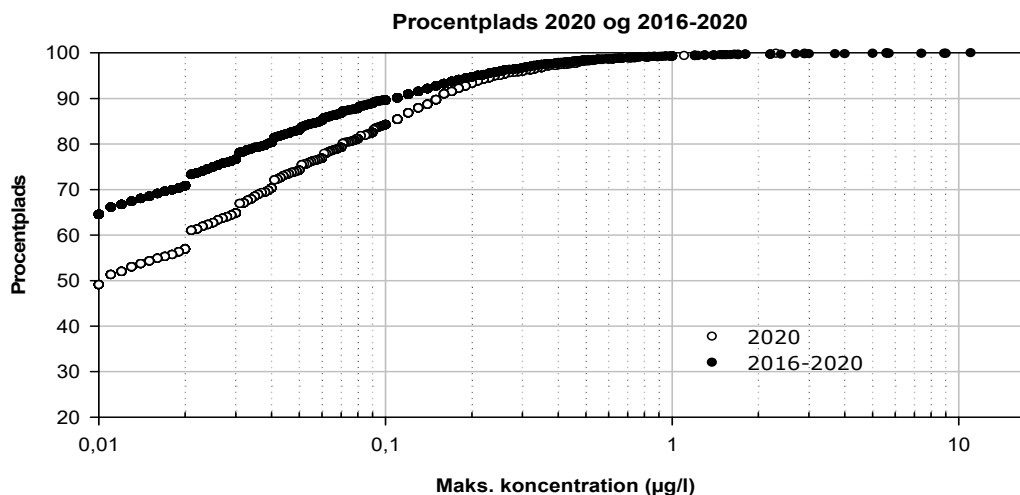
Koncentrationsfordeling i vandforsyningsboringer

Figur 55 viser, hvordan pesticidkoncentrationerne fordelte sig i 2020 og i perioden 2016-2020. Hvert indtag er repræsenteret ved det stof, der er påvist i højest koncentration i 2020 eller 2016-2020. Når man sammenligner frekvensfordelingerne i GRUMO-indtag (Figur 49), med vandforsynings-indtagene (Figur 55) udgør indtag med høje pesticidkoncentrationer en mindre andel af vandforsynings-indtagene. Dette afspejler, at vandforsyningerne gennemsnitligt indvinder fra større dybde end GRUMO-indtag. Samtidig afspejler det vandforsyningernes evne til at etablere nye boringer, når pesticidkoncentrationen overskrider kvalitetskravet, se også Appendiks 2. Enkelte boringer har meget høje pesticidkoncentrationer, hvilket ses tydeligere, når pesticidkoncentrationerne vises som procentpladsfordelinger, se Figur 56. Bemærk, at hvor der for GRUMO-indtag, i Figur 50, var tale om, at de højere koncentrationer i 2020 i forhold til perioden skyldes den operationelle overvågning af en delmængde af indtagene i 2020, skyldes de højere koncentrationer i vandforsyningsboringerne i 2020 sammenlignet med perioden, at ikke alle indtag er undersøgt i løbet af perioden for de pesticider, der har de højeste fundprocenter.

Frekvensfordeling 2020 og 2016-2020



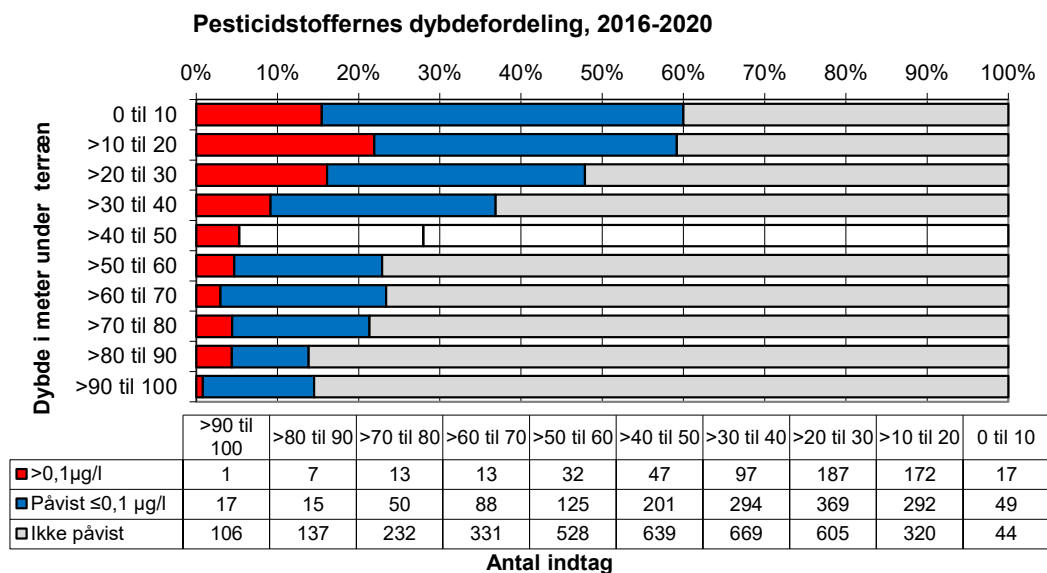
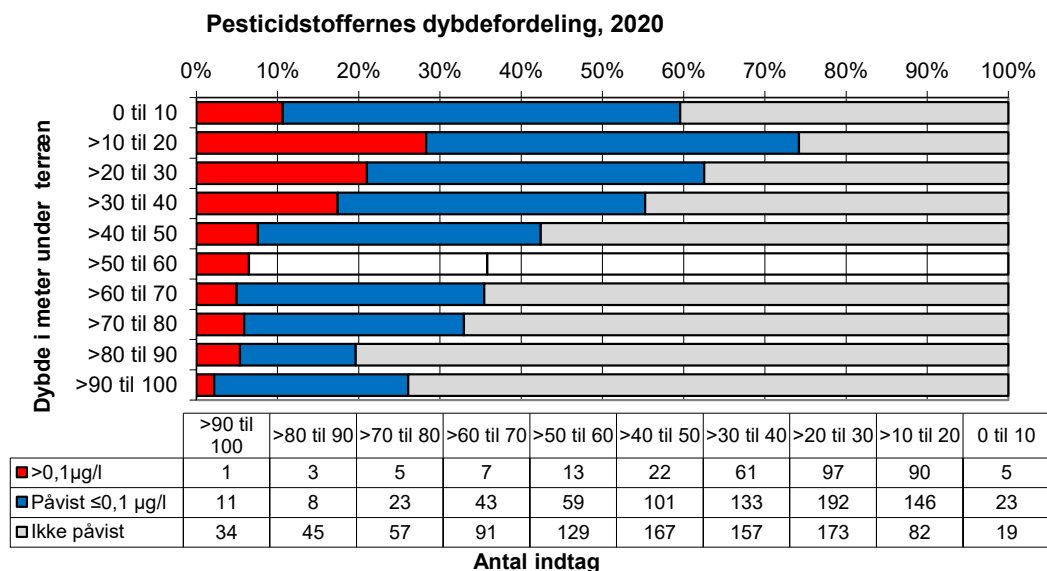
Figur 55. Vandforsyning. Frekvensfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for indtag prøvetaget i 2020 og for perioden 2016-2020. Kvalitetskravet på 0,1 µg/l er markeret med en lodret linje. I 2020 blev der ikke påvist pesticider i 49,0 % af de undersøgte indtag, i perioden 2016-2020 blev der ikke påvist pesticider i 64,5 % af de undersøgte boringer, se Figur 56.



Figur 56. Vandforsyning. Procentpladsfordeling for højest målte pesticidkoncentration opgjort for vandforsyningsindtag prøvetaget i 2020 og for perioden 2016-2020. Det fremgår, at der i 2020 ikke blev påvist pesticider i 49,0 % af de undersøgte indtag, og i perioden 2016-2020 i 64,5 % af de undersøgte indtag.

Vandforsyningernes indvindingsdybde og fund af pesticider

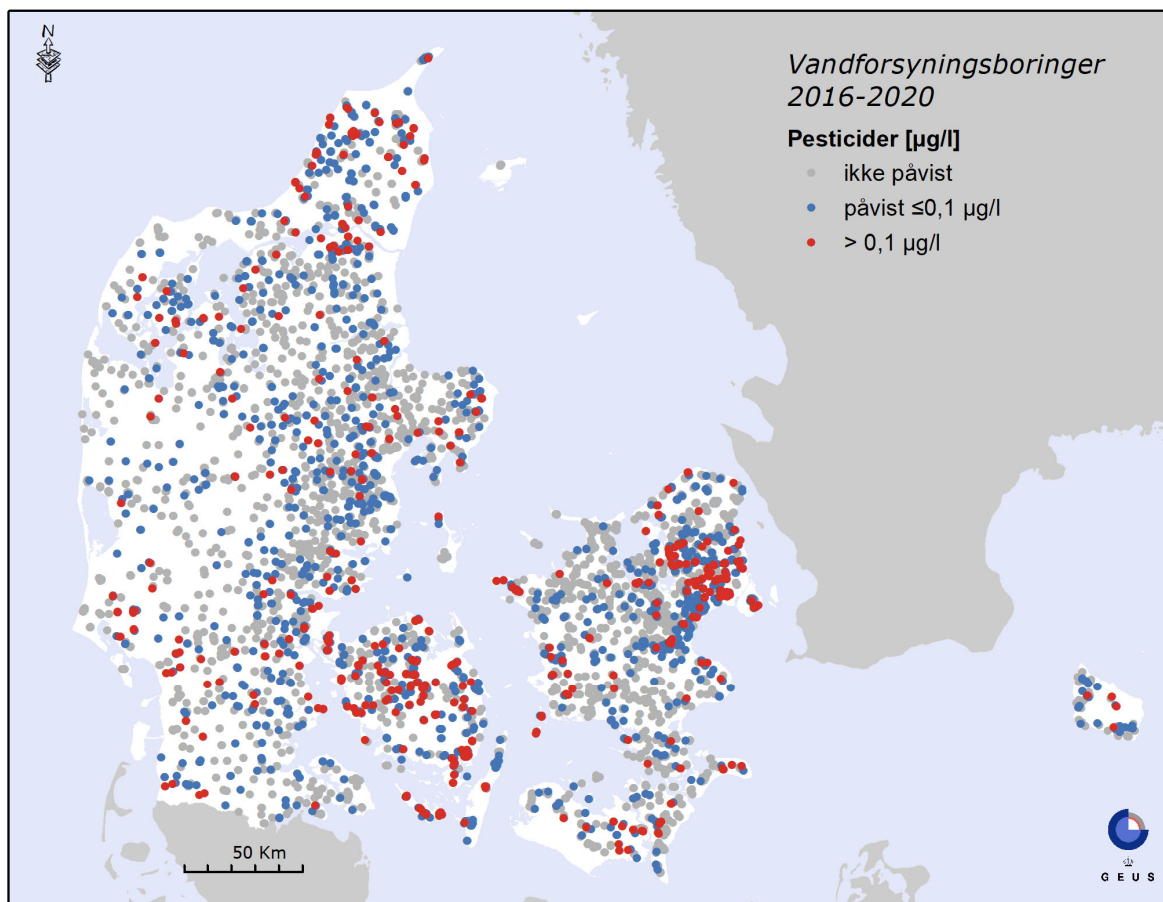
Figur 57 viser pesticidfundenes dybdefordeling i 2020 og perioden 2016-2020 i vandforsyningernes indtag. Fundandele og overskridelser af kvalitetskravet er størst i det øverste grundvand og aftager med dybden. I perioden 2016-2020 blev pesticidstoffer påvist mindst én gang i 27 indtag med filtertop dybere end 100 m u.t., heraf tre indtag over 0,1 µg/l. Dybdefordelingerne er ikke direkte sammenlignelige med de tilsvarende figurer for GRUMO-indtag, idet disse indtag oftest kun er 0,5-2 m lange, hvorimod de i vandforsyningsboringerne oftest er betydeligt længere. I vandforsyningernes indtag stammer vandet derfor fra et større dybdeinterval end i GRUMO-indtag, for indtag hvor afstanden fra terræn til toppen af indtagene er den samme.



Figur 57. Vandforsyning. Pesticidstoffers dybdefordeling for indtag prøvetaget i 2020 og for perioden 2016-2020. Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller: >0,1 µg/l, påvist ≤0,1 µg/l, samt ikke påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). Dybden angiver afstanden fra terræn til overkanten af indtaget.

Geografisk fordeling af fund af pesticider og nedbrydningsprodukter

Figur 58 viser den geografiske fordeling af grundvandets pesticidindhold i vandforsyningsboringer i perioden 2016-2020. Pesticidfund og overskridelser af kvalitetskravet er udbredte i hele landet, men der synes at være en øget forekomst af overskridelser i det nordligste Jylland, i et bælte tværs over det sydvestlige Danmark, samt i hovedstadsområdet.



Figur 58. Vandforsyning. Pesticidstoffers geografiske fordeling for vandforsyningernes indtag opgjort for fem-årsperioden 2016-2020. Boringerne er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor mindst ét pesticid er påvist mindst én gang over kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$), ét pesticid er påvist mindst én gang under kvalitetskravet (påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$), eller pesticider ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk $<0,01 \mu\text{g/l}$). Femårsperioden er valgt, da aktive boringer skal prøvetages mindst hvert femte år. De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

6.3 Sammenligning af hyppigt fundne pesticidstoffer i grundvandsovervågningen og vandforsyningsboringer

Tabel 11 viser for 2020 de 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag. Tabel 12 viser til sammenligning, hvilke 25 stoffer, der hyppigst er fundet over de sidste 10 år. Stofferne er listet med faldende relativ hyppighed indenfor hvert program. I tabellerne vises kun stoffer, som er analyseret i mindst 100 indtag. Bilag 6.3 og 6.4 viser alle stoffer indrapporteret for vandforsyningsboringer i 2020 og 2011-2020, herunder stoffer analyseret i prøver fra mindre end 100 indtag. Bilag 6.1 og 6.2 viser tilsvarende opgørelser for alle stoffer i Grundvandsovervågningen. I Tabel 12 indgår biociderne phenol og 3,5-dimethylphenol. Udover biocidanvendelserne er phenol et udbredt industrikemikalie og 3,5-dimethylphenol træffes hyppigt ved olie- og tjæreforureninger.

Tabel 11. GRUMO & vandforsyning. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i 2020 i GRUMO-indtag og vandforsyningsindtag, der var aktive i 2020. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 6.1 og 6.3, der viser alle analyserede stoffer. Bemærk at 2020 var et år med operationel overvågning i GRUMO, hvorfor fundprocenter i GRUMO ofte er højere end i kontrolovervågningsåret 2019.

GRUMO-indtag 2020			Vandforsyningsindtag 2020		
Stofnavn	Med fund (%)	>0,1 µg/l (%)	Stofnavn	Med fund (%)	>0,1 µg/l (%)
DPC (desphenylchloridazon)	31,5	16,8	DMS (N,N-dimethylsulfamid)	32,8	8,8
DMS (N,N-dimethylsulfamid)	29,8	5,7	DPC (desphenylchloridazon)	25,5	6,9
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	18,3	5,7	BAM (2,6-dichlorbenzamid)	16,4	1,6
1,2,4-Triazol	17,7	8,9	MDPC (methyldesphenylchloridazon)	5,6	0,8
DEIA	16,6	3,0	Bentazon	2,8	0,2
MDPC (methyldesphenylchloridazon)	16,4	6,4	Metribuzin-desamino-diketo	1,5	0,1
Atrazin, desisopropyl-	7,0	0,6	DEIA	1,5	0,2
CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre R417888)	4,3	1,3	Alachlor ESA	1,5	0,1
Atrazin, desethyl-	3,8	0,4	Dimethachlor ESA	1,4	0,5
Atrazin	3,6	0,4	4-CPP	1,3	0,2
Bentazon	3,4	1,3	CTAS (chlorothalonilamid-sulfonsyre)	1,2	0,1
Metribuzin-desamino-diketo	2,8	0,4	Hexazinon	1,2	0,2
(2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)-methansulfonsyre ^a	2,8	0,8	Mechlorprop	1,1	0,1
CGA 62826	2,6	0,6	Metazachlor ESA	0,9	0,5
Dimethachlor ESA	2,1	0,4	2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre)	0,9	0,1
Metribuzin-diketo	2,1	0,2	CGA 108906	0,9	0,1
CGA 108906	2,1	0,0	CGA 62826	0,7	0,0
Metaldehyd ^a	2,0	0,4	Atrazin, desethyl-	0,7	0,0
Imazalil ^a	2,0	0,0	1,2,4-Triazol	0,7	0,0
Simazin	1,9	0,2	Dichlorprop	0,7	0,0
Dichlorprop	1,5	0,6	Atrazin, hydroxy-	0,5	0,0
Mechlorprop	1,5	0,6	Diuron	0,4	0,0
PPU (IN70941)	1,5	0,0	4-Nitrophenol	0,3	0,1
Hexazinon	1,3	0,4	2,4-Dichlorphenol	0,3	0,0
Metalaxyl	0,9	0,0	Metazachlor OA	0,3	0,1

a) Kun analyseret i 248-250 indtag.

Tabel 12. GRUMO & vandforsyning. De 25 hyppigst fundne pesticidstoffer i GRUMO-indtag (2011-2020) og vandforsyningsindtag (2011-2020), der var aktive i 2020. Tabellen viser andel indtag opdelt efter mindst ét fund eller mindst én overskridelse af kvalitetskravet (>0,1 µg/l). I tabellen indgår kun stoffer analyseret i mere end 100 indtag. Se også bilag 6.2 og 6.4, der viser alle analyserede stoffer.

GRUMO-indtag 2011-2020			Vandforsyningsindtag 2011-2020		
Stofnavn	Med fund (%)	>0,1 µg/l (%)	Stofnavn	Med fund (%)	>0,1 µg/l (%)
DPC (desphenylchloridazon)	27,5	14,7	DMS (N,N-dimethylsulfamid)	24,9	6,5
DMS (N,N-dimethylsulfamid)	26,3	4,5	DPC (desphenylchloridazon)	18,2	5,5
1,2,4-Triazol	21,6	5,9	BAM (2,6-dichlorbenzamid)	14,3	1,9
BAM (2,6-dichlorbenzamid)	17,3	5,6	MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)	4,5	0,7
MDPC (methyl-desphenyl-chloridazon)	15,8	5,0	Bentazon	2,4	0,2
DEIA	15,2	2,3	Dimethachlor ESA	2,4	0,7
Atrazin, desisopropyl-	10,4	1,0	Alachlor ESA	1,7	0,2
Didealkylhydroxyatrazin	6,9	1,0	DEIA	1,6	0,1
CTAS (chlorothalonilamid sulfonsyre R417888)	6,0	1,2	4-Nitrophenol	1,5	0,1
Metribuzin-desamino-diketo	4,8	1,1	4-CPP	1,2	0,2
Bentazon	4,5	1,4	Phenol ^c	1,1	0,5
Atrazin, desethyl-	4,5	0,9	Mechlorprop	1,1	0,1
Metribuzin-diketo	4,1	0,8	Metazachlor ESA	1,1	0,6
Atrazin	3,3	0,3	CGA 108906	1,0	0,1
CGA 108906	3,0	0,2	Hexazinon	1,0	0,1
CGA 62826	3,0	0,6	2,6-Dichlorbenzoesyre	1,0	0,0
Deisopropylhydroxyatrazin	2,7	0,1	1,2,4-Triazol	1,0	0,0
2,6-Dichlorbenzoesyre	2,3	0,2	Dichlorprop	0,9	0,1
(2,6-dimethyl-phenylcarbamoyl)methansulfonsyre ^a	2,2	0,5	Metribuzin-desamino-diketo	0,9	0,0
Imazalil ^a	1,9	0,0	Alachlor OA ^b	0,9	0,0
Glyphosat	1,8	0,4	CTAS (chlorothalonilamid-sulfonsyre)	0,9	0,1
Dimethachlor ESA	1,7	0,3	Fluazifop-p-butyl ^b	0,8	0,0
TFMP ^a	1,6	0,0	Atrazin, desethyl-	0,8	0,1
t-Sulfinylacetic acid ^a	1,6	0,4	2,6-DCPP (2-(2,6-dichlorphenoxy)propionsyre)	0,7	0,0
Hexazinon	1,6	0,2	3,5-dimethylphenol	0,7	0,2

a) Kun analyseret i 248-367 indtag.

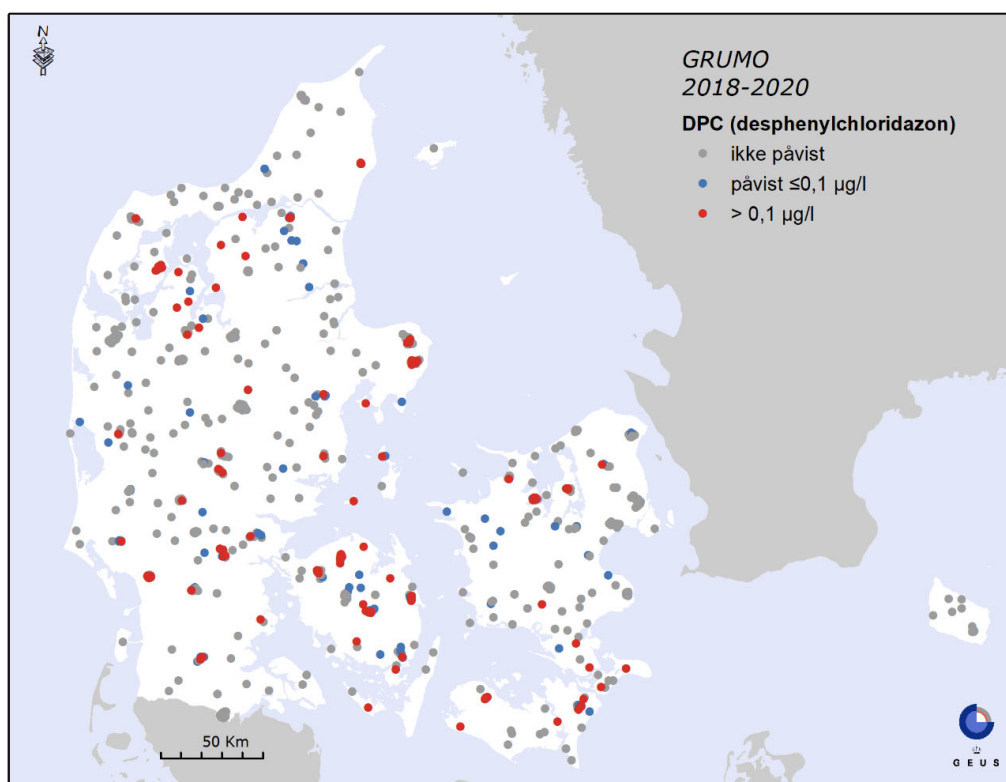
b) Kun analyseret i 121-234 indtag.

c) Kun analyseret i 737 indtag.

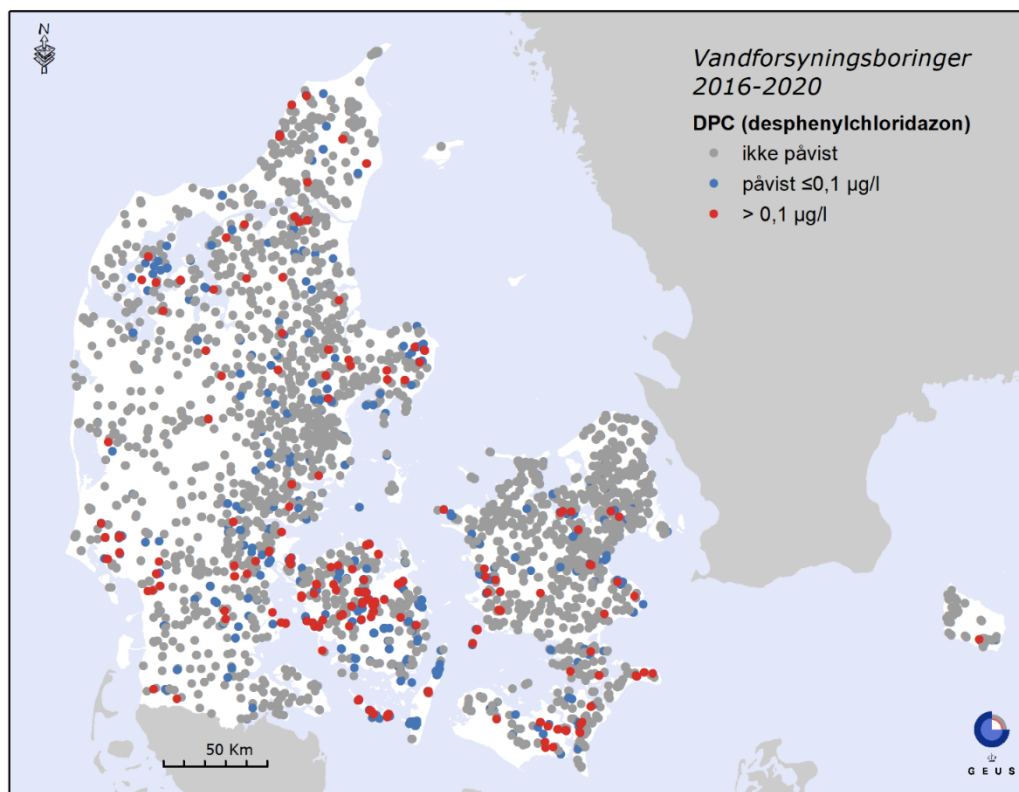
Desphenylchloridazon (DPC) og methyldesphenylchloridazon (MDPC) er nedbrydningsprodukter fra herbicidet chloridazon, som blev solgt i Danmark fra 1964 til 1996 (Miljøstyrelsen, 2017a) overvejende til brug i bederoer (sukkerroer og fodersukkerroer). Chloridazon har ikke har været godkendt i Danmark siden 1996. Miljøstyrelsen igangsatte i 2017 en screeningsundersøgelse af stoffernes forekomst i udvalgte GRUMO-indtag (Miljøstyrelsen, 2017b) efter fund i flere regioners punktkildeundersøgelser. Pr. 27. oktober 2017 blev boringskontrollens pesticidliste (drikkevandsbekendtgørelsen) udvidet med DPC og MDPC, og i 2018 kom stofferne på grundvandsovervågningens stofliste.

DPC var det hyppigst påviste pesticid i grundvandsovervågningen i 2020, idet stoffet blev påvist i 31,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 16,8 % af indtagene. MDPC blev i 2020 påvist i 16,4 % af de undersøgte indtag, og indholdet var højere end kvalitetskravet i 6,4 % af indtagene. I vandforsyningernes indtag blev DPC påvist i 25,5 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 6,9 % af indtagene. MDPC's fundandele var betydeligt lavere med fund i 5,6 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kvalitetskravet i 0,8 %.

Figur 59a og Figur 59b viser DPC's geografiske udbredelse for GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer. I vandforsyningernes boringskontrol er der en overrepræsentation af overskridelser i et bælte tværs over det sydvestlige Danmark, hvor der har været stor produktion af roer til sukkerproduktion. En tilsvarende tendens ses ikke i grundvandsovervågningens mindre detaljerede data.



Figur 59 a. GRUMO. DPC's geografiske fordeling i GRUMO-indtag (2018-2020). Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor DPC er påvist mindst én gang over kvalitetskravet (>0,1 µg/l), påvist mindst én gang under kvalitetskravet (påvist ≤ 0,1 µg/l), eller ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk <0,01 µg/l). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

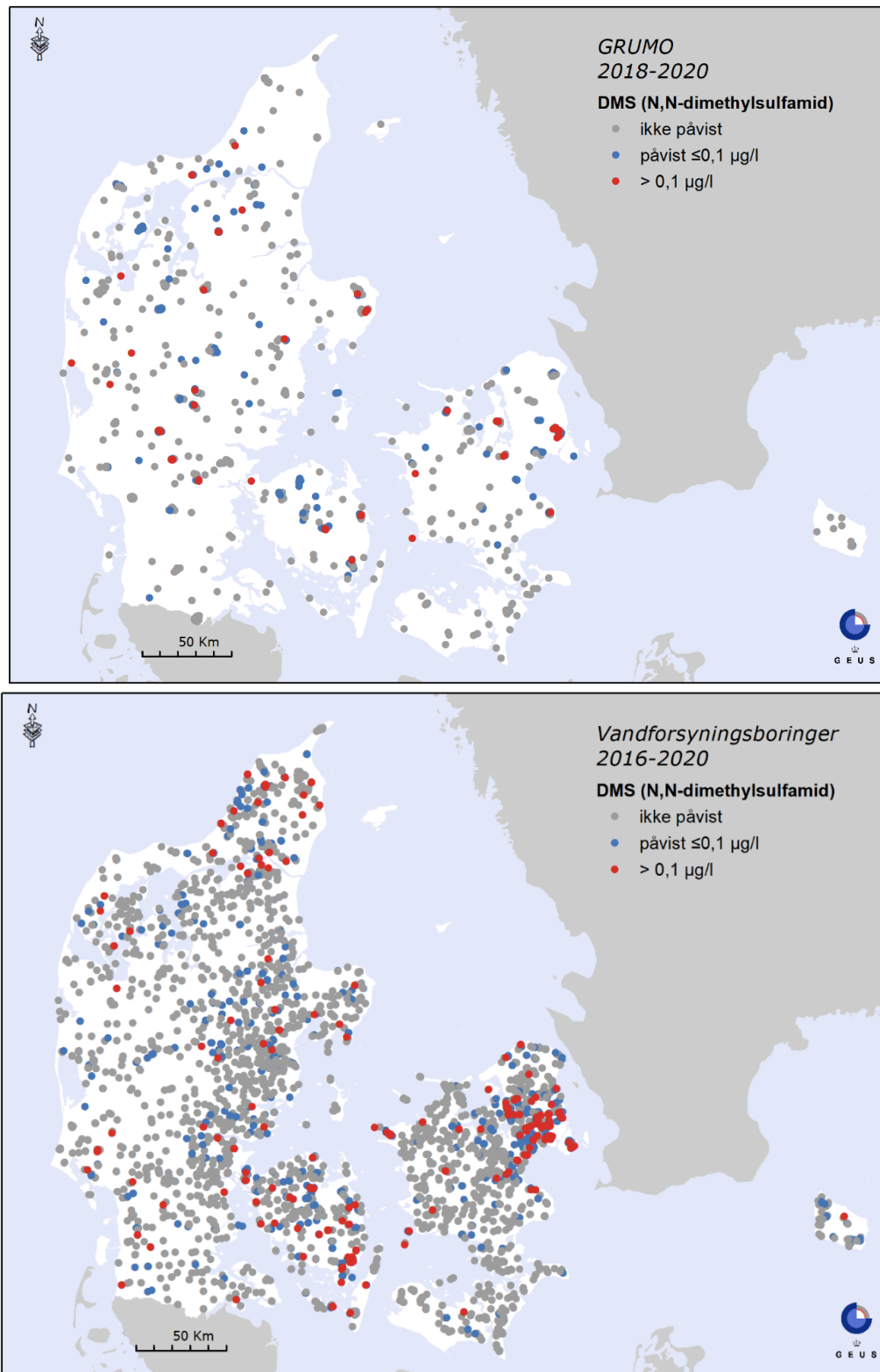


Figur 59b. Vandforsyning. DPC's geografiske fordeling vandforsyningsboringer (2016-2020). Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor DPC er påvist mindst én gang over kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$), påvist mindst én gang under kvalitetskravet (påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$), eller ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk $<0,01 \mu\text{g/l}$). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

N,N-dimethylsulfamid (DMS) er et nedbrydningsprodukt fra fungiciderne tolylfluamid og dichlofluamid. Tolylfluamid var godkendt til bekæmpelse af svampesygdomme i frugt- og bærproduktion i perioden 1973-2007 (Miljøstyrelsen, 2018b). Tolylfluamid var tidligere godkendt til bejdsning af frø til eksport. Dichlofluamid var godkendt til frugt- og bærproduktion i perioden 1966-1974 med stort set samme anvendelsesområde som tolylfluamid, men blev hovedsagelig anvendt i en kortere periode på 3 år (Miljøstyrelsen, 2018b). Tolylfluamid og dichlofluamid har desuden haft en række biocidanvendelser såsom træbeskyttelse og konservering af overfladefilm i udendørsmaling. Danmarks Farve- og Limindustri har oplyst til Miljøstyrelsen, at tolylfluamid og dichlofluamid ikke længere anvendes i produkter fra deres medlemmer og blev udfaset i perioden 2008-2015. DMS er yderst mobilt, idet sorptionen i jord er så lav, at den ikke kan bestemmes (ECHA, 2016). DMS er desuden meget svært-nedbrydeligt med en halveringstid på 1.325 dage i jord (ECHA, 2016). Kombinationen af hyppig anvendelse som sprøjtemiddel og bejdsmiddel over en lang periode, udbredt biocidanvendelse i bebyggede områder, ingen tilbageholdelse i jord, samt høj persistens i jord giver samlet set en meget høj risiko for udvaskning af DMS til grundvandet. Per 1. juli 2018 kom DMS på drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2. DMS var i 2020 det hyppigst påviste pesticid i vandforsyningernes indtag med fund i 32,8 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kvalitetskravet i 8,8 % af indtagene. I 2019 kom DMS på grundvandsovervågningens stofliste, hvor DMS i 2020 blev påvist i 29,8 % af de undersøgte indtag og indholdet var højere end kvalitetskravet i 5,7 % af indtagene. I modsætning til mange andre pesticidstoffer er der ikke den store forskel på fundandele i GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer. Det kan skyldes, at GRUMO-indtag fortrinsvis ligger i det åbne land, hvor de ikke 'fanger' DMS fra moderstoffernes biocidanvendelse på træværk i bebyggede områder.

Figur 60 viser DMS's geografiske udbredelse for GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer. I GRUMO er DMS-forureninger fordelt over det meste af landet, men med lav forekomst i de sydligste egne. I vandforsyningerne er der en tydelig overrepræsentation af overskridelser i Hovedstadsområdet, hvor der er

store bebyggede arealer. Tilsvarende tendenser ses ikke i grundvandsovervågningen, der kun har få indtag i byområder.



Figur 60. GRUMO og vandforsyning. DMS' geografiske fordeling i GRUMO-indtag (2018-2020, øverst) og vandforsyningsboringer (2016-2020, nederst). Indtagene er opdelt i tre koncentrationsintervaller, hvor DMS er påvist mindst én gang over kvalitetskravet ($>0,1 \mu\text{g/l}$), mindst én gang under kvalitetskravet (påvist $\leq 0,1 \mu\text{g/l}$), eller ikke er påvist (under detektionsgrænsen, typisk $<0,01 \mu\text{g/l}$). De højeste koncentrationer er afbildet øverst.

1,2,4-triazol er et nedbrydningsprodukt fra en række triazol-stoffer, fx fungiciderne tebuconazol, propiconazol, epoxiconazol, difenoconazol, prothioconazol samt herbicidet amitrol, der blev solgt i Danmark frem til 1989. Miljøstyrelsen inddrog i 2014 tilladelsen til efterårsanvendelse af tebuconazol i korn, nedsatte den tilladte dosis for fire triazolfungicider og satte loft over den samlede mængde af de fire stoffer, der må anvendes i landbruget pr. vækstsæson. I 2019 blev anvendelsen af sprøjtemidler med propiconazol forbudt. Derudover kan 1,2,4-triazol i grundvandet sandsynligvis stamme fra udbredt og fortsat brug af triazolfungicider (ofte propiconazol) i træbeskyttelsesmidler og som bejdsemidler i landbruget (Albers mfl., 2021). Endelig kan der være andre kilder til 1,2,4-triazol, fx anvendes stoffet i udlandet som nitrifikationshæmmer ved udbringning af gødning (fx Triferto Fertilizers, 2021). Fra 2018 indgik 1,2,4-triazol i grundvandsovervågningens stofliste. I 2020 blev 1,2,4-triazol fundet i 17,7 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 8,9 % af indtagene. Pr. 1. juli 2018 kom 1,2,4-triazol på boringskontrollens pesticidliste (Drikkevandsbekendtgørelsen). I vandforsyningernes indtag blev 1,2,4-triazol i 2020 påvist i 0,7 % af de undersøgte indtag uden overskridelse af kvalitetskravet. Fund og overskridelser i vandforsyningsindtagene er dermed væsentligt mindre end i GRUMO-indtag, men der er ikke nogen umiddelbar forklaring på, hvorfor det forholder sig sådan.

2,6-dichlorbenzamid (BAM) er et nedbrydningsprodukt fra herbiciderne dichlobenil (salg 1969-1996) og chlorthiamid (salg 1965-1980). Disse moderstoffer blev hovedsageligt brugt på gårdspladser, indkørsler og andre befæstede arealer, samt i frugt- og bærproduktion. BAM er også et nedbrydningsprodukt fra fungicidet fluopicolid, der bruges til bejdsning af såsæd. Fluopicolid må ikke anvendes til bejdsning i Danmark, men man kan lovligt importere såsæd, som er bejdet med fluopicolid, da stoffet er godkendt i EU. Der findes ikke data for eventuelle mængder af importeret såsæd med bejdsning med fluopicolid. Da fluopicolid er et fungicid, kunne stoffet i teorien også have haft biocidanvendelser i stil med DMS' moderstoffer, men Miljøstyrelsen oplyser, at fluopicolid ikke er opført på listen over eksisterende biocidaktivstoffer, og der er ikke registreret produkter i Bekæmpelsesmiddeldatabasen, hvor det indgår som aktivstof. BAM har historisk været et af de hyppigst påviste nedbrydningsprodukter i GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer. Der er i grundvandsovervågningen en lang tidsserie med BAM, som viser at belastningen er aftagende, se Figur 54. I 2020 blev BAM påvist i 18,3 % af de undersøgte GRUMO-indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 5,7 % af indtagene. I vandforsyningernes indtag blev BAM påvist i 16,4 % af de undersøgte indtag med overskridelse af kvalitetskravet i 1,6 % af indtagene.

Chlorothalonils nedbrydningsprodukter. Chlorothalonil er et fungicid som har været solgt i perioden 1982-2000 (Miljøstyrelsen, 2017a). Ligesom DMS' moderstoffer har chlorothalonil været brugt både som sprøjtemiddel og som biocid i udendørs maling (Lassen mfl., 2001). Anvendelsen i maling indgår ikke i Miljøstyrelsens salgsstatistik. Chlorothalonils nedbrydningsprodukt chlorothalonilamidsulfonsyre (CTAS, R417888) kom på drikkevandsbekendtgørelsens bilag 2 den 10. maj, 2019. I 2020 blev CTAS i 2020 fundet i 4,3 % af de undersøgte GRUMO-indtag og med overskridelse af kvalitetskravet i 1,3 %. I vandforsyningernes indtag blev CTAS påvist i 1,2 % af indtagene med overskridelse af kvalitetskravet i 0,1 %. Overvågningsresultater fra Schweiz (FOEN, 2020, Kiefer mfl., 2020) har vist, at et andet nedbrydningsprodukt R471811 (4-bis-amido-3,5,6-trichlorobenzenesulfonat) er mere udbredt end CTAS, og at det forekommer i højere koncentrationer. Det vides ikke, i hvor høj grad R471811 forekommer i dansk grundvand, men stoffet indgår i grundvandsovervågningens screeningsprogram for 2021.

Triazinerne er en stor stofgruppe, der tidligere var bredt anvendt ikke mindst i landbruget. De er i dag stort set alle forbudte at anvende. En række forskellige triaziner har været anvendt som biocider, fx terbutryn. Triazinerne og de tilhørende nedbrydningsprodukter var blandt de hyppigt fundne stoffer i GRUMO-indtag i 2020, men var noget sjældnere i vandforsyningernes indtag. Desethyldeisopropylatriazin (DEIA) var det hyppigste triazin med fund i 16,6 % af GRUMO-indtagene (3,0 % over kvalitetskravet) og 1,5 % af vandforsyningsindtagene (0,2 % over kvalitetskravet). DEIA kan stamme fra mindst fire forskellige chlortriaziner (atrazin, terbuthylazine, simazin og cyanazin), idet deres molekylære struktur kun er forskellig for enkelte sidegrupper. Når sidegrupperne fraspaltes, har nedbrydningsprodukterne, fx DEIA, identisk struktur. Triazinonerne er også hyppigt påvist. I 2020 blev desaminodiketometribuzin fx påvist i 2,8 % af GRUMO-indtag (0,4% over kravværdien) og i 1,5 % af de undersøgte vandforsyningsindtag (0,1% over kravværdien). Desaminodiketometribuzin er et nedbrydningsprodukt fra triazinon-herbicidet metribuzin, som tidligere var aktivstof i ukrudtsmidler til kartofler.

Metalaxyl/metalaxyl-M har tidligere været anvendt som fungicid i kartoffelproduktionen. Metalaxyl/metalaxyl-M har også været brugt til bejdsning af såsæd fx vinterraps. Metalaxyl/metalaxyl-M er

stadigvæk godkendt til bejdsning af såsæd til eksport til væksthuse anvendelse. Man kan desuden lovligt importere såsæd, som er bejdsset med metalaxyl/metalaxyl-M, da stoffet er godkendt i EU. Der findes ikke data for eventuelle mængder af importeret såsæd bejdsset med metalaxyl/metalaxyl-M. Da metalaxyl/metalaxyl-M er et fungicid, kunne stoffet i princippet også have haft biocidanvendelser i stil med DMS' moderstoffer, men Miljøstyrelsen oplyser, at metalaxyl/metalaxyl-M ikke er opført på listen over eksisterende biocidaktivstoffer. CGA 62826 var det hyppigst påviste metalaxyl nedbrydningsprodukt i grundvandsovervågningen og blev fundet i 2,6 % af indtagene (0,6 % over kvalitetskravet) og i 0,7 % af de undersøgte vandforsyningsboringer (0,0 % over kvalitetskravet). CGA 108906 blev fundet i 2,1 % af GRUMO-indtag (0,0 % over kvalitetskravet) og i 0,9 % af de undersøgte vandforsyningsindtag (0,1 % over kvalitetskravet).

Chloroacetaniliders nedbrydningsprodukter (ESA og OA). Seks chloroacetanilider (alachlor ESA, dimethachlor ESA, dimethachlor OA, metazachlor ESA, metazachlor OA og propachlor ESA) indgik som nye stoffer i grundvandsovervågningens stofliste i 2020, alle seks var screeningsstoffer i 2019 og har været på boringskontrollens pesticidliste i 2019 og 2020. Dimethachlors nedbrydningsprodukt (2,6-dimethyl-phenylcarbamoil)-methansulfonsyre (syreformen af CGA369873) indgik desuden i grundvandsovervågningens screeningsprogram i 2019 og 2020. Chloroacetaniliderne er en gruppe herbicider, hvor grundstrukturen er dialkylanilin med forskellige sidegrupper. Chloroacetaniliderne blev anvendt i landbrug og frilandsgartnerier til ukrudtsbekæmpelse og nedvisning. Dimethachlor blev solgt i perioden 1981-1990 med et samlet salg på 161 ton, alachlor blev solgt i perioden 1970-1986 med et samlet salg på 116 ton og propachlor blev solgt i perioden 1968-1997 med et samlet salg på 134 ton (Miljøstyrelsen, 2017a). Metazachlor har aldrig været tilladt som sprøjtemiddel i Danmark. To typer nedbrydningsprodukter OA (-oxoacetic acid) og ESA (-oxoethanesulfonic acid) går igen for alle stofferne, når sidegruppen med chloratomet omdannes. Screeningsstoffet (2,6-dimethyl-phenylcarbamoil)-methansulfonsyre var det hyppigste chloroacetanilid i 2020 med fund i 2,8% af de analyserede indtag og overskridelse af kvalitetskravet i 0,8%. Det næsthypigste var dimethachlor ESA med fund i 2,1 % af indtagene og overskridelse i 0,4 %. De øvrige chloroacetanilider forekom i 2020 i mindre end 1% af de undersøgte GRUMO-indtag. I vandforsyningernes indtag var alachlor ESA i 2020 det hyppigst påviste chloroacetanilid med fund i 1,5 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kvalitetskravet i 0,1 %. Dimethachlor ESA var det næsthypigste chloroacetanilid med fund i 1,4 % af de undersøgte indtag og overskridelse af kvalitetskravet i 0,5 %. De øvrige chloroacetanilider blev påvist i mindre end 1% af de undersøgte indtag. Fundprocenterne i vandforsyningernes indtag er betydeligt lavere end rapporteret for 2019, hvilket skyldes, at 2019-data var baseret på få, undersøgte indtag.

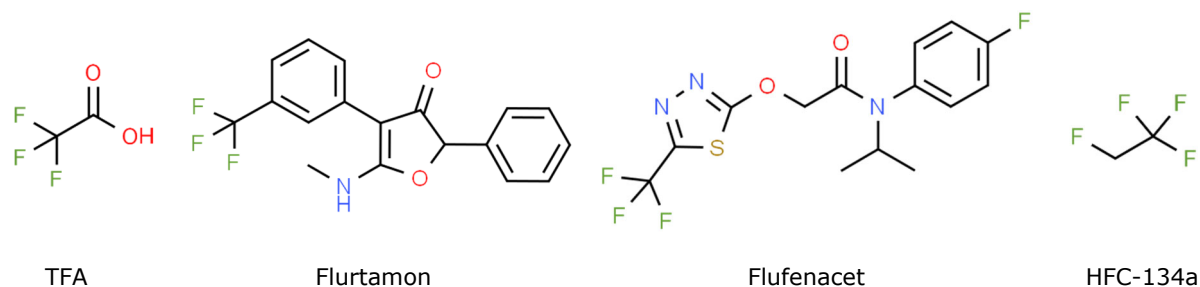
Rimsulfurons nedbrydningsprodukter PPU og PPU-desamino har ikke været analyseret i GRUMO siden 2015, men i 2020 kom stofferne tilbage i grundvandsovervågningens stofliste. Rimsulfuron har en begrænset anvendelse som ukrudtsmiddel i kartofler. Rimsulfurons anvendelse har været forbudt siden 2012, men Miljøstyrelsen har frem til 2019 givet dispensationer, og det årlige forbrug i de senere år (2017-2019) har været højere end alle tidligere år (Miljøstyrelsen, 2017a, 2021c), bortset fra 2011, hvor der var hamstring inden forbuddet. Nedbrydningsproduktet PPU blev i 2020 påvist i 1,5% af de undersøgte indtag uden overskridelse af kvalitetskravet. Nedbrydningsproduktet PPU-desamino blev ikke påvist. Derudover er der risiko for udvaskning af et tredje nedbrydningsprodukt IN-E9260 (3-(ethylsulfonyl)-2-pyridinesulfonamid), fordi omkring 20% af det udbragte rimsulfuron må forventes omdannet til IN-E9260, og fordi IN-E9260 med en typisk halveringstid på 655 dage i pløjelaget er mere persistent end PPU (Pesticides Properties Database).

6.4 Trifluoreddikesyre (TFA)

Trifluoreddikesyre (synonymer: trifluoracetat, TFA, perfluoreddikesyre) indgik i 2020-screeningen, hvor det overraskende blev fundet i 219 ud af 247 analyserede indtag (88,7 %), i 212 tilfælde over kvalitetskravet for pesticidstoffer på 0,1 µg/l svarende til 85,8% af de undersøgte indtag. Den højeste koncentration i screeningen var 2,4 µg/l. TFA kan dannes ved nedbrydning af pesticid-aktivstofferne flurtamone og flufenacet (se Figur 61), der dog ikke har haft registreret anvendelse i Danmark (Miljøstyrelsen, 2021a).

TFA kan også dannes ved nedbrydning af HFC- og HFO-gasser, der blandt andet bruges som kølemidler og drivmidler i spraydåser, og ved afbrænding af fluorpolymerer (teflon) og andre fluorerede stoffer. TFA i nedbøren er blevet monitoreret over et år i Tyskland, hvor den nedbørsvægtede middelkoncentration

varierede mellem 0,19 µg/l og 0,52 µg/l afhængig af landsdel (Freeling, mfl., 2020). Målestationerne i Slesvig og Greifswald er geografisk tættest på Danmark med nedbørsvægtede middelkoncentrationer på henholdsvis 0,284 µg/l og 0,356 µg/l. I NOVANA vil der i årene 2021-2022 blive målt for TFA i nedbøren. Miljøstyrelsen har på baggrund af den store geografiske udbredelse af TFA-fundene i grundvandet i Danmark og de internationale erfaringer vurderet, at hovedkilden til TFA i grundvandet ikke er fra pesticid- anvendelse (Miljøstyrelsen, 2021a og b). TFA er på denne baggrund reguleret som et industrikemikalie i drikkevandsbekendtgørelsen. Kvalitetskravet for drikkevand er derfor fastsat til 9 µg/l ud fra sundheds- hensyn (Miljøministeriet, 2021). På denne baggrund indgår TFA ikke i de generelle opgørelser af pesticid- belastningen i de foregående afsnit.



Figur 61. Molekylestruktur for TFA, to pesticider, der kan nedbrydes til TFA (flurtamon og flufenacet), og en kø- legas, der kan nedbrydes til TFA (HFC-134a).

Teoretisk kan TFA dannes ved nedbrydning af en række pesticid- og biocid aktivstoffer, hvor der indgår C-CF₃-grupper i molekylet. Dette er fx vist for fluopyram i spildevand (Scheurer mfl., 2017). Da TFA er yderst stabilt i jordmiljøet med halveringstider på >1000 dage i pløjelaget (Pesticides Properties Data- base), kan TFA derfor være den sidste persistente rest, når C-CF₃-pesticider nedbrydes. Figur 61 Tabel 13 viser eksempler på C-CF₃-pesticider med store salgsmængder. Diflufenican og fluopyram var i 2019 de mest brugte C-CF₃-pesticider med salg på henholdsvis 38.233 kg og 33.789 kg. Trifluralin, diflufenican og fluazifop-butyl/fluazifop-P-butyl er historisk de mest brugte C-CF₃-pesticider. Det vides ikke, om C-CF₃- pesticiderne i Tabel 13 bidrager til TFA i grundvandet, men i et worst-case scenarie med en fuldstændig nedbrydning til TFA ville de kunne bidrage med en betydelig del af de observerede TFA-koncentrationer.

Tabel 13. Eksempler på pesticider med en C-CF₃-gruppe og store salgsmængder i Danmark frem til 2019 (Mil- jøstyrelsen 2017a og 2021c).

C-CF ₃ -pesticid	Salgsperiode	Samlet salg (kg)	Middelsalg i perio- den (kg/år)
Trifluralin	1969-2007	883.318	22.649
Diflufenican	1999-	459.701	21.891
Fluazifop-butyl	1986-1990	399.997	79.999
Fluazifop-P-butyl	1991-2012	188.287	8.559
Tau-fluvalinat	1996-	181.562	7.565
Fluazinam	1998-	164.835	7.493
Fluopyram	2017-	80.870	26.957
Haloxifop-ethoxyethyl	1992-2007	59.543	3.721
Lambda-cyhalothrin	1990-	35.592	1.186
Picoxystrobin	2006-2017	20.424	1.702
Pyroxsulam	2010-	13.751	1.375

Referencer: Pesticider

Miljøstyrelsen.

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

Miljøstyrelsen, 2017b: Notat: Screening for stoffet desphenylchloridazon (CAS nr. 6339-19-1) og methyl-desphenylchloridazon (CAS nr. 17254-80-7).

Miljøstyrelsen, 2018a. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juni 2018. https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018_.pdf

Miljøstyrelsen, 2018b. Notat. Screening for N,N-dimethylsulfamid (CAS nr. 3984143) - nedbrydningsprodukt fra tolylfluorid (CAS nr. 731271) og dichlofluorid (CAS nr. 1085-98-9) i grundvandsovervågningen. Notat af 9. juni, 2018. Revideret 14. august 2018.

Miljøstyrelsen, 2021a. Notat af 23. februar, 2021: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2020.

Miljøstyrelsen, 2021b. Nyt stof fundet i grundvandet. Downloadet 15/10-2021. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jan/nyt-stof-fundet-i-grundvandet/>

Miljøstyrelsen 2021c. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2019. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 48.

Miljøstyrelsen, 2021d. Notat af 23. februar 2021: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2020.

EU

ECHA - European Chemicals Agency, 2016. Regulation (EU) n°528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tolylfluorid. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf (14.12.21)

Links og andre referencer

Albers, C.N., Bollmann, U.E., Badawi, N., Johnsen, A.R., 2021: Leaching of 1,2,4-triazole from commercial barley seeds coated with tebuconazole and prothioconazole. Chemosphere. In press. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131819>

DANVA, 2018: Personlig kommunikation, Seniorrådgiver Claus Vangsgård.

FOEN Federal Office of the Environment, Schweizerische Eidgenossenschaft. 2020. Dossier on chlorothalonil metabolites in groundwater. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/wasser--dossiers/chlorothalonil-metabolites-in-groundwater.html>

Freeling, F., Behringer D., Heydel, F. mfl., 2020: Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. Environmental Science and Technology 54:11210-11219. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02910>

Kiefer, K., Bader, T., Minas, N. mfl., 2020: Chlorothalonil transformation products in drinking water resources: Widespread and challenging to abate. Water Research 118. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116066>

Lassen, C., Skårup S., Mikkelsen, S.H., Kjølholt, J., Nielsen, P.J., Samsøe-Petersen, L., 2001: Inventory of Biocides used in Denmark. Environmental Project No. 585. Miljøstyrelsen.

Pesticides Properties DataBase, <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm>

Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., mfl. 2017. Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply, Water Research, 126: 460-471, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>.

Triferto Fertilizers, Piadin IBC 1.000 liter. Nitrification inhibitor: Active ingredient 1H- 1,2,4 Triazole with 3-methylpyrazole Downloadet 22/11-2021 fra: <https://www.triferto.eu/en/commodities/123/piadin-ibc-1-000-liter>

Referencer

Danske vejledninger mm.

By og landskabsstyrelsen, 2010: Vejledning om indberetning og godkendelse af vandforsyningsdata. November 2010.

Miljøministeriet, 2010. Listen over uønskede stoffer 2009. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2010. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2010/jul/listen-over-uoenskede-stoffer-2009/> (14.12.21)

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020: Dataansvarsaftalen, https://miljoportal.dk/media/1395/dataansvarsaftalens-bilag-3-om-grundvand-revideret-maj-2020_ver20200616.pdf (14.12.21)

Miljøstyrelsen, 2000b: Zoneringsvejledning nr. 3, 2000 (Zoneringsvejledningen).

Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorophenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/regulering-og-regler/faktaark-om-kemikalierreglerne/pentachlorophenol-pcp>

Miljøministeriet 2010. Listen over uønskede stoffer 2009. Orientering fra Miljøstyrelsen Nr. 3 2010. <https://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2010/jul/listen-over-uoenskede-stoffer-2009/> (14.12.21)

Miljøstyrelsen, 2013: Bentazon, anvendelse, regulering og fund i danske monitoringsundersøgelser. Orientering fra MST nr. 1, 2013.

Miljøstyrelsen, 2014: Screeningsundersøgelse af udvalgte PFAS-forbindelser som jord- og grundvandsforurening i forbindelse med punktkilder, Miljøprojekt nr. 1600

Miljøstyrelsen, 2014a: Redegørelse om jordforurening 2012. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2014.

Miljøstyrelsen, 2016: Kortlægning af brancher der anvender PFAS, Miljøprojekt nr. 1905

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

Miljøstyrelsen, 2017b. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2016. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning, baseret på salgsstatistik og Sprøjtejournaldata. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 22.

Miljøstyrelsen, 2017c. Notat. Screening for 1,2,4-triazol (CAS nr. 288-88-0) i grundvandsovervågningen

Miljøstyrelsen, 2017d. Notat. Screening for stoffet desphenyl-chloridazon (CAS nr. 6339-19-1) og methyl-desphenyl-chloridazon (CAS nr. 17254-80-7).

Miljøstyrelsen, 2017e. Notat. Udkast til kommissorium for arbejdsgruppen om pesticider og drikkevandskontrol.

Miljøstyrelsen, 2018a. Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord, opdateret juni 2018. https://mst.dk/media/150779/liste-over-jordkvalitetskriterier-juni-2018_.pdf

Miljøstyrelsen, 2018b. Notat. Screening for N,N-dimethylsulfamid (CAS nr. 3984143) - nedbrydningsprodukt fra tolylfluorid (CAS nr. 731271) og dichlorofluorid (CAS nr. 1085-98-9) i grundvandsovervågningen. Notat af 9. juni, 2018. Revideret 14. august 2018.

Miljøstyrelsen, 2019a. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2017. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 31.

Miljøstyrelsen, 2019b. Notat af 31. marts, 2019: Udarbejdelse af GRUMO screeningsliste for pesticider og deres nedbrydningsprodukter for 2019.

Miljøstyrelsen, 2019c. Notat af 10. december 2019: Udvælgelse af pesticider og nedbrydningsprodukter til massescreening i GRUMO 2019.

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

Miljøstyrelsen, 2021: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2016-2019 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). March 2021.

Miljøstyrelsen, 2021a. Notat af 23. februar, 2021: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2020.

Miljøstyrelsen, 2021b. Nyt stof fundet i grundvandet. Downloadet 15/10-2021. <https://mst.dk/service/nyheder/nyhedsarkiv/2021/jan/nyt-stof-fundet-i-grundvandet/>

Miljøstyrelsen 2021c. Bekæmpelsesmiddelstatistik 2019. Behandlingshyppighed og pesticidbelastning baseret på salg og forbrug. Orientering fra Miljøstyrelsen nr. 48.

Miljøstyrelsen, 2021d. Notat af 23. februar 2021: Fagligt notat om resultater af massescreening for pesticidstoffer i grundvand 2020.

EU-direktiver mm.

EU, 1991: Nitratdirektivet.

EU, 1998: Drikkevandsdirektivet.

EU, 2000: Vandrammedirektivet.

EU, 2006: Grundvandsdirektivet.

EU, 2009: Analysekvalitetsdirektivet.

ECHA - European Chemicals Agency, 2016. Regulation (EU) n°528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tolyfluanid. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf (14.12.21)

ECHA - European Chemicals Agency, 2020. Terbytryn substance infocard. <https://echa.europa.eu/da/substance-information/-/substanceinfo/100.011.773> (14.12.21)

EU, 2003. Kommissionens forordning (EF) Nr. 2032/2003 af 4. november 2003 om den anden fase af det tiårs arbejdsprogram, der er omhandlet i artikel 16, stk. 2, i Europaparlamentets og Rådets direktiv 98/8/EF om markedsføring af biocidholdige produkter, og om ændring af forordning (EF) nr. 1896/2000

EU, 2007. Opdatering af bilag 1 I COMMISSION REGULATION (EC) No 2032/2003 of 4 November 2003, on the second phase of the 10-year work programme referred to in Article 16(2) of Directive 98/8/EC of the European Parliament and of the Council concerning the placing of biocidal products on the market, and amending Regulation (EC) No 1896/2000. <https://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CONSLEG:2003R2032:20070104:EN:PDF>

EU, 2012. Europa-Parlamentets og Rådets forordning (EU) Nr. 258/2012 af 22. maj 2012 om tilgængeliggørelse på markedet og anvendelse af biocidholdige produkter.

EU, 2020: WFD CIS Voluntary Groundwater Watch List Process Study on Per- and Polyfluoroalkyl substances (PFAS) – Monitoring Data Collection and Initial Analysis – (Draft V.2.5 / 31st March 2020) <https://circabc.europa.eu/ui/group/9ab5926d-bed4-4322-9aa7-9964bbe8312d/library/a547839e-c8ef-4a0d-b4f5-0cb877cdd17e/details> (21.1.2021)

NOVANA: Nationale programbeskrivelser, rapporter mv.

Blicher-Mathiesen, G., Holm, H., Houlborg, T., Rolighed, J., Andersen, H.E., Carstensen, M.V., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L. 2019. Landovervågningsoplande 2018. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, Videnskabelig rapport fra DCE - Nationalt Center for Miljø og Energi nr. SR352.

Blicher-Mathiesen, G., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L., 2021: Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 256 s. - Videnskabelig rapport nr. xxx

Boutrup, S., Holm, A.G., Bjerring, R., Johansson, L.S., Strand, J., Thorling, L., Brüsck, W., Ernstsen, V., Ellermann, T. & Bossi, R., 2015: Miljøfremmede stoffer og metaller i vandmiljøet. NOVANA. Tilstand og udvikling 2004-2012. Videnskabelig rapport fra DCE nr. 142. (242pp). <http://dce2.au.dk/pub/SR142.pdf>

DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495.

DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.

DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.

DMU, 2010a: Program NOVANA 2010. Opdatering af faglig rapport nr. 615 fra DMU – Programbeskrivelse for NOVANA del 2. NOTAT, 31. maj 2010.

DMU, 2010b: DEVANO 2010. Decentral Vand og Naturovervågning. NOTAT, 31. maj 2010.

GEUS, 2003: Udkast til teknisk anvisning for Grundvandsovervågningen, version 3 af 2. dec. 2003. https://www.geus.dk/media/6778/midlertidig_anvisning_2003.pdf (14.12.21)

GEUS, 2018: Notat vedr. datapåideligheden for organiske mikroforureninger i grundvandsovervågningen – en opsummering. De Nationale Geologiske Undersøgelser for Danmark og Grønland.

Miljøstyrelsen, 1988: Sammenstilling af det totale overvågningsprogram i henhold til vandmiljøplanen, okt. 1988

Miljøstyrelsen, 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, Miljøstyrelsen 1989

Miljøstyrelsen, 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr.2/1993, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen, 2000a: NOVA-2003. Redegørelse nr. 1, 2000, Miljøstyrelsen

Miljøstyrelsen, 2013a: Status and Trends of Aquatic Environment and Agricultural Practice in Denmark. Report to the European Commission for the period 2008-2011. (83 pp)

Miljøstyrelsen, 2016: Status and trends of the aquatic environment and agricultural practice in Denmark. Report to the European Commission of the period 2012-2015 in accordance with article 10 of the Nitrates Directive (1991/676/EEC). September 2016.

Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://mst.dk/media/141463/novana-2017-21-programbeskrivelse.pdf> (14.12.21)

Miljøstyrelsen, 2020a: Delprogram for grundvand – opdaterede bilag. https://mst.dk/media/205055/opdaterede-bilag-grundvandsovervaagningen_ny_ab.pdf (21.1.2021)

Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf (14.12.21)

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (14.12.21)

Stockmarr, J. (red) 2001: Grundvandsovervågning 2001, Teknisk rapport, GEUS 2001. <https://www.geus.dk/Media/7/6/g-o-2001.pdf> (21-1-2021)

Thodsen, H., Tornbjerg, H., Rolighed, J., Larsen, S.E., Ovesen, N.B., Blicher-Mathiesen, G. & Kjeldgaard, A.: 2021. Vandløb 2020. Videnskabelig rapport xxs, DCE, Århus Universitet.

Thorling, L., 2012a: Pejling af grundvandsstanden i felten. Teknisk anvisning. GEUS, 2012. https://www.geus.dk/media/6777/q03_pejlinger.pdf (14.12.21)

Thorling, L., 2012b: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2012. (forældet nedtaget fra nettet)

Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i felten. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Thomsen, C. T., Sørensen, E. N. og Wandall, T., 2014: Datateknisk anvisning for pejledata. Teknisk rapport GEUS. Senest opdateret 19.dec 2018 https://www.geus.dk/Media/E/A/dg01-pejl_20140615_20181219.pdf (14.12.21)

Thorling, L., Ernstsen, V., Hansen, M., Thomsen, C.T., Wandall, T. & Sørensen, E.N, 2014: Datateknisk anvisning Kemidata- GRUNDVAND. Teknisk rapport. Senest opdateret 20. dec. 2018. <https://www.geus.dk/media/6782/kemidata-grundvand.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2009: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2007. Teknisk rapport, GEUS 2009. <https://www.geus.dk/Media/9/9/g-o-2007.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, W., Møller, R.R., Iversen, C.H. og Højberg, A.L., 2010a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2008. Teknisk rapport, GEUS 2010. <https://www.geus.dk/Media/B/4/g-o-2008.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2010b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2009. Teknisk rapport, GEUS 2010. <https://www.geus.dk/Media/3/F/g-o-2009.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, W., Møller, R.R., Mielby, S. og Højberg, A.L., 2011: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2010. Teknisk rapport, GEUS 2011. <https://www.geus.dk/Media/9/C/g-o-2010.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Hansen, B., Langtofte, C., Brüsck, W., Møller, R.R. og Mielby, S., 2012: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2011. Teknisk rapport, GEUS 2012. <https://www.geus.dk/media/8079/g-o-2011.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Brüsck, W., Hansen, B., Langtofte, C., Mielby, S., Troldborg, L., og Sørensen, B.L., 2013: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2012. Teknisk rapport, GEUS 2013. <https://www.geus.dk/Media/F/8/g-o-2012.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Brüsck, W., Hansen, B., Larsen, F., Mielby, S., Troldborg, L., og Sørensen, B.L., 2015a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2013. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/0/A/g-o-2013.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Ernstsen, V., Hansen, B., Larsen, F., B., Mielby, S., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2015b: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2014. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/A/7/g-o-2014.pdf> (14.12.2021)

Thorling, L., Hansen, B., Johnsen, A.R., Larsen, C.L., Larsen, F., B., Mielby, S., og Troldborg, L. 2016: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2015. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/8/B/g-o-2015.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2018: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2016. Teknisk rapport, GEUS 2018. <https://www.geus.dk/media/7921/grundvand1989-2016-endelig-momslag.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2019: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2017. Teknisk rapport, GEUS 2019. https://www.geus.dk/media/8097/grundvand_1989-2017.pdf (14.12.21)

Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2019a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2018. Teknisk rapport, GEUS 2019. <https://www.geus.dk/media/8321/grundvand1989-2018-rettet.pdf> (14.12.21)

Thorling, L., Albers, C. N., Ditlefsen, C., Ernstsen, V., Hansen, B., Johnsen, A.R., og Troldborg, L. 2021: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2019. Teknisk rapport, <https://www.geus.dk/Media/2/1/Grundvandsoverv%C3%A5gning%201989-2019.pdf> GEUS 2021. 10.12.2021)

Andre referencer

- Albers, C.N., 2019: Dateringer i GRUMO 2018. notat fra GEUS.
- Albers, C.N., 2021: Dateringer i GRUMO 2020. GEUS-notat 42-VA-21-02
- Albers C.N., Bollmann U.E., Badawi N., Johnsen A.R., 2021: Leaching of 1,2,4-triazole from commercial barley seeds coated with tebuconazole and prothioconazole. Chemosphere. In press. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2021.131819>
- Appello, C.A.J. & Postma, D., 2005: Geochemistry, Groundwater and Pollution, second ed. CRC Press, 672 pp
- Bayer A/S, Bayer CropScience, EuparenMulti brugsanvisning DK06107507A.
- Bech J. and Hansen K.E., 1974: Degradation of quintozone, pentachlorobenzene, hexachlorobenzene and pentachloroaniline in soil. Pesticide Science 5:41-48.
- Cook, P. G., D. K. Solomon, L. N. Plummer, E. Busenberg, and S. L. Schiff, 1995; Chlorofluorocarbons as tracers of groundwater transport processes in a shallow, silty sand aquifer, Water Resour. Res., 31: 425– 434.
- Cook, P. G., Solomon, D. K., 1997; Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, ³HHe and ⁸⁵Kr, Journal of Hydrology 191: 245-265
- Dalgaard T, Hansen B, Hasler B., Hertel O., Hutchings N., Jacobsen B.H., Jensen L.S., Kronvang B., Olesen J.E., Schjørring J.K., Kristensen I.S., Graversgaard M., Termansen M., Vejre H., 2014: Policies for agricultural nitrogen management - trends, challenges and prospects for improved efficiency in Denmark. Environmental Research Letters, Environ. Res. Lett. 9 (2014) 115002 (16pp). <http://dx.doi.org/10.1088/1748-9326/9/11/115002>. (11.01.2019)
- Danske regioner, 2018: Regionernes arbejde med jordforurening 2017. Juni 2018 <https://www.regioner.dk/media/9019/regionernes-arbejde-med-jordforurening-aarsrapport-2017.pdf> (14.12.21)
- Danske regioner, 2019: I sikre hænder - Regionernes arbejde med jordforurening. 59 s.
- Danske regioner, 2021: Overblik og prioritering- Regionernes arbejde med jordforurening. 44 s.
- DANVA, 2018. Personlig kommunikation, Seniorkonsulent Claus Vangsgård.
- DMI, 2020: Året 2019: https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Afrapportering/Aars sammendrag/Sammendrag_2019.pdf (6.12.21)
- DMI, 2021: Klimanormaler: <https://www.dmi.dk/vejarkiv/normaler-danmark/> (6-12-2021)
- ECHA - European Chemicals Agency, 2016. Regulation (EU) n°528/2012 concerning the making available on the market and use of biocidal products. Evaluation of active substances. Assessment Report. Tolyfluanid. http://dissemination.echa.europa.eu/Biocides/ActiveSubstances/0055-07/0055-07_Assessment_Report.pdf
- Ernstsen, V. & Platen, F.v., 2014: Opdatering af det nationale redoxkort fra 2006- til brug for den Nationale Kvælstofmodel 2015. GEUS-rapport 2014/20.
- FOEN Federal Office of the Environment, Schweizerische Eidgenossenschaft. 2020. Dossier on chlorothalonil metabolites in groundwater. <https://www.bafu.admin.ch/bafu/en/home/topics/water/wasser--dossiers/chlorothalonil-metabolites-in-groundwater.html> (14.12.21)
- Freeling, F., Behringer D., Heydel, F. mfl., 2020: Trifluoroacetate in Precipitation: Deriving a Benchmark Data Set. Environmental Science and Technology 54:11210-11219. <https://dx.doi.org/10.1021/acs.est.0c02910>
- GEUS, 2018. Notat nr.: 05-VA-18-05 af 29. oktober, 2018. Forekomst af desphenylchloridazon og methyl-desphenylchloridazon i grundvandet.
- GEUS, 2020. Forekomst af pesticidstoffer i de almene vandforsynings borningskontrol for perioden 1/1-2020 til 31/12-2020. <https://www.geus.dk/vandressourcer/vandkvalitet/grundvandskvalitet/opgoerelser> (14.12.21)
- Gustafson, D.I. 1989. Groundwater ubiquity score: A simple method for assessing pesticide leachability. Environmental Toxicology and Chemistry 8:339-357
- Hansen, B., Rasmussen, B.B., Sivertsen, J., Sørensen, E., Kristoffersen, V. & Christensen, K.S., 2010: Faglig vurdering af grundvandsboringer og pejleboringer i Landovervågningen (LOOP). Særudgivelse fra GEUS.
- Hansen, B., Thorling, L., Dalgaard, T. & Erlandsen, M., 2011: Trend Reversal of Nitrate in Danish Groundwater – a Reflection of Agricultural Practices and Nitrogen Surpluses since 1950. Environmental Science and Technology, vol. 45 no. 1 pp 228-234.
- Hansen, B., Dalgaard, T., Thorling, L., Sørensen, B. & Erlandsen, M., 2012: Regional analysis of groundwater nitrate concentrations and trends in Denmark in regard to agricultural influence. Biogeosciences Vol. 9, 5321-5346, 2012.
- Hansen, B & Larsen, F., 2016: Faglig vurdering af nitratpåvirkningen i iltet grundvand ved udfasning af normreduktionen for kvælstof i 2016 -18. Danmarks og Grønlands Geologiske Undersøgelse Rapport 2016/04.
- Hansen, B., Thorling, L., Schullehner, J., Termansen, M. & Dalgaard, T., 2017: Groundwater nitrate response to sustainable nitrogen management. Scientific Reports, 7, 8566. DOI: 10.1038/s41598-017-07147-2.

- Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelse fra GEUS. https://www.geus.dk/vejledning/6_03102018.pdf (26.05.2021)
- Hansen, B., Thorling, L., Kim, H. & Blicher-Mathiesen, G., 2019. Long-term nitrate response in shallow groundwater to agricultural N regulations in Denmark. *Journal of Environmental Management* 240, 66-74. <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2019.03.075>.
- Henriksen, H.J., Voutchkova, D., Troldborg, L., Ondracek, M., Schullehner, J. & Hansen, B., 2019: National Vandressource model. Beregning af udnyttelsesgrader, afsækning og vandløbspåvirkning med DK-model2019. GEUS rapport 2019/32. GEUS 2019
- Henriksen, H.J., Kragh, S.J., Gotfredsen, J., Ondracek, M., van Til, M., Jakobsen, A., Schneider, R.J.M., Koch, J., Troldborg, L., Rasmussen, P., Pasten-Zapata, E. og Stisen, S., 2020: Udvikling af landsdækkende modelberegninger af terrænnære hydrologiske forhold i 100m grid ved anvendelse af DK-modellen. Sammenfatningsrapport - Modelleverancer til Hydrologisk Informations- og Prognosesystem. GEUS specialrapport. GEUS 2020
- Henriksen, H., Rasmussen, J., Olsen, M., He, X., Jørgensen, L.F. & Troldborg, L., 2014: Implementering af modeller til brug for vandforvaltning. Delprojekt: Effekt af vandindvinding, GEUS-rapport 2014/74 www.geus.dk/media/7937/geus-rapport-om-implementering-af-modeller-til-brug-for-vandforvaltning2014_74.pdf (14.12.21)
- Henriksen, H., Stisen, S., Troldborg, L., He, X. & Jørgensen, L.F. 2015: https://www.geus.dk/media/7936/geus-rapport-om-oeget-vandindvinding-til-markvanding29_2015.pdf (14.12.21)
- Hinsby, K., Højberg, A. L., Engesgaard, P., Jensen, K. H., Larsen, F., Plummer, L. N., and Busenberg, E., 2007; Transport and degradation of chlorofluorocarbons (CFCs) in the pyritic Rabis Creek aquifer, Denmark, *Water Resour. Res.*, 43, W10423, doi:10.1029/2006WR005854.
- Hjelmer O, Hougard T, Hansen J B, Hyks J, Trap N. 2020. Identifikation af problematiske stoffer i overfladebehandlet tegl og beton, fiberarmeret cement og beton samt klinker og sanitet. Miljøprojekt nr. 2127, Miljøstyrelsen.
- Horneman, A., M. Stute, P. Schlosser, W. Smethie, N. Santella, D.T. Ho, B. Mailloux, E. Gorman, Y. Zheng, A. van Geen, 2008; Degradation rates of CFC-11, CFC-12 and CFC-113 in anoxic shallow aquifers of Arahazar, Bangladesh, *Journal of Contaminant Hydrology*, 97: 27-41,
- Hunkeler D., Laier T., Breider F. & Jacobsen O., 2012: Demonstrating a Natural Origin of Chloroform in Groundwater Using Stable Carbon Isotopes. *Environmental Science & Technology*, 46:6096-6101
- Hvid, S. Kolind, 2011: Videncenter for Landbrug. Markvandingsbehov 1987-2010, www.landbrugsinfo.dk/Planteavl/Vanding/Sider/pl_11_616.aspx (14.12.21)
- Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvarter Varv-kort.
- Højberg, A.L., Thodsen, H., Børgesen, C.D., Tornbjerg, H., Nordstrøm, B.O., Troldborg, L., Hoffmann, C.C., Kjeldgaard, A., Holm, H., Audet, J., Ellermann, T., Christensen, J.H., Bach, E.O. & Pedersen, B.F., 2021: National kvælstofmodel – version 2020, Metode rapport. GEUS Specialrapport. GEUS 2021
- Jakobsen, R., Hinsby, K., Aamand, J., van der Keur, P., Kidmose, J., Purtschert, R., Jurgens, B.C., Sultenfuss, J., Albers, C.N., 2020; History and Sources of Co-Occurring Pesticides in an Abstraction Well Unraveled by Age Distributions of Depth-Specific Groundwater Samples, *Environmental Science and Technology*, 54: 158-165, DOI: 10.1021/acs.est.9b03996
- Kiefer K., Bader T., Minas N. mfl., 2020: Chlorothalonil transformation products in drinking water resources: Widespread and challenging to abate. *Water Research* 118. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2020.116066>
- Laier, T. og Thorling, L., 2005: Tidsserier og datering, anvendelse af overvågningsdata. ATV møde 5. okt. 2005; Grundvandsmonitoring, teori, metoder og cases.
- Laier, T., 2014: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer -pilotprojekt. GEUS-notat 05-VA-14-01
- Laier, T., 2014a: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer ved T-He metoden. GEUS-notat 05-VA-14-04
- Land, M., de Wit, C.A., Bignert, A., Cousins, I.T., Herzke D., Johansson, J.H., Martin, J.W., 2018: What is the effect of phasing out long-chain per- and polyfluoroalkyl substances on the concentrations of perfluoroalkyl acids and their precursors in the environment? A systematic review, *Environmental Evidence*, 7:4
- Lassen C, Skårup S, Mikkelsen SH, Kjølholt J, Nielsen PJ, Samsøe-Petersen L. 2001. Inventory of Biocides used in Denmark. Environmental Project No. 585. Miljøstyrelsen.
- Mernild, S. H., Christensen J.H., Cappelen, J. (2019): Nedbørsekstremer og regnfattige somre. *Aktuel Naturvidenskab* Nr. 2 2019, 8-12.
- Mikkelsen, H.E. & Olesen J.E., 1991: Sammenligning af metoder til bestemmelse af potentiel vandfor-dampning. Landbrugsministeriet, Statens Planteavlsforsøg, Tidsskrift for Planteavls Specialserie, Beretning nr. S 2157.
- Nielsen, K.S., og Jørgensen, J.B., 2008: Lavpermeable horisonter i skrivekridtet – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (14.12.21)
- Nilsson, B., Kronvang, B. van't Veen, S., Troldborg, L., Thorling L., Boutrup, S., Larsen, M.M., Rasmussen, J., Hinsby, K & Kazmierczak, J.: 2019. Vurdering af grundvandets kemiske påvirkning af vandløb og kystvande. GEUS-rapport 2019/2.
- Nilsson, B., Søndergaard, M., Johansson, L.S., Olesen, A., Kazmierczak, J., Thorling L. Troldborg, L.: 2019a. Vurdering af grundvandets kemiske og kvantitative påvirkning af søer. GEUS-rapport 2019/3.

- Nygaard, E.(red) 2004: Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zoner. GEUS. http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf (14.12.21)
- Olesen, J.E., 2019: Klimaændringernes betydning for europæisk landbrug. Vand og jord, 26. årg. 2. maj 2019, side 50-55.
- Paludan E, Borling P, Poulsen J. 2004. 22 hormonforstyrrende aktivstoffer, kortlægning over anvendelse i andre produkter end plantebeskyttelsesmidler. Miljøprojekt Nr. 933 2004. Miljøstyrelsen.
- Phillips, E., Gilevska, T., Horst, A., Manna, J., Seger, E., Lutz, E.J., Norcross, S., Morgan, S.A., West, K.A., Mack, E.E., Dworatzek, S., Webb, J., Lollar, B.S., 2019. Transformation of Chlorofluorocarbons Investigated via Stable Carbon Compound-Specific Isotope Analysis. Environ. Sci. Technol. 54, 870–878. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.9B05746>
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. & Larsen, F., 1991: Nitrate Reduction in An Unconfined Sandy Aquifer - Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modelling. Water Resour. Res. 1991, 27 (8), 2027–2045.
- Qevauviller, P., 2005: Groundwater monitoring in the context of EU legislation: reality and integration needs. J. Environmental monitoring, 2005, vol. 7 pp 89-102.
- Refsgaard JC, Stisen S, Højberg AL, Olsen M, Henriksen HJ, Børgesen CD, Vejen F, Kern-Hansen C & Blicher-Mathiesen, 2011: Vandbalance i Danmark - Vejledning i opgørelse af vandbalance ud fra hydrologiske data for perioden 1990-2010, GEUS Rapport 2011/77. GEUS 2011.
- Scharling, M. & Cappelen, J. (2016): Klimadata Danmark. Kommunale referenceværdier 2006-2015. DMI-rapport 16-19 v. 2. https://www.dmi.dk/fileadmin/user_upload/Rapporter/TR/2016/DMIREP16-19_ver2.pdf (14.12.21)
- Scheurer, M., Nödler, K., Freeling, F., mfl. 2017. Small, mobile, persistent: Trifluoroacetate in the water cycle – Overlooked sources, pathways, and consequences for drinking water supply, Water Research, 126: 460-471, <https://doi.org/10.1016/j.watres.2017.09.045>.
- Schullehner, J. & Hansen, B., (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001 (11.01.2019)
- Sebol, L.A., W.D. Robertson, E. Busenberg, L.N. Plummer, M.C. Ryan, S.L. Schiff, 2007; Evidence of CFC degradation in groundwater under pyrite-oxidizing conditions, Journal of Hydrology, 347: 1-12, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.009>.
- Stisen, S., Ondracek, M., Trolborg, L., Schneider, R.J.M., van Til, M.J., 2019: National Vandressource Model – Modelopstilling og kalibrering af DK-model2019. GEUS-rapport 2019/31. GEUS 2019
- Tesoriero A.J., Puckett, L.J., 2011; O₂ reduction and denitrification rates in shallow aquifers, WATER RESOURCES RESEARCH, 47: W12522,
- Thorling, L., Hansen, B. og Magid, J., 2010: Opløst organisk fosfor i grundvand? Vand og Jord pp. 20-23, vol. 17, feb. 2010.
- Thorling, L. & Sørensen, B.L., 2014: Grundvandets kemiske tilstandsvurdering Vandområdeplan 2015-2021, data og metode-valg. GEUS-rapport 2014/ <https://www.geus.dk/media/7935/lthorling-2014-78pdf-adobe-acrobat-pro.pdf> (14.12.2021)
- Thorling, L. og Kjølter, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandets tilstand. GEUS-notat 07-VA-2017-1
- Trolborg, L., 2020: Afgrænsning af de danske grundvandsforekomster. Ny afgrænsning og delkarakterisering samt fagligt grundlag for udpegning af drikkevandsforekomster. GEUS-rapport 2020/1
- Weber JB, Weed SB. 1989. Adsorption and Desorption of Diquat, Paraquat, and Prometone by Montmorillonitic and Kaolinitic Clay Minerals. Soil Science Society of America Journal 32: 485-487.
- World Health Organization. 2017. Guidelines for drinking-water quality. 4th Edition incorporating the first addendum. 541 pp.

Links og hjemmesider:

- Chemspider: www.chemspider.com , Royal Society of Chemistry. (14.12.21)
- DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (14.12.21)
- DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (14.12.21)
- EEA's hjemmesiden: <http://www.eea.europa.eu/> (14.12.21)
- GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/viden-om/viden-om-grundvand> (14.12.21)
- Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (14.12.21)
- Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.21)
- Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (14.12.21)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (14.12.21)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (14.12.21)

NOVA-2003: <http://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2000/87-7909-884-3/html/default.htm> (14.12.21)

NOVANA 2004-2010 del 1: http://www2.dmu.dk/1_viden/2_Publikationer/3_fagrapporter/rapporter/FR495.PDF (14.12.21)

NOVANA 2004-2010 del 2: <http://www.dmu.dk/Pub/FR615.pdf> (14.12.21)

Pesticides Properties DataBase, <https://sitem.herts.ac.uk/aeru/ppdb/en/index.htm> (14.12.21)

STANDAT og STANCODE hjemmesiden, DCE: <http://dce.au.dk/overvaagning/standat/> (14.12.21)

Vandområdeplanernes hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/vandmiljoe/vandomraadeplaner> (14.12.21)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (14.12.21)

Appendiks

Appendiks 1 Datagrundlag og metoder

Appendiks 1.1 Analyseindsats og dataindsamling

Datakilder

De data, der udgør grundlaget for grundvandsovervågningsrapporten er først og fremmest indsamlet i det nationale overvågningsprogram særlige overvågningsboringer (GRUMO- og LOOP-indtag) og i vandforsyningernes indvindingsboringer i forbindelse med den obligatoriske boringskontrol (Thorling og Kjølner, 2017). De forskellige datakilder anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet er beskrevet kort i Boks 1 nedenfor, mens en mere uddybende beskrivelse af stationsnettet er givet i Appendiks 2.

Boks 1. [Datakilder i grundvandsovervågningsrapporten, overvågning af vandkvalitet.](#)

Datakilde	Beskrivelse
GRUMO-boringer	<p>GRUMO-boringerne i Grundvandsovervågningen er etableret som led i det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Her overvåges grundvandet ved at der udtages grundvandsprøver og grundvandsspejlets beliggenhed pejles. GRUMO-stationsnettet er designet til at kunne give dybdespecifikke målinger i grundvandsmagasinerne fra de såkaldte GRUMO-indtag.</p> <p>Det samlede GRUMO-stationsnet er designet, så grundvandet særligt overvåges, der hvor påvirkningen fra diffuse miljøpåvirkninger er størst, idet punktkilder undgås, således at effektiviteten af generelle reguleringer bedst kan vurderes.</p> <p>Stationsnettet er i perioden 2007-2019 tilpasset vandrammedirektivet.</p> <p>Prøvetagningshyppigheden i de enkelte GRUMO-indtag varierer afhængigt af den påvirkning, som afspejles af vandanalyserne. Alle indtag prøvetages mindst én gang i løbet af en seksårig programperiode for alle analysepakker, jf. vandrammedirektivet.</p> <p>En delmængde af indtag sidder i de såkaldte redoxboringer, der bl.a. har til formål at overvåge redoxzonernes stabilitet. I hver af disse boringer er der 15-23 ganske korte indtag (10 cm), se også Appendiks 2.1</p> <p>Alle data fra GRUMO-boringer er tilgængelige i Jupiter.</p>
LOOP-boringer	<p>LOOP-boringerne i Landovervågningsprogrammet er etableret som led i det nationale overvågningsprogram for vand og natur (NOVANA). Landovervågningen beskriver sammenhænge mellem dyrkningspraksis og tabet af kvælstof og fosfor til vandmiljøet, idet hovedformålet med LOOP-overvågningen er at få en detaljeret forståelse af, hvordan dyrkning i Danmark påvirker vandkvaliteten i rodzonevand, drænvand og grundvand.</p> <p>Alle LOOP-boringer er placeret, hvor grundvandsspejlet ligger højt, idet LOOP-indtagene er placeret terrænnært i 1,5-5 m u.t. Der har siden overvågningsens start i 1989 været tale om et fast stationsnet af ca. 100 LOOP-indtag - med kun ganske få ændringer. Indtagene prøvetages op til seks gange årligt.</p> <p>Der kan kun udtages prøver, når grundvandsspejlet ligger så højt, at grundvandet kan pumpes op fra indtagene.</p> <p>I LOOP-områderne overvåges herudover rodzonevand, der opsamles med sugeceller placeret lige under rodzonen. Disse data må ikke forveksles med data fra LOOP-boringerne. Data fra den umættede zone (rodzonevand) anvendes ikke i grundvandsovervågningsrapporten.</p> <p>Alle data fra LOOP-boringer er tilgængelige i Jupiter.</p>

Vandforsyningsboringer	<p>I drikkevandsbekendtgørelsen er der krav om, at de almene vandforsyninger jævnligt kontrollerer kvaliteten af det grundvand (råvand), der indvindes fra deres indvindingsboringer, den såkaldte boringskontrol. Boringskontrollen gennemføres på det grundvand (råvand), der indvindes fra den enkelte indvindingsboring, forinden vandet ledes ind på selve vandværket til behandling og derefter ledes videre ud i forsyningsnettet til forbrugerne. En almen vandforsyning leverer til mindst 10 ejendomme.</p> <p>Hyppigheden af boringskontrollen afhænger af den distribuerede eller producerede vandmængde, og giver en prøvetagningshyppighed mellem hvert 3. år og hvert 5. år. Drikkevandsbekendtgørelsens bilag indeholder en liste over en række parametre, der som minimum skal analyseres for i en boringskontrol.</p> <p>Derudover stiller drikkevandsbekendtgørelsen krav til, at tilsynsmyndigheden skal udvide listen over kontrolparametre for boringskontrollen, når de lokale forhold for vandforsyningsanlægget tilsiger det, se kapitel 2.</p> <p>Alle resultater fra boringskontrollen indberettes til Jupiter.</p>
-------------------------------	--

Analyseindsats vedr. grundvandskvalitet

Overvågningen af grundvandets kvalitet har siden grundvandsovervågningens start i 1988 taget udgangspunkt i fire stofgrupper:

- *Kemiske hovedbestanddele*
- *Uorganiske sporstoffer*
- *Pesticider*
- *Organiske mikroforureninger*

De organiske mikroforureninger har gennem tid været underopdelt i en række kemiske undergrupper, der dels tager udgangspunkt i kemiske egenskaber og dels anvendelsen. Sådanne undergrupper rapporteres typisk sammen.

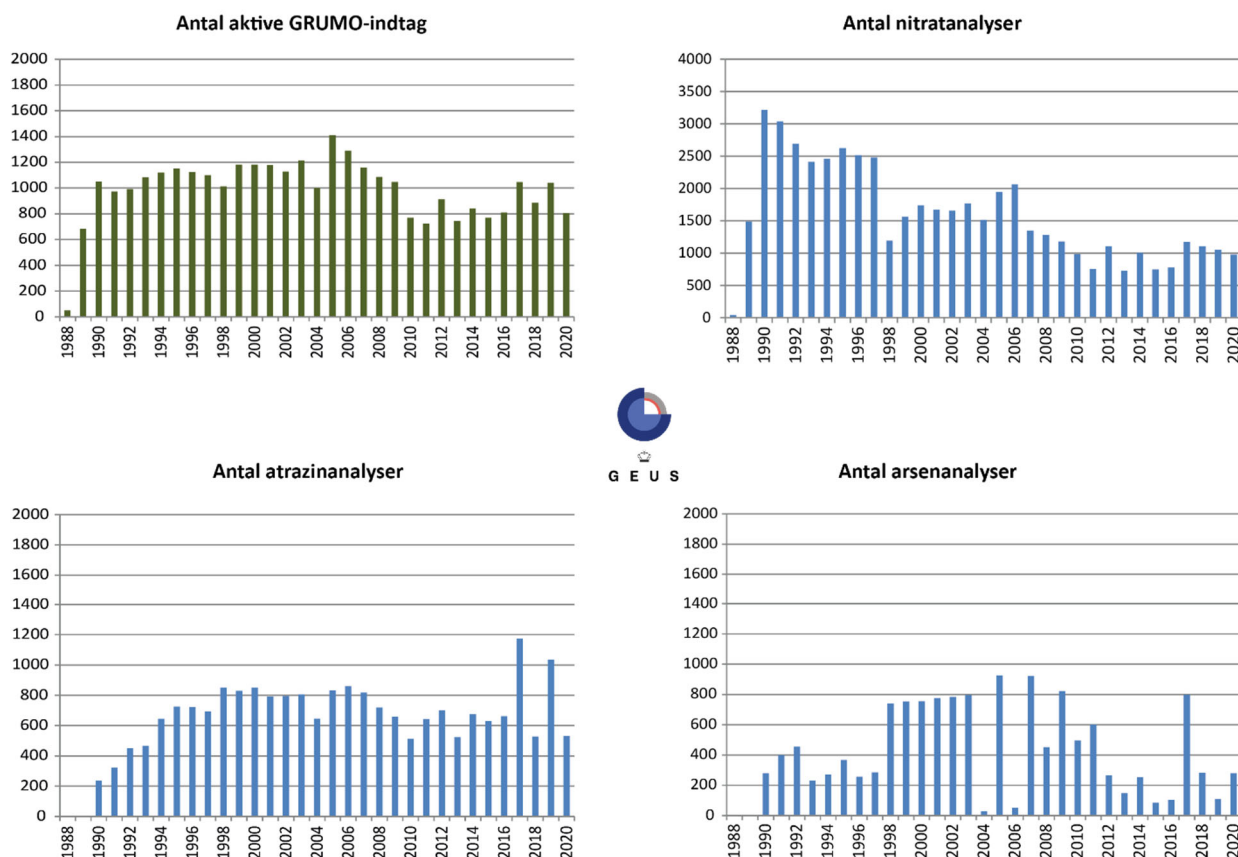
Analyseprogrammerne for miljøfremmede stoffer, herunder pesticider, har udviklet sig gennem årene i takt med, at udviklingen af analysemetoderne har muliggjort analyser med tilstrækkeligt lave detektionsgrænser i forhold til kvalitetskrav og tærskelværdier for de relevante miljøfremmede stoffer og sporstoffer. Undervejs er stoffer, der kun sjældent eller aldrig findes i analyserne, udgået af programmerne. De aktuelle analyseprogrammer for indeværende programperiode fremgår af de kapitler, hvor stofferne præsenteres. Bilag 4 viser en oversigt over den periode, hvor forskellige stoffer har indgået i det programlagte analyseprogram for grundvandsovervågningen.

Det samlede analyseprogram for grundvandsovervågningen fremgår af programbeskrivelserne (se litteraturlisten og NOVANA-hjemmesiden). Analyseprogrammerne gennem tid for boringskontrollen fremgår af de forskellige udgaver af drikkevandsbekendtgørelsen. Vandforsyningerne har i vid udstrækning suppleret dette analyseprogram med flere stoffer, specielt miljøfremmede stoffer som pesticider, PFAS mm.

Specielt for pesticider gælder, at resultaterne fra 'Varslingsystemet for pesticider' (VAP) anvendes til justering af analyseprogrammet for både grundvandsovervågningen og boringskontrollen, og ikke mindst som beslutningsgrundlag for screeninger i grundvandsovervågningen (se hjemmesiden for VAP). Resultaterne herfra indgår i beslutningsgrundlaget for justering af programperiodernes analyseprogrammer for grundvandsovervågningen og for drikkevandsbekendtgørelsens boringskontrol. Omvendt vil resultater fra vandforsyningernes egne udvidede pesticidanalyser bidrage til udvælgelse af stoffer til screening i udvalgte indtag i grundvandsovervågningen. I bilag 6 præsenteres resultater fra samtlige pesticidanalyser, opdelt på grundvandsovervågning og vandforsyningsboringer, i det omfang de foreligger i Jupiter. Stofgruppen af pesticider er diskuteret i et selvstændigt afsnit herunder. Der pågår en løbende afklaring af grupperingen af de miljøfremmede organiske stoffer i henholdsvis organiske mikroforureninger og pesticider, se kapitel 2, idet gruppen af pesticider er en delmængde af de organiske mikroforureninger, afgrænset på baggrund af deres anvendelse og ikke deres kemiske egenskaber og strukturer.

Figur 62 viser hvor stort et datamateriale, der er til rådighed for rapporteringen med udgangspunkt i antallet af registrerede prøvetagede GRUMO-indtag, samt antal godkendte analyser for nitrat, atrazin og arsen. De tre udvalgte stoffer har gennem hele programperioden indgået i analysepakkerne for hhv. hovedbestanddele, pesticider og sporstoffer og illustrerer således analyseomfanget for disse stofgrupper.

Antallet af prøvetagede indtag i de enkelte år viser, hvorledes overvågningen udbygges i løbet af 1988-1990 og derefter frem til 2004 har et nogenlunde konstant antal prøvetagede indtag hvert år. Udviklingen af stationsnettet og den løbende udbygning med borer, herunder omlægningen fra 2007 ff. for at tilpasse stationsnettet til vandrammedirektivet, er diskuteret i Appendiks 2.



Figur 62. Illustration af analyseindsatsen for grundvandsovervågningen 1988-2019. Antal indtag, hvorfra der er taget prøver i de enkelte år, samt antal analyser for stofgrupperne hovedbestanddele (nitrat), pesticider (atrazin) og sporstoffer (arsen), ud fra antallet af årlige analyser af et gennemgående stof i stofgrupperne.

I grundvandsovervågningen, programperiode 2017-2021, udtages højst én prøve/år/indtag, bortset fra i redoxboringerne, der kun indgår i to af programperiodens år (2018 og 2020), men da med tre prøver/år/indtag. Nyetablerede indtag prøvetages dog 2 gange det første år.

Det fremgår af Figur 62, at mens der har været et fald i antallet af årlige analyser for nitrat, og dermed hovedbestanddele, har analyseindsatsen over for pesticider (vist som Atrazin) ligget mere konstant i hele overvågningsperioden, dog med et mindre fald, der svarer til det reducerede stationsnet omkring 2010. I år med kontrolovervågning 2017 og 2019 er stort set alle aktive indtag analyseret for pesticider.

Faldet i antallet af nitratanalyser pr. år er især begrundet i det forhold, at prøvetagningsfrekvensen (år^{-1}) for hovedbestanddele er faldet gennem tiden, mens prøvetagningsfrekvensen for pesticider til sammenligning har varieret mindre.

Hvad angår sporstofferne (arsen) har prøvetagningshyppighederne og omfanget af analyser varieret betragteligt fra programperiode til programperiode. De mange analyser for sporstoffer i programperioderne fra 1993 til 2009, havde til formål at dække behovet for at etablere baggrundskoncentrationer af sporstofferne, hvorefter der i de efterfølgende programperioder fokuseres på overvågning i områder med særligt høje koncentrationer af sporstoffer. Sporstoffer indgik i kontrolovervågningen i 2017, men ikke i 2019.

Stofgruppen pesticider.

Pesticidbegrebet er fra rapporteringen 2020 udvidet til også at gælde stoffer med biocidanvendelse som beskrevet i kapitel 2.

GEUS har derfor valgt i pesticidkapitlet at medtage udvalgte biocidstoffer, som har tydeligt miljøfremmede egenskaber. Det drejer sig fx om organiske tinforbindelser (antibegroningsmidler), isothiazolinoner (konserveringsmidler), biocidstoffer der kemisk er tæt beslægtede med pesticider (fx triaziner), og phenoler i bred forstand. Phenolerne dækker phenol, chlorphenoler, methylphenoler (cresoler), chlor-methylphenoler (chlorcresoler) og dimethylphenoler (xyleneoler). Teknisk pentachlorphenol (PCP) har fx været anvendt som træbeskyttelsesmiddel og indeholdt en forholdsvis stor andel lette chlorphenoler (Miljøstyrelsen, 2009). I grundvandet nedbrydes pentachlorphenol desuden til chlorphenoler med færre chloratomer. 2-methylphenol og 4-methylphenol har fx været anvendt som biocid i overfladebehandling af beton og fibercement (Hjelmar mfl., 2020) og som antiseptiske midler. Nogle chlorphenoler (fx 2,4-dichlorophenol og 2,4,5-trichlorophenol) og chlormethylphenoler (fx 2-methyl-4-chlorophenol) er nedbrydningsprodukter fra phenoxyreherbicer eller nedbrydningsprodukter fra synteseurenheder i phenoxyreherbicer (fx 2,6-dichlorophenol og 2-methyl-6-chlorophenol). Chlorphenolerne og chlormethylphenoler bruges også til fremstilling af phenoxyreherbicer og kan derfor i sig selv forekomme som synteseurenheder. Derudover har en bred gruppe phenoler været brugt som desinfektionsmidler.

Ovennævnte biocidstoffer har indgået som pesticider i Miljøstyrelsens massescreening i 2019 og/eller på Miljøstyrelsens pesticidliste til vurdering af grundvandsforekomsternes kemiske tilstand i 2020. Sumgrupper såsom 'sum herbicer', 'sum pesticider', 'xyleneoler' og 'cresoler' er ikke med i opgørelserne, dels fordi de ikke har en detektionsgrænse, dels fordi enkeltstofferne i grupperne oftest også er indberettet enkeltvis. I grundvandet stammer en del stoffer fra olieforureninger eller tjæreforureninger, men nogle af disse stoffer har samtidig haft en begrænset pesticid/biocidanvendelse. Det er fx naphthalen og anthraquinon, som formodentlig oftest stammer fra olie/tjære når de findes i grundvandet. Disse stoffer forbliver foreløbig i stofgruppen organiske mikroforureninger. I stofgruppen pesticider indgår desuden enkelte kendte urenheder (fx 2,6-DCPP) og vækstregulerende midler.

Indvundne vandmængder

Rapportering af oppumpede vandmængder fra grundvand og overfladevand er en integreret del af grundvandsovervågningen. I henhold til vandforsyningsloven skal alle almene vandforsyninger årligt indberette årets indvundne vandmængde til kommunerne. Almene vandforsyninger er defineret som vandforsyninger, der leverer drikkevand til mindst 10 ejendomme. De øvrige vandforsyninger skal indberette de indvundne vandmængder, når kommunalbestyrelsen pålægger dem det. Kommunerne kvalitetssikrer og indberetter herefter vandmængderne til Jupiter.

Andre data om grundvandet

Visse kendte punktkilder, som forurenede grunde og lossepladser, overvåges og kortlægges af Regionerne i medfør af jordforureningsloven. Derudover foretages der overvågning af grundvandet i forbindelse med forurenende virksomheder, som fx. lossepladser mv. i medfør af miljøbeskyttelsesloven. I dag rapporteres denne overvågning af Danske regioner (Danske regioner, 2021). Mere information kan fås på Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer (hjemmesiden for jordforurening, se litteraturlisten).

Data, der indsamles som led i regionernes overvågning og undersøgelser af kendte større punktkilder, og som er indlæst i Jupiter, er så vidt muligt adskilt fra de øvrige data, der indgår i denne rapportering, bortset fra indberettede vandprøver fra vandforsyningsboringer. Det skal bemærkes, at regionerne jf. jordforureningsloven forestår opsporing af forureningskilder i samarbejde med kommunalbestyrelsen, når der er konstateret en forurening af grundvandet, og ligeledes skal regionerne underrette de berørte

vandforsyninger, når en forurening er konstateret. På baggrund af dette skal tilsynsmyndighed (kommune) og almen vandforsyning jf. drikkevandsbekendtgørelsen, sørge for at inddrage et relevant stof i boringskontrollen, såfremt et stof vurderes at udgøre en risiko for den enkelte indvindingsboring. I regi af Miljøportalen arbejdes der i disse år på, at ældre grundvandsdata fra regionernes forureningsundersøgelser lægges i Jupiter, og at der fremover skal ske en løbende indberetning af nye data.

Indberetning af data til Jupiter

Indberetningen af vandanalyser til Jupiter fra grundvandsovervågningen, vandforsyningernes boringskontrol og øvrige undersøgelser foretages af analyselaboratorierne. Efterfølgende godkender tilsynsmyndigheden eller dataejereren data, jf. Dataansvarsaftalen (Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020) og drikkevandsbekendtgørelsen, hvorefter de bliver offentligt tilgængelige og til rådighed for rapporteringen.

Vandforsyningernes aktive indvindingsboringer identificeres til rapporteringen på grundlag af bl.a. en kode for prøveformål, som laboratorierne angiver for hver af de analyserede vandprøver, der indberettes til Jupiter. For at en vandforsyningsboring kategoriseres som aktiv, skal der desuden være taget en prøve indenfor de sidste 5 år, med prøveformålet 'boringskontrol', se bilag 8.

Kommunerne vedligeholder de administrative oplysninger om vandforsyningerne i Jupiter. En almen vandforsyning skal i henhold til vandforsyningsloven årligt indberette status for det almene vandforsynings indvindingsboringer. Kommunen skal årligt frigive indberetningerne i Jupiter, hvorefter de er offentligt tilgængelige. Når der i denne rapport gives status for grundvandskvaliteten i vandforsyningsboringerne på aktive vandforsyninger, forventes det, at datamaterialet kun i begrænset omfang inddrager analyser fra vandforsyninger, der ikke længere er aktive. Af samme årsag forventes datamaterialet kun i begrænset omfang at medtage vandforsyningsboringer, hvorfra der ikke indvindes grundvand til drikkevandsproduktion. Det kan fx være et vandforsynings overvågningsboringer eller pejleboringer, hvor der har været et behov for at kende vandkvaliteten, og hvor data er indberettet med vandprøveformål boringskontrol.

Fast dataudtræk fra Jupiter

Som grundlag for rapporteringen udarbejdes der hvert år et veldefineret udtræk fra Jupiter, som rapporteringen er baseret på. Udtrækket produceres af et særligt program med algoritmer, der sikrer, at data, der fx er mærket som fejlagtige, ikke indgår i databehandlingen. Programmet fjerner dubletter, og håndterer kendte datatekniske problemer, som fx anvendelse af forskellige stofkoder for samme stof eller brug af forskellige enheder.

Før udtrækket foretages, gennemfører GEUS en kvalitetskontrol af de data, som Miljøstyrelsen har indsamlet og indberettet til Jupiter som et led i NOVANA. Det kan dreje sig om forkert brug af koder og andre datatekniske forhold. Derudover producerer GEUS plot af alle pejletidsserier, hvilket giver Miljøstyrelsen mulighed for at identificere og rette fejl og mangler, som ikke blev erkendt under indlæsning, inden det endelige dataudtræk af pejlinger til rapporteringen foretages. Udtrækskriterierne er moderniseret i 2019 og fremgår af bilag 8. Især har der været fokus på en klarere definition af stofgrupperne og andre datastrukturelle emner.

Til denne rapport er der lavet et udtræk af de kemiske data fra Jupiter d. 23. april 2021, mens der 23. september 2021 er foretaget et udtræk af indvindingsdata for grundvand og overfladevand. Pejledata er udtrukket af Jupiter 1 juli 2021.

Appendiks 1.2 Metoder til databehandling

I denne rapport er der anvendt en række indikatorer og opgørelsesmetoder med det formål at beskrive, hvorledes de enkelte stoffer optræder i grundvandet. Som udgangspunkt for databehandlingen bearbejdes data, så opgørelserne er på indtagsniveau.

Statistiske metoder

Det bærende princip for hovedparten af figurerne er, at der fokuseres på deskriptiv statistik, dvs. hvorledes koncentrationerne fordeler sig i tid og rum. Der er fokus på, hvor store andele af de undersøgte

indtag (populationen), der ligger over eller under kvalitetskravet og detektionsgrænsen. Der beregnes kun undtagelsesvist gennemsnit for data fra flere forskellige indtag, men det kan fx være relevant i en udvalgt delmængde af data med fælles egenskaber. Almindeligvis vil data præsenteres som årlige aritmetiske gennemsnit for indtag, hvor der er udtaget mere end én prøve om året. I det omfang, der i øvrigt beregnes gennemsnitsværdier, præsenteres medianer også. Status mht. de enkelte stoffer/stofgrupper kan derudover illustreres gennem fraktildiagrammer, beregning af medianer og 25 og 75 % fraktiler mv., der samtidig illustrerer spredningen, se fx Figur 26.

Når der arbejdes med sumværdier, beregnes summerne for hvert enkelt prøveresultat. Hvis en grundvandsprøve er splittet i flere delprøver, og resultatet for hver delprøve er selvstændigt indberettet, opgøres summen for hver delprøve, idet det er vanskeligt maskinelt med sikkerhed at afgøre, hvilke prøver der hænger sammen, når fx prøver er sendt til forskellige laboratorier og indberettet separat.

Når der udarbejdes en egentlig kvantitativ statistisk analyse, hvor signifikansen af en trend eller andre sammenhænge beregnes, fremgår det tydeligt i rapporten, hvorledes denne sammenhæng er beregnet og hvilke kriterier, der er anvendt. Det skal hjælpe læseren til at skelne mellem deskriptive metoder og egentlige, kvantitative statistiske metoder.

Der er, i relevant omfang, lavet en opdeling efter geologi, geokemi, dybde eller strømningstid mv, specielt i de år, hvor der er særlig fokus på et enkelt emne. For miljøfremmede stoffer med lave fundprocenter er fundprocenten i sig selv en vigtig parameter.

Koncentrationsklasser

Der anvendes en ensartet afgrænsning af koncentrationsintervaller med hensyn til anvendelsen af $<$ eller \leq gennem hele rapporten. I drikkevandsbekendtgørelsen arbejdes med den højst tilladelige værdi, hvilket betyder, at drikkevandskravet først er overskredet, når indholdet i en prøve er større end kvalitetskravet.

Rapporten tager afsæt i disse tre koncentrationsklasser:

- *Under detektionsgrænsen, DG. Dvs. $x < DG$ (i.p. = ikke påvist)*
- *Fra og med detektionsgrænsen og til og med kvalitetskravet, KV. Dvs. $DG \leq x \leq KV$*
- *Over kvalitetskravet. Dvs. $x > KV$*

Detektionsgrænse og kvantifikationsgrænse

Mens der i Danmark traditionelt opereres med detektionsgrænsen, opererer man i analysekvalitetsdirektivet og grundvandsdirektivet med kvantifikationsgrænsen (LQ, level of quantification), der er defineret som tre gange detektionsgrænsen (DG). Alle resultater i Jupiter er angivet i forhold til detektionsgrænsen. I Danmark er brugen af kvantifikationsgrænsen implementeret i analysekvalitetsbekendtgørelsen.

Som udgangspunkt i nærværende rapport anvendes detektionsgrænsen (DG). Hvis koncentrationer er $< DG$ (ikke påvist), anvendes den numeriske værdi af DG ved beregning af gennemsnitsværdier. Hvis alle værdier er under prøvens DG, opgives gennemsnit, median osv. som mindre end den største DG i populationen. Er der et fåtal af analyser med forhøjet DG, angives den hyppigste DG, og undtagelserne bemærkes. Dette kan især være relevant for visse pesticider, eller når der indgår ældre data med en højere DG.

Brugen af den numeriske værdi af DG, som substitut til beregninger, når den målte koncentration ligger under DG, er begrundet i det forhold, at det beregningsteknisk giver mindst risiko for fejl, og det forhold, at der for miljøfremmede stoffer (MFS) er fokus på om stoffet overhovedet er til stede. For naturligt forekommende stoffer er DG som regel meget mindre end kvalitetskravet, og substitutions-metoden for data under detektionsgrænsen er i praksis uden betydning for vurderingen.

Ved beregning af sum-værdien for pesticider i en prøve beregnes kun summen af stoffer, der er påvist. Der substitueres ikke med DG for ikke-påviste stoffer, idet summen så ville være bestemt af antal

analyserede pesticidstoffer per prøve, som varierer fra 1 til >400. Dette er i overensstemmelse med analysekvalitetsbekendtgørelsen.

Egentlige trendberegninger indgår normalt kun i forbindelse med temarapportering.

Ved beregning af udviklingstendenser på stoffer med indhold tæt ved DG er der særlige problemer knyttet til den store analytiske usikkerhed på måleresultater under LQ. Derfor anvendes $\frac{1}{2} \cdot LQ$ for alle værdier under LQ, når der skal beregnes trends. Dette er især relevant for pesticider, hvor mange stoffer optræder meget tæt på DG, og variationer mellem fx 0,01 og 0,02 µg/l ikke må fejltolkes som en reel fordobling af indholdet, men alene som usikkerheden på fastlæggelse af indhold ved værdier under LQ.

Databehandling

Fraktildiagrammer, hvor alle målinger indgår, anvendes til at præsentere stoffernes koncentrationsfordelinger. Afbildningsmetoden giver mulighed for at aflæse medianen og vurdere spredningen på resultaterne, se fx Figur 23, Kapitel 4.1.

Der anvendes også søjlediagrammer og tabeller, hvor stoffernes procentvise fordeling typisk præsenteres i mindst tre koncentrationsintervaller, jf. afsnittet om koncentrationsklasser ovenfor:

- *Under detektionsgrænsen, DG (i.p. = ikke påvist)*
- *Fra og med detektionsgrænsen og til og med kvalitetskravet*
- *Over kvalitetskravet*

Når data fra indtag med forskellig prøvetagningsfrekvens skal sammenlignes, må opgørelser over status og udvikling i populationen baseres på en samlet periode af en vis længde. Hertil har GEUS gennem alle årene anvendt periodeopgørelser, der bygger på det princip, at hvert indtag kun tæller med én gang i opgørelser over andelen af indtag i et givent koncentrationsinterval, selv om der har været udtaget flere vandprøver med fund, eller der er påvist flere stoffer i samme prøve.

På indtagsniveau opgøres således, hvor stor en andel af indtagene, der i løbet af en periode mindst én gang har haft mindst ét stof med fund over detektionsgrænsen eller overskridelse af kvalitetskravet, se boks 2. Det optælles ikke, hvor mange stoffer, der har været påvist, eller hvor mange stoffer, der har overskredet kvalitetskravet. Et indtag, hvor flere stoffer er fundet over kvalitetskravet, tælles derfor kun med én gang. Omvendt betyder metoden, at hvis der er udtaget flere vandprøver fra samme indtag over en periode, og der ikke er fund i alle prøver i perioden, men dog mindst ét fund, bliver indtaget talt med i kategorien med fund.

Boks 2: Principper for en periodeopgørelse

I periodeopgørelsen tæller hvert indtag kun med én gang i en given periode.

Enkeltstoffer optælles over en given periode mht. hvor mange indtag, stoffet er fundet i.

For alle analyserede stoffer, hvor gruppen af stoffer har samme kvalitetskrav (fx pesticider), optælles i hvor mange indtag, der mindst én gang i en periode er påvist et eller flere stoffer over detektionsgrænsen eller kvalitetskravet.

Optællingen kan tage udgangspunkt i gennemsnitsværdien (middelværdien) for et stof i perioden eller om der er mindst ét stof eller mindst ét indtag, der i perioden ligger over detektionsgrænsen eller kvalitetskravet. Gennemsnitsværdi bruges, når indholdet i hovedparten af analyserne ligger langt over detektionsgrænsen.

I rapportens kapitler er anført, hvilke af ovenstående muligheder, der er brugt.

BEMÆRK: Hvis der er fund af samme stof flere gange, tælles det kun med én gang. Hvis der er flere stoffer fra samme stofgruppe, indgår stofgruppen stadig kun én gang.

Dybdefordelinger

Dybdefordelinger laves som en illustration af fordelingen af de analyserede stoffer med dybden i grundvandet og illustreres fx som Figur 4 i afsnit 1.2. Her er dybden opdelt i intervaller typisk af 10 m.

I dybdefordelingen præsenteres stoffernes procentvise fordeling, typisk i mindst tre koncentrationsintervaller:

- *Under detektionsgrænsen, DG (i.p. = ikke påvist)*
- *Fra og med detektionsgrænsen og til og med kvalitetskravet*
- *Over kvalitetskravet*

Dybden er angivet som 'dybden til top af indtag' også kaldet 'indtagstop'. Dette er dybden fra terræn til overkanten af indtaget, således som det er angivet i Jupiter i m u.t. GRUMO-indtagene er som regel korte med en længde på 1-2 m. I vandforsyningsboringer er længden af indtaget ofte omkring 6 m, men indtagene kan være endog meget lange, fx kan indtaget i nogle kalkboringer være op til 50 m langt. Derfor kan overvågningen i GRUMO-indtag repræsentere en punktmåling i tid og sted i langt højere grad end den overvågning, der finder sted i vandforsyningsboringer, hvor vand med meget forskellig alder blandes sammen i de længere indtag.

Tidsserier

De fleste indikatorer viser tidsserier med udgangspunkt i prøvetagningsåret, se boksdiagrammet i Figur 26 afsnit 4.2. Tidsserier, hvor alle målinger (evt. for en bestemt veldefineret delmængde af data) fra hvert år indgår, er præsenteret i boksdiagrammer. Disse diagrammer er især nyttige for stoffer med en stor andel af resultaterne over detektionsgrænsen. Her vises både gennemsnitsværdi og median sammen med 10, 25, 75 og 90 % fraktilerne.

Egentlige statistiske analyser af tidsserier ligger uden for rammerne af den årlige normalrapportering, men kan udføres i forbindelse med temarapportering. Her kan resultaterne fra dateringerne også inddrages (se kap. 4), og tidsskalaen kan transformeres til infiltrationstidspunktet. Dette muliggør en stærkere effektmåling af samspillet mellem indsatsplaner og miljøtiltag og de målte koncentrationer i grundvandet, fx for nitrat, se Figur 25.

Pejledata og indvundne vandmængder

Pejledata og indvundne vandmængder behandles efter andre principper end de kemiske parametre.

Mht. pejledata er overvågningen stadig under konsolidering, og fokus ligger på datakvalitet og teknisk udvikling af området. Data indsamles med meget stor hyppighed (ned til hvert kvarter) og præsenteres som tidsserier på indtagsniveau for udvalgte indtag. Der arbejdes med metodeudvikling for aggregering af data. De seneste år er dette sket som vist i Figur 19.

Indvundne vandmængder præsenteres som tidsserier opdelt på indvindingskategorier. Data præsenteres for alle indvindinger og for grundvandsindvindinger alene. Derudover vurderes indvindingen af grundvand med og uden markvanding.

Appendiks 1.3 Repræsentativitet og bias

Som nævnt ovenfor er længderne af indtagene i vandforsyningsboringer og GRUMO-boringer meget forskellige. Alene af denne grund er der forskel på, hvad de forskellige datasæt, der rapporteres i grundvandsovervågningen, repræsenterer. Derudover kan de enkelte datasæt være forbundet med en såkaldt bias. Som eksempel på en sådan bias tilrettelægger vandforsyningerne deres indvinding på en måde, så kvalitetskrav til drikkevandet så vidt muligt overholdes allerede i råvandet, hvorfor overskridelser af kvalitetskravet generelt må forventes at forekomme sjældnere i data fra vandforsyningsboringer end i data fra GRUMO-indtag (fx Schullehner og Hansen, 2014). Nedenfor er der for hvert af de anvendte datasæt i grundvandsovervågningsrapporten angivet en beskrivelse af datasættets forventede repræsentativitet og de mulige bias, der kan være knyttet til det enkelte datasæt (se også Thorling og Kjølner, 2017).

Vurderingen af de forskellige datasæts repræsentativitet og bias er baseret på en faglig systemforståelse af et komplekst system (dvs. viden om den danske geologi, hydrogeologi og geokemi) samt på konceptuelle modeller. Da konceptuelle modeller i sagens natur ikke er matematiske modeller, anvendes der derfor ikke statistik til at underbygge disse. Da man endvidere ikke kender den rumlige fordeling af alle landets grundvandsmagasiner og den tilhørende vandkvalitet, er det ikke muligt at foretage en stringent, geostatistisk vurdering af repræsentativiteten af datagrundlaget i forhold til samtlige grundvandsmagasiner.

Grundvandet i de enkelte indtag kommer fra nedsivning i et opland, der kan ligge mange 100 m eller sågar mange kilometer væk fra indtaget. Størrelsen af oplandet til et indtag og afstanden mellem opland og indtag afhænger i det enkelte tilfælde af geologien og grundvandets strømningsmønster i det helt konkrete område, hvor et indtag er placeret. Der foretages i forbindelse med denne rapportering ikke en konkret vurdering af oplandet eller arealanvendelsen i oplandet for specifikke indtag.

GRUMO-indtag:

Formålet med data fra GRUMO-indtagene er bl.a. at indsamle dybdespecifikke prøver i grundvandsmagasinerne, så udviklingen i grundvandets kvalitet og mængde i forhold til specielt diffuse overfladeforureninger kan beskrives. Hertil kommer, at data fra GRUMO-indtagene skal bidrage til tilstandsvurdering af alle grundvandsforekomsterne i forbindelse med vandplanerne. For data fra GRUMO-indtag vurderes endvidere følgende:

- *Om data er repræsentative i forhold til at afspejle grundvandets kvalitet korrekt i målepunkterne. Data er typisk punktmålinger, der beskriver en mindre stikprøve af grundvandets kvalitet. Samtidig er der høje krav til boringernes tekniske kvalitet og indretning. GRUMO-prøverne kan derfor i særlig grad forventes at være repræsentative for den kvalitet, som grundvandet har ud for boringernes indtag.*
- *Om data er repræsentative i forhold til at afspejle belastningen af grundvandet fra diffus overfladeforurening af de stoffer, der indgår i det aktuelle analyseprogram på en national skala. Stationsnettet er samlet set designet, så det kan give et landsdækkende billede, der skal tage højde for de meget store variationer, der er i de naturgivne geologiske forhold i Danmark. Stationsnettet er designet til at beskrive grundvandets tilstand i det åbne land. Stationsnettet er ikke designet til at beskrive tilstanden under bebyggede områder, hvor grundvandet kan være påvirket af diffuse overfladekilder, fx indholdsstoffer i maling.*
- *Om punktkilder giver en ubetydelig bias på det samlede datasæt. Der er kun få og utilsigtede data fra punktkilder, fx jordforurening, i datasættet. GRUMO-datasættet er derfor uegnet til at repræsentere påvirkninger fra punktkilder.*
- *Om grundvandets alder kan give bias ved fortolkning af data. Når fortolkninger af tidsserier skal relateres til påvirkninger fra menneskelige aktiviteter, er det derfor vigtigt, at skelne mellem prøvetagningsår og infiltrationsår, da effekten af reguleringer eller uønskede påvirkninger først vil vise sig i indtagene efter en årrække. I Appendix 3 er aldersfordelingen af de daterede GRUMO-indtag vist.*
- *Veldefinerede delmængder af data kan anvendes til at fokusere på bestemte problemstillinger. Som eksempel er fremstillinger af udviklingen for nitrat i iltholdigt grundvand valgt for på bedst mulig vis at undersøge effekter af vandmiljøplanerne og andre handleplaner. Data fra det iltfrie grundvand indgår derfor ikke i disse fremstillinger, da nitrat i iltfrit grundvand ikke afspejler den oprindelige udvaskning.*
- *Datatætheden falder generelt med dybden. Bias i datagrundlaget i forhold til den dybdemæssige fordeling af indtag håndteres i grundvandsovervågningsrapporten ved at beregne andelen af indtag med et vist indhold af fx nitrat og pesticider i forskellige dybder. De dybeste GRUMO-indtag anvendes hovedsageligt til at vurdere, om antagelserne i de konceptuelle modeller er rimelige, fx med hensyn til udbredelsen af nitrat i dybden.*
- *Der foretages i grundvandsovervågningen ikke volumenbaserede beregninger af, hvor stor en del af grundvandressourcen, GRUMO-data repræsenterer. Det er efter GEUS' vurdering ikke muligt isoleret set at benytte GRUMO-data til at opgøre, hvor stor en andel af hele grundvandressourcen, der er påvirket af en given forureningskomponent.*

LOOP-indtag:

Overvågning af grundvand i LOOP-indtag finder sted i fem landbrugsområder med højtliggende grundvandsspejl ned til ca. 5 m u.t. Data fra LOOP-indtag benyttes i grundvandsovervågningsrapporten kun i forbindelse med beskrivelsen af nitrat og fosfat i grundvandet. Generelt vurderes det for data fra LOOP-indtag, at:

- *Arealanvendelsen er meget forskellig i lerjordsområderne og sandjordsområderne. Derfor præsenteres data opdelt efter jordtype. De to sandede LOOP-områder har mange kvægbrug og en forholdsvis høj husdyrintensitet.*
- *På grund af det højtliggende grundvandsspejl vil udvaskningen være påvirket af potentialet for denitrifikation tæt ved terræn, hvor der er fornybart organisk stof i de øvre jordlag. LOOP-data er ikke repræsentative på landsbasis, da der ikke indgår områder med dybtliggende grundvandsspejl. Størrelsen af denne bias er ikke vurderet. LOOP-data er derfor ikke repræsentative for det øvre grundvands generelle tilstand på landsbasis.*

Vandforsyningernes boringskontrol:

Vandforsyningernes boringer er etableret og opretholdt med det formål at indvinde vand, der så vidt muligt ikke skal underkastes avanceret vandbehandling. Dette betyder, at man gennem tiden har lukket mange boringer, hvor kvaliteten af råvandet ikke overholdt kvalitetskravet for et givent stof. Nogle stoffer, som fx arsen, kan dog ofte fjernes i tilstrækkelig grad på selve vandværket uden avanceret vandbehandling, hvorfor en overskridelse af kvalitetskravet i råvandet ikke nødvendigvis betyder, at boringen lukkes eller sløjfes. Om data fra vandforsyningernes boringskontrol vurderes det, at:

- *Data fra vandforsyningsboringerne illustrerer alene tilstanden i den del af grundvandet, der anvendes til produktion af drikkevand på vandforsyningerne – dvs. inden vandet er blevet til drikkevand. Boringskontroller udføres over tid for en skiftende population af vandforsyningsboringer, idet nye boringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager, fx tekniske problemer eller vandkvalitetsproblemer. Dermed sikres løbende en god drikkevandskvalitet for forbrugerne, men data er ikke nødvendigvis udtryk for en tilsvarende udvikling i grundvandets generelle tilstand.*
- *Vandforsyningsboringerne, der indgår i denne rapportering, er repræsentative for vandforsyningernes indvindingsboringer på landsplan, idet de udgør tæt ved 100 % af alle aktive almene vandforsyningsboringer.*
- *Vandforsyningsboringerne indtag er gennemsnitligt placeret dybere end GRUMO-indtagene, hvorfor de i mindre grad kan anvendes til at beskrive påvirkninger fra diffus overfladeforurening.*
- *Vandforsyningsboringerne har ofte lange indtag (6 m eller derover), hvorfor vandprøver fra disse indtag repræsenterer grundvand af meget blandet alder og oprindelse.*

Referencer Appendiks 1: Datagrundlag og metoder

Referencer

Danske regioner, 2019: I sikre hænder - Regionernes arbejde med jordforurening. 59 s.

Danske regioner, 2021: Overblik og prioritering- Regionernes arbejde med jordforurening. 44 s.

Miljøministeriet, Danske regioner og KL, 2020: Dataansvarsaftalen, https://miljoportal.dk/media/1395/dataansvarsaftalens-bilag-3-om-grundvand-revideret-maj-2020_ver20200616.pdf (15.01.2021)

Miljøstyrelsen, 2009. Faktaark: Pentachlorphenol (PCP). Downloadet 14/11-2018. <https://mst.dk/kemi/kemikalier/regulering-og-regler/faktaark-om-kemikalierreglerne/pentachlorphenol-pcp>

Miljøstyrelsen, 2014a: Miljøstyrelsen, Redegørelse om jordforurening 2012. Redegørelser fra Miljøstyrelsen nr. 2, 2014.

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (08.01.2018)

Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (14.12.21)

Hjelmer O, Hougaard T, Hansen J B, Hyks J, Trap N. 2020. Identifikation af problematiske stoffer i overfladebehandlet tegl og beton, fiberarmeret cement og beton samt klinker og sanitet. Miljøprojekt nr. 2127, Miljøstyrelsen.

Schullehner, J. & Hansen, B., (2014): Nitrate exposure from drinking water in Denmark over the last 35 years. Environmental Research Letters 9 095001 doi:10.1088/1748-9326/9/9/095001 (17-2-2018)

Thorling, L. og Kjøller, C., 2017: Datakilder til vurdering af grundvandets tilstand. GEUS-notat 07-VA-2017-1

Relevante hjemmesider og links

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (14.12.21)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.21)

Jordforurening, hjemmeside for regionernes videncenter for Miljø og ressourcer: <http://miljoeogressourcer.dk/> (14.12.21)

Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (14.12.21)

NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (14.12.21)

Varslingssystemet for pesticider, hjemmeside: www.pesticidvarsling.dk (14.12.21)

Appendiks 2:

Overvågningsdesign og stationsnet for grundvandsovervågningen

Alle vandprøver og pejlinger i NOVANA grundvandsovervågningen er indsamlet i borerer udstyret med et eller flere filtre. Filteret er betegnelsen for det stykke af forerørret, der er perforeret, og hvor grundvandet kan strømme ind i boringen. Det stykke (dybdeinterval) af boringen, hvor vandet trænger ind i boringen, kaldes et indtag. I nogle geologiske aflejringer, fx granit og kalk, er der ikke behov for et forerør. Her består indtaget i især indvindingsboringer ofte af et åbentstående hul i en boring. Begrebet indtag er defineret yderligere i Grundvandsrapporten fra 2001 (Stockmarr, 2001).

Tabel 14 giver et overblik over de forskellige sammenhænge, hvori grundvandet overvåges i Danmark. De forskellige aspekter af tabellen diskuteres i dette kapitel. Henvisninger til de programbeskrivelser, der sætter rammen for grundvandsovervågningen i Danmark ses i litteraturlisten sidst i dette appendiks, se også kapitel 2.

Tabel 14. Oversigt over bidrag til og aspekter af overvågningen af grundvand i Danmark, herunder omfang af datagrundlaget for forskellige typer af afrapportering. Bemærk: Jordforurening indgår ikke i nærværende rapportering. *) Antal grunde kortlagt på vidensniveau 2 (Danske regioner, 2021) og **) antal indtag er skønnet på baggrund af svar fra flere regioner i 2014.

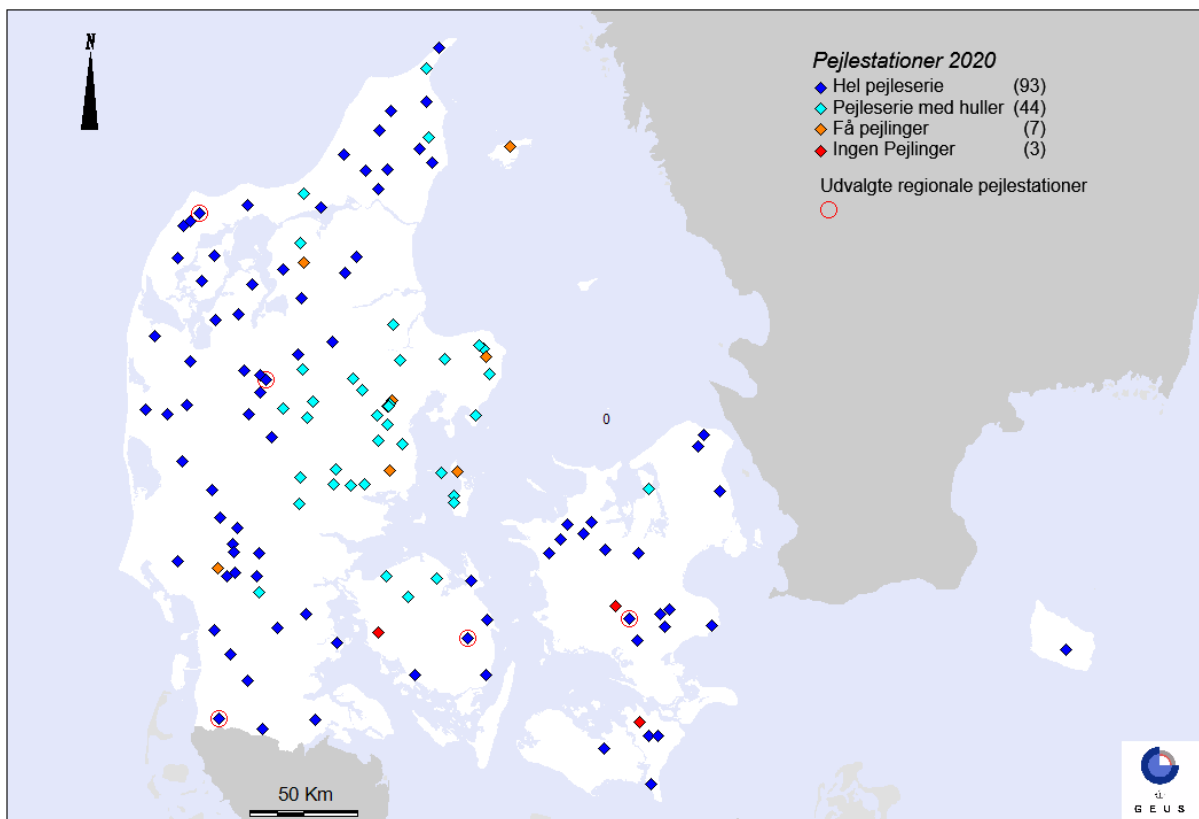
Hvad	GRUMO	LOOP	Det Nationale Pejlenet	Vandforsyninger	Jordforurening
Hvor	Overvågningsindtag	Overvågningsindtag	Overvågningsindtag	Indvindingsboringer	Undersøgelsesboringer mm.
Hvorfor	NOVANA	NOVANA	NOVANA	DrikkevandsBekendtgørelsen	Jordforurenings- og miljøbeskyttelsesloven
Hvem	MST/GEUS	MST/DCE/GEUS	MST/GEUS	Vandforsyninger/kommuner	Regioner
Antal indtag	I alt ca. 2.387 2020: ca. 806	I alt ca. 391 2020: 91	I alt ca. 147 2020: 137	I alt ca. 6.208 prøvetaget 2016-2020 2020: 1.607	I alt ca. 19.774 grunde*) > 10.000 indtag**)
Rapport	GEUS	GEUS/DCE	GEUS	GEUS	Region /rådgivere

Appendiks 2.1 Det Nationale Pejleprogram

Det nationale pejleprogram er etableret for at kunne overvåge og vurdere udviklingen af vandstanden i grundvandsforekomsterne. Pejledata kan anvendes som en indikator for udviklingen i grundvandsressurens størrelse, og ændringer i ressurens størrelse har betydning for den mængde grundvand, der kan indvindes og for den økologiske tilstand i overfladevande. Derudover anvendes pejledata i forbindelse med risikovurderinger og planlægning for fx oversvømmelsesrisiko i bebyggede områder m.m.

I Det Nationale Pejleprogram overvåges (pejles) grundvandsspejlets beliggenhed med fast installerede dataloggere, der registrerer og opsamler målinger hver dag. I programmet indgår pejlinger fra såvel terrænnære indtag som fra indtag placeret i de dybere dele af grundvandet. Stationsnettet er i indeværende programperiode (2017-2021) under tilpasning til vandrammedirektivet. Figur 63 viser den geografiske fordeling af pejlestationsnettet i 2020. Pejlestationsnettet er diskuteret i kapitel 3.3.

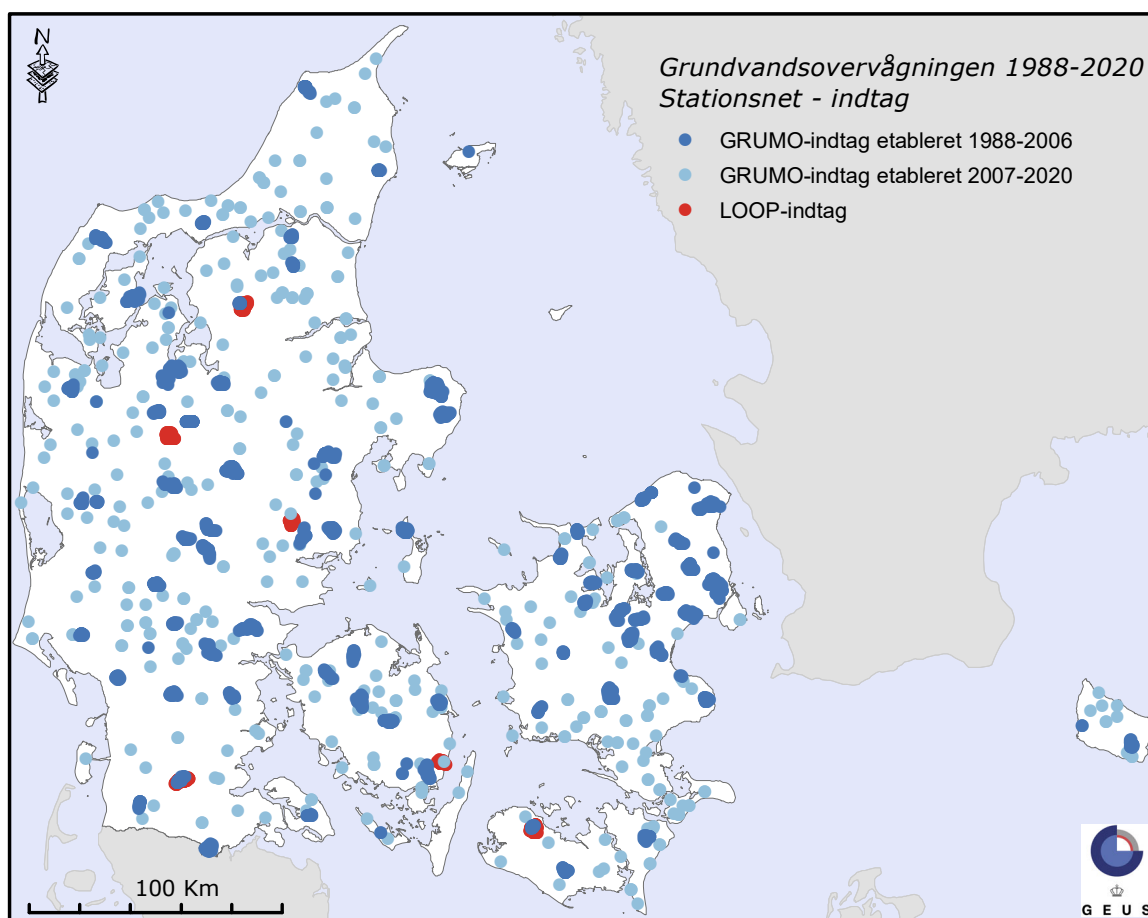
I 2020 indgik der 147 indtag fordelt på 138 borer i det nationale pejleprogram. Af disse blev 93 indtag logget automatisk gennem hele året, mens 44 indtag blev logget i hovedparten af året dog med kortere udfald, eller de mangler data for november og december 2020, der ikke var indberettet på tidspunktet for dataudtræk. 7 indtag er pejlet i kortere perioder med logger eller manuelt nogle få gange i løbet af året, mens 3 ikke er pejlet i 2020.



Figur 63. Beliggenhed af de 147 indtag i pejlestationsnettet, fordelt på 138 borer, som indgik i Det nationale Pejleprogram i 2020, herunder de 5 udvalgte regionale pejlestationer med lange tidsserier.

Appendiks 2.2 Grundvandsovervågning - vandkvalitet

Figur 64 viser den geografiske fordeling af det samlede stationsnet af 2.387 indtag anvendt til overvågningen af grundvandets kvalitet i perioden 1988-2020. Boringerne er opdelt i de oprindelige GRUMO-boringer (beliggende i de gamle grundvandsovervågningsområder), boringer i det distribuerede stationsnet (der er etableret eller inddraget i perioden 2007-2020 af hensyn til vandrammedirektivet og grundvandsdirektivet) og boringer i seks landovervågningsområder (LOOP-områder), der i dag overvåges af hensyn til den danske undtagelse fra Nitratdirektivet. LOOP-området ved Herning blev lukket allerede i 1998. I denne rapport medtages kun resultater fra LOOP-overvågningen af den mættede zone, dvs. af grundvand, mens rapporteringen af de øvrige aktiviteter i LOOP-områderne - herunder overvågning af udvaskning til den umættede zone - rapporteres af DCE, Århus Universitet, senest i Blicher-Mathiesen mfl. (2021).



Figur 64. GRUMO. Det samlede stationsnet i grundvandsovervågningen i Danmark i perioden 1988-2020. Kortet viser indtag i de oprindelige 73 grundvandsovervågningsområder (GRUMO-indtag 1988-2006) og indtag i overvågningsboringer i det distribuerede stationsnet (GRUMO-indtag 2007-2020). Desuden ses LOOP-indtagene i de seks landovervågningsoplande, hvoraf det ene i Midtjylland ved Herning er lukket.

Tabel 15 viser et samlet overblik over de ca. 2.387 indtag som har været anvendt til overvågning af grundvandets kvalitet i GRUMO i perioden 1988-2020. Der er 20 indtag, hvor der ikke er registreret et etableringsår i Jupiter. Det ene er udgået i 2004, mens de resterende 19 stadig er aktive.

Stationsnettet for grundvandsovervågningen, GRUMO, blev i løbet af overvågningsens første år udbygget i 73 grundvandsovervågningsområder, der i perioden frem til 2007 samlet set omfattede ca. 1.969 indtag. Heri indgik 84 meget korte (5 cm) indtag i multifilterboringer i Rabis Bæk-området, der blev etableret i forbindelse med et NPo-forskningsprojekt (Postma mfl. 1991). Disse indtag anvendes i dag til at

overvåge grundvandets hovedbestanddele. Endelig medregnes også fem multifilterboringer, de såkaldte 'redoxboringer', med 15-23 korte (10 cm) indtag i hver boring, Der blev etableret i slutningen af 1990'erne.

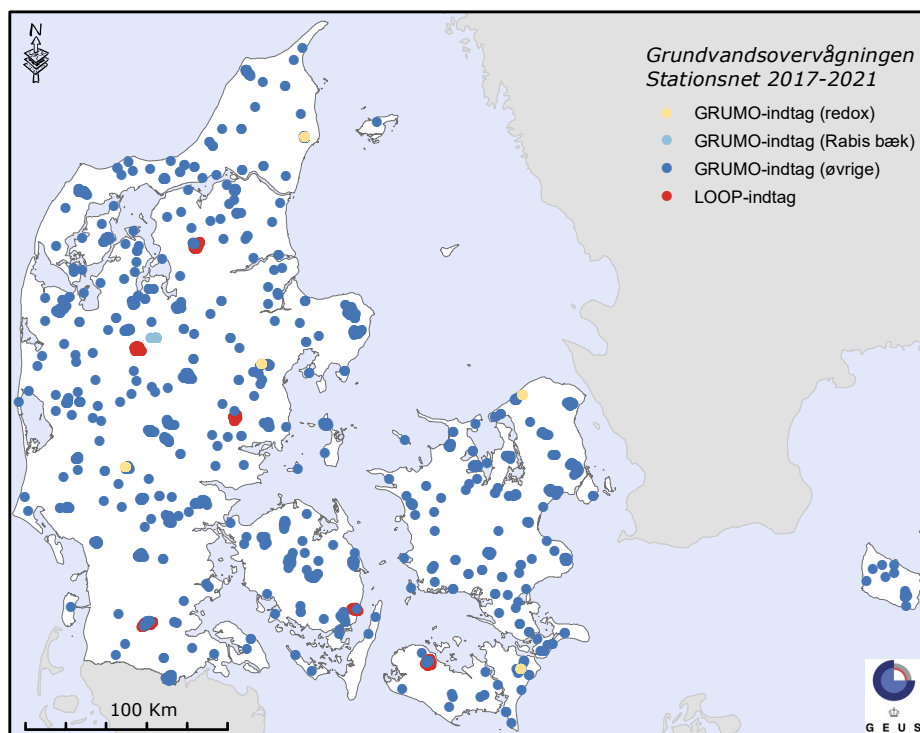
Indtag og overvågningsområder, som undervejs har vist sig uegnede til fortsat overvågning, er løbende udgået af stationsnettet. Dette kan fx være begrundet i tekniske forhold, der har gjort det vanskeligt eller umuligt at udtage vandprøver efter de standarder, der er beskrevet i de tekniske anvisninger (Thorling, 2017).

Miljøstyrelsen har i 2020 opgjort antallet af programlagte overvågningsindtag (for perioden 2017-2021) til ca. 1.298 fordelt på 879 boringer. Langt de fleste indtag i GRUMO-stationsnettet for programperioden 2017-2021 findes i boringer med blot ét indtag (77 %), 16 % af indtagene er etableret i boringer med 2 indtag, 4 % af indtagene er etableret i boringer med 3 indtag og de resterende 3 % af indtagene findes i boringer med 4-23 indtag.

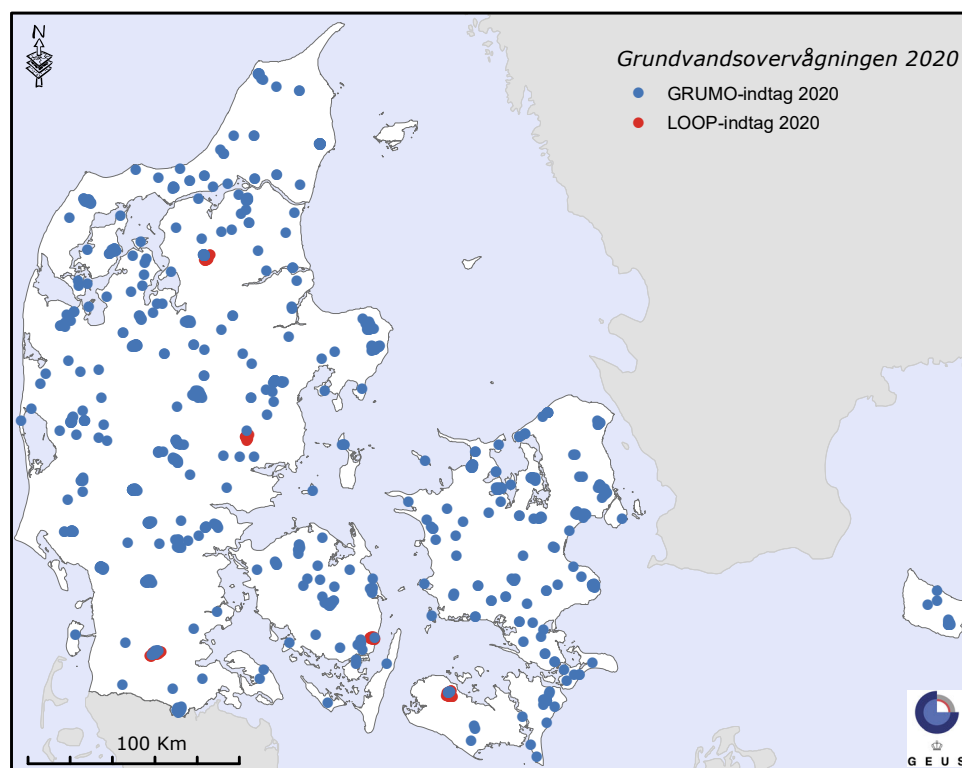
Tabel 15. GRUMO. Udviklingen i grundvandsovervågningens stationsnet (GRUMO-indtagene) til og med 2020. Tabellen viser antallet af indtag, der er etableret, og hvor mange indtag fra hver programperiode, der stadig er aktive. Desuden ses antallet af indtag, der blev lukket i løbet af de forskellige programperioder. I perioden frem til 2003 var det primært tekniske forhold, der resulterede i lukning af indtag. Bemærk, at der i en given programperiode lukkes både ældre og nye indtag, der efter etableringen har vist sig uegnede til overvågningsformål, se Kapitel 2.

Program periode	Etablerede i perioden	Fortsat aktive (2020)	Udgået i perioden	Bemærkning
	Antal indtag	Antal indtag	Antal indtag	
Ukendt	20	19	1	Ukendt etableringsår
Før 1988	165	122	0	NPo forskningsprogrammet og Amternes egen overvågning
1988-1992	1.060	430	113	Etablering af GRUMO-områder
1993-1997	142	60	118	Teknisk kvalitetssikring og forbedringer af indtag
1998-2003	221	159	137	Inkl. 5 redoxboringer
2004-2009	415	301	470	380 terrænnære boringer. Fra 2007 det distribuerede stationsnet
2010-2016	235	192	126	Det distribuerede stationsnet
2017-2020	129	124	9	
I alt	2.387	1.407	974	

Figur 65 viser den geografiske fordeling af de 1.298 programlagte (2017-2021) GRUMO-indtag ved udgangen af 2020, mens Figur 66 viser de indtag, der blev prøvetaget i 2020.

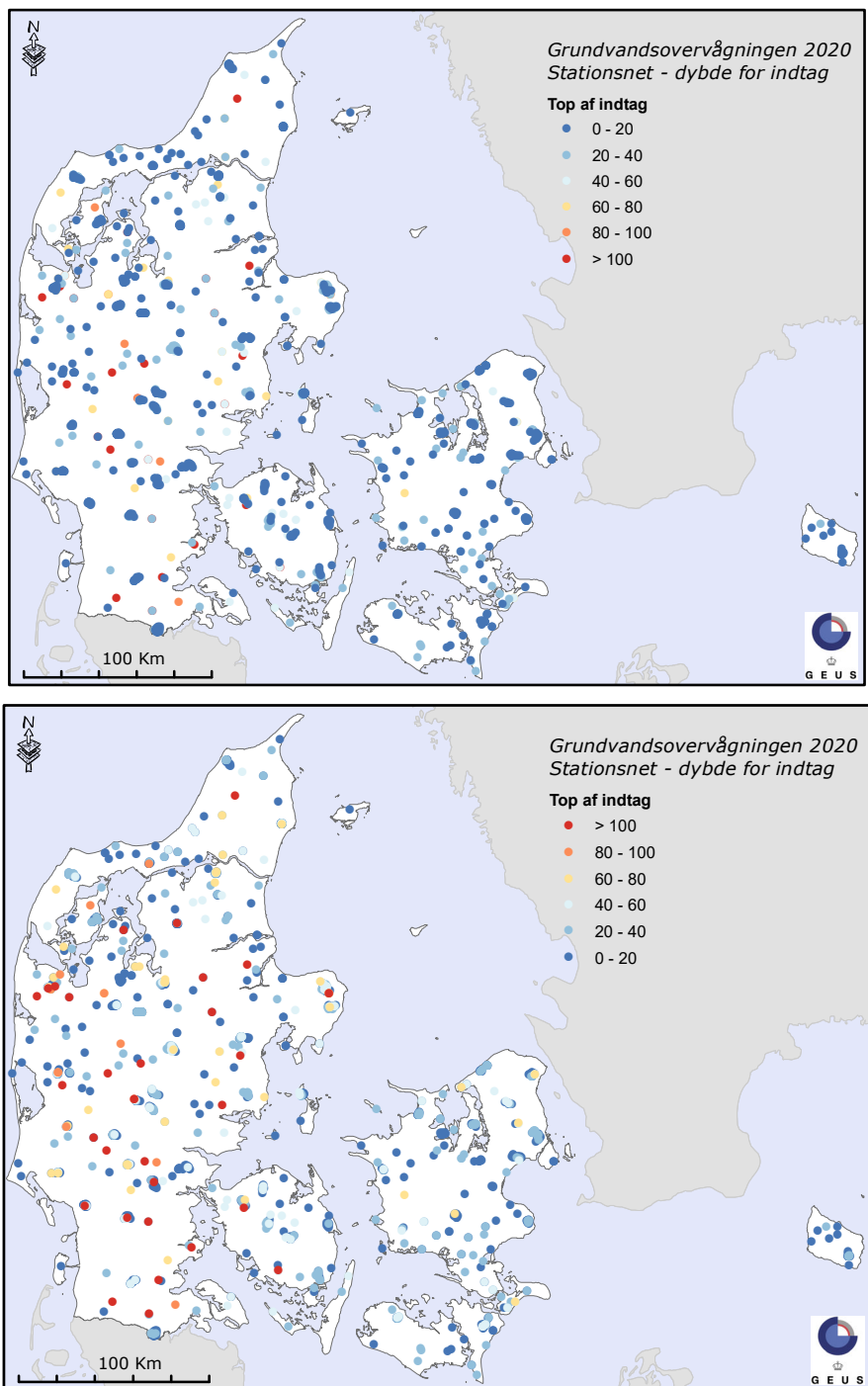


Figur 65. GRUMO. 1.298 programlagte (2017-2021) indtag. Heraf findes 83 indtag i 6 boringer i Rabis Bæk-området, 85 indtag i 5 redoxboringer og de resterende 1.145 indtag fordelt i boringer ud over landet. Desuden ses de 5 landovervågningsoplande (LOOP).



Figur 66. GRUMO. Indtag anvendt i grundvandsovervågningen i 2020 fordelt på grundvandsovervågning (806 GRUMO-indtag) og landovervågning (91 LOOP-indtag).

Figur 67 viser den geografiske fordeling af dybden til toppen af GRUMO-indtag, der indgår i programperioden 2017-2020. Data er for overblikkets skyld afbildet med henholdsvis stigende og aftagende dybde til indtagstop. Indtag etableret ned til ca. 40 meter findes nogenlunde jævnt fordelt over Danmark, mens de dybere indtag udviser betydelige regionale forskelle. På Bornholm findes langt de fleste indtag således indenfor de øverste 20 meter, mens langt de fleste dybe borer (80-148 m u.t.) findes i Jylland med den største forekomst i det vestlige og sydlige Jylland.



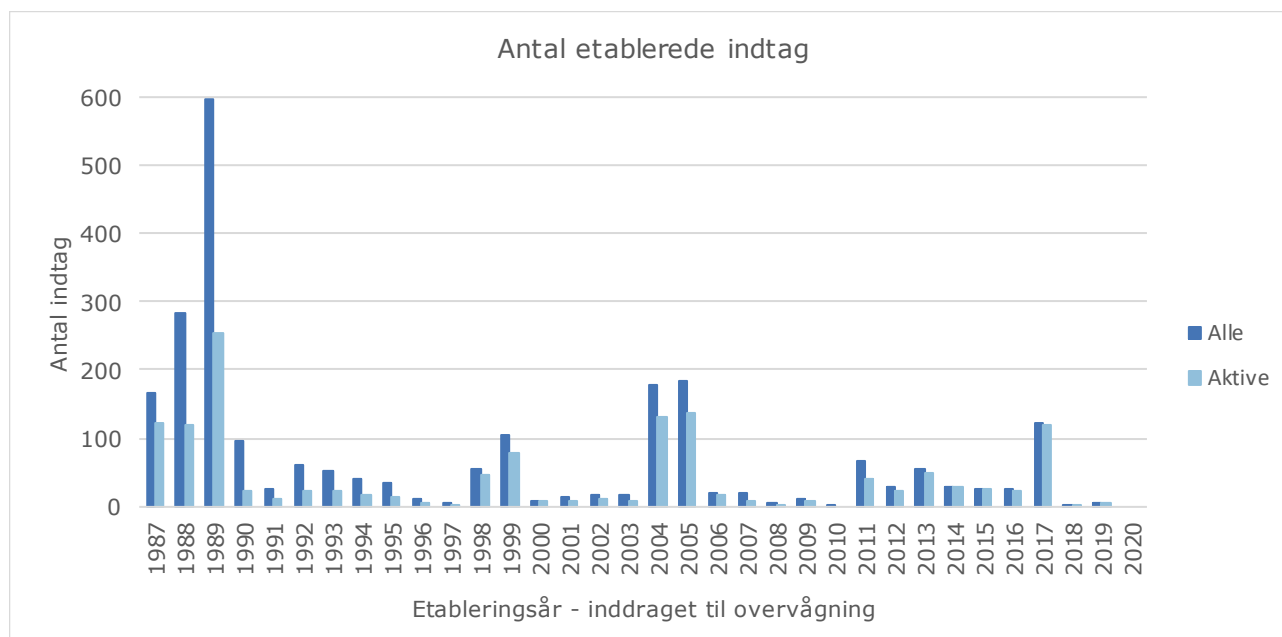
Figur 67. GRUMO. Dybde til toppen (m u.t.) af 1.298 programlagte indtag med kendt dybde i stationsnettet i grundvandsovervågningen i Danmark i 2017-2021. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, således de mest terrænnære indtag er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, således de dybeste indtag er øverst på denne figur.

Justering af stationsnet, vandkvalitet 2011-2020

Som led i en løbende og fortsat tilpasning af grundvandsovervågningen til at understøtte forpligtelserne til overvågning og tilstandsvurdering i vandrammedirektivet er stationsnettet udbygget i perioden 2011-2019. Det kan forventes, at der fortsat vil ske justeringer i stationsnettet, ikke mindst af tekniske grunde. Udbygningen er sket ved at inddrage eksisterende borer, etableret med andet formål, eller ved at etablere særlige overvågningsboringer med indtag, der skal repræsentere enten enkelte eller grupper af grundvandsforekomster, hvor der hidtil ikke er overvåget, eller hvor overvågningen har været begrænset. Disse nye indtag er i programbeskrivelsen betegnet som 'det distribuerede stationsnet' (Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011, og Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017).

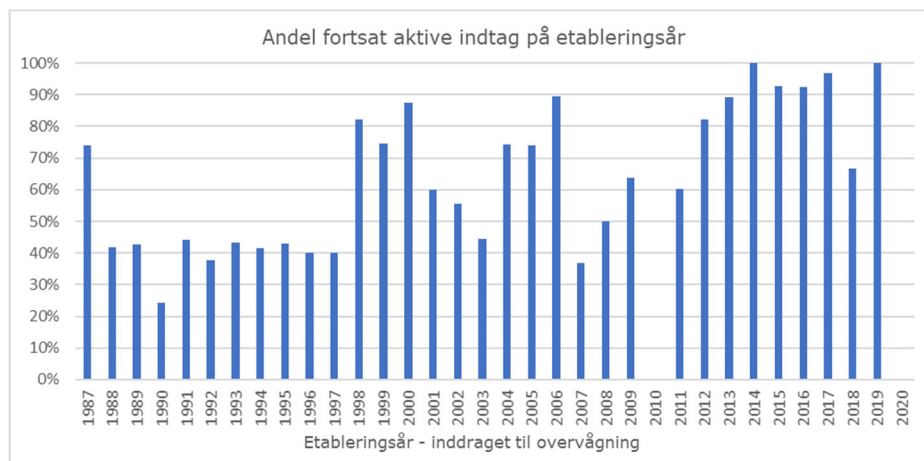
I samtlige indtag, der har været i betragtning som kandidater til det distribuerede stationsnet, er der blevet udtaget prøver til analyse for samtlige programlagte kemiske parametre. Formålet hermed er at kunne fastsætte den fremtidige overvågningsfrekvens og vurdere boringens egnethed til overvågningsformål.

Figur 68 viser det årlige antal indtag, der er inddraget i perioden 1987-2020. Et meget stort antal særlige overvågningsboringer blev etableret i perioden 1987-1989, hvor de oprindelige GRUMO-områder blev etableret. Større borekampanjer ses også i perioderne 1998-1999, 2004-2005 og 2011-2013 samt i 2017. I 2018 og 2019 blev der etableret henholdsvis 3 og 4 nye indtag. Der er ikke etableret nye indtag i 2020.



Figur 68. GRUMO. Det årlige antal GRUMO-indtag inddraget i perioden 1987-2020. 'Alle' angiver antallet af GRUMO-indtag, der er inddraget det pågældende år og 'aktive' angiver antallet af indtag, der stadig indgår i overvågningen i 2020, jf. Tabel 15. Bemærk: Tallet for 1987 inkluderer 25 indtag, der blev etableret i perioden 1963-1986.

Figur 69 viser den %-vise andel af indtagene, der indgår i stationsnettet i 2020 jf. Tabel 15, som funktion af det år, de blev inddraget. Omkring 40 % af de indtag, der blev inddraget i perioden 1988-1997, indgår stadig. For indtag etableret i perioden 1998-2020 indgår der fortsat mellem 50 og 100 % i overvågningen, bortset fra årene 2003, 2007 og 2008, hvor der kun blev etableret ganske få indtag.



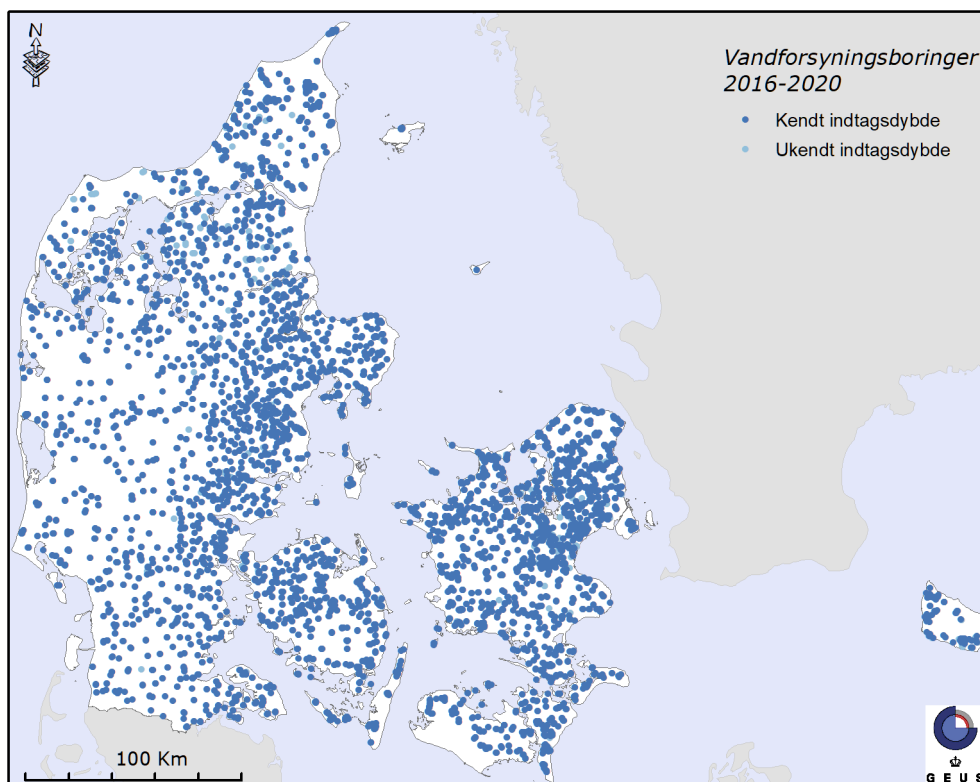
Figur 69. GRUMO. Andelen (%) af GRUMO-indtag, der fortsat indgår i overvågningen i 2020 jf. Tabel 15, som funktion af året, hvor de blev inddraget. Det ene indtag, der blev etableret i 2010, er ikke længere aktivt. Der er ikke etableret indtag i 2020.

Appendiks 2.3 Vandforsyningsboringer

I drikkevandsbekendtgørelsen har der siden 1989 været stillet krav om overvågning af kvaliteten af det grundvand, som vandforsyningerne indvinder (boringskontrollen). Boringskontrollen gennemføres af vandforsyningerne. Hyppigheden af boringskontrolanalyser i aktive vandforsyningsboringer afhænger af distribuerede eller producerede vandmængder med en prøvetagningshyppighed fra hvert 3. år til hvert 5. år. Derfor benyttes den 5-årige kontrolperiode 2016-2020 til at identificere hvilke vandforsyningsboringer, der er aktive, idet der er udtaget vandprøve til boringskontrol.

Figur 70 viser for perioden 2016-2020 den geografiske fordeling i Danmark af vandforsyningsboringer, hvor der er udtaget en vandprøve til boringskontrollen, og hvor der er en kendt dybde til top af indtaget. Tætheden af boringerne varierer meget og afspejler primært befolkningstætheden og til en vis grad de geologiske betingelser for vandindvinding. Sidstnævnte ses bl.a. ved, at der ikke findes boringer på den sydlige del af Lolland og dele af Bornholm.

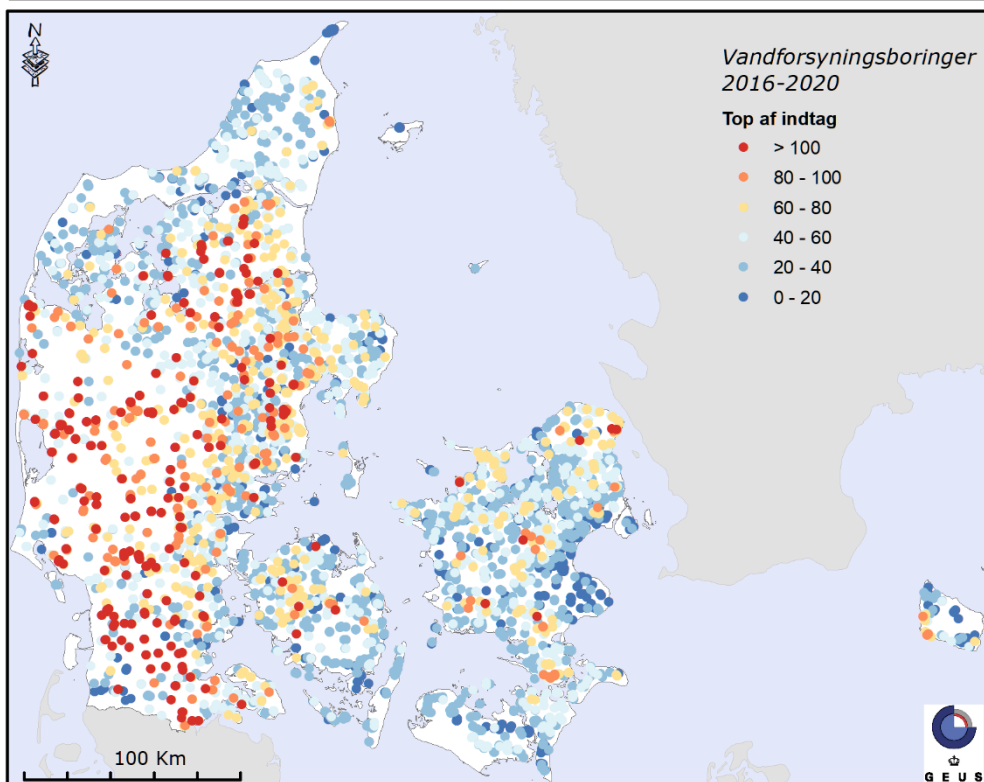
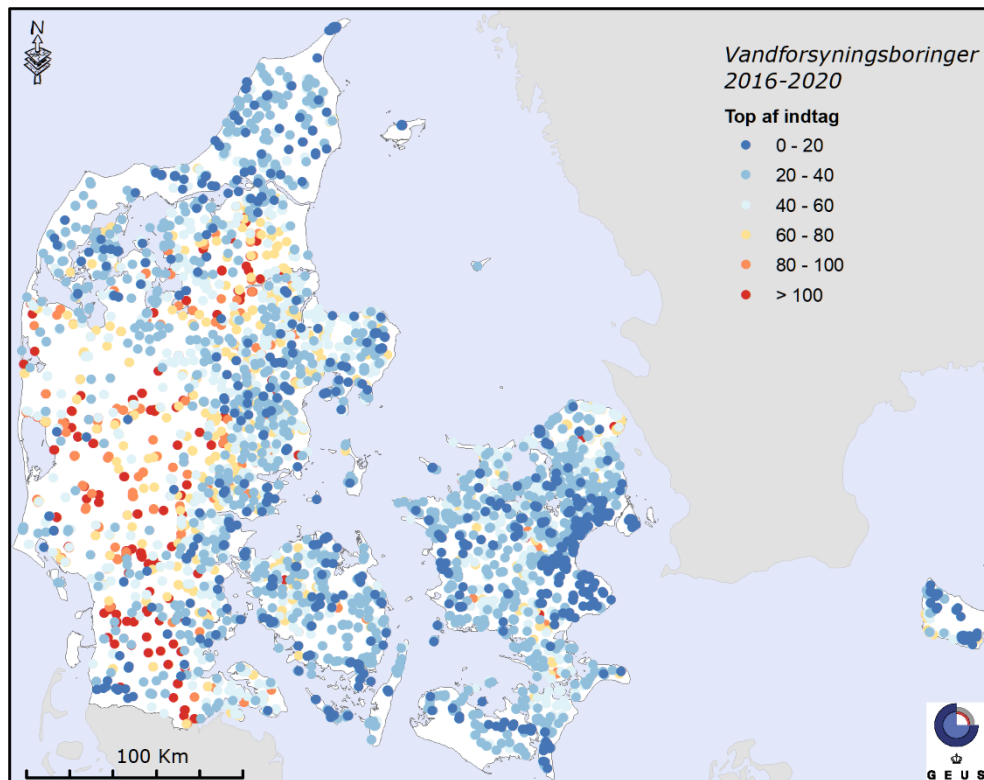
Der er ca. 5.810 aktive indtag i perioden 2016-2020 med kendt dybde til indtaget. Derudover er der 397 indtag, hvor dybden til indtaget er ukendt.



Figur 70. Vandforsyning. Den geografiske fordeling af 5.810 aktive indtag fra vandforsyningsboringer med kendt dybde til top af indtag, samt de 397 indtag med ukendt dybde til top af indtag, i perioden 2016-2020. Indtag med ukendt dybde er udtegnet nederst.

Boringskontrollen udføres over tid for en skiftende mængde boringer, idet nye vandforsyningsboringer kommer til, og andre udgår af forskellige årsager, fx tekniske problemer eller vandkvalitetsproblemer. Dermed sikres løbende den bedst mulige drikkevandskvalitet for forbrugerne, hvilket ikke nødvendigvis er udtryk for en tilsvarende udvikling i grundvandets kvalitet. Den 27. september 2021 var der i Jupiter registreret 2.365 aktive, almene vandforsyningsanlæg tilknyttet aktive vandforsyningsboringer (pers. kom. B. Pjetursson, GEUS). De almene vandforsyninger er defineret ved, at de forsyner mere end 10 husstande. Forsyningerne indvinder fra ca. 6.209 indtag fordelt på ca. 5.785 indvindingsboringer, men har derudover samlet set flere tusinde boringer til pejling, monitorering og reserve. De seneste årtier har der været en udvikling mod færre og større vandforsyninger i Danmark.

Figur 71 viser den geografiske fordeling af dybden til overkant af indtag for vandforsyningsboringer. De overfladenære indtag med indtagstop ned til 20 meter findes ud over hele landet, men med den største forekomst syd for København, langs Køge Bugt og på Stevns samt langs et øst-vest-gående bånd på Lolland. De mellemdybe indtag findes på resten af Sjælland, Fyn og de dele af Jylland, der ligger øst og nord for Hovedopholdslinjen. De dybeste indtag findes med få undtagelser i Jylland og her med den største forekomst vest for Hovedopholdslinjen samt i Himmerland.

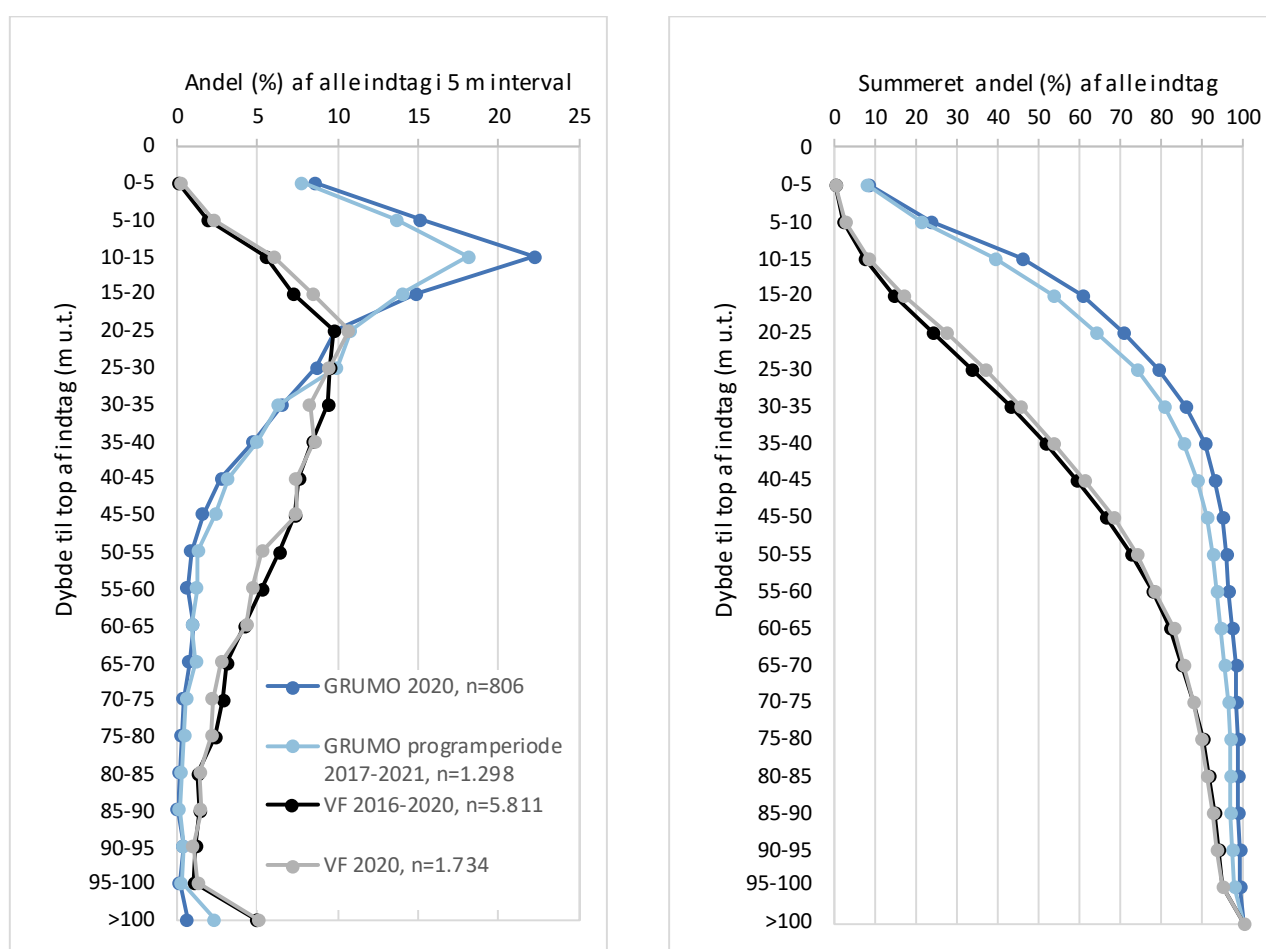


Figur 71. Vandforsyning. Dybde til toppen (m u.t.) af indtag for vandforsyningsboringer i perioden 2016-2020 (5.810 indtag) med kendt dybde til indtag. Data i den øverste figur er sorteret efter stigende dybde, så de korte boringer er afbildet øverst. Data i den nederste figur er sorteret efter aftagende dybde, så de dybeste boringer er afbildet øverst.

Dybdefordeling af GRUMO-indtag og vandforsyningsboringer

Figur 72 viser dybdefordelingen for samtlige GRUMO-indtag for hhv. 2020 og for programperioden 2017-2021, og for vandforsyningsboringer for hhv. 2020 og perioden 2016-2020. Det ses, at dybdefordelingen af vandforsyningsboringerne er stort set den samme i 2020 som for hele perioden, mens der for GRUMO-indtagene ses lidt flere indtag i det højtliggende grundvand i 2020 sammenlignet med hele programperioden. Dette skyldes at der i 2020 er operationel overvågning.

Figur 72 viser også, at 50-60 % af GRUMO-indtagene er etableret indenfor de øverste 20 m u.t. mens blot 10 % er etableret dybere end 50 m u.t. I vandforsyningsboringerne er indtagene placeret noget dybere. Her har 50 % af vandforsyningsboringerne toppen af indtaget beliggende i større dybde end 40 m u.t. og 10 % i større dybde end 80 m u.t.



Figur 72. GRUMO & Vandforsyning (VF). Dybdefordeling af indtag. Figuren til venstre viser andelen opgjort på 5 m intervaller (%) for dybde til overkant af indtag (m u.t.) for aktive vandforsyningsboringer (VF) og GRUMO-indtag, der indgår i programperioden, og hvor der foreligger oplysninger om dybden til overkant af indtag. Fordelingen er for GRUMO-indtag vist i programperioden 2017-2021 og for 2020. Fordelingen er for vandforsyningsboringer vist i perioden 2016-2020 og for 2020. Figuren til højre viser den summerede andel for indtagene vist i figuren til venstre.

Referencer: Appendiks 2. Stationsnet

Programbeskrivelser mv.

- DMU, 2004: NOVANA, Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse. Faglig rapport fra DMU nr. 495.
- DMU, 2007a: NOVANA – det Nationale Program for Overvågning af Vandmiljøet og Naturen. Programbeskrivelse del 1, 2 og 3. Faglig rapport fra Danmarks Miljøundersøgelser nr. 495 og 508.
- DMU, 2007b: Det nationale program for overvågning af vandmiljøet og naturen. Programbeskrivelse 2007-2009. Faglig rapport fra DMU nr. 615, 2007.
- DMU, 2010a: Program NOVANA 2010. Opdatering af faglig rapport nr. 615 fra DMU – Programbeskrivelse for NOVANA del 2. NOTAT, 31. maj 2010.
- DMU, 2010b: DEVANO 2010. Decentral Vand og Naturovervågning. NOTAT, 31. maj 2010.
- Miljøstyrelsen, 1988: Sammenstilling af det totale overvågningsprogram i henhold til vandmiljøplanen, okt. 1988
- Miljøstyrelsen, 1989: Vandmiljøplanens overvågningsprogram. Miljøprojekt nr. 115, Miljøstyrelsen 1989
- Miljøstyrelsen, 1993: Vandmiljøplanens overvågningsprogram 1993-1997. Redegørelse fra Miljøstyrelsen nr.2/1993, Miljøstyrelsen
- Miljøstyrelsen 2000a: NOVA-2003. Redegørelse nr. 1, 2000, Miljøstyrelsen
- Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://mst.dk/media/141463/novana-2017-21-programbeskrivelse.pdf> (14.12.21)
- Naturstyrelsen, DMU og GEUS, 2011: Det Nationale Overvågningsprogram for Vand og Natur. NOVANA 2011-15. Programbeskrivelse http://naturstyrelsen.dk/media/nst/Attachments/NOVANA_2delrapport.pdf (14.12.21)
- Naturstyrelsen og DCE, 2016: NOVANA 2016, Programbeskrivelse. <http://mst.dk/service/publikationer/publikationsarkiv/2016/maj/novana-det-nationale-program-for-overvaagning-af-vandmiljoe-og-natur-2016-programbeskrivelse/> (14.12.21)
- Miljøstyrelsen, DCE og GEUS, 2017: NOVANA. Det nationale overvågningsprogram for vandmiljø og natur 2017-21. Programbeskrivelse. September 2017. <https://mst.dk/media/141463/novana-2017-21-programbeskrivelse.pdf> (14.12.21)

Andre henvisninger

- Blicher-Mathiesen, G., Houlborg, T., Petersen, R.J., Rolighed, J., Andersen, H.E., Jensen, P.G., Wienke, J., Hansen, B. & Thorling, L., 2021: Landovervågningsoplande 2020. NOVANA. Aarhus Universitet, DCE – Nationalt Center for Miljø og Energi, 256 s. - Videnskabelig rapport nr. xxx
- Danske regioner, 2021: Overblik og prioritering- Regionernes arbejde med jordforurening. 44 s.
- Pjetursson, B. Data og it GEUS, personlig kommunikation. 27. september 2021.
- Postma, D., Boesen, C., Kristiansen, H. & Larsen, F., 1991: Nitrate Reduction in An Unconfined Sandy Aquifer - Water Chemistry, Reduction Processes, and Geochemical Modelling. Water Resour.Res. 1991, 27 (8), 2027–2045.
- Stockmarr, J. (red) 2001: Grundvandsovervågning 2001, Teknisk rapport, GEUS 2001. <https://www.geus.dk/Media/7/6/g-o-2001.pdf> (14.12.21)
- Thorling, L., 2017: Prøvetagning af grundvand i feltet. Teknisk anvisning. GEUS 2017. <https://www.geus.dk/media/6775/g02-proevetagning-version-12.pdf> (14.12.2021)

Relevante hjemmesider og links

- Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.21)
- Jupiter hjemmesiden: <http://www.geus.dk/produkter-ydelser-og-faciliteter/data-og-kort/national-boringsdatabase-jupiter> (14.12.21)
- NOVANA hjemmeside: <http://mst.dk/natur-vand/overvaagning-af-vand-og-natur> (14.12.21)

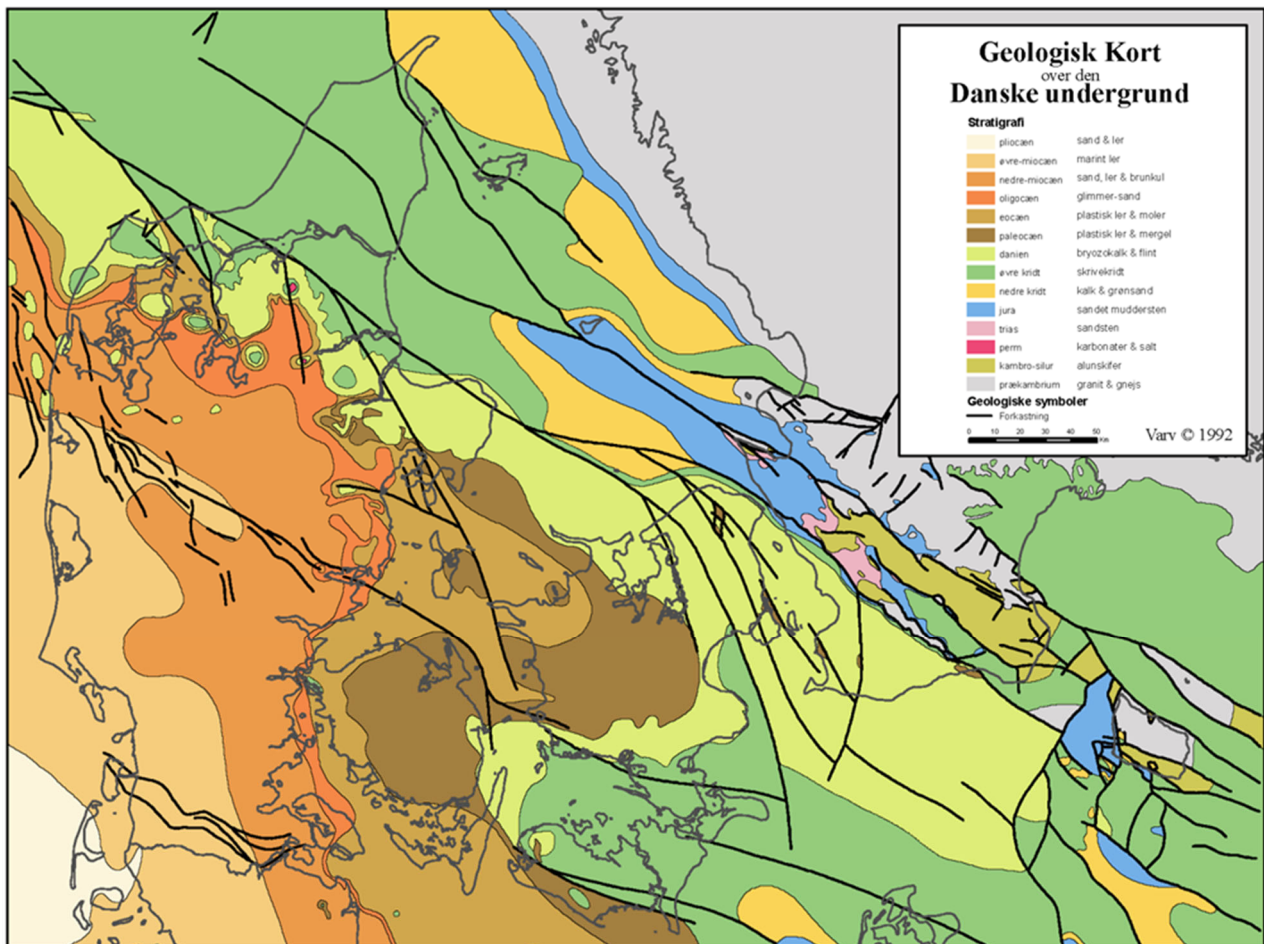
Appendiks 3 Faglig baggrundsviden om grundvand

Appendiks 3.1 Grundvandets hydrogeologi

Geologiske forudsætninger

I store dele af Danmark foregår grundvandsindvindingen fra geologiske lag afsat af smeltevandet i forbindelse med landets nedisning under de seneste istider under kvartærtiden. I andre områder indvindes vandet også fra underliggende kalk og sandlag, der stammer fra før istiderne, de såkaldte prækvartære aflejringer. Indvindingsforholdene på den nordlige del af Bornholm er særlige, idet undergrunden dér består af grundfjeld.

Figur 73 viser et geologisk kort over den danske undergrund. Kortet viser Prækvartæroverfladen, dvs. at det viser de lag, der ligger umiddelbart under istidsaflejringerne. Grundvandsmagasiner i Skrivekridt (mørk grøn farve) og Danienkalk (lys gulgrøn farve) findes under istidslagene i den østlige del af Sjælland, på Lolland, Falster, Møn, i den østlige del af Fyn ved Nyborg og på det nordlige Langeland samt i et strøg fra Djursland over Aalborg til Thy. Derudover findes der også grundvandsmagasiner i glaciële sandlag i disse områder.



Figur 73. Den prækvartære overflade i Danmark, dvs. udbredelsen af ældre geologiske lag umiddelbart under istidsaflejringerne fra den Kvartære Periode, der begyndte for ca. 2,6 mio. år siden. (Håkansson & Schack Pedersen, 1992)

I Østjylland, i området omkring Himmerland, Thy, på Fyn og Vestsjælland består de prækvartære lag af fedt tertiært ler (Oligocæn, Eocæn og Paleocæn), der ikke kan anvendes til vandindvinding. Her findes grundvandsmagasinerne typisk i begravede dale i det prækvartære ler, der er fyldt op med istids-aflejringer. I disse områder er lagene ofte meget forstyrrede af isens bevægelser. Under disse heterogene forhold kan det være vanskeligt at forudsige, hvor grundvandsmagasinerne ligger, og ny viden fra Den Nationale Grundvandskortlægning (Grundvandskortlægningens hjemmeside) har stor betydning for kendskabet til grundvandsmagasinerens rumlige udbredelse.

I det vestlige Jylland findes der betydelige grundvandsressourcer i de tertiære sandlag under istidslagene. Disse sandlag hælder mod vest, og findes derfor i stor dybde ved den jyske vestkyst. Disse tertiære sandlag er yngre end kalken og optræder ikke i den østlige del af Danmark.

Over de prækvartære grundvandsmagasiner findes i det meste af landet glaciale grus- og sandmagasiner, der også udnyttes til vandindvinding. I det nordligste Jylland ligger kalkforekomsterne så dybt, at de indeholder saltvand, og derfor ikke er anvendelige til vandforsyningsformål. I dette område anvendes glaciale grus- og sandlag samt post-glaciale lag (dannet efter istiden) til grundvandsindvinding.

Grundvandsmagasiner

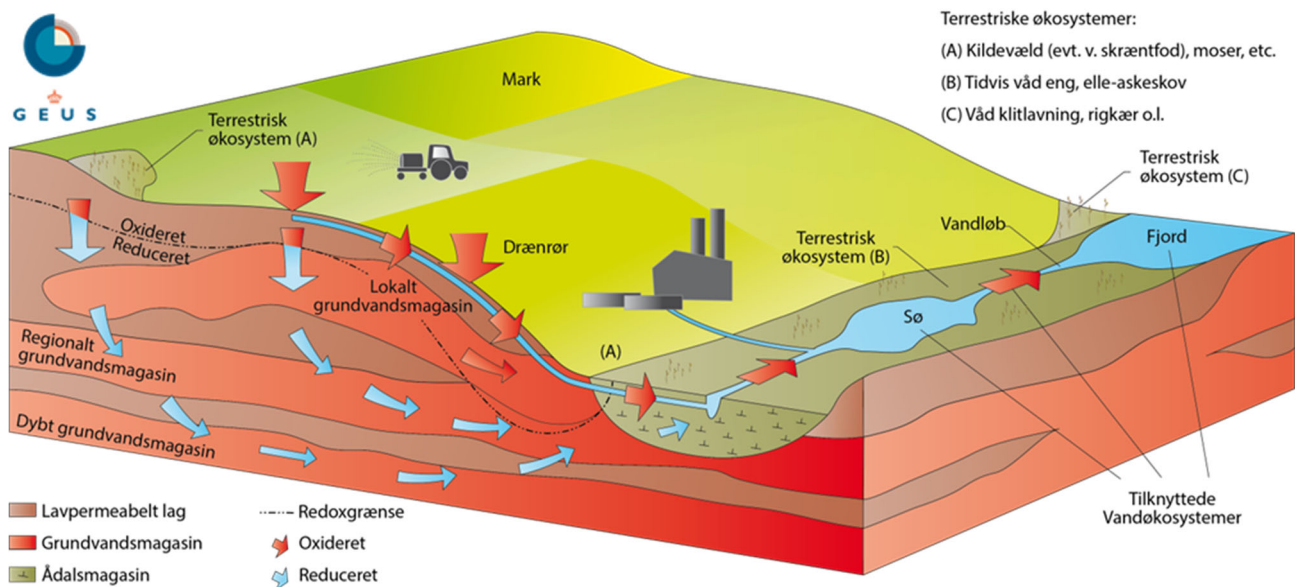
Et grundvandsmagasin kan defineres som et vandførende geologisk lag, hvorfra der kan etableres en rentabel vandindvinding. I vandrammedirektivet er dette formuleret således: 'et grundvandsmagasin er et eller flere underjordiske lag af bjergarter eller andre geologiske lag, med tilstrækkelig porøsitet og permeabilitet til at muliggøre enten en betydelig grundvandsstrømning eller indvinding af betydelige mængder grundvand'.

Der foregår også en opmagasinering og transport af grundvand i lag, der ikke kan karakteriseres som et grundvandsmagasin. Dette er tit mere lavpermeable geologiske lag, og ofte påvirkes grundvandskvaliteten i betydeligt omfang af disse lag, det kan fx være i form af nitratreduktion eller frigivelse af arsen.

Figur 74 viser en principskitse for grundvandsdannelse og -strømning samt forskellige magasintyper. Grundvandsmagasiner kan opdeles i frie, spændte eller artesiske. Frie grundvandsmagasiner er karakteriseret ved, at der over grundvandsspejlet findes en umættet zone, som normalt er i direkte kontakt med atmosfæren via luften i den umættede zone. Frie grundvandsmagasiner findes i sandlag i store dele af Jylland, og i kalkmagasiner eksempelvis ved Aalborg, på Djursland, på Stevns og Møn. Grundvandet i frie grundvandsmagasiner er ofte relativt ungt. Der kan dog forekomme relativt gammelt grundvand i frie magasiner, hvor der er opadrettede hydrauliske gradienter, fx tæt på åer. Grundvandet i frie magasiner er ofte relativt sårbart over for påvirkninger fra terræn, da der ikke er overliggende, beskyttede lerlag, som ved spændte magasiner.

Spændte grundvandsmagasiner er højpermeable, vandførende aflejringer, der ligger under lavpermeable geologiske lag, se det regionale grundvandsmagasin på Figur 74. Når grundvandsmagasiner er spændte, vil grundvandsstanden i borerer stå over lagets øvre grænse og op i lag, der er mere eller mindre vandstandsende.

Artesiske grundvandsmagasiner er betegnelsen for den særlige situation, hvor trykniveauet står over terrænet. Dette fænomen blev første gang beskrevet i egnen Artois i Frankrig, og har derfor fået betegnelsen artesiske. Spændte grundvandsmagasiner har ofte en mere indirekte grundvandsdannelse gennem lerede lag, og de er derfor generelt mindre sårbare end grundvandsmagasiner med frit vandspejl. I Danmark findes dybe, spændte grundvandsmagasiner i grus- og sandforekomster i Jylland, på Fyn og Vestsjælland. I det østlige Sjælland findes spændte magasiner i kalkbjergarter. I ådale kan ler og dynd skabe spændte eller artesiske forhold tæt ved terrænet. Mange vandforsyningsboringer er derfor placeret i ådale.



Figur 74. Konceptuel figur over grundvandets strømningsmønster. Frie grundvandsmagasiner med dominerende lokal grundvandsstrømning og spændte grundvandsmagasiner med regionale grundvandsstrømninger.

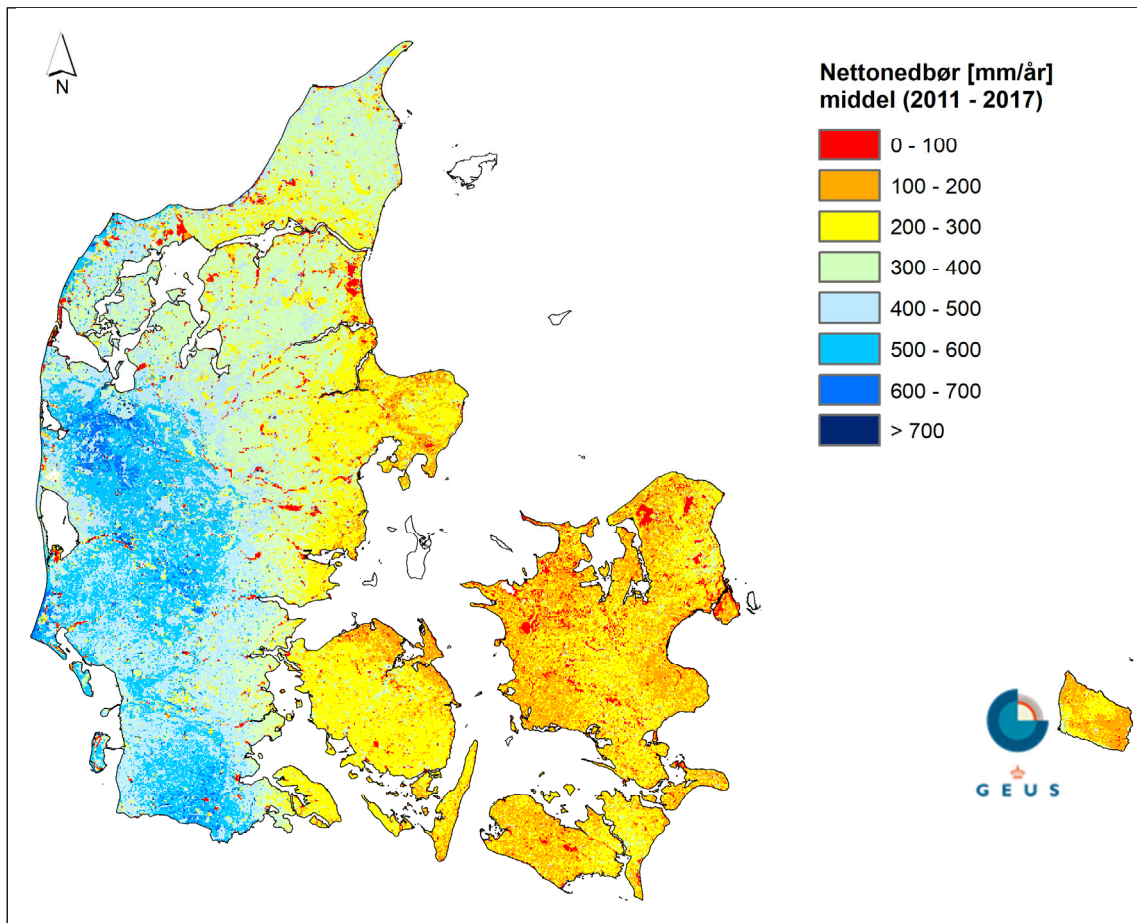
Grundvanddannelse og mængden af grundvand

Mængden af grundvand i grundvandsmagasinerne, og dermed trykforholdene og grundvandsspejlets beliggenhed, afhænger af balancen mellem grundvandsdannelsen og mængden af oppumpet grundvand.

Nedbøren varierer dog ganske meget både fra år til år og fra sted til sted. I gennemsnit regner det mest i Midtjylland og mindst i Kattegatregionen og omkring Storebælt. Den del af nedbøren, der ikke fordamper, men kan bidrage til grundvandsdannelsen og afstrømning i vandløb, kaldes nettonedbøren, eller mere populært nedbørsoverskuddet, se Figur 75. Der er meget betydelige forskelle i nettonedbør hen over Danmark, idet fordampningen som regel er af nogenlunde samme størrelsesorden i hele landet, hvilket resulterer i at der nogle steder i landet er en endog meget lav nettonedbør, der er 5-8 gange mindre end i de områder, hvor der falder mest nedbør.

Nedbør, der ikke fordamper fra planter, fra jordoverfladen eller vandoverflader, eller strømmer via dræn til vandløbene, siver ned i undergrunden, hvor det udgør den egentlige grundvanddannelse, se **Fejl! Henvisningskilde ikke fundet.** Grundvandsdannelsen er således en delmængde af nettonedbøren. I de øvre jordlag er der som regel også luft i hulrummene mellem sedimentkornene. Hvor der er luft i hulrum og sprækker, taler man om den umættede zone, hvor nedsivningen sker ved en overvejende lodret vandbevægelse mod grundvandsspejlet. Under grundvandsspejlet er der vand-mættede forhold (grundvand), hvilket betyder, at der ikke længere er luft mellem kornene. Måling af grundvandsspejlets beliggenhed med pejlinger er en måde at måle ændringer i mængderne af vand i grundvandsmagasinerne.

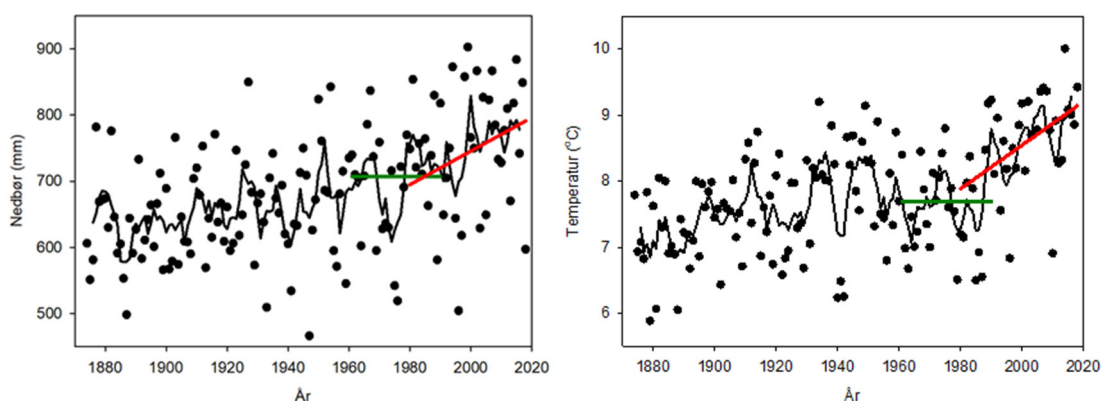
Der ses ofte en karakteristisk variation i mængden af nedbør over året. Generelt er der således relativt lidt nedbør i forårsmånederne fulgt af større månedsnedbør gennem sommeren, efteråret og den først del af vinteren, (DMI-hjemmesiden) se også Figur 12. I sommerhalvåret er fordampningen større og samtidig vil en større andel af nedbøren føres bort med dræn og vandløb. Således vil en stor del af de kraftige regnskyl, der nu forekommer mere hyppigt om sommeren løbe af på overfladen og ikke bidrage væsentligt til grundvandsdannelsen. Dette forklarer, at den laveste vandstand i mange pejleboringer optræder, hvis grundvandsdannelsen i forårs- og sommerperioden har været meget lav. På samme måde ser man, at den højeste vandstand typisk forekommer sidst på vinteren eller om foråret efter en periode med en betydelig grundvanddannelse om efteråret og vinteren (se bilag 1). Sådanne årstidsvariationer ses tydeligt i mange pejleserier, se eksempelvis Figur 18.



Figur 75. Nettonedbør i Danmark. Middelværdi for perioden 2011-2017. Data fra Dk-modellen.

For Danmarks vedkommende er årsnedbøren steget med ca. 100 mm over de seneste 50 år, se Figur 76 til venstre. Ændringen er næsten udelukkende sket i vinterhalvåret, hvor fordampningen er mindst og grundvandsdannelsen størst. (Olesen, J.E., 2019). Dette bliver i et vist omfang afspejlet i grundvandsstanden; dels som en øget grundvandsressource, dels som forsumpning i lavbundsområder. Den gennemsnitlige årlige nedbør i Danmark er steget med 4,4 % (33 mm) mellem de to seneste normalklimatepioner; fra 712 mm i perioden 1961-1990 til 745 mm i perioden 1991-2015, med betydelige regionale variationer (DMI, 2020). Denne udvikling er sket parallelt med at den årlige middeltemperatur i Danmark er steget 1,5 °C, se Figur 76 til højre.

100 mm ekstra årsnettonedbør (ikke årsnedbør) vil skønsmæssigt kunne give en stigning i grundvandsstanden for frie terrænnære magasiner på op til 30 cm, hvis der regnes med en porøsitet på 30 % i grundvandsmagasinet. Derimod er det vanskeligere at beregne effekten i udstrømningsområderne, fordi der lokalt kan ske opstuvning og således forekomme meget højere vandstand, eller der omvendt lokalt forekommer dræn, vandløb mv., som fastholder grundvandsstanden i det eksisterende niveau.



Figur 76. Danmarks årsnedbør og den årlige middeltemperatur for perioden 1874-2018. Den optrukne linje viser 5-års glidende gennemsnit. Den grønne linje viser gennemsnit for normalperioden 1961-1990, og den røde linje viser stigningen siden 1971, på hhv. 25 mm/årti og 0,3 °C /årti. (Olesen, J.E., 2019).

Grundvandets strømning

Grundvandets strømning i den mættede zone foregår i tre dimensioner. I grundvandsmagasinerne er der en overvejende horisontal strømning, med en mindre opadrettet eller nedadrettet komponent. Hvor gradienten er nedadrettet, taler man om grundvandsdannelse til dybere lag. Omvendt ses en opadrettet strømning (eller udsivning) ofte under vådområder, under åer og ved kysten.

Grundvandets strømning i undergrunden er betinget af fordelingen af vandets hydrauliske potentiale, der udtrykker grundvandets energitilstand. Grundvandets energi er givet ved summen af den potentielle energi og vandets tryk. Grundvandet strømmer fra områder med højt hydraulisk potentiale til områder med lavere hydraulisk potentiale.

Grundvandets konkrete, detaljerede strømningsmønster påvirkes af de geologiske lags rumlige udbredelse. Derfor er det vigtigt at kende grundvandsmagasinerne geologiske opbygning, hvis man skal kunne forudsige grundvandets strømningsmønster.

Grundvandsstrømningen i Danmarks undergrund er overordnet beskrevet i DK-modellen, hvor undergrunden er inddelt i 11 beregningslag (DK-modellens hjemmeside). DK-modellen er en national hydrologisk model udviklet i samspil med NOVANA-aktiviteterne.

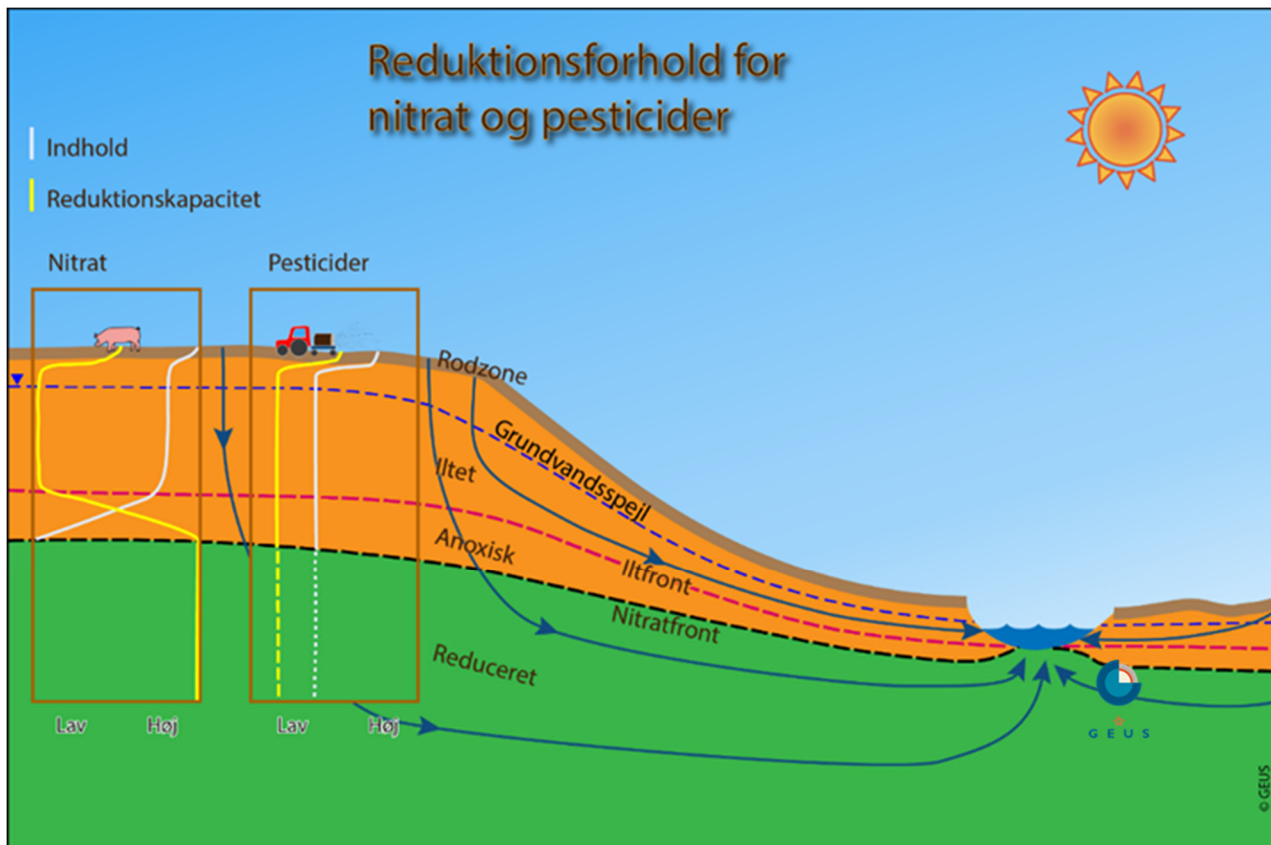
Grundvandsdannelsen i 2020 er diskuteret i kapitel 3.1, derudover er der i bilag 1, en diskussion af grundvandsdannelsen de sidste 30 år.

Grundvandets kvalitet

Grundvandets kvalitet afhænger af den atmosfæriske deposition, udvaskningen af stoffer fra de øvre jordlag og biogeokemiske reaktioner i de geologiske lag, samt hydrologiske faktorer som fx nedbørsmængder og intensitet, strømningsveje og grundvandets opholdstid. To typer af naturlige kemiske reaktioner er særlig vigtige, nemlig forsurende processer og redoxprocesser. Disse fører ganske langsomt til, at grundvandsmagasinerne forsure og iltes.

Grundvandets kvalitet kan for det første opdeles i kalkmættet neutralt og surt grundvand. I jordlag, hvor der optræder kalk, neutraliserer kalken bl.a. syrer fra atmosfæren og fra nedbrydning af organisk stof i jordbunden, hvilket opretholder et pH omkring 7,5. Den vigtigste syre er almindeligvis kulsyre/kuldioxid. Hvis jordlagene er kalkfrie, vil grundvandet være surt og indeholde aggressivt kuldioxid, hvorfor pH typisk vil ligge under 6,5. Forsuringsfronten er defineret som den dybde, hvortil opløsningen af kalk i undergrunden er nået.

Dernæst er redoxprocesser i grundvandszonen af stor betydning for grundvandets kemiske sammensætning, ikke mindst i forhold til forekomst af nitrat og fosfor, og mange sporstoffer. Undergrundens reducerede sedimenter reagerer med oxiderede stoffer i grundvandet, så det strømmende grundvand bevæger sig ind i stadig mere reducerede miljøer, hvor reaktioner med grundvandets opløste, mere iltede bestanddele resulterer i en ændret kemisk sammensætning; grundvandet bliver mere reduceret. Samtidig udvikles en stadig mere iltet tilstand i sedimentet.



Figur 77. Principskitse over nitratfrontens beliggenhed omkring til et vandløb, og udbredelse og reduktionsforhold af nitrat og pesticider i undergrunden. De lysegrå grafer i boksene viser koncentrationer af nitrat og pesticider, mens gule grafer viser potentialet for reduktion af stofferne. Forløbet af pesticidkurven skal illustrere, at i grundvandet nedbrydes nogle pesticider bedst i et reduceret miljø, mens andre nedbrydes bedst i et iltet miljø.

Successivt reduceres grundvandets indhold af ilt, nitrat og sulfat under dannelse af en række karakteristiske geokemiske miljøer. Dette kan forsimples til to hovedtyper af geokemiske miljøer i grundvandszonen, det oxiderede og det reducerede. I det oxiderede miljø kan grundvandet indeholde nitrat og ilt, mens det reducerede miljø er nitratfrit, men indeholder opløst jern og mangan. Det betyder i praksis, at nitrat i grundvandet reduceres i en vis dybde, mens sedimentets nitratreduktionskapacitet langsomt opbruges.

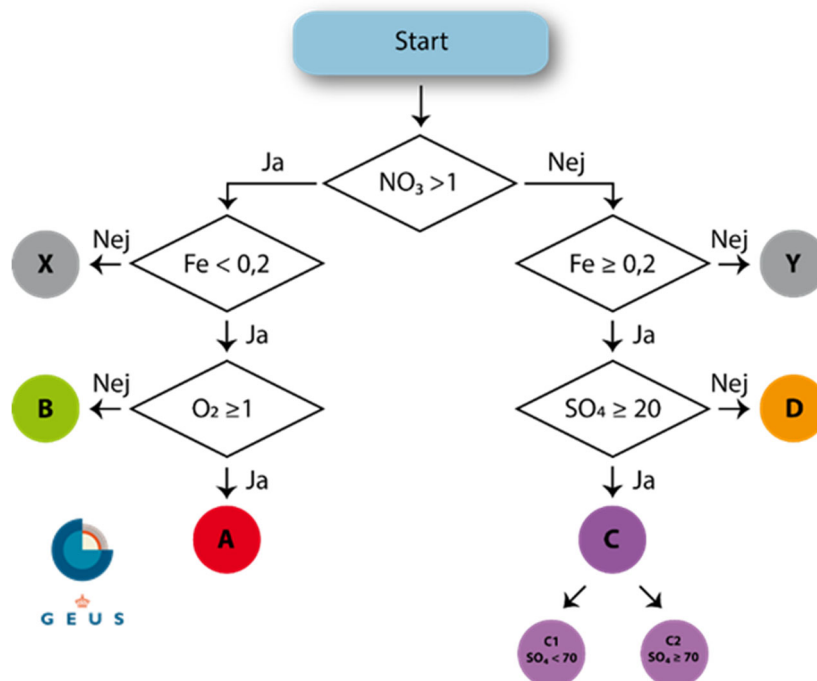
Nitratfronten er defineret som dybden til den maksimale udbredelse af nitrat i grundvandet, mens redoxfronten er defineret som grænsen mellem oxiderede og reducerede jordlag.

I de tilfælde, hvor der er kemisk ligevægt, vil nitratfronten og redoxfronten være sammenfaldende. Kemisk uligevægt kan dog forekomme, og her vil nitratfronten og redoxfronten ikke være sammenfaldende. Denne situation kan forekomme, når grundvandets strømningshastighed er større end reaktionshastigheden ved redoxfronten.

Figur 77 viser en principskitse over nitratfrontens beliggenhed omkring et vandløb. I de to bokse i figuren vises med lysegrå signatur en konceptuel model for, hvorledes nitrat- og pesticidkoncentrationen kan forventes at ændre sig ned gennem lagene. Nitratreduktionen i grundvandet finder sted mellem iltfronten og nitratfronten. Fordelingen af reduktionskapaciteten (gul signatur) for nitrat er omvendt af nitratkoncentrationen, dvs. at der er lille kapacitet i det iltede miljø og stor kapacitet i det reducerede miljø.

Omsætning af pesticider er ikke på samme måde afhængig af nitratreduktionskapaciteten, men foregår hovedsageligt i de øvre organiskrige jordlag, hvor der er den største reduktionskapacitet over for pesticider (Nygaard, 2004). Da pesticider er kemisk set meget forskellige, er pesticidernes nedbrydelighed meget varierende og i forskellig grad følsom over for redoxforhold og pH.

Figur 78 viser et eksempel på en algoritme til at fastlægge grundvandets redoxforhold, gennem en opdeling i fire vandtyper (A, B, C og D) ud fra en vandprøves indhold af nitrat, jern, ilt og sulfat (Hansen og Thorling, 2018). I kapitel 4 er denne algoritme anvendt til en generel fastlæggelse af grundvandets redoxforhold i redoxboringerne. Andre algoritmer anvendes, hvis der fx er prøvetagningstekniske problemer (ilt i LOOP-boringer) eller færre tilgængelige parametre.



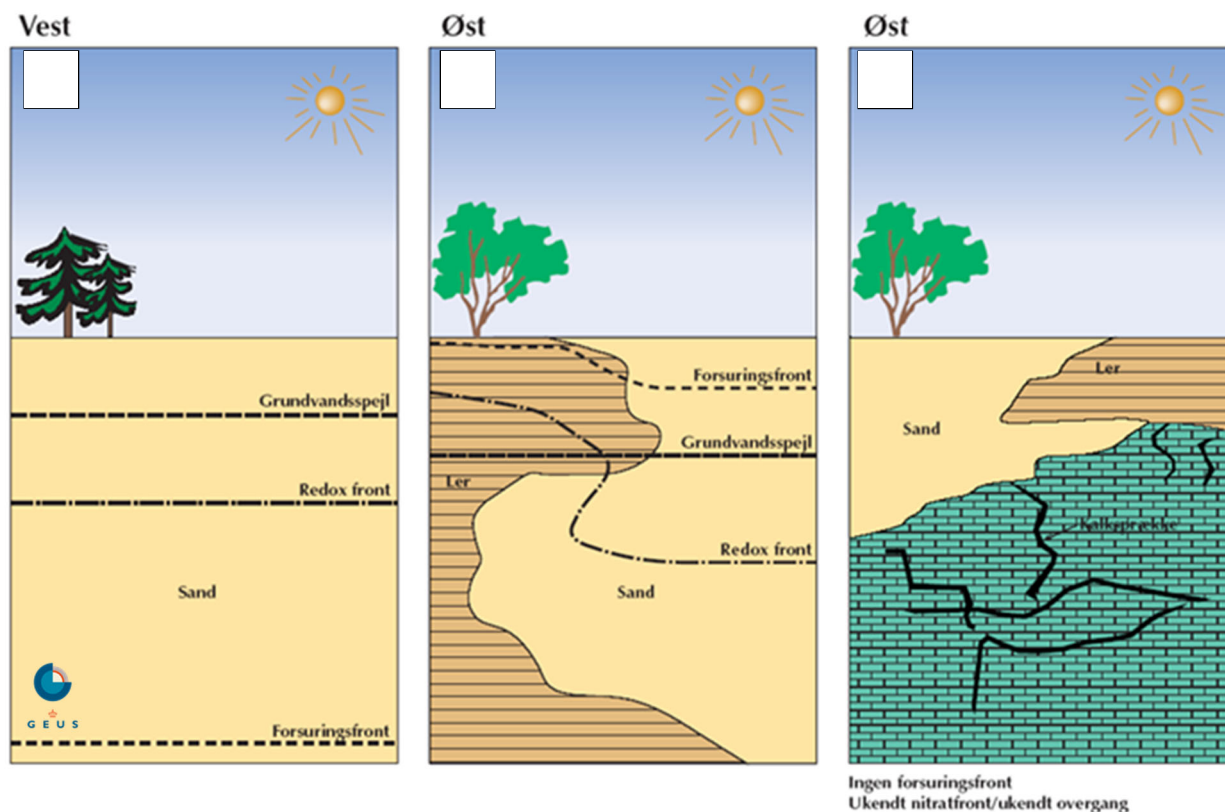
Figur 78. Algoritme til fastlæggelse af vandtyperne A, B, C og D, ud fra en vandprøves indhold af nitrat, jern, ilt og sulfat. X og Y angiver, at algoritmen ikke giver noget entydigt svar, og der fx er behov for flere støttemetere eller, at der er tale om en prøve med blandingsvand (Hansen og Thorling, 2018).

Typiske konceptuelle modeller for geologi og geokemi

Figur 79 viser eksempler på forskellige geologiske miljøer. I Vestjylland (1) er kalkindholdet i sandlagene ofte lavt, og forsuringen kan ligge dybt i magasinerne, mens redoxfronten som regel ligger højere. Afhængig af strømningsmønstret vil redoxfronten kunne ligge mange meter under grundvandsspejlet. I midten (2) ses en situation med heterogen geologi, som er typisk i Østjylland og nogle steder på Fyn og Sjælland. På grund af det høje kalkindhold i jorden ligger forsuringen normalt over grundvandsspejlet. Redoxfronten ligger højt i lerede aflejringer og dybere i sandet.

I områder, hvor der er kalk i undergrunden (3), kan der være så meget kalk i de øverste jordlag, at der slet ikke optræder sure forhold. Redoxfronten kan ligge over kalken, svarende til den mellemste figur,

eller nå helt ned til kalken. Hvis redoxfronten når helt ned til kalken, således som det ofte ses på Djursland og omkring Ålborg, kan det være vanskeligt at fastsætte en egentlig redoxfront i kalken, da transport og omsætning af nitrat i kalken foregår i et komplekst strømningsmønster i både sprækker og matrix, et såkaldt dobbeltporøst medie (Nielsen og Jørgensen, 2008).



Figur 79. Principskitse over beliggenheden af forsuringsfronten og redoxfronten i tre typiske geologiske situationer: 1) Vestdanmark, hvor jordlagene overvejende består af sand, 2) Østjylland, Fyn og Vestsjælland, hvor geologisk heterogenitet med vekslende ler og sand giver store lokale variationer i dybden til fronterne og 3) områder med kalklag, fx Stevns og omkring Ålborg (Figur 73), hvor sprækkedannelser gør fastlæggelse af nitratfronten i selve kalklagene svær at forudsige. Bemærk, at forsuringsfronten kan ligge både over og under redoxfronten.

Appendiks 3.2 Grundvandets opholdstid

Relevans af aldersdatering i GRUMO

Fortolkning af årsager til ændringer i grundvandets kvalitet kræver kendskab til grundvandets opholdstid (alder) i de enkelte indtag. Opholdstiden er her defineret som det antal år, vandet har strømmet i undergrunden, inden det når frem til indtaget, hvorfra vandprøverne er udtaget. Det vil sige, at hvis datering af en vandprøve udtaget i år 2007 viser, at dannelsesstidspunktet er 1993, så er grundvandets opholdstid (alder) 14 år. Kendskab til vandets opholdstid gør det muligt at vurdere, om udviklingen i grundvandets kvalitet viser tidsmæssige sammenfald med ændringer i arealanvendelse eller indsatsprogrammer, herunder vandmiljøplaner.

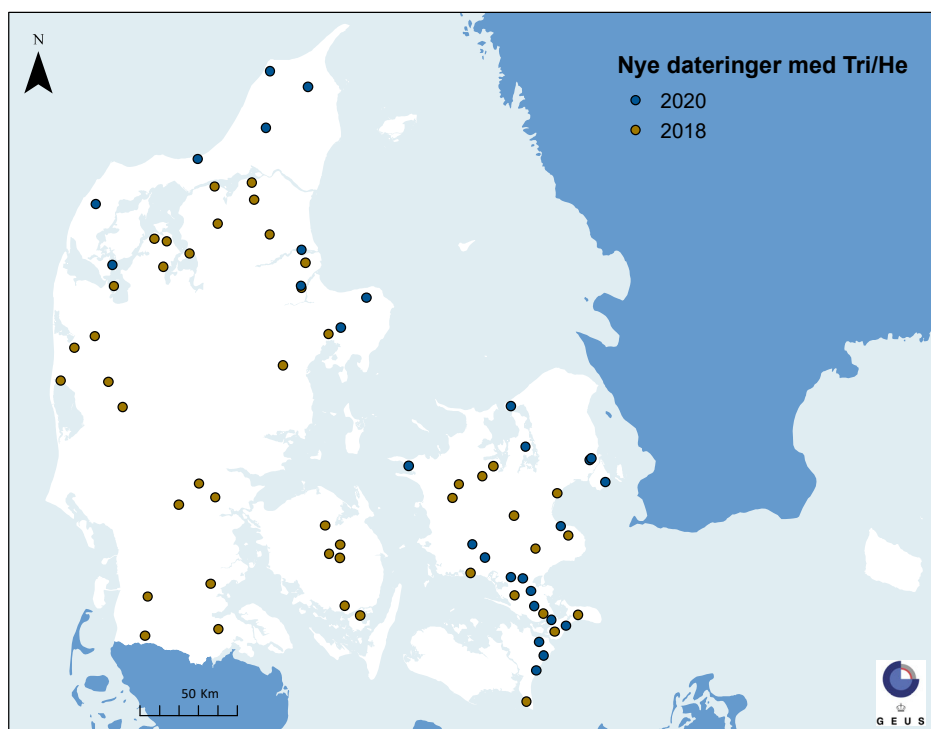
Opholdstiden dækker over det forhold, at alderen af det vand, der er i et indtag, har en given aldersfordeling, idet vandet i et indtag på fx 1 m's længde repræsenterer flere års nedbør. Jo kortere indtag og jo mere homogen geologi, jo smallere vil aldersfordelingen almindeligvis være. Samtidig kan de forskellige dateringsmetoder i forskellig grad anvendes til at dække forskellige perioder, hvilket er mere indgående beskrevet i rapporteringen for 2013-data (Thorling mfl. 2015a).

Aldersdatering af grundvandet i de enkelte overvågningsboringer indtag er bl.a. en forudsætning for at kunne dokumentere en effekt på grundvandets nitratinhold af ændret landbrugspraksis og nitratudvaskning. Samtidig kan datering af grundvandet bruges til at demonstrere, hvordan udbygningen af stationsnettet i overvågningen med nye borer og flere indtag påvirker aldersfordelingen af det overvågede vand. Det samme gælder for effektmålinger på pesticidreguleringen, hvilket dog er en vanskeligere opgave, idet pesticiderne i højere grad vekselvirker med sedimenterne gennem nedbrydning og sorption i et langt mere komplekst mønster end nitrat.

Datagrundlag

Den første metode for aldersdatering, som blev anvendt i større omfang for GRUMO-indtag er måling af tritium, som giver et meget groft estimat for vandets alder. Denne metode blev især anvendt fra 1989-1996. Efterfølgende blev de fleste GRUMO-indtag dateret med CFC-metoden i perioden 1997-2006. I 2012-2014 blev en række indtag forsøgsvist dateret med tritium-helium- ($^3\text{H}/^3\text{He}$) metoden. Efter nogle indledende forsøg med forskellige analysemetoder blev det konkluderet, at $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden er velegnet til datering af GRUMO-boringer (Laier, 2014; Laier, 2014a).

I forbindelse med udbygning af stationsnettet efter 2006, se kapitel 2 og Appendiks 2, skal de nye indtag aldersdateres i indeværende programperiode, i det omfang det er teknisk muligt. De nye dateringer foretages med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, fordi den tidligere anvendte CFC-metode ikke er anvendelig til datering af grundvand dannet efter ca. år 2000, og der desuden er udfordringer med CFC-datering i iltfrit grundvand (se diskussion i det følgende afsnit). I 2018 og 2020 blev der derfor gennemført to dateringsrunder, hvorfra resultaterne forelå i foråret 2021. I alt 80 indtag fra hele landet blev prøvetaget, se Figur 80 (Albers, 2019; Albers, 2021).



Figur 80. Geografisk fordeling af GRUMO-indtag prøvetaget til datering med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden i 2018 og 2020 (80 indtag).

Prøvetagningsteknisk så 78 af 80 prøver ud til at være vellykkede i de to prøvetagningsrunder og for 74 indtag kunne der indrapporteres en alder i Jupiter, dog i en del tilfælde i form af enten en maksimumalder (<5 år) eller en mindste alder (>60 år), idet prøven lå uden for metodens detektionsgrænser. Dateringerne af det nye stationsnet fortsætter med udtagning af prøver til datering i efteråret 2021.

I denne rapport præsenteres resultater fra dateringer med CFC-metoden og $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, se fx Figur 83. De metodiske forudsætninger for grundvandets datering med disse metoder kan findes i Laier, 2014, 2014a, Thorling mfl. 2015a og Albers 2019. Detektionsgrænsen for alderen er nedadtil ca. 5 år og opadtil ca. 60 år, og afhænger af metode og dateringstidspunkt - $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden kan datere vand fra ca. 1960 til fem år før prøvetagningstidspunkt og CFC-metoden fra ca. 1950 til ca. 2000. Alderen er vist på figurerne med den værdi, som detektionsgrænsen angiver, dvs. i praksis er der en del indtag med væsentligt ældre vand, end figurerne viser. Derudover vil der i alle indtag, uanset filterlængde og dybde, prøvetages vand med en spredning på alderen, der spænder over mere end et år. Opholdstiden i form af et enkelt årstal angiver derfor en form for midling af alderen for det pågældende indtag, uden at der dog er tale om en egentlig statistisk beregning, da der ikke kan foretages en sådan på baggrund af datering med en enkelt daterings-tracer. Hvorvidt den angivne alder rent faktisk er tæt på gennemsnitsalderen af vandet, vil først og fremmest afhænge af, hvordan spredningen af alderen er i det pågældende indtag, men derudover også afhænge af, hvor gammelt vandet er, idet både CFC-gasser og tritium har haft ikke-lineære udviklinger i deres atmosfæriske koncentration gennem tiden.

Det antages som udgangspunkt, at opholdstiden/alderen for grundvandet i et punkt er nogenlunde konstant over tid, skønt den uundgåeligt i et vist omfang vil variere med variationer i nettonedbøren fra år til år og hen over året. Gentagne dateringer ved hjælp af CFC-datering i samme indtag i overvågningsprogrammet har vist, at hovedparten af de testede indtag kan karakteriseres med en opholdstid med en præcision på få år (Laier & Thorling, 2005, Thorling mfl., 2015a). Dette siger dog ikke noget om, hvor nøjagtig denne bestemmelse er, da grundvandet i et indtag, som diskuteret ovenfor, i langt de fleste indtag vil være en blanding af vand fra en periode på adskillige år, eller ligefrem vand fra flere tidsperioder, som er opblandet (Jakobsen mfl. 2020). Med den nyere $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metode er det til dels muligt at registrere tilstedeværelsen af vand fra forskellige tidsperioder. Hvis det på den baggrund vurderes, at aldersfordelingen spænder over flere adskilte tidsperioder eller over en meget lang tidsperiode og at dét, at tale om en opholdstid for den samlede vandprøve, således ikke giver mening, indlæses alderen ikke i Jupiter-databasen (Albers, 2019; Albers, 2021). Hvorvidt vandet stammer fra et enkelt år eller er en blanding af vand fra fx 15 sammenhængende år, er det til gengæld ikke muligt at vide ud fra en dateringsanalyse med hverken CFC- eller $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, hvilket man skal holde sig for øje, når man sammenligner dateringsdata med kemiske data, hvor man forventer et skift på baggrund af fx ændret anvendelse eller vandindvinding.

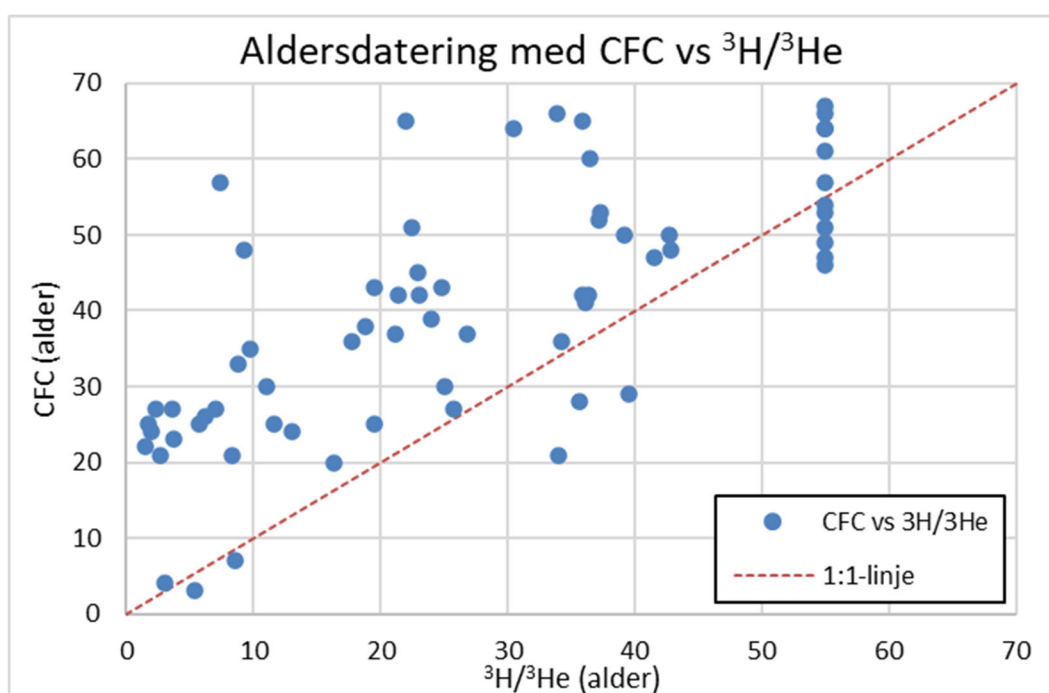
Udfordringer med CFC-datering i iltfrit grundvand

Datering med CFC-metoden er den hidtil mest anvendte i GRUMO-indtag. CFC-metoden bygger på, at CFC-gasserne CFC11, CFC12 og CFC113 opfører sig konservativt i grundvandet. Dette ser ud til at holde under oxiderede forhold, men siden midten af 90'erne har det været kendt, at CFC'er kan nedbrydes under redoxfronten (Cook mfl. 1995). Der er fortsat meget lidt viden om de kemiske reaktioner, som leder til nedbrydningen af CFC-gasser i grundvandssedimenter (Phillips mfl., 2019), men med baggrund i generel viden om nedbrydning af halogenerede forbindelser under iltfrie forhold kan nedbrydningen sandsynligvis ske både biologisk (fx halorespiration) og som abiotisk eller kombineret abiotisk/biotisk nedbrydning i forbindelse med forekomst af grøn rust eller andre reaktive jernforbindelser. Uanset mekanismen vil en sådan nedbrydning resultere i estimering af for høj alder (jo længere man går tilbage i tiden, desto mindre var koncentrationen af CFC-gasser i atmosfæren). I 1990'erne var antagelsen, at kun CFC11 blev nedbrudt, mens CFC12 var stabil (Cook mfl. 1995) og/eller at nedbrydningen kun foregik under kraftigt reducerede forhold (hvor halorespiration typisk er mest udpræget). Flere studier, herunder et GEUS-studie i de nuværende GRUMO-boringer i Rabis Bæk, har dog siden vist, at også CFC12 kan nedbrydes, og at nedbrydningen kan ske under nitratreducerende forhold i forbindelse med pyritoxidation (fx Sebol mfl. 2007; Hinsby mfl. 2007). Der er stor forskel på nedbrydningsraterne i de forskellige studier. For CFC11 varierer halveringstiden under anoxiske forhold fra 0.3-7 år og for CFC12 fra 1,2-35 år (og til ingen nedbrydning i et enkelt studie). For CFC113 er der færre studier, men hastigheden ser ud til at minde mest om CFC11's. Nedbrydningen for alle CFC-gasserne ser ud til at accelereres desto mere reduceret sedimentet er (Horneman mfl., 2008),

Det er tidligere foreslået, at man ikke bør anvende grundvandsaldre baseret alene på CFC-datering, når koncentrationen af opløst ilt er mindre end 1 mg/l (Sebol mfl., 2007). Det er dog kendt, at denitrifikation kan forekomme allerede ved iltkoncentrationer under ca. 2 mg/l (Tesoriero og Puckett 2011). Hvorvidt

CFC-gasser kan nedbrydes under lige præcis sådanne forhold, er til gengæld ukendt, så det er svært at vide præcis under hvilke redoxforhold, der er risiko for CFC-nedbrydning. Med den nuværende viden, må det dog antages, at i det omfang dateringerne er foretaget på iltholdigt vand (≥ 1 mg/l ilt), vandtype A, se Figur 78, kan man således sandsynligvis anvende CFC-dateringen, som den er. Dette svarer til ca. 50 % af de aktive GRUMO-indtag i dag, se bilag 3. I de øvrige indtag, hvor dateringerne er foretaget på iltfrit vand, Vandtype B, C og D, må man antage, at CFC-dateringen i mange tilfælde ikke er retvisende, og giver for høje aldre, afhængig af omfanget af CFC-nedbrydning.

I slutningen af 2013 blev der indsamlet prøver fra 92 GRUMO-indtag med henblik på datering med både CFC- og $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden. Af disse kunne 66 borer dateres med begge metoder. Figur 81 viser, at der for en række indtag er en rimelig sammenhæng mellem datering med de to metoder, men også at der i mange tilfælde med CFC-metoden findes en betydeligt højere alder end med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, i værste fald op til 50 år ældre.

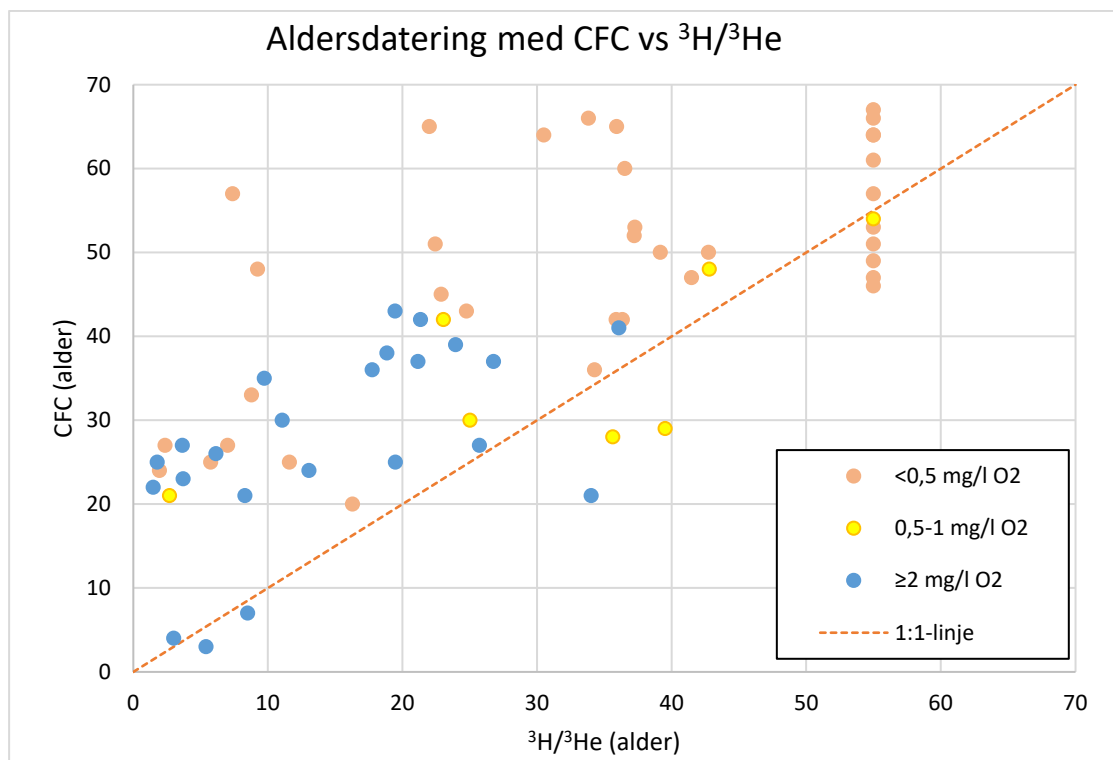


Figur 81. Sammenhæng mellem aldersdatering foretaget med CFC-metoden og $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden på 92 GRUMO-indtag prøvetaget i 2013. I figuren indgår indtag fra såvel iltholdigt som reduceret grundvand.

Da $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden ikke påvirkes af redoxforholdene, er det nærliggende, at den i nogle tilfælde store forskel på de to metoder skyldes nedbrydning af CFC-gasser. Figur 82 viser, at der fås en bedre sammenhæng mellem de to metoder, når indtagene opdeles efter iltindhold, idet fx alle punkter med mere end 25 års forskel mellem de to metoder kan henføres til indtag med mindre end 0,5 mg/l ilt. Figur 82 viser også, at der er en række indtag, hvor nedbrydning af CFC-gasserne tilsyneladende har været begrænset, på trods af et lavt iltindhold på prøvetagningstidspunktet. Endvidere er der også indtag med ilt, som udviser en ret dårlig overensstemmelse mellem de to dateringsmetoder, som ikke umiddelbart kan forklares.

På baggrund af datasættet i Figur 82, betragtninger i litteraturen samt usikkerheder ved iltmålinger, virker det rimeligt at arbejde med en antagelse om at risikoen for betydelig nedbrydning af CFC-gasser i grundvand prøvetaget i GRUMO-indtag er lille ved iltindhold $> 0,5$ mg/l. I alt er 1261 GRUMO-indtag dateret med CFC-metoden. Af disse har 750 et indhold af ilt ved seneste feltmåling på $< 0,5$ mg/l og er altså

umiddelbart i en risikogruppe for at der kan være foregået nedbrydning af CFC-gasser og dermed være dateret til en for høj alder. 698 af indtagene har nitratindhold <1 mg/l ved seneste analyse og må dermed formodes at have størst risiko for, at der er foregået nedbrydning af CFC-gasser.



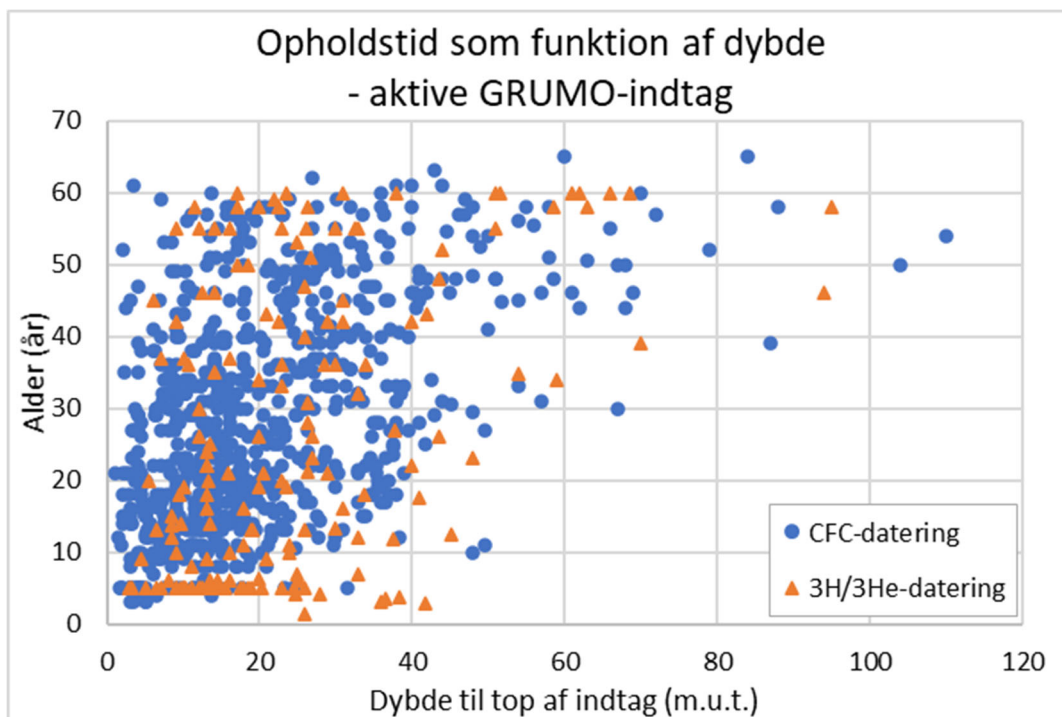
Figur 82. Sammenhæng mellem aldersdatering foretaget med CFC-metoden og $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden på 66 GRUMO-indtag prøvetaget i 2013. Indtagene er opdelt på basis af iltindhold på prøvetagningsdagen: <0,5 mg/l ilt (betragtes som iltfrit pga. usikkerhed i iltmålinger under prøvetagning); <1 mg/l (foreslået som grænse for anvendelse af CFC-datering af Sebol mfl. (2007)); <2 mg/l (potentiale for denitrifikation); ≥ 2 mg/l (iltholdigt vand uden denitrifikationsprocesser). Der var ingen indtag med mellem 1 og 2 mg/l ilt.

Ses der udelukkende på de aktive indtag (her defineret ved, at der har været en måling af hovedbestanddele i perioden 2015-2020) er 766 indtag dateret med CFC-metoden. Af disse har 409 en iltmåling i perioden 2015-2020 på <0,5 mg/l og er altså umiddelbart i en risikogruppe for, at der er foregået nedbrydning af CFC-gasser, og at de dermed er dateret til en for høj alder. 340 af indtagene, altså knap halvdelen af de aktive CFC-daterede indtag, har nitratindhold <1 mg/l ved seneste analyse og i disse må risikoen for, at der er foregået nedbrydning af CFC-gasser, formodes at være størst. Der er dog enkelte indtag med mindre end 1 mg/l nitrat, som har et højt iltindhold, og hvor det lave indhold af nitrat altså sandsynligvis ikke skyldes denitrifikation. Med den nuværende viden, er lavt iltindhold dermed nok den sikreste indikator for forhold, der kan lede til nedbrydning af CFC-gasser og iltindhold anvendes derfor i nedenstående afsnit.

Opholdstiden for det overvågede grundvand.

Figur 83 viser grundvandets opholdstid som funktion af dybden for 914 daterede indtag ud af 1.293 aktive indtag i GRUMO-programmet, svarende til ca. 70 %. Der indgår data fra dateringer foretaget med såvel CFC som $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden og med alle redoxforhold. Det fremgår af figuren, at der i de øverste 40 m optræder grundvand med alle målbare aldre (fra <5 til >60 år) og dermed altså med meget forskellige opholdstider, og at der i de øverste ca. 20 m stort set ingen sammenhæng ses mellem dybde og alder. Under 20 m dybde stiger både gennemsnitsalder og medianalderen med stigende dybde, og under 50 m dybde dateres alt vand til mindst 30 år. Årsagen til det billede, man ser på Figur 83, er bl.a. forskelle i grundvandsdannelse, hydrauliske barrierer og andre variationer i de hydrogeologiske strømningsforhold.

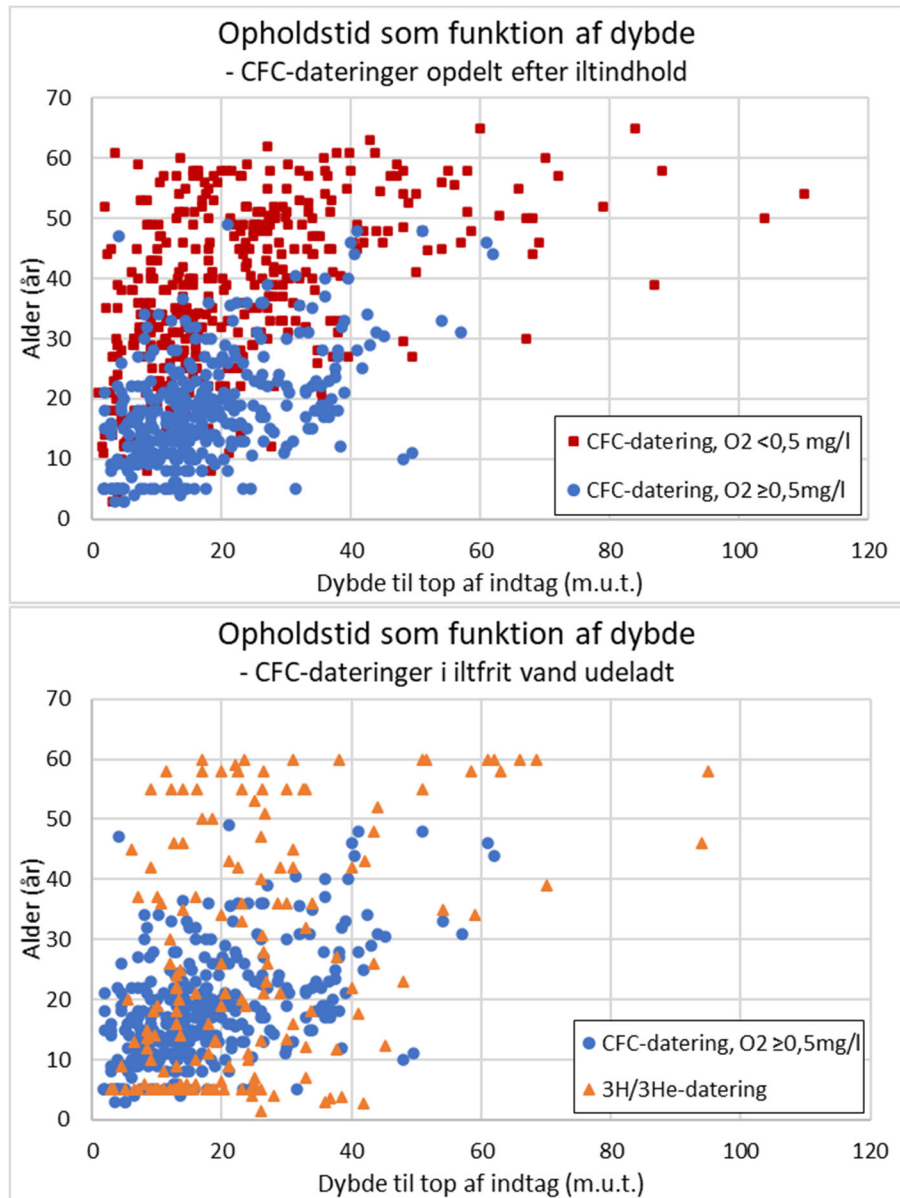
I udstrømningsområder med opadrettet gradient (se fx Figur 74) vil der forventeligt kunne træffes endog meget gammelt grundvand tæt ved terræn.



Figur 83. GRUMO. Dybdefordeling af opholdstiden for 914 daterede GRUMO-indtag som er vurderet aktive ud fra, at der er målt hovedbestanddele mindst 1 gang i perioden 2015-2020. I alt var der 1293 aktive indtag i den periode. Dateringsmetoderne har en øvre detektionsgrænse på ca. 60 år, og vandet i indtag med alder på ca. 55 år og opefter kan derfor i virkeligheden være langt ældre.

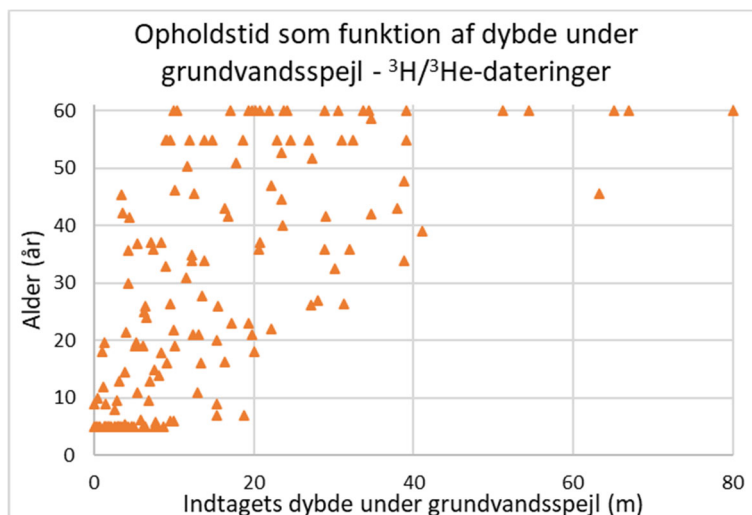
Når man tolker på data i Figur 83, er det vigtigt at holde sig for øje, at nogle af de indtag, som er dateret med CFC-metoden har kunstigt høje aldre pga. nedbrydning af CFC-gasser under iltfrie forhold.

Figur 84 viser øverst alle CFC-dateringerne fra Figur 83 opdelt på indtag med hhv. under og over 0,5 mg/l ilt, og nederst alle data fra Figur 83, men uden iltfrie indtag. Da vand med lang opholdstid i jorden typisk vil være iltfrit, er det ikke muligt ud fra disse figurer at vurdere, om de mange indtag med gammelt vand generelt er tildelt for høj alder ved datering med CFC-metoden, men man må i hvert fald formode, at vandet i de 529 indtag i Figur 84 nederst har de mest sikkert bestemte opholdstider.



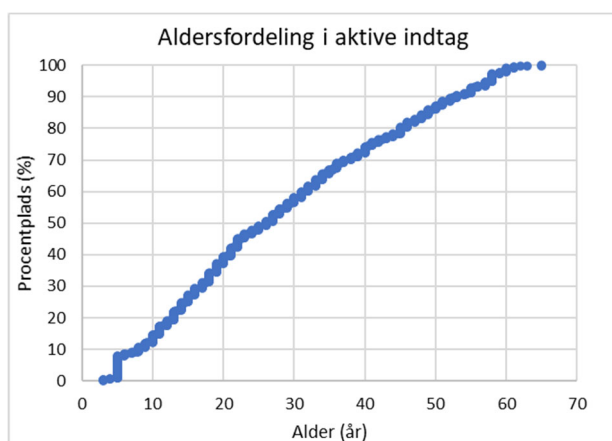
Figur 84. GRUMO. Øverst: Opdeling af 766 aktive CFC-daterede GRUMO-indtag efter iltindhold. Iltfrie indtag kan give kunstigt høje aldre ved CFC-datering og indtag med $\geq 0,5$ mg/l af ilt (blå cirkler) er derfor mest sikkert daterede, hvad angår potentiel nedbrydning af CFC-gasser. Nederst: 357 CFC-dateringer af aktive GRUMO-indtag med ilt i indtaget og 172 indtag dateret med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, som ikke påvirkes af iltindhold. Dateringsmetoderne har øvre detektionsgrænse på ca. 60 år, og vandet i indtag med alder på ca. 55 år og op-efter kan derfor i virkeligheden være langt ældre.

I de ovenstående figurer tages der udgangspunkt i dybden fra jordoverflade til top af indtag. Dybden til grundvandsspejlet har dog også stor betydning, idet $^3\text{H}/^3\text{He}$ -alder ikke er alderen fra vandet faldt som regn, men fra det gik fra umættet til mættet zone på grund af ^3He 's hurtige diffusion gennem den umættede zone (Cook og Solomon, 1997). Det samme er til dels gældende for CFC-datering, men ikke ved en tyk umættet zone, da diffusionen af CFC-gasser er noget langsommere end for helium (Cook og Solomon, 1997). Da dybden til grundvandsspejlet i Danmark kan variere fra 0 m til mere end 20 m er alderen set i forhold til dybden under grundvandsspejlet i nogle sammenhænge mere relevant, særligt hvis der ses på den øverste del af grundvandet. Figur 85 viser alderen afbilledet mod dybden under grundvandsspejlet på prøvetagningsdagen for dateringer med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden. Der ses umiddelbart en noget bedre sammenhæng mellem alder og dybde end i Figur 84.



Figur 85. GRUMO. Dybdefordeling af opholdstiden for 158 GRUMO-indtag dateret med $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden, hvor dybden er angivet som dybden fra grundvandsspejlet til overkanten af indtaget. Hvis grundvandsspejlet ligger over terræn (artesiske forhold), anvendes terræn som grundvandsspejl. Hvis grundvandsspejlet ligger i filteret er dybden sat til 0 m. Bemærk, at dybden til grundvandsspejlet ved boringen ikke nødvendigvis afspejler dybden til grundvandsspejlet, dér hvor grundvandet er dannet, hvis boringen står i et bakket landskab.

Figur 86 viser aldersfordelingen for de 914 indtag dateret med enten CFC- eller $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden for alle redoxforhold. Trods de usikkerheder, der er knyttet til dateringerne, illustrerer figuren, at hovedparten af indtagene reflekterer de seneste 50 års påvirkninger af grundvandet. Median-opholdstiden er knap 30 år. Det fremgår også af figuren, at blot ca. 12 % af indtagene har en opholdstid på under 10 år, hvilket understreger, at den status, der gives for grundvandets kemiske sammensætning i denne rapport, kun i meget begrænset omfang afspejler de seneste 10 års politiske reguleringer. Endvidere ser det ud til, at ca. 10% af indtagene indeholder vand med opholdstid på mere end de 55-60 år, som er de anvendte daterings-metoders detektionsgrænser. Det skal understreges, at median-opholdstiden kan være lidt for højt estimeret og at andelen af indtag med opholdstid på under 10 år kan være lidt for lavt estimeret på grund af overvurdering af opholdstid i iltfrie indtag dateret med CFC-metoden, som diskuteres i afsnittene ovenfor. Bedre estimater vil dog kræve, at iltfrie indtag dateret med CFC-metoden også dateres med fx $^3\text{H}/^3\text{He}$ -metoden.



Figur 86. Fordelingen af opholdstiden (alderen dateret ved $^3\text{H}/^3\text{He}$ - eller CFC-metoden) for grundvandet i de 914 daterede aktive overvågningsindtag i perioden 2015-2020. I alt var der 1.293 aktive indtag i perioden 2015-2020. Springet ved 5 år skyldes, at de fleste analyser har haft nedre detektionsgrænse på 5 år, men i nogle få tilfælde er der indrapporteret aldre på 3 og 4 år. Dateringsmetoderne har øvre detektionsgrænse på ca. 60 år, og vandet i indtag, hvor alderen er angivet til ca. 55 år og opefter (ca. 10% af indtagene) kan derfor i virkeligheden være langt ældre. Bemærk, at 409 af de 914 daterede indtag har kombinationen lavt iltindhold og datering med CFC-metoden, hvorfor alderen i disse kan være overestimeret pga. nedbrydning af CFC-gasser (se uddybning i teksten).

Referencer: Grundvandets strømning og alder

Diverse referencer

Albers, C.N., 2019: Dateringer i GRUMO 2018. GEUS-notat 05-VA-19-04.

Albers, C.N., 2021: Dateringer i GRUMO 2020. GEUS-notat 42-VA-21-02

Cook, P. G., D. K. Solomon, L. N. Plummer, E. Busenberg, and S. L. Schiff, 1995; Chlorofluorocarbons as tracers of groundwater transport processes in a shallow, silty sand aquifer, *Water Resour. Res.*, 31: 425– 434.

Cook, P. G., Solomon, D. K., 1997; Recent advances in dating young groundwater: chlorofluorocarbons, $^3\text{H}_3\text{He}$ and ^{85}Kr , *Journal of Hydrology* 191: 245-265

Hansen, B. & Thorling, L., 2018. Kemisk grundvandskortlægning. GEO-VEJLEDNING 2018/2. Særudgivelse fra GEUS. https://www.geus-vejledning.dk/xpdf/FINAL_geo_vejledning_6_03102018.pdf/ (26.05.2021)

Hinsby, K., Højberg, A. L., Engesgaard, P., Jensen, K. H., Larsen, F., Plummer, L. N., and Busenberg, E., 2007; Transport and degradation rates of chlorofluorocarbons (CFCs) in the pyritic Rabis Creek aquifer, Denmark, *Water Resour. Res.*, 43, W10423, doi:10.1029/2006WR005854.

Horneman, A., M. Stute, P. Schlosser, W. Smethie, N. Santella, D.T. Ho, B. Mailloux, E. Gorman, Y. Zheng, A. van Geen, 2008; Degradation rates of CFC-11, CFC-12 and CFC-113 in anoxic shallow aquifers of Arahazar, Bangladesh, *Journal of Contaminant Hydrology*, 97: 27-41,

Håkansson, E. og Schack Pedersen, S.A., 1992: Varv, Prækvarter Varv-kort.

Jakobsen, R., Hinsby, K., Aamand, J., van der Keur, P., Kidmose, J., Purtschert, R., Jurgens, B.C., Sultenfuss, J., Albers, C.N., 2020; History and Sources of Co-Occurring Pesticides in an Abstraction Well Unraveled by Age Distributions of Depth-Specific Groundwater Samples, *Environmental Science and Technology*, 54: 158-165, DOI: 10.1021/acs.est.9b03996

Laier, T. og Thorling, L., 2005: Tidsserier og datering, anvendelse af overvågningsdata. ATV møde 5. okt. 2005; Grundvandsmonitoring, teori, metoder og cases.

Laier, T., 2014: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer -pilotprojekt. GEUS-notat 05-VA-14-01

Laier, T., 2014a: Aldersbestemmelse af ungt grundvand i overvågningsboringer ved T-He metoden. GEUS-notat 05-VA-14-04

Nielsen, K.S., og Jørgensen, J.B., 2008: Lavpermeable horisonter i skrivekridtet – Fase A. Miljøcenter Aalborg 2008. <http://gk.geus.info/xpdf/kalkprojektet.pdf> (14.12.21)

Nygaard, E.(red) 2004: Koncept for Udpegning af Pesticidfølsomme Arealer, KUPA. Særligt pesticidfølsomme sandområder: Forudsætninger og metoder for zonerings. GEUS. http://kupa.dk/xpdf/KUPA_sand_slutrapport.pdf (14.12.21)

Olesen, J.E., 2019: Klimaændringernes betydning for europæisk landbrug. Vand og jord, 26. årg. 2. maj 2019, side 50-55.

Phillips, E., Gilevska, T., Horst, A., Manna, J., Seger, E., Lutz, E.J., Norcross, S., Morgan, S.A., West, K.A., Mack, E.E., Dworatzek, S., Webb, J., Lollar, B.S., 2019. Transformation of Chlorofluorocarbons Investigated via Stable Carbon Compound-Specific Isotope Analysis. *Environ. Sci. Technol.* 54, 870–878. <https://doi.org/10.1021/ACS.EST.9B05746>

Sebol, L.A., W.D. Robertson, E. Busenberg, L.N. Plummer, M.C. Ryan, S.L. Schiff, 2007; Evidence of CFC degradation in groundwater under pyrite-oxidizing conditions, *Journal of Hydrology*, 347: 1-12, <https://doi.org/10.1016/j.jhydrol.2007.08.009>.

Tesoriero A.J., Puckett, L.J., 2011; O₂ reduction and denitrification rates in shallow aquifers, *WATER RESOURCES RESEARCH*, 47: W12522,

Thorling, L., Brusch, W., Hansen, B., Larsen, F., Mielby, S., Trolborg, L., og Sørensen, B.L., 2015a: Grundvand. Status og udvikling 1989 – 2013. Teknisk rapport, GEUS 2015. <https://www.geus.dk/Media/0/AG-o-2013.pdf> (14.12.21)

Relevante hjemmesider og links

DK modellens hjemmeside: <http://www.vandmodel.dk> (14.12.21)

DMI's hjemmeside: www.dmi.dk (14.12.21)

GEUS, 2018: Viden om grundvand. Vandets kredsløb. <https://www.geus.dk/udforsk-geologien/viden-om/viden-om-grundvand> (14.12.21)

Grundvandskortlægningens hjemmeside hos Styrelsen for Vand og Naturforvaltning: <http://mst.dk/natur-vand/vand-i-hverdagen/grundvand/grundvandskortlaegning/> (14.12.21)

Grundvandsovervågningens hjemmeside: <http://www.geus.dk/vandressourcer/overvaagningsprogrammer/grundvandsovervaagning> (14.12.21)

Den Amerikanske Geologiske Undersøgelses hjemmeside om aldersdatering af grundvand: [Groundwater Age \(usgs.gov\)](http://Groundwater Age (usgs.gov))