



Miljø- og  
Ligestillingsministeriet  
Miljøstyrelsen

# Diffus forurening og i forvejen forekommende niveauer af PFAS i danske jorde

Miljøprojekt nr. 2292

Februar 2025

Udgiver: Miljøstyrelsen

Redaktion:

Bjarne W. Strobel

Camilla Jakobsen

Xenia Trier

Per Abrahamsen

Maja Holbak

John Jensen

ISBN: 978-87-7038-711-8

Miljøstyrelsen offentliggør rapporter og indlæg vedrørende forsknings- og udviklingsprojekter inden for miljøsektoren, som er finansieret af Miljøstyrelsen. Det skal bemærkes, at en sådan offentliggørelse ikke nødvendigvis betyder, at det pågældende indlæg giver udtryk for Miljøstyrelsens synspunkter. Offentliggørelsen betyder imidlertid, at Miljøstyrelsen finder, at indholdet udgør et væsentligt indlæg i debatten omkring den danske miljøpolitik.

Må citeres med kildeangivelse

# Indhold

<b>1.</b>	<b>Forord</b>	<b>5</b>
<b>2.</b>	<b>Sammendrag</b>	<b>7</b>
<b>3.</b>	<b>Summary</b>	<b>9</b>
<b>4.</b>	<b>Introduktion og formål</b>	<b>11</b>
<b>5.</b>	<b>Indsamling af eksisterende viden der belyser den diffuse forurening med PFAS i danske jorde</b>	<b>12</b>
5.1	Niveau af PFAS i diffust forurenede jorde i litteraturen	12
<b>6.</b>	<b>Nye screening data af PFAS i diffust forurenede danske jorde</b>	<b>14</b>
6.1	Undersøgelse af PFAS22 i diffust forurenede danske jorde	14
6.2	PFAS22 fund i 0-5 cm af diffust forurenede jorde	15
6.3	PFAS22 fund i jord langs kyster	16
6.4	PFAS22 fund i jord i skove og skovbryn	20
6.5	PFAS22 fund i jord på tørre lysåbne overdrev	21
6.6	PFAS22 fund i jord i enge og lavbundsjarde	22
6.7	PFAS22 fund i landbrugsjord	23
6.8	PFAS22 fund i jordbundsprofiler	24
6.1	Delkonklusion	27
<b>7.</b>	<b>Eksperimentelt bestemte Kd og Koc for udvalgte PFAS-stoffer og danske jorde</b>	<b>28</b>
7.1	PFAS-transport i jord	28
7.2	Kvantificering af sorption (Kd)	28
7.3	Koc i litteraturen	29
7.4	Batch forsøg til bestemmelse af Kd for udvalgte PFAS	31
7.5	Bestemmelse af Koc og K <sub>clay</sub> til model	32
7.6	Sammenligning af forskellige metoder til bestemmelse af Kd	33
7.7	Adsorptionskoefficienter	33
7.8	Fortolkning af NSE-værdier	34
7.9	Delkonklusion	35
<b>8.</b>	<b>Modellering af fordeling og mobilitet af PFAS i diffust forurenede danske jorde</b>	<b>36</b>
8.1	Sorption til fast fase men ikke luft-vand-grænseflade	36
8.2	Modelbeskrivelse	36
8.3	Stoftransport i Daisy	37
8.4	PFAS parameterisering	37
8.4.1	Vejr	37
8.4.2	Landbrugsmæssig drift	38
8.4.3	Tilførsel af PFAS	39
8.4.4	Jordtyper	40
8.5	Scenarieanalyser af PFAS-udvaskning	41

8.5.1	Eksempel på simuleringresultater	41
8.5.2	Scenarie 1: JB6 med fri dræn og biopore i Taastrup klima	43
8.5.3	Scenarie 2: JB1 med fri dræn og Taastrup klima	44
8.5.4	Scenarie 3: JB6 med fri dræn og biopore og "Aabenraa" klima	45
8.5.5	Scenarie 4: JB1 med fri dræn og "Aabenraa" klima	46
8.5.6	Scenarie 5a og 5b: 30 år med og 30 år uden PFAS	47
8.5.7	PFAS i porevand	47
8.5.8	Scenarie 6: Koc vs Koc og Kclay	48
8.6	Optimering af PFAS-transport i Daisy og identificerede videnshuller	49
8.7	Delkonklusion	51
<b>9.</b>	<b>Konklusion</b>	<b>52</b>
<b>10.</b>	<b>Referenceliste</b>	<b>53</b>

# 1. Forord

Denne rapport afrapporterer ét ud af syv vidensopbygningsprojekter, som i 2024 blev i gang sat i umiddelbar forlængelse af Videnstaskforcen for PFAS' rapport "Begrænsning af menneskers og miljøets eksponering for PFAS i Danmark – Del 1: Identifikation af videnshuller" (Baun et al., 2024). I rapporten identificerede Videnstaskforcen eksisterende videns huller inden for PFAS området og foreslog tolv vidensopbygningsprojekter, som adresserer nogle af videns hullerne beskrevet. Det blev besluttet at igangsætte syv af disse projekter i 2024. En oversigt er vist neden for.

---

## Oprindeligt projekt nummer og projekt titel

---

Projekt 3: PFAS i restprodukter til landbrugsmæssig anvendelse

Projekt 4: Screening af forskellige typer af fødevarer og foder for indhold af PFAS

Projekt 5: Plan for biomonitorering for PFAS i den danske befolkning

Projekt 6: Vurdering af forskellige eksponeringsvejes bidrag til den samlede humane eksponering

Projekt 8: Videreudvikling af PFAS-analysemetoder til overvågningsformål (miljøprøver, fødevarerprøver og humane prøver)

Projekt 9: Konceptuel model for transport og skæbne af PFAS ved forurenede grunde

Projekt 10: Diffus forurening og i forvejen forekommende niveauer af PFAS i danske jorde

---

Videnstaskforcen for PFAS blev nedsat i august 2023 med det formål at foretage en opsamling på den viden, som findes om PFAS både nationalt og internationalt. På baggrund af den tilgængelige viden, Videnstaskforcens ekspertvurderinger samt resultaterne fra ovenstående vidensopbygningsprojekter har Videnstaskforcen afslutningsvist udarbejdet en rapport med handlemuligheder, som skal danne grundlag for myndighedernes fremtidige fokus og indsats mod PFAS-forurening.

Videnstaskforcen er en uafhængig ekspertgruppe med Miljøstyrelsen som sekretariat. Videnstaskforcen har følgende sammensætning: Professor Anders Baun, Danmarks Tekniske Universitet (forperson); Chef-læge Ann Lyngberg, Arbejds- og Socialmedicinsk Afdeling, Holbæk Sygehus; Professor Anne Marie Vinggaard, Danmarks Tekniske Universitet; Lektor Bjarne W. Strobel, Københavns Universitet; Viceinstituteder John Jensen, Aarhus Universitet; Professor Karin Vorkamp, Aarhus Universitet; Professor Poul L. Bjerg, Danmarks Tekniske Universitet; Professor Tina Kold Jensen, Syddansk Universitet; Lektor Xenia Trier, Københavns Universitet.

Nærværende projekt "Diffus forurening og i forvejen forekommende koncentrationer af PFAS" er beskrevet som projekt nr. 10 i Baun et al. (2024). Projektet er udført i perioden 17. april – 20. december 2024.

Projektet er udført af

Bjarne W. Strobel, Københavns Universitet

Camilla Jakobsen, Københavns Universitet

Xenia Trier, Københavns Universitet

Per Abrahamsen, Københavns Universitet

Maja Holbak, Københavns Universitet

John Jensen, Aarhus Universitet

En følgegruppe med nedenstående sammensætning har fulgt projektet:

Jesper Jensen, Miljøstyrelsen (tovholder)

Anne Guldbæk Arvidsen, Miljøstyrelsen

Christian Nyrop Albers, GEUS

Eline Begtrup Weeth, Miljøstyrelsen

Julie Kofoed, Danske Regioner

Lisbeth Møllerhøj, Miljøstyrelsen/ Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø  
Luc Taliesin Eisenbrückner, Miljøstyrelsen/ Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø  
Mette Marie Mygind, Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse  
Nina Tuxen, Region Hovedstaden  
Nina Eberhardtsen Nadzieja, Miljøstyrelsen  
Rikke Mosevang Vinten Howitz, Region Hovedstaden  
Rune Elnegaard Sørensen, Naturstyrelsen  
Steen Pedersen, Miljøstyrelsen/ Styrelsen for Grøn Arealomlægning og Vandmiljø  
Tue Kofod, Danske Vandværker

## 2. Sammendrag

Diffus forurening af jord med PFAS er ukendt for langt de fleste landbrugs- og naturarealer. Når arealer, som ikke er forurenede grunde, skal vurderes, er det vanskeligt at vurdere om det målte PFAS kun skyldes diffus forurening, eller om der er en forureningskilde, som ikke er kendt.

Projektets formål er at sammenfatte og udbygge viden om diffus forurening med PFAS i danske jorde og spredning herfra gennem vidensindsamling, feltbaserede screeningsundersøgelser, kontrollerede laboratoriestudier og modeludvikling til simulering af transport til vandmiljøet. En kort gennemgang af ny viden om diffus forurening med PFAS i jord er kombineret med nye feltprøver, som er analyseret for PFAS22 for at få viden om det i forvejen kendte indhold af PFAS22 i det øverste jordlag. De undersøgte arealer dækker landbrug, planteskole, skovbrug, enge, drænede lavbundsjarde, heder, strandenge og overdrev, og dækker jordtyperne sandjord, lerjord og lavbundsjarde med over 6% kulstof. Fem jordprøver blev desuden analyseret for ekstraherbart organisk fluor (EOF) i Vorkamp et al. (2024), hvoraf én prøve havde et EOF-indhold på 142 µg F/kg jord og dermed over detektionsgrænsen for metoden.

Samlet har projektet givet ny viden om PFAS22 stoffer i diffust forurenede jorde fra mange forskellige arealanvendelser i det åbne land. Det overordnede billede af forekomst af i forvejen kendte koncentrationer af PFAS22 på landbrugs- og naturarealer i det åbne land viser under 5 µg/kg ts som sum PFAS22 fordelt på 10-12 enkelt stoffer. Der er identificeret tre typer af diffust forurenede områder med højere indhold af PFAS22 end resten af de undersøgte arealer, og som derfor bør have øget opmærksomhed. Diffust forurenede jorde nær kysten, i skovbryn og lavbundsjarde har højere indhold af PFAS22 end resten af de diffust forurenede arealer der er undersøgt. Kystnær vegetation (op til 24 µg/kg sum PFAS4) og skovbryn (op til 12 µg/kg sum PFAS4) filtrerer større luftmasser, og PFAS deposition afsættes i vegetation som senere vaskes ned i jorden. Drænede lavbundsjarde skrumper ved, at det organiske materiale nedbrydes og efterlader det ikke-nedbrydelige PFAS i jorden.

Mobilitet af PFAS22 bestemmes af binding til jordpartikler, og projektets eksperimentelt bestemte sorptionskonstanter for en række danske jorde bidrager til mere korrekt simulering af tilbageholdelse af PFAS22 stoffer ved lave koncentrationer i diffust forurenede jorde fra forskellige danske jorde.

Den mekanistiske jord-vand-luft-plante model Daisy er afprøvet til beregning af mobilitet af udvalgte polære PFAS fra diffust forurenede arealer og risiko for udvaskning fra landbrugsarealer til det omgivende vandmiljø. Modellen er testet uden luft-vand grænsefladen, som er væsentlig for de langkædede PFAS, og derfor forventes mobiliteten af de langkædede at blive lavere for kort-tids simuleringerne når grænsefladelaget bliver indbygget i modellen. Simulering af i den vertikale fordeling af syv udvalgte stoffer fra PFAS22 gruppen viser markant forskellig mobilitet ned igennem jordbundsprofilen.

Den tidsmæssige udvikling simuleret efter 5, 10, 20 og 30 års forløb viser, at de lang-kædede PFAS tilbageholdes væsentlig mere end de meget mobile korte PFAS. En betragtelig andel af de kortkædede stoffer er allerede efter 5 år nedsivet til drændybde i 120 cm i sandjord ved anvendelse af nedbørsrigt vejr dansk vejr. Både kort- og langkædede stoffer ses først efter 20-30 år på lerjord med østdansk vejr med mindre nedbør. Forudsigelse af akkumulering i overjord og underjord i rodzonen er væsentlig at kende for at kunne vurdere risikoen for PFAS-optag i planter og afgrøder.

Daisy-modellen kan udbygges med luft-vand grænseflade, som en ny dynamisk fase der ændrer sig hele tiden med vandindholdet i umættet zone. Udfordringen er at skaffe retvisende bindingskonstanter og luft-vand grænsefladearealet. Planteoptag i en voksende vegetation simuleres i Daisy-modellen som simpelt optag af PFAS opløst i jordvæske sammen med vand-optaget. Daisy-modellen er en mekanistisk model som parameteriseres med en mekanistisk PFAS planteoptag-model når der kommer mekanistiske data for planteoptag, translukering

mellem plantevæv og udskillelse af PFAS til jorden igen enten via rodexudater eller bladtab. En udvidelse af modellen med disse to elementer vil gøre det muligt at prædiktere fordeling og mobilitet af PFAS i jord og porevand i den umættede zone.



### 3. Summary

Diffuse contamination soils with PFAS is unknown for most Danish agricultural and nature soils. When assessing areas not known as polluted sites, it is hard to establish whether the detected PFAS is due to diffuse contamination only or caused by an unknown source.

This project aims to collect and expand our knowledge about PFAS contamination of Danish soils. The project reviews the international literature and technical reports, conduct a field based screening of representative diffuse contaminated soils, laboratory experiments of sorption constants, and test to what extend our model can simulate transport of PFAs to the aqueous environment.

A short review of recent knowledge about diffuse contamination of soils with PFAS, combined with new field sampling and determination of PFAS22 in the top layers of soils. The land uses investigated include agriculture, horticulture, forestry, fens and meadows, lowland soils, heathlands, natural grasslands. The soil types cover sandy and clayey soil and soils high in organic matter about 6% C. Five soil samples were analysed for extractable organic fluorine (EOF) in the parallel "project 8" (Vorkamp et al. 2024). Hereof, one samples showed EOF level of 142 µg F/kg soil dw as the only above the LOD.

The project has generated new knowledge about PFAS22 in diffuse contaminated soils from many land use types in the countryside. Overall, observed concentrations of PFAS22 compounds in agricultural and natural soils are below 5 µg/kg dw as sum of PFAS22 and in general including 10-12 different PFAS compounds. Three types of areas with higher levels of PFAS22 was identified, and ought to be looked upon in the future. These three types are, soils with natural vegetation near the coast, soils in the forest edges, and lowland soils with higher content of organic matter were all found to have higher concentrations of PAFS22 compounds. Vegetation near the coast and forest edges filter larger volumes of air, likely to cause deposition of more PFAS in the leaves that might wash off to spread PFAS to the soils of these areas. Up to 24 µg/kg dw for sum of PFAS4 in coastal soils, and up to 12 µg/kg dw as sum of PFAS4 in soils in the forest edges. Well drained lowland soils high in organic matter shrink by oxidation and might concentrate non-degradable PFAS in the topsoil layer.

Mobility of PFAS compounds in soils are determined by binding to soil particles. In the project, the sorption constants were detected experimentally for selected PFAS, and several Danish soil types for more accurate simulations of the retention of PFAS in soils with low levels of PFAS contamination.

The mechanistic soil-water-air-plant model Daisy was tested to estimate the mobility of selected polar PFAS at levels of diffuse contaminated soils. The risk of leaching from agricultural areas to nearby aquatic environment. The model was tested without an air-water interface, that is usually essential for the long chain PFAS. Therefore, the mobility was expected to be lower for short term simulations after the implementation of the air-water interface in the code. Simulations of vertical distribution of seven selected polar PFAS shows remarkably different mobility through the soil profile. The time dependent development simulated for 5, 10, 20 and 30 years shows, that the long chain PFAS are retained substantially more than the short chain PFAS. The short chain PFAS appeared in a depth of 120 cm where the drainpipes are installed after 5 years already for sandy soil under Danish weather conditions with most rain. Both short and long chain PFAS are retained in loamy clay soils, and it takes 20-30 years to migrate to drain depth in Danish weather conditions with less precipitation. Predictions of vertical accumulation of PFAS in soils are essential to estimate the risk of PFAS uptake by plants and crops.

The Daisy model can be extended with an air-water interface, as a new dynamic phase in the soils that changes continuously with water content in the unsaturated zone. The challenge is to obtain relevant sorption constants, and the continuously changing area of the air-water interface as investigated in the parallel project no 9 (Morsing et al. 2024). Plant uptake in a growing

vegetation or crop is simulated by the Daisy model as a simple flux of PFAS with the water uptake. The Daisy model is a mechanistic model that can be parameterised with a mechanistic plant PFAS uptake, translocation between plant tissue and exudation to the soil root zone or loss of leaves to the soil surface. Extending the model with those two elements will make it possible to predict the vertical distribution and mobility in the soil profile and soil pore water in the unsaturated zone.

## 4. Introduktion og formål

Diffus forurening af jord med PFAS er ukendt for langt de fleste landbrugsarealer og naturarealer. Når arealer, som ikke er forurenede grunde skal vurderes, er det vanskeligt at vurdere om det målte PFAS kun skyldes diffus forurening eller om der er en konkret forureningskilde, som ikke er kendt endnu.

Projektets formål er at sammenfatte og udbygge viden om diffus forurening med PFAS i danske jorde og spredning herfra gennem vidensindsamling, feltbaserede screeningsundersøgelser, kontrollerede laboratoriestudier og modeludvikling til simulering af transport til vandmiljøet.

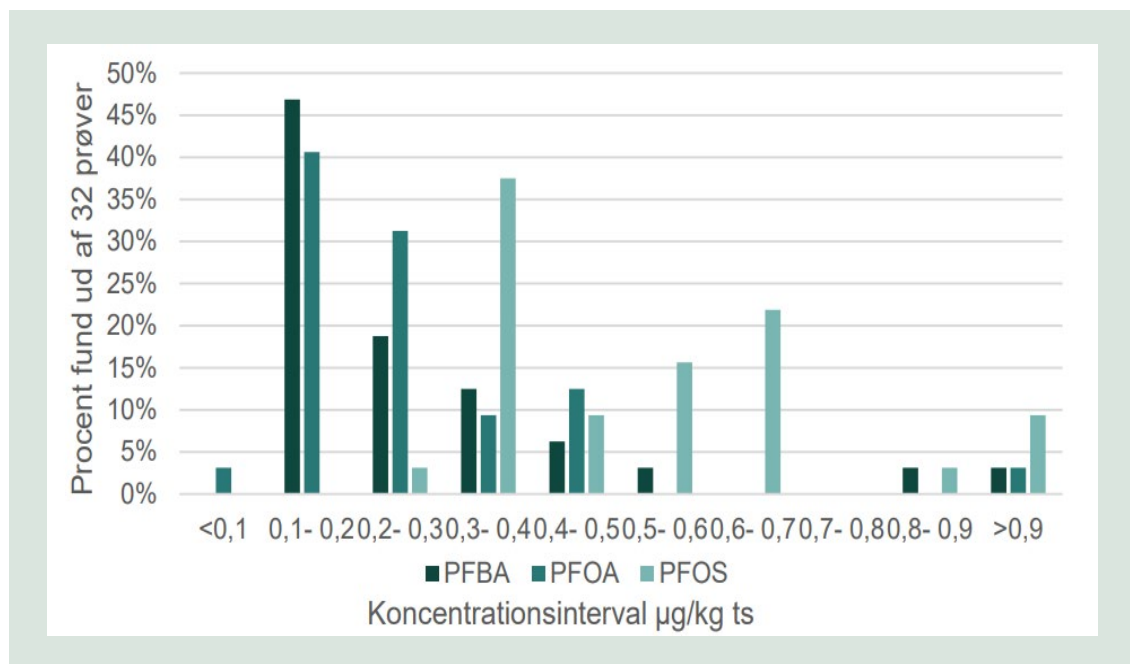
Indsamling af eksisterende viden om den diffuse forurening med PFAS, som påvirker indhold i jorde som ikke betegnes punktkilder i Danmark. Indsamling af nye screeningsdata for PFAS22 stofgruppen i diffust jordforurenede jorde på tværs af Danmark. De eksperimentelt undersøgte arealer dækker landbrug, planteskole, skovbrug, enge, drænede lavbundslande, heder, strandenge og overdrev, og dækker jordtyperne sandjord, lerjord og lavbundslande med over 6% kulstof. De indsamlede jordprøver skal danne et billede af de i forvejen kendte koncentrationer af PFAS i diffust forurenede danske jorde.

For et udvalg af typiske danske jordtyper (sand, moræneler, engjord), hvor adsorption ( $K_d$  eller  $K_{oc}$ ) bestemmes for en række udvalgte stoffer fra PFAS22 gruppen. Bindingskonstanterne bestemmes ved en kombination af beregning, eksisterende data og ny eksperimentel bestemmelse med henblik på at kunne anvende Daisy-modellen. Daisy modellen er en mekanistiske jord-vand-luft-plante model til at beregne spredning af forureningsstoffer fra landbrugsarealer til overfladevand via dræn afstrømning og til grundvand. Det undersøges, om Daisy-modellen på tilstrækkelig vis medtager parametre af betydning for PFAS-transporten, herunder distributionen til luft-vand grænsefladen i jordens porer i den umættede zone, og hvordan modellen kan tilpasses for at være retvisende for prædiktering af udvalgte PFAS stoffers fordeling over korte og lange tidsscenarier i jordbundsprofiler og mobilitet i typiske jordtyper under danske forhold.

## 5. Indsamling af eksisterende viden der belyser den diffuse forurening med PFAS i danske jorde

### 5.1 Niveau af PFAS i diffust forurenede jorde i litteraturen

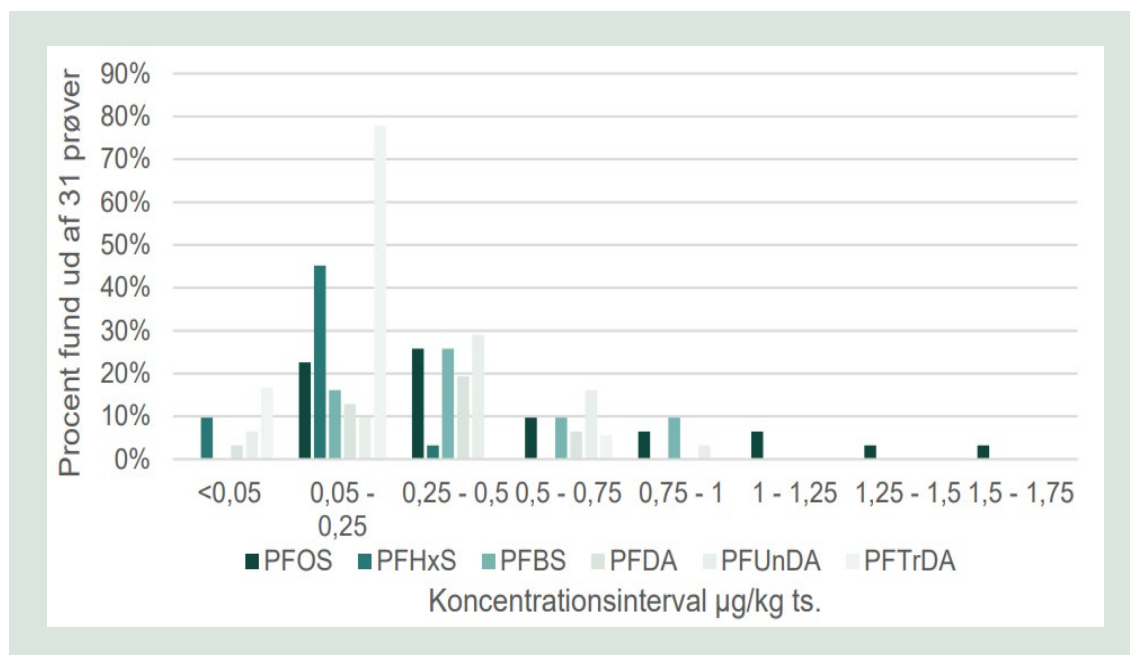
Der er nyere og flere igangværende undersøgelser af indhold af PFAS i jorde både internationale og i Danmark. Undersøgelserne omhandler flere typer arealanvendelse, og i denne rapport fokuseres på diffust forurenede arealer for at danne et første overblik over de i forvejen kendte koncentrationer af PFAS i overfladejorden på diffust forurenede arealer. Derudover er der flere igangværende undersøgelser med det formål at give overblik over PFAS i både diffust forurenede arealer og på forurenede grunde, og der henvises til at en del af undersøgelserne publiceres på Miljøstyrelsens websider om PFAS i løbet af 2025. De danske regioner har også flere igangværende undersøgelser af PFAS i jorden på forurenede grunde, og arealer der omgiver de undersøgte forurenede grunde. Rapporter herfra er planlagt til publicering i 2025. Wang et al. (2023) har i et review samlet forekomst af PFAS22 stoffer i jord fra brandøvelsespladser, industriområder, lossepladser, og beboelsesområder. I hovedtræk observeres 0,1-10 µg/kg ts for enkelt stoffer i beboelsesområder (Wang et al. 2023).



**FIGUR 1. Fundprocenter for de hyppigst fundne PFAS stoffer i byjorde i Danmark og Norge (PFOS, PFOA, PFBA) (fra Thomsen og Sukstorf 2024)**

Indhold af PFAS på forurenede grunde behandles ikke i denne rapport, og der henvises til et parallelt vidensopbygningsprojekt "projekt 9" omtalt i forordet (Morsing et al. 2024). Indhold af andre PFAS stoffer end dem der er med i PFAS22 undersøges i et parallelt vidensopbygningsprojekt "projekt 8" omtalt i forordet (Vorkamp et al. 2024).

Forekomst af PFAS22 stoffer i produkter, der typisk spredes på landbrugsjord, undersøges i et parallelt vidensopbygningsprojekt "projekt 3" omtalt i forordet (Jensen et al. 2024). Der er således en del ny viden på vej til at belyse mulige kilder til diffus forurening af jord. Derudover undersøges for en række af andre PFAS stoffer end PFAS22, bl.a. en del apolære PFAS og forsøg med total F bestemmelse som indikator for om og hvor mange PFAS der overses ved kun at analysere PFAS22 pakken. Miljøstyrelsens rapport om diffus forurening med PFAS i jord (Thomsen og Sukstorf 2024) samler den nyeste tilgængelige viden om indhold i skovjorde og byjorde (Figur 1 og 2), og konkluderer, at de undersøgte jorde alle ligger under Miljøstyrelsens jordkvalitetskriterier på 400 µg/kg ts for sum PFAS22, og 10 µg/kg ts for sum PFAS4 (Miljøstyrelsen 2022).



**FIGUR 2.** Fundprocenter for de hyppigst fundne PFAS stoffer i skovjorde i Sverige (PFOS, PFHxS, PFBS, PFDA, PFTTrDA og PFUnDA) (fra Thomsen og Sukstorf 2024)

# 6. Nye screening data af PFAS i diffust forurenede danske jorde

## 6.1 Undersøgelse af PFAS22 i diffust forurenede danske jorde

Projektet har indsamlet jordprøver fra danske jorde, som ikke forventes at være forurenede med PFAS. Jordprøverne tages primært fra de øverste 0-5 cm og analyseres for PFAS22 analysepakken, og på udvalgte lokaliteter tages jordprøver fra dybere lag for at undersøge om der har været mobilitet til dybere jordlag.

Prøvearealer er udvalgt til at repræsentere forskellige arealanvendelser og de typiske jordtyper i Danmark. Arealerne dækker landbrug, skovbrug, enge som oversvømmes, drænede lavbundsjarde, heder, strandenge, klitter og overdrev. Jordtypen dækker sandjord, lerbund og lavbundsjarde med over 6% kulstof.

Geografisk dækkes tværs over israndslinjen i Sydjylland, klithede og enge i Vestjylland, skov, skovbryn og hede i Midtjylland, strandenge og kystskrænter i Nordjylland, lavbundsjarde i Midsjælland, overdrev i Nordsjælland og kalkoverdrev og strandenge på Falster-Møn. For et par udvalgte jorde er der gravet profiler for at undersøge om der er forskel i dybden sammenlignet med 0-5 cm. Der er indsamlet 72 jordprøver fra 0-5 cm og yderligere 20 jordprøver fra jordbundsprofiler i større dybde end 5 cm, og der er fundet i alt 15 forskellige PFAS fra PFAS22 analysepakken (Tabel 1).

Ser vi for alle 92 analyserede jordprøver på sum PFAS4 ligger niveauerne på 0,035 til 24,0 µg/kg tørstof (ts) og for PFAS22 gruppen på 0,035 til 30,0 µg/kg tørstof (ts). Tallene dækker over fund på mellem 1 til 11 forskellige af PFAS22 stofferne i de enkelte jordprøver (Tabel 1).

**TABEL 1.** Analyseresultater for diffust forurenede danske jorde med angivelse af antal fund, laveste og højeste værdi målt af PFAS22 i 92 jordprøver. I alt 15 forskellige PFAS blev fundet over detektionsgrænsen i mindst en prøve.

Komponent	LOD	Antal Fund	Lavest	Højest
	µg/kg ts	n=92	µg/kg ts	µg/kg ts
PFBS (Perfluorbutansulfonsyre)	< 0,04	1	0,061	0,061
PFHxA (Perfluorhexansyre)	< 0,03	33	0,033	0,140
PFHpA (Perfluorheptansyre)	< 0,03	47	0,031	0,560
PFDA (Perfluordekansyre)	< 0,10	12	0,110	1,100
PFUnDA (Perfluorundekansyre)	< 0,10	13	0,100	0,820
PFDoDA (Perfluordodekansyre)	< 0,10	3	0,130	0,180
6:2 FTS (Fluortelomersulfonat)	< 0,06	3	0,096	0,570
PFBA (Perfluorbutansyre)	< 0,10	53	0,100	3,800
PFPeA (Perfluorpentansyre)	< 0,03	22	0,030	0,200
PFHpS (Perfluorheptansulfonsyre)	< 0,03	2	0,054	0,062
PFTrDA (Perfluortridekansyre)	< 0,10	1	0,130	0,130
PFDS (Perfluordekansulfonsyre)	< 0,03	. <sup>2</sup>		

Komponent	LOD	Antal Fund	Lavest	Højest
PFPeS (Perfluorpentansulfonsyre)	< 0,10	-		
PFNS (Perfluoronansulfonsyre)	< 0,20	-		
PFDoDS (Perfluordodecansulfonsyre)	< 1,00	-		
PFUnDS (Perfluorundecansulfonsyre)	< 1,00	-		
PFTTrDS (Perfluortridekansulfonsyre)	< 1,00	-		
PFHxS (perfluorhexansulfonsyre), <sup>1</sup> Lineær+forgrenet	< 0,03	4	0,054	0,260
PFNA (perfluoronansyre) <sup>1</sup> Lineær+forgrenet	< 0,03	67	0,031	1,200
PFOA (Perfluoroktansyre) <sup>1</sup> Lineær+forgrenet	< 0,03	85	0,032	3,900
PFOS (Perfluoroktansulfonsyre) <sup>1</sup> Lineær+forgrenet	< 0,06	81	0,090	19,000
PFOSA (perfluoroktansulfonamid), Lineær+forgrenet	< 0,10	-		
Sum 22 PFAS jord (lineær+forgrenet)		90	0,035	30,0
Sum 4 PFAS jord (lineær+forgrenet)		90	0,035	24,0

<sup>1</sup> indgår i PFAS4, <sup>2</sup> stoffet ikke fundet i jordprøverne

## 6.2 PFAS22 fund i 0-5 cm af diffust forurenede jorde

Projektet har indsamlet jordprøver fra danske jorde med landbrug, skovbrug, græsningsarealer og naturarealer og i Figur 3 ses resultatet for 72 jordprøver i 0-5 cm dybde på tværs af arealanvendelser som alle er diffust forurenede. I den efterfølgende tekst og tabeller gennemgås en række arealanvendelser hver for sig som en delmængde af de 72 prøver for at få mere viden om der er diffust forurenede arealer, som skiller sig ud på den ene eller anden vis. Hensigten er at komme nærmere en forståelse af det i forvejen kendte indhold af PFAS22 stoffer i diffust forurenede jorde i Danmark.

	Median	Min	Max	Antal
	µg/kg ts			
PFBS	0,06	0,06	0,06	1
PFHxA	0,05	0,03	0,13	26
PFHpA	0,06	0,03	0,56	42
PFDA	0,19	0,11	1,10	12
PFUnDA	0,13	0,10	0,82	13
PFDoDA	0,16	0,13	0,18	2
6:2 FTS	0,18	0,10	0,57	3
PFBA	0,27	0,10	3,80	49
PFPeA	0,05	0,03	0,20	22
PFHpS	0,07	0,05	0,09	2
PFTTrDA	0,13	0,13	0,13	1
PFHxS	0,13	0,05	0,26	4
PFNA	0,07	0,03	1,20	61
PFOA	0,15	0,03	3,90	67
PFOS	0,42	0,09	19,00	72
Sum PFAS22	0,91	0,15	30,00	72
Sum PFAS4	0,58	0,15	24,00	72

**FIGUR 3.** Koncentration af PFAS i jordprøver fra 0-5 cm dybde fra 72 lokaliteter. Arealerne dækker landbrug, skovbrug, eng, hede, strandeng og overdrev på sandjord, lerjord og lavbundsjord. Alle prøver indeholdt mindst et PFAS og i alt blev 15 PFAS fundet over detektionsgrænsen. Tallene angiver Median for prøver over LOD, Minimum og Maksimum koncentration målt i µg/kg ts jord og Antal jordprøver med fund af de enkelte stoffer fra PFAS22 analysepakken over detektionsgrænsen.

### 6.3 PFAS22 fund i jord langs kyster

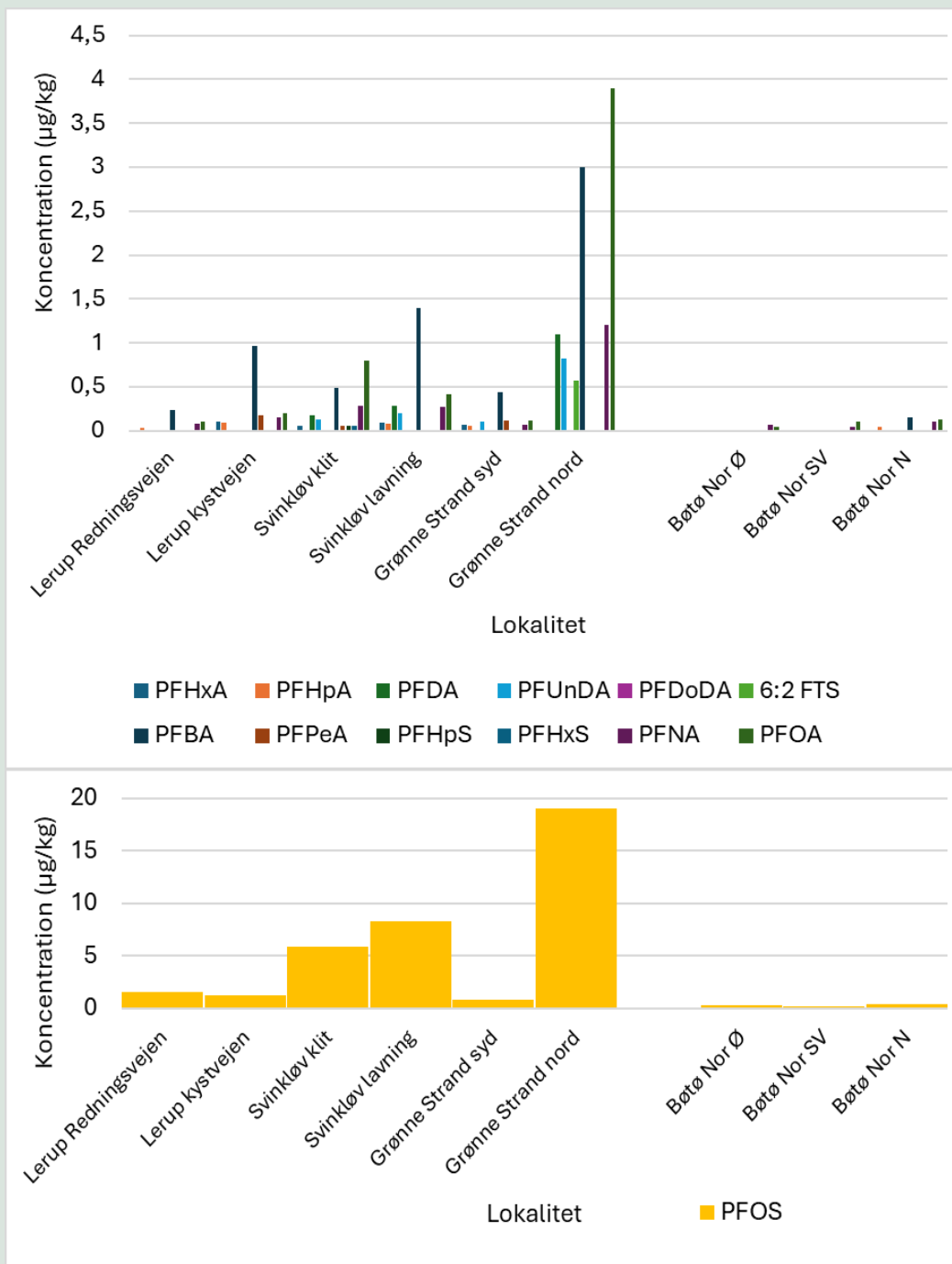
Jordprøver (11 stk) indsamlet fra arealer nær kysten i Jammerbugten (vestvendt vindeksponeret kyst) og ved Sydfalster (østvendt kyst), og er analyseret for PFAS22 for at undersøge om de forholdsvis høje koncentrationer i græs fra kystnære arealer skyldes høj forekomst i jorden. I Figur 4 ses median, minimum, maksimum og antal prøver med fund af de enkelte PFAS22 stoffer i de øverste 5 cm af jorden, og der blev målt koncentrationer over detektionsgrænsen for 10 af 22 stoffer.



	Median	Min	Max	Antal
	µg/kg ts			
PFHxA	0,07	0,05	0,11	5
PFHpA	0,07	0,04	0,10	6
PFDA	0,28	0,18	1,10	3
PFUnDA	0,15	0,11	0,82	5
PFDoDA	0,18	0,18	0,18	1
6:2 FTS	0,38	0,18	0,57	2
PFBA	0,54	0,15	3,00	8
PFPeA	0,10	0,04	0,18	5
PFHpS	0,05	0,05	0,05	1
PFHxS	0,05	0,05	0,05	1
PFNA	0,12	0,05	1,20	10
PFOA	0,17	0,05	3,90	11
PFOS	1,20	0,21	19,00	11
Sum PFAS22	2,10	0,37	30,00	11
Sum PFAS4	1,60	0,37	24,00	11

**FIGUR 4.** Koncentration af PFAS i 11 jordprøver fra 0-5 cm dybde kystnære græsarealer. Alle prøver indeholdt 3-10 PFAS i de samme prøver. Tallene angiver Median for prøver over LOD, Minimum og Maksimum koncentration målt i µg/kg ts jord og Antal jordprøver med fund af de enkelte stoffer fra PFAS22 analysepakken over detektionsgrænsen.

De kystnære arealer ved Jammerbugten har det højeste indhold af PFAS22 stoffer fundet i alle jordprøver undersøgt i projektet. Hver jordprøve fra Jammerbugten indeholder 5-10 stoffer og Bøtø Nor 3-5 stoffer fra PFAS22 analysepakken i de øverste 0-5 cm jord. Der tegner sig et billede ved Jammerbugten med 1,7 til 30,0 µg/kg ts for sum PFAS22, og 0,8 til 24,0 µg/kg ts for sum PFAS4 i de øverste 0-5 cm af jorden, og sammenlignet med et noget lavere indhold fundet i Bøtø Nor på Sydfalster med 0,37 til 0,88 µg/kg ts for sum PFAS22, og 0,37 til 0,69 µg/kg ts for sum PFAS4 i de øverste 0-5 cm af jorden (Figur 5).



**FIGUR 5.** Målte koncentrationer af PFAS22 og PFAS4 i de øverste 0-5 cm jord på kystnære græsarealer ved Jammerbugten og Bøtø Nor. Øverst ses fund af 12 stoffer, og nederst ses PFOS med koncentrationerne er ca. 10 gange højere end de øvrige PFAS stoffer.

Tæt på Vestkysten i Oksbøl er udvalgt græsarealer på Oksbøl skydeterræn, langs en vest-øst linje. Jordprøver fra 0-5 cm er indsamlet på udvalgte felter, som tidligere er undersøgt for indhold af PFAS22 i græs. Forsvarsministeriets Ejendomsstyrelse fik i 2023 undersøgt indhold af PFAS22 i græs fra Oksbøl Skydeterræn og felterne 27, 28 og 24 havde de største mængder i det undersøgte græs, og især PFOS indholdet var højt i græs fra de tre felter. Resultaterne fra analyse af jord i 0-5 cm i denne undersøgelse viser sammenfald for felterne 28 og 24 som har

markant højere indhold. Især indhold af PFOS er højt med indhold på 2,1 og 2,4 µg/kg ts, i hhv. felt 28 og 24 (Figur 6).



**FIGUR 6.** Målte koncentrationer af PFAS22 i de øverste 0-5 cm jord på udvalgte græsarealer i Oksbøl skydeterræn. Fund af 10 stoffer, øverst sum PFAs22 og sum PFAS4 sammen med PFOS, og nederst de øvrige 9 PFAS.

## 6.4 PFAS22 fund i jord i skove og skovbryn

Jordprøver i skove efter førnelaget er skrabet til side indeholder hver 3-11 PFAS stoffer, og 1,70 til 16,0 µg/kg ts for sum PFAS22, og 0,84 til 12,0 µg/kg ts for sum PFAS4 i de øverste 0-5 cm af jorden (Figur 7).

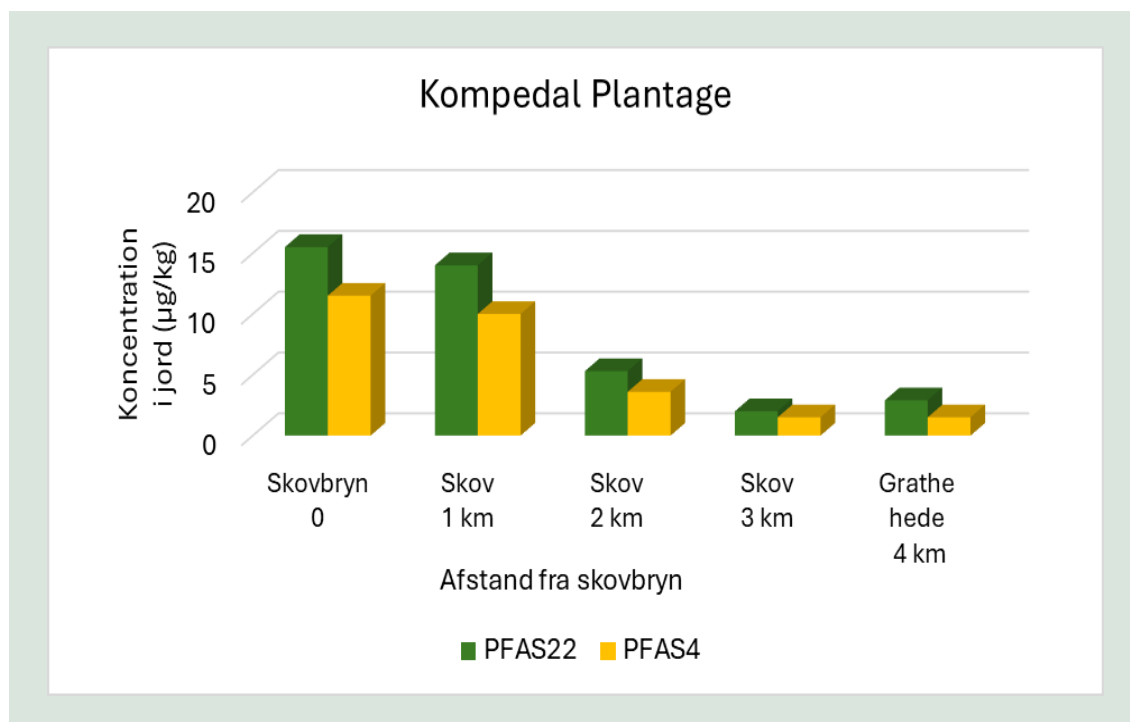
	Median	Min	Max	Antal
	µg/kg ts			
PFBS	0,06	0,06	0,06	1
PFHxA	0,10	0,05	0,13	5
PFHpA	0,15	0,08	0,56	8
PFDA	0,37	0,20	0,96	4
PFUnDA	0,39	0,29	0,44	3
PFDoDA	0,13	0,13	0,13	1
6:2 FTS	0,10	0,10	0,10	1
PFBA	0,96	0,30	3,80	9
PFPeA	0,11	0,04	0,20	8
PFHpS	0,09	0,09	0,09	1
PFTTrDA	0,13	0,13	0,13	1
PFHxS	0,23	0,20	0,26	2
PFNA	0,36	0,12	0,85	9
PFOA	1,13	0,17	2,30	10
PFOS	2,85	0,55	9,00	10
Sum PFAS22	5,10	1,70	16,00	10
Sum PFAS4	4,25	0,84	12,00	10

**FIGUR 7.** Koncentration af PFAS i 10 jordprøver fra 0-5 cm dybde i skove og plantager. Alle prøver indeholdt 3-11 PFAS i de samme prøver. Tallene angiver Median for prøver over LOD, Minimum og Maksimum koncentration målt i µg/kg ts jord og Antal jordprøver med fund af de enkelte stoffer fra PFAS22 analysepakken over detektionsgrænsen.

Ved Ulkestrup mose i det nordlige af Åmosen viser en transekt med eng, skovbryn og skov koncentrationer i 0-5 cm jord på henholdsvis 2,2, 11,0 og 4,9 µg/kg ts for sum PFAS22, og 0,89, 6,8 og 4,9 µg/kg ts for sum PFAS4. Umiddelbart ser det ud til, at det vestvendte skovbryn akkumulerer mere PFAS i jorden, end længere inde i skoven og engen foran skovbrynet.

Resultater fra Kompedal Plantage i en transekt fra det vestvendte skovbryn gennem plantagen til Grathe Hede på østsiden af plantagen viser tydeligt det højeste koncentrationsniveau i skovbryn og jævnt faldende koncentration gennem skoven til det laveste niveau på østsiden og på Grathe Hede lige øst for skovbevoksningen (Figur 8).

Det ser ud til at det vestvendte skovbryn akkumulerer mere PFAS, end inde i skoven og på heden øst for skoven. Det er kendt fra bl.a. atmosfærisk deposition af kvælstof at skovkanter filtrerer større luftmasser end dybere inde i skove, og efter afsætning på træerne vaskes stofferne af med regnen og dermed beriges jorden mere langs skovbryn. Det er få data, men mønstret som ses for sum PFAS22 og PFAS4 i Figur 8 gentager sig for 10 PFAS enkeltstoffer og de øvrige er lave koncentrationer nær detektionsgrænsen som ikke ses i alle prøverne. Skoven og skovbryns evne til at filtrere og rense luften er værd at undersøge nærmere. I jordprøver fra skovbryn er der påvist nogen af de højeste koncentrationer, og det største antal enkelt stoffer fundet i undersøgelsen af PFAS22 stoffer i de øverste jordlag. I jordprøver fra skovbrynet måles 16 µg/kg ts for sum PFAS22 og 12 µg/kg ts for sum PFAS4 i jorden.



**FIGUR 8.** Målte koncentrationer af PFAS22 og PFAS4 i de øverste 5 cm jord langs en transekt gennem Kompedal Plantage fra skovbrynet i vest og til Grathe Hede umiddelbart øst for plantagen. Fund af 14 stoffer.

## 6.5 PFAS22 fund i jord på tørre lysåbne overdrev

Ser vi på lysåbne naturarealer som lynghede, græsdækket hede og overdrev på tværs af sand og lerjorde tegner sig et billede af 0,21 til 2,90 µg/kg ts for sum PFAS22, og 0,17 til 1,50 µg/kg ts for sum PFAS4 i de øverste 0-5 cm af jorden (Figur 9). For 20 undersøgte overdrev er median 0,63 µg/kg ts for sum PFAS22 og 0,40 µg/kg ts for sum PFAS4 i de øverste 5 cm. Den hyppigst forekommende er PFOS som påvises i alle 20 prøver, PFOA og PFNA påvises i 16 prøver og PFBA i 15 prøver.

	Median	Min	Max	Antal
	$\mu\text{g/kg ts}$			
PFHxA	0,09	0,04	0,13	2
PFHpA	0,04	0,04	0,18	9
PFBA	0,17	0,11	0,94	15
PFPeA	0,05	0,04	0,15	3
PFNA	0,05	0,03	0,17	16
PFOA	0,11	0,03	0,29	16
PFOS	0,24	0,13	0,99	20
Sum PFAS22	0,63	0,21	2,90	20
Sum PFAS4	0,40	0,17	1,50	20

**FIGUR 9.** Koncentration af PFAS i 20 jordprøver fra 0-5 cm dybde fra tørre overdrev. Alle prøver indeholdt 1-7 PFAS i de samme prøver. Tallene angiver Median for prøver over LOD, Minimum og Maksimum koncentration målt i  $\mu\text{g/kg ts}$  jord og Antal jordprøver med fund af de enkelte stoffer fra PFAS22 analysepakken over detektions-grænsen.

## 6.6 PFAS22 fund i jord i enge og lavbundslande

Jordprøver i enge og lavbundslande indeholder hver 3-9 forskellige PFAS stoffer fra PFA22 gruppen, og 0,32 til 3,20  $\mu\text{g/kg ts}$  for sum PFAS22, og 0,32 til 2,60  $\mu\text{g/kg ts}$  for sum PFAS4 i de øverste 0-5 cm af jorden (Figur 10).

På lavbundslande med en del organisk materiale samt langs Åmose Å, der oversvømmes hver vinter og påvirkes af udsivningsvand fra grødeskæringsmateriale, som lægges på åbrinken, ses et højt niveau fra 2,0 til 3,6  $\mu\text{g/kg ts}$  PFAS22 og 1,4 til 2,6  $\mu\text{g/kg ts}$  PFAS4. Vinteroversvømmede arealer længere fra åen viser 1,80  $\mu\text{g/kg ts}$  PFAS22 og 1,40  $\mu\text{g/kg ts}$  PFAS4. Sammenlignes med naboarealer som ikke oversvømmes fra åen, men også er lavbundslande med meget organisk materiale fra højtstående grundvand om vinteren ses 1,1–2,2  $\mu\text{g/kg ts}$  PFAS22 og 0,5-0,8  $\mu\text{g/kg ts}$  PFAS4 i de øverste 5 cm af jorden.

De mere sandede engarealer langs Vejle Å viser lidt lavere niveauer på 0,5  $\mu\text{g/kg ts}$  for både PFAS22 og PFAS4 på arealer der hyppigt oversvømmes ved regnhændelser, og 0,3  $\mu\text{g/kg ts}$  for både PFAS22 og PFAS4 på arealer, der ikke oversvømmes. Det er meget få data, men det ser altså ud til, at arealer, der hyppigt oversvømmes fra åen, kun giver ganske lidt forhøjede mængder PFAS22 stoffer i forhold til enge og lavbundslande der ikke oversvømmes fra åen.

De hyppigst forekommende PFAS er PFOS og PFOA som er i alle 13 prøver, og PFNA er i 12 prøver, PFHpA er i 9 prøver og PFBA er i 8 prøver. I "projekt nr 8" (Vorkamp et al. 2024), blev det fundet 142  $\mu\text{g/kg ts}$  ekstraherbart organisk fluor (EOF) i den jordprøve fra engen der oversvømmes, mens der ikke påvises EOF over detektionsgrænsen i jordprøven fra engen der ikke oversvømmes. Det er meget få data, men denne lille pilotundersøgelse af andre fluorholdige stoffer end PFAS22 i jordprøverne giver anledning til at se på om åvand bringer andre

PFAS stoffer til engene ved oversvømmelser, eller det skyldes andre F-holdige forureningsstoffer i åen.

	Median	Min	Max	Antal
	µg/kg ts			
PFHxA	0,05	0,03	0,10	5
PFHpA	0,08	0,04	0,41	9
PFDA	0,12	0,11	0,17	3
PFUnDA	0,10	0,10	0,15	3
PFDoDA	0,18	0,18	0,18	1
6:2 FTS	0,18	0,18	0,18	1
PFBA	0,32	0,12	0,95	8
PFPeA	0,04	0,04	0,09	5
PFNA	0,09	0,04	0,22	12
PFOA	0,20	0,04	0,44	13
PFOS	0,31	0,21	1,90	13
Sum PFAS22	1,00	0,32	3,20	13
Sum PFAS4	0,83	0,32	2,60	13

**FIGUR 10.** Koncentration af PFAS i 13 jordprøver fra 0-5 cm dybde fra enge og lavbundslande. Alle prøver indeholdt 3-9 PFAS i de samme prøver. Tallene angiver Median for prøver over LOD, Minimum og Maksimum koncentration målt i µg/kg ts jord og Antal jordprøver med fund af de enkelte stoffer fra PFAS22 analysepakken over detektionsgrænsen.

## 6.7 PFAS22 fund i landbrugsjord

De undersøgte landbrugsjorde i dybden 0-5 cm viser indhold på 0,17 til 3,4 µg/kg ts for sum PFAS22 og 0,17 til 3,4 µg/kg ts for sum PFAS4 (Figur 11). For 20 undersøgte landbrugsjorde er median 0,87 µg/kg ts for sum PFAS22 og 0,47 µg/kg ts for sum PFAS4 i de øverste 5 cm. Landbrugsjorde lægger sig dermed på det samme niveau, som findes i jorde fra lysåbne overdrev, og de højeste koncentrationer ses for PFOS og PFBA i landbrugsjord helt ligesom det er tilfældet for overdrev.

	Median	Min	Max	Antal
	µg/kg ts			
PFHxA	0,06	0,03	0,10	9
PFHpA	0,07	0,03	0,21	14
PFDA	0,12	0,12	0,12	1
PFUnDA	0,11	0,11	0,11	1
PFBA	0,27	0,10	0,95	12
PFPeA	0,04	0,03	0,09	4
PFNA	0,07	0,03	0,20	15
PFOA	0,16	0,04	0,43	17
PFOS	0,22	0,14	3,30	18
Sum PFAS22	0,87	0,17	3,40	18
Sum PFAS4	0,47	0,17	3,40	18

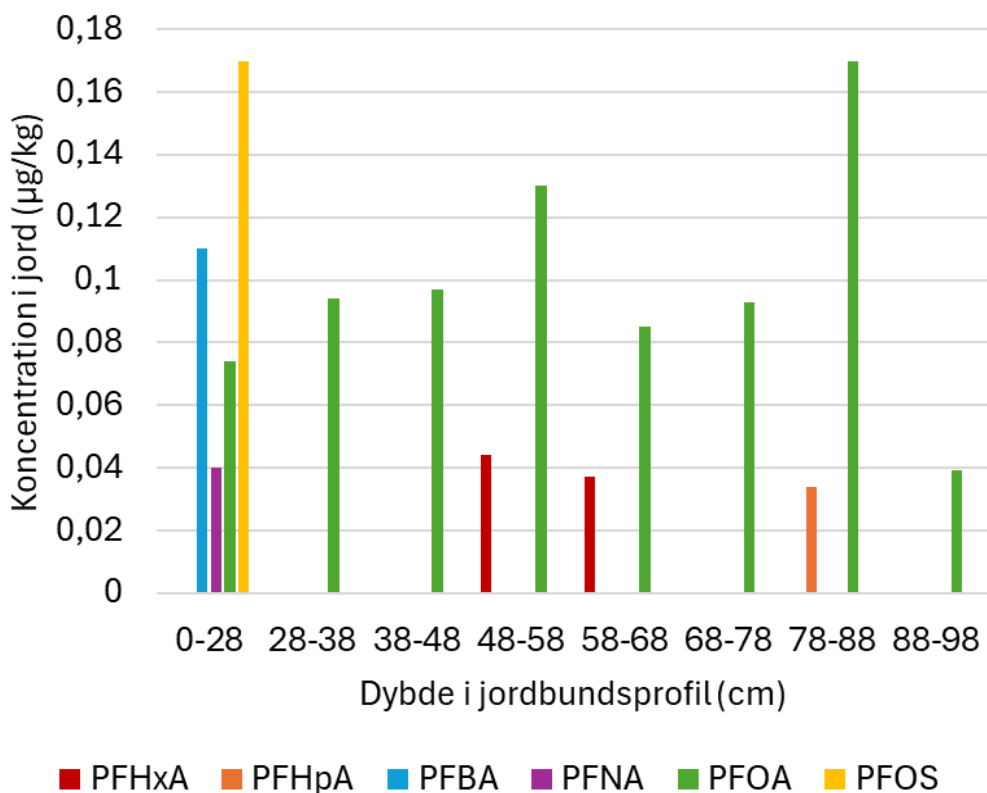
**FIGUR 11.** Koncentration af PFAS i 20 jordprøver fra 0-5 cm dybde i landbrugsjord i om drift. Alle prøver indeholdt 1-9 PFAS i de samme prøver. Tallene angiver Median for prøver over LOD, Minimum og Maksimum koncentration målt i µg/kg ts jord og Antal jordprøver med fund af de enkelte stoffer fra PFAS22 analysepakken over detektionsgrænsen.

## 6.8 PFAS22 fund i jordbundsprofiler

Jordprøver fra en dyrket mark på en ejendom med en svinebesætning illustrerer forekomst af PFAS22 stoffer i jordlag ned igennem den øverste meter af et jordbundsprofil (Figur 12). Seks forskellige PFAS22 stoffer findes i en eller flere horisonter. PFOA findes i alle lag i koncentrationer fra 0,039 til 0,17 µg/kg ts, mens tre stoffer (PFBA, PFNA, PFOS) kun er målbare i 0-28 cm, og to stoffer (PFHpA, PFHxA) kun måles i hhv. 48-68 cm og 78-88 cm. Det skal bemærkes at koncentrationsniveauet generelt ligger nede omkring detektionsgrænsen for de fleste stoffer, derfor kan der være spor i de jordlag, som vises som nul i figuren (Figur 12).

Et forsigtigt bud på at læse disse meget få data og pege på noget som bør undersøges nærmere, kunne være, at de to langkædede PFNA og PFOS, som sorberer stærkest til jord, findes i højest koncentration i det øverste lag, hvor indholdet af organisk materiale er væsentligt højere end i underjordshorisonterne (ikke målbar under 28 cm), og to mellemlange PFHpA og PFHxA topper et stykke nede i jordprofilet, mens PFOA har nogenlunde sammen niveau i de øverste 88 cm. Den kortkædede PFBA som kun ses i 0-28 cm og dette noget mere mobile stof kan være udvasket hurtigt efter at være kommet ned under 28 cm hvor kulstofindholdet er meget lavere i denne sandjord. Det er kun et forsigtigt bud på tolkning, og det er ukendt hvilke mængder og hvilken tidsperiode de enkelte PFAS stoffer er tilført, ligesom flere stoffer kan være lige under detektionsgrænsen.



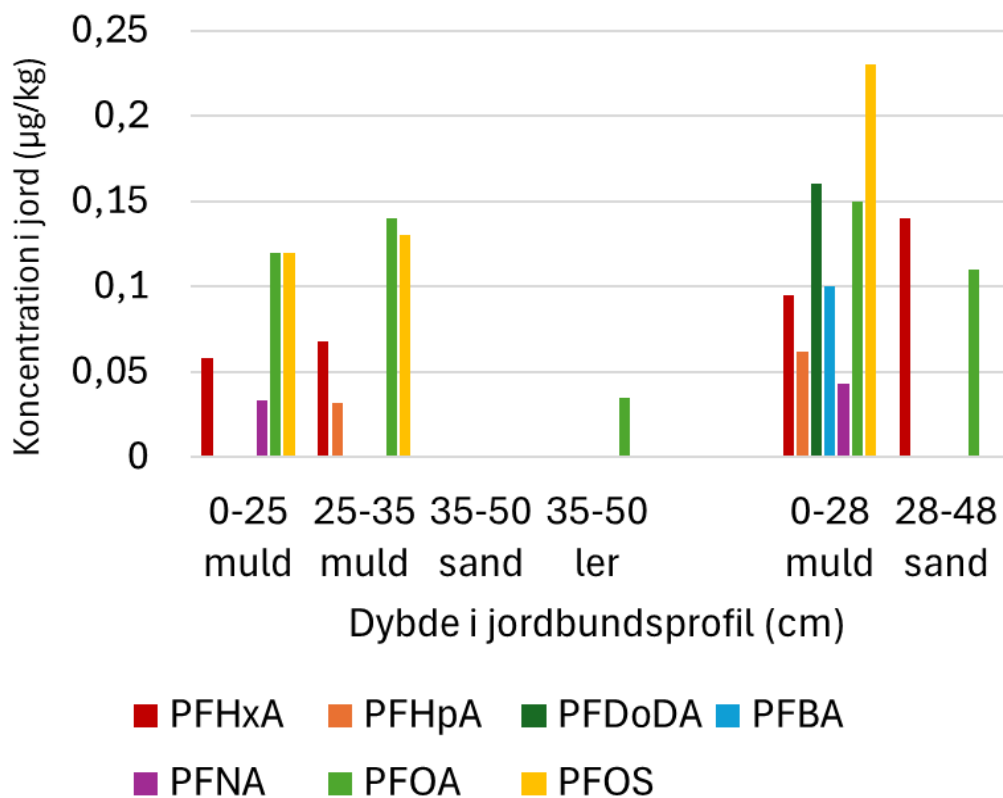


**FIGUR 12.** Målte koncentrationer af PFAS22 i en landbrugsjord målt for hvert jordlag ned til 98 cm dybde. Fund af 6 forskellige stoffer. Jordlaget 0-28 cm er pløjelag med højt indhold af organisk materiale, lagene i dybden 28-88 cm er sandet underjord, og 88-98 cm er lerblandet sand.

Jordprøver fra lagene ned igennem to jordbundsprofiler fra en dyrket mark på en planteskole illustrerer forekomst af PFAS22 stoffer (Figur 13). Syv PFAS22 stoffer findes i en eller flere horisonter med flest og højeste koncentrationer i de øverste 0 til 28-35 cm som indeholder meget organisk materiale angivet som muld. Underjorden varierer en del på lokaliteten, og en del af arealet er sandjord, og lige ved siden af er det lerjord, ligesom der i det ene profil er ens jord i de øverste 35 cm og herunder markant skifte til at være enten grovsand eller meget leret i dybden 35-50 cm. De to prøver fra 35-50 cm er taget blot 10 cm fra hinanden ved en meget markant geologisk overgang dannet i istiden.

De syv PFAS22, der påvises er alle fundet i muldlaget 0-35 cm og kun PFHxA og PFOA er fundet i underjorden med meget lavt indhold af organisk materiale (35-50 cm og 28-48 cm). Det skal bemærkes, at ingen PFAS22 blev fundet i 35-50 cm sandjord med de aktuelle detektionsgrænser for analyser i jord.

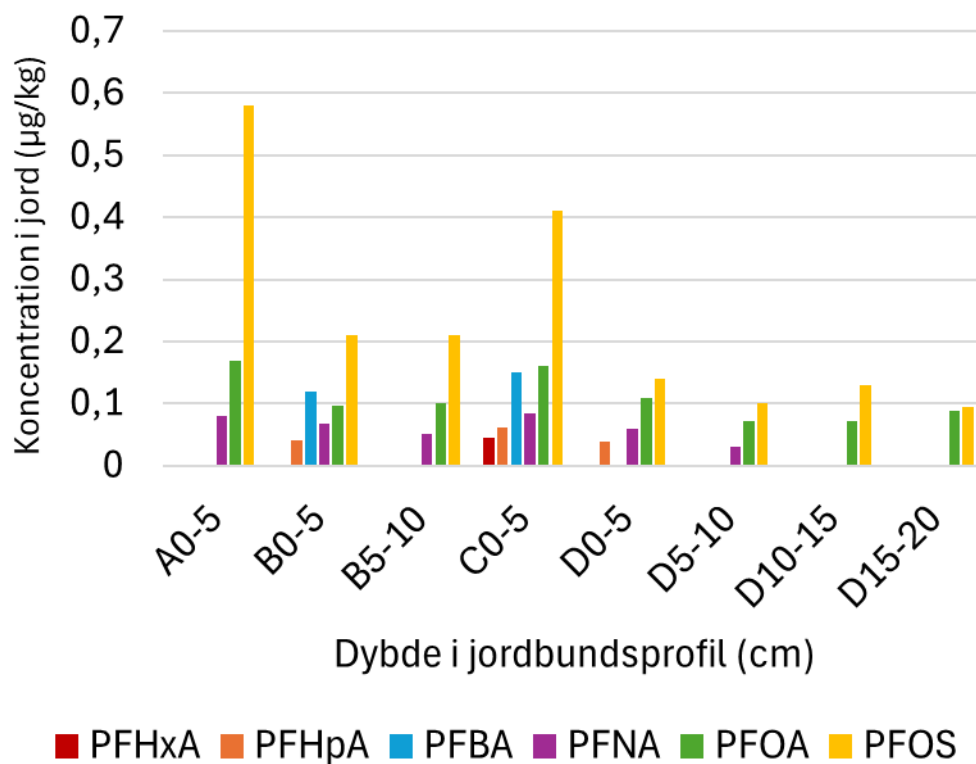
Når man arbejder med planteskoler forventes en langt større variabilitet i de øverste underjords-horisonter, fordi der plantes og graves planter op på en anden måde og ofte dybere end den almindelige jordbehandling på landbrugsjord, hvor jordbearbejdningsmaskinerne sjældent kommer dybere end pløjelaget, som efterfølgende blandes op hver gang der pløjes.



**FIGUR 13.** Koncentrationer af PFAS22 i to jorde fra en planteskole målt i muldlaget (0-35 og 0-28 cm) og den øverste underjordshorisont (28-48 og 35-50 cm). Det ene jordprofil har markante geologisk skift i underjorden med enten grovsand eller ler, og de to prøver fra 35-50 cm er taget 10 cm fra hinanden under samme 0-35 cm muldlag. Fund af 7 forskellige stoffer.

Jordprøver fra tidligere intensivt dyrkede marker i en sandet ådal viser forekomst af seks forskellige PFAS22 stoffer i de øverste 0-5 cm (Figur 14). Der er udtaget jordprøver fra fire steder på arealet (A-B-C-D), og for to steder er yderligere jordprøver taget ned til hhv. 10 og 20 cm i det tidligere pløjelag (Ap-horisont). De tre langkædede, PFOS, PFOA og PFNA forekommer i alle prøver fra 0-5 cm og 5-10 cm, mens yderligere tre stoffer (PFHxA, PFHpA og PFBA) kun findes i de øverste 0-5 cm. Der er lille variation i koncentrationerne, og de målte niveauer er 0,05 til 0,6 µg/kg for de stoffer der er over detektionsgrænsen.

Det bemærkes, at PFOS og PFOA viser samme niveau i alle jordlag i B og D profilerne, og tre øvrige PFAS stoffer kun ses i de øverste 0-5 cm af alle fire jorde (Figur 14). De ensartede niveauer i jordene B og D tyder på, at tilførslen af PFOS og PFOA er sket før omlægningen til permanent græs for 15 år siden. Siden omlægningen har arealet ikke været pløjet, og dermed ikke haft den årlige opblanding af jorden i de øverste 20 cm. Med forbehold for, at det er lave koncentrationer tæt på den eksperimentelle detektionsgrænse for PFAS22 stofferne i jord, så viser screeningen at tre af stofferne kun findes i det allerøverste af jorden. Det kan skyldes, at der efter omlægning er udviklet lidt højere indhold af organisk materiale i de allerøverste cm af jorden og dermed forventes en lidt forhøjet tilbageholdelse i netop de øverste lag. Alternativt, kan forklaringen være en tilførsel til jordoverfladen af nyere, altså efter pløjning ophørte. Det er få data og derfor kun forsigtige bud på noget som kan undersøges for at opspore kilderne til det PFAS som findes i jorden.



**FIGUR 14.** Koncentrationer af PFAS22 i fire jorde (A-D) fra tidligere intensivt dyrket landbrugsjord i en sandet ådal. Arealerne oversvømmes hver vinter, når åen går over sine bredder, og nu er området omlagt til natur med vedvarende græs. I alle fire jorde er der taget prøver fra 0-5 cm og i to jorde er der udtaget jordprøver ned til hhv. 10 og 20 cm.

## 6.1 Delkonklusion

Screening for indhold af PFAS22 stoffer i de øverste 0-5 cm af jorden på 72 lokaliteter viser at alle jordprøver undersøgt indeholder mindst ét og op til 11 PFAS stoffer i en enkelt prøve. Samlet set blev 15 af de 22 PFAS detekteret i mindst en jordprøve. Langt hovedparten af jordprøverne viser sum af PFAS22 stofferne under 5 µg/kg ts. Tre areal typer viser forhøjede værdier sammenlignet med resten, og det er jordprøver fra arealer til på kysten, jordprøver fra skovbryn, og lavbunds jorde som har sat sig. De fem hyppigst forekommende stoffer i de i alt 92 jordprøver er PFOA i 85, PFOS i 81, PFHxS i 67, PFBA i 53 og PFHpA i 47 prøver. De fem PFAS22 stoffer med de højeste observerede koncentrationer (µg/kg ts) er PFOS 19,0, PFOA 3,9, PFBA 3,8, PFNA 1,2 og PFDA 1,1 som den højeste koncentration målt for hvert af stofferne, mens de øvrige PFAS22 stoffer lå under 1 µg/kg ts i alle prøver. Syv af PFAS22 stofferne blev ikke fundet over detektionsgrænsen i de analyserede jordprøver.

Prøvearealerne repræsenterer forskellige arealanvendelser og de typiske jordtyper i Danmark. Arealerne dækker landbrug i omdrift, skovbrug, enge, lavbunds jorde, heder, strandenge, klitter og tørre overdrev. Geografisk dækker prøverne Syddjylland, Vestjylland, Midtjylland, Nordjylland, Midtsjælland, Nordsjælland og Falster-Møn.

# 7. Eksperimentelt bestemte Kd og Koc for udvalgte PFAS-stoffer og danske jorde

## 7.1 PFAS-transport i jord

Sorption i jord er væsentlig for mobiliteten af organiske stoffer. Kookana et al. (2022) har i et review undersøgt eksisterende litteratur og analyseret, hvilke af jordens egenskaber, der har størst betydning for PFAS-sorption i både mættet og umættet jord. Da litteraturen primært fokuserer på perfluoroalkylsyre er følgende konklusioner derfor relateret til disse stoffer. Hoveddelen af PFAS inkluderet i PFAS22 er perfluoroalkylsyre. Men da PFAS udgør en meget stor gruppe af stoffer, med forskellige kemiske egenskaber - herunder overfladeaktive, ikke-overfladeaktive, anioner, kationer, zwitter-ioner, neutrale, polymere og ikke-polymere - vil sorptionsmekanismerne og betydningen af jordens egenskaber naturligvis være markant forskellige afhængigt af hvilke PFAS, vi ser på.

For PFAA'er kan sorption i mættet jord ikke beskrives ud fra én parameter. Organisk kulstof (OC) er en vigtig jordkomponent, hvis betydning for sorption øges med stigende kædelængde og molekylvægt af PFAS molekylet. Dog viser flere undersøgelser at OC kun forklarer omkring en tredjedel af sorptionen i jord. Andre vigtige faktorer er partikelstørrelsesfordelingen, oxalat-ekstraherbart Al- og Fe-indhold (særligt i tropiske jorde), pH, ionstyrke, og koncentrationen af Ca<sup>2+</sup>, Mg<sup>2+</sup> og Al<sup>3+</sup>. Tilstedeværelsen af ikke-vandopløselige væsker (NAPL) kan potentielt også påvirke PFAS-sorption. Dette er særligt relevant i områder, hvor der er blevet anvendt brandslukningskum, såsom træningsfaciliteter, hvor både PFAS og NAPL er til stede, men mindre relevant på diffust forurenede arealer.

I umættede jorde kan luft-vand-grænsefladen, udover den faste fase, også bidrage væsentligt til tilbageholdelsen af PFAS i jorden (Brusseau et al., 2019; Kookana et al., 2022).

## 7.2 Kvantificering af sorption (Kd)

Ved lave koncentrationer kan PFAS sorption i jord beskrives ved en lineær model som generer fordelingskoefficienten, Kd (L/kg), der beskriver fordelingen af PFAS mellem jord og vand. En højere Kd værdi indikerer en stærkere sorption til jord.

$$Kd = \frac{\text{koncentration i jord } \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{kg}}\right)}{\text{koncentration i vand } \left(\frac{\mu\text{g}}{\text{L}}\right)}$$

Ved lave koncentrationer er Kd normalt tilstrækkelig til at beskrive adsorptionen (Sima & Jaffé, 2021). Overgangen mellem lineær og ikke-lineær sorption afhænger, ud over koncentration, både af stoffets egenskaber og jordtypen, da sorptionsmekanismerne og antallet af tilgængelige bindingssteder på jordpartiklerne spiller en afgørende rolle. Diffus PFAS-forurening medfører lave koncentrationer, hvorfor det er antaget, at lineær sorption er tilstrækkelig til at simulere transport gennem jordprofilen. Ved punktforurening kan en lineær sorptionsmodel dog være utilstrækkelig, og her kan en Freundlich- eller Langmuir-isoterm, der kræver flere parametre, være mere passende.

### 7.3 Koc i litteraturen

Fordelingskoefficienten,  $K_d$  varierer fra stof til stof, og hvilken jord der undersøges. For at sammenligne data på tværs af jorde, kan  $K_d$  normaliseres til jordens indhold af organisk kulstof, KOC. Her er det dog antaget at OC er den primære sorbent, og som tidligere beskrevet er OC vigtig, men andre egenskaber er også vigtigt, herunder ler-indholdet. Derfor kan det forventes, at Koc varierer på tværs af jordtyper. KOC-værdier for udvalgte PFAS fra andre studier fremgår af Tabel 2. Der ses en tendens til, at KOC-værdierne er højere, når de bestemmes under feltforhold, hvilket kan føre til en undervurdering af adsorptionen til jord, når den måles under laboratorieforhold. Organisk materiale ændrer struktur, når jorden tørrer ud eller fugtes op. KOC stiger med stigende kædelængde. For nogle molekyler ses der et stort spænd i de eksperimentelt bestemte KOC-værdier, som kan understrege, at OC ikke er den eneste sorbent. I Tabel 2 er også vist median Koc værdier fra PFAS-håndbogen (VMR, 2022).

De følgende KOC værdier er bestemt for en række forskellige jorde herunder sandet jord, lerholdig jord, muldjord (Guelfo & Higgings, 2013), Spodosol (podzol) (Pereira et al., 2018), tropiske jorde med højt Fe- og Al-indhold, og våde paddy jorde kendt fra f.eks. dyrkede rismarker. De angivne værdier er enten eksperimentelt bestemt (E) eller modelleret (M), bestemt i laboratorie ved batch forsøg (L) eller fra feltmålinger (F).

**TABEL 2.** Udvalgte PFAS og deres respektive KOC værdier bestemt i forskellige jordtyper enten eksperimentelt (E) i adsorptions batchforsøg (L) eller modelleret (M) fra feltmålinger (F). NA når jordtype ikke er oplyst.

PFAS	KOC	Type	Jordtype	Kilde
<b>PFCA'er</b>				
PFBA	75.9	LE	Loamy sand, Loam, Clay	Guelfo and Higgins, 2013
	0.15 - 20	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	575	FM	NA	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFPeA	23.4	LE	Loamy sand, Loam, Clay	Guelfo and Higgins, 2013
	5.0 - 50.1	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	389	FM	NA	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFHxA	20.4	LE	Soil	Guelfo and Higgins, 2013
	1100	LE	Soil	Schaefer et al., 2021
	1.6 - 63	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	331	FM	NA	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFHpA	0.6 to 3.6	LE	Sandy, Clay	Enevoldsen & Juhler, 2010
	1600	LE	Soil	Schaefer et al., 2021
	42.7	LE	Loamy sand, Loam, Clay	Guelfo and Higgins, 2013
	12.6 - 125	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	537	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019

PFAS	KOC	Type	Jordtype	Kilde
PFOA	33.1 - 660	E	Silt loam, silt clay loam, f. sand	3M company, 2021
	1.1 - 40.0	LE	Soil	Enevoldsen & Juhler, 2010
	77.6	LE	Soil	Guelfo & Higgins, 2013
	95.5	LE	Soil differing in OC	Milinic et al., 2015
	166	LE	Danish soils	PFAS Håndbogen (Ngyyen et al 2020)
		LE	Soil high in Al, Fe	Oliver et al., 2020
	660	M	-	Xiao, 2017
	1500	LE	Soil	Schaefer et al., 2021
	50.1 - 794	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	588 -1621	LE	Paddy soil, china	Xiang et al., 2018
	831	FM	Soil	Anderson, Adamson, & Stroo, 2019
	70.8 – 5888	E	Silt loam, silt clay loam, f. sand	3M company, 2021
PFNA	4.2 to 79,4	LE	Soil	Enevoldsen & Juhler, 2010
	229	LE	Loamy sand, Loam, ler	Guelfo and Higgins, 2013
	2300.0	LE	Soil	Schaefer et al., 2021
	251 -7042	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	3981	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
		245 - 316	E	Silt loam, silt clay loam, f. sand
PFDA	31 – 158	LE	Jord	Enevoldsen & Juhler, 2010
	912.0	LE	Loamy sand, Loam, Clay Loam	Guelfo and Higgins, 2013
	5011 -316227	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	5623	FM	Jord	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFUnA	3630	LE	Loamy sand, Loam, Clay Loam	Guelfo and Higgins, 2013
	7943-630957	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	8128	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
		1548-2570	E	Silt loam, silt clay loam, f. sand
PFDoDa	6309-316227	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	7144	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFTTrDA	5128	FM	Soils differing in OC	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFTeDA	5011 -158489	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	4786	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019
PFSA'er				
PFBS	0.2 - 1.2	LE	Sand, Clay Loam	Enevoldsen & Juhler, 2010
	61.7	LE	Loamy sand, Loam, Clay Loam	Guelfo and Higgins, 2013
	16.6	LE	Soil differing in OC	Milinic et al., 2015
	0.2 - 158	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	354	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019

PFAS	KOC	Type	Jordtype	Kilde
PFHxS	112	LE	Loamy sand, Loam, Clay Loam	Guelfo and Higgins, 2013
		LE	Soil high in Al, Fe	Oliver et al., 2020 Pereira et al., 2018
	50.2 - 12589	LE	Spodosol	Schaefer et al., 2021
		980	LE	Soil
	457	FM	Soil	3M company, 2021
	251	E	Silt loam, silt clay loam, f. sand	Johnson et al., 2007
PFOS	251 - 398	LE	Soil Components & Sediment	Enevoldsen & Juhler, 2010
	15.8 -100	LE	Sand, Clay Loam	
		LE	Soil high in Al, Fe	Oliver et al., 2020
	4500	LE	Soil	Schaefer et al., 2021
	631	LE	Loamy sand, Loam, Clay Loam	Guelfo and Higgins, 2013
	707	LE	Soil differing in OC	Milinic et al., 2015
	2570	M	-	Xiao, 2017
	7943 -199526	LE	Spodosol	Pereira et al., 2018
	3801	FM	Soil	Anderson, Adamson, and Stroo, 2019

#### 7.4 Batch forsøg til bestemmelse af Kd for udvalgte PFAS

Simulering af PFAS-transport i denne rapport er baseret på eksperimentelt bestemte Kd værdier for syv udvalgte PFAS22 stoffer undersøgt i tre forskellige typer landbrugsjord med varierende tekstur og indhold af organisk kulstof. Adsorptionskonstanter blev bestemt ved hjælp af batch-forsøg (Jakobsen, 2024). Kd-værdier blev eksperimentelt bestemt i tre landbrugsjorde: én sandjord (JB1) og to lerjorde (JB7) i forskellige dybder. De udvalgte PFAS-stoffer varierede i kædelængde (C4-C8) og funktionel gruppe (carboxylsyre og sulfonsyre) og inkluderede: PFBS, PFBA, PFPeA, PFHxA, 6:2 FTS, PFOS, PFOA. Adsorption blev undersøgt i et batch-forsøg med koncentrationer på ca. 10-60 µg/L PFAS. Batchforsøget fulgte OECD Guideline 106 (OECD, 2000). En prøve af 1,0 g jord blev blandet med 10 mL 0.01 M CaCl<sub>2</sub> tilsat PFAS i koncentrationer 10-60 µg/L, og blandingen blev rystet i 24 timer. Efterfølgende blev PFAS koncentrationen i væskefasen (C<sub>eq</sub>) direkte bestemt ved UPLC-MS/MS, og den korresponderende koncentration adsorberet til jord (C<sub>s</sub>) blev beregnet som forskellen mellem start koncentration og (C<sub>eq</sub>) for den givne masse af jord og væske volumen. Dataene generede for de fleste tilfælde lineære sorptionsisotemer udtrykt ved følgende ligning:

$$C_{eq} = Kd \cdot C_s$$

For langkædede PFAS blev der målt betydelig adsorption til udstyr, hvilket resulterede i en overestimering af adsorption til jord. Derfor er de målte Kd værdier blevet korrigeret for plastik adsorption for følgende stoffer: PFOS, PFOA, og 6:2 FTS

For langkædede PFAS blev der målt betydelig adsorption til udstyr, hvilket resulterede i en overestimering af adsorption til jord. Derfor er de målte Kd værdier blevet korrigeret for plastik adsorption for følgende stoffer: PFOS, PFOA, og 6:2 FTS.

Forskellige jorde og dybder, hvor PFAS sorption er blevet bestemt eksperimentelt er vist i Tabel 3, samt jordens tekstur og indhold af organisk kulstof.

**TABEL 3.** Beskrivelse af jord hvor sorption er blevet eksperimentelt bestemt for udvalgte PFAS.

Lokalitet Jordtype	Horisont/dybde	Ler (%)	Sand (%)	Silt (%)	Organisk kulstof (%)
Jyndeved	Ap	3,3	87	8,2	1,50
JB1	Bw	1,5	96	1,6	1,25
	C	1,5	96	1,6	0,25
	<hr/>				
Sorø	A				
JB7	0-5 cm	15,4	67,3	17,3	2,60
	5-10 cm	15,4	67,3	17,3	1,99
	10-15 cm	15,4	67,3	17,3	1,60
	15-20 cm	15,4	67,3	17,3	1,63
	20-25 cm	15,4	67,3	17,3	1,60
	B				
	25-50 cm	-*	-	-	0,44
50-115 cm	-*	-	-	0,27	
<hr/>					
Taastrup	Ap	16	70	14	1,53
JB7					

\* Estimeret til 15,4% (varierer ned gennem profilet)

## 7.5 Bestemmelse af $K_{oc}$ og $K_{clay}$ til model

$K_d$ -værdier er både stof- og jordspecifikke, hvilket kan gøre modellering af større systemer udfordrende, da specifikke  $K_d$ -værdier ikke altid er tilgængelige for den jord som indgår i simuleringen. Derfor er der behov for en metode til at estimere en  $K_d$ -værdi, der på en retvisende måde kan beskrive sorptionen på tværs af forskellige jordtyper.

$K_d$  normaliseres ofte til KOC for stoffer, hvor organisk kulstof (OC) er den primære sorbent, og er også blevet bestemt for en række PFAS-stoffer (Tabel 8). KOC bruges ofte til persistente organiske miljøgifte som PCB, og kan bruges til at estimere stoffers mobilitet i jord. Som allerede diskuteret, adskiller PFAS sig dog fra andre persistente stoffer, da OC ikke alene er tilstrækkelig til at beskrive deres adsorption. Dette skyldes PFAS' unikke kemiske egenskaber, herunder deres amfifile karakter og den meget lidt reaktive fluorerede kulstofkæde. Desuden omfatter PFAS-gruppen mange forskellige forbindelser med varierende kædelængder og fysisk-kemiske egenskaber, hvilket betyder, at adsorptionen til jord kan styres af forskellige bindingsmekanismer.

Det er veldokumenteret, at længden af den perfluorerede kulstofkæde og hydrofobiciteten har stor indflydelse på sorptionen i jord. Flere studier har vist, at OC er en vigtig komponent og giver en bedre forudsigelse af adsorptionen for langkædede PFAS sammenlignet med kortkædede forbindelser. Andre faktorer, såsom jern- og aluminiumoxider, lerminerale og deres relative bidrag, afhængigt af pH, er også blevet undersøgt. Dog er der stadig ikke en fuldstændig forståelse af de underliggende mekanismer.

Ler er blevet demonstreret som en vigtig sorbent (Hubert et al., 2023). Da adsorptionen er blevet eksperimentelt bestemt i både sandjord og lerjord med varierende indhold af organisk kulstof, har det været muligt at analysere bidraget fra både OC og ler. Dette har ført til følgende ligning for bestemmelse af  $K_d$  for de enkelte stoffer i modellen.

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$$



Hvor  $f_{oc}$  er fraktionen af organisk kulstof og  $f_{clay}$  er fraktionen af ler i jorden.  $K_{oc}$  og  $K_{clay}$  er fordelingskoefficienter, som er stofs specifikke konstanter.

## 7.6 Sammenligning af forskellige metoder til bestemmelse af $K_d$

I det følgende er to forskellige  $K_d$ -værdier baseret på enten  $K_{oc}$  eller  $K_{oc}$  og  $K_{clay}$  bestemt. Disse værdiers fit på de observerede data er blevet bestemt ved beregning af Nash–Sutcliffe model efficiency coefficient (NSE). NSE sammenligner residualvarians (forskellen mellem observerede og beregnede data) med variansen af de målte data (forskellen mellem observerede data og deres middelværdi). NSE beregnes som følger:

$$NSE = 1 - \frac{\sum_{i=1}^n (OBS_i - SIM_i)^2}{\sum_{i=1}^n (OBS_i - \overline{OBS})^2}$$

Hvor  $OBS_i$  er den observerede værdi ( $C_s$ ) ( $i = 93$ ),  $SIM_i$  er den estimerede værdi, og  $\overline{OBS}$  er gennemsnittet af de observerede værdier. NSE-værdier spænder fra uendeligt negativ til 1, hvor en NSE på 1 indikerer en perfekt modeltilpasning. En NSE på 0 betyder, at modelresultater er lige så præcise som at bruge middelværdien af de observerede data, mens negative værdier indikerer, at middelværdien af de observerede data er mere nøjagtig end modellen.

Solver-funktionen i Microsoft Excel anvendes til at optimere  $K_d$  parametrene,  $K_{oc}$  og  $K_{clay}$ , ved at finde de værdier, som giver den laveste sum af residualer  $(OBS_i - \overline{OBS})^2$  og dermed den højeste NSE. Der sammenlignes tre forskellige metoder til at bestemme  $K_d$ :

Metode 1: Individuel  $K_d$  for hver jordtype bestemt ved lineært fit af observerede data ( $K_{d1}$ )

Metode 2:  $K_d$  beregnes ud fra adsorptionen til ler og organisk kulstof ( $K_{d2}$ ):

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$$

Metode 3:  $K_d$  beregnes ud fra adsorptionen til organisk kulstof ( $K_{d3}$ ):

$$K_d = K_{oc} \cdot f_{oc}$$

Det anvendte dataset består af syv forskellige PFAS-stoffer i 10 forskellige jordprøver med varierende tekstur og OC-indhold med 93 datapunkter. For langt de fleste data var en lineær sorption isoterm et lige så godt fit som en Freundlich isoterm. Dette blev bestemt i R (version 4.2.2) med en F-test og et signifikansniveau på 0.05. For nogle få PFAS-stoffer i enkelte jorde var data bedre beskrevet ved Freundlich og dette inkluderer PFOS i Sorø 50-115 cm, PFOA i Taastrup Ap, 6:2 FTS i Sorø 50-115 cm og Jyndevad Bw, og PFHxA Sorø 50-115 og Jyndevad Bw. Pga. høj variation i genfindning i kontrolprøver, kan det muligvis tilskrives måleusikkerheder, men det kan ikke udelukkes at Freundlich er et bedre fit for de nævnte PFAS og jorde, selv i de lave koncentrationer testet. Eftersom der er en overvejende større andel af punkter som fitter en lineær kurve, er det for simulering af PFAS-transport i denne rapport valgt at bruge lineær sorption og derfor fraskrives de få data der har givet en Freundlich isoterm.

## 7.7 Adsorptionskoefficienter

I Tabel 4 vises værdierne af koefficienterne, som giver det bedste fit af observationerne på tværs af jordtyper.  $K_{oc}$  værdier er inden for størrelsesordenen som værdier fundet i litteratur (Tabel 2).

**TABEL 4.** Gennemsnitlig Kd værdier på tværs af jordtyper og de tilhørende værdier af parametre bestemt med de tre metoder

PFAS	Kd <sub>1</sub>	Kd <sub>2</sub>	Kd <sub>3</sub>
PFOS		K <sub>OC</sub> : 445 K <sub>clay</sub> : 96	K <sub>OC</sub> : 1040
PFOA		K <sub>OC</sub> : 453 K <sub>clay</sub> : 30	K <sub>OC</sub> : 675
6:2 FTS	Specifik for hver jordtype bestemt ved lineær fit af eksperiment data	K <sub>OC</sub> : 167 K <sub>clay</sub> : 45	K <sub>OC</sub> : 516
PFHxA		K <sub>OC</sub> : 68 K <sub>clay</sub> : 33	K <sub>OC</sub> : 325
PFPeA		K <sub>OC</sub> : 94 K <sub>clay</sub> : 30	K <sub>OC</sub> : 308
PFBS		K <sub>OC</sub> : 60 K <sub>clay</sub> : 22	K <sub>OC</sub> : 220
PFBA		K <sub>OC</sub> : 61 K <sub>clay</sub> : 26	K <sub>OC</sub> : 252

Det kan se ud som om adsorptionen til jord pludselig bliver meget mindre, når man går fra metode 3 (Kd<sub>3</sub>) til metode 2 (Kd<sub>2</sub>), da værdien af koefficienterne (K<sub>OC</sub> og K<sub>clay</sub>) er mindre. Det er her vigtigt at have in mente, at koefficienterne multipliceres med fraktionen af henholdsvis organisk kulstof og ler. Da der som regel er betydeligt mere ler end organisk kulstof, vil det trække Kd-værdien op, når K<sub>clay</sub> inkluderes og ganges med lerfraktionen.

Ahmad et al. (2023) har undersøgt sorptionen af PFAS i tre forskellige lerminerale. De målte Kd-værdier var højere for forbindelser med længere kædelængder og perfluoroalkylstoffer sammenlignet med kortere kædelængder og polyfluoroalkylstoffer. For PFHxA blev Kd-værdierne målt til henholdsvis 27, 32 og 38 L/kg i kaolinit, illit og montmorillonit, mens Kd-værdierne for PFOS blev målt til cirka 119, 149 og 204 L/kg i de samme mineraler. Disse observationer stemmer rimeligt overens med de bestemte K<sub>clay</sub> værdier til beregning af Kd<sub>2</sub>.

## 7.8 Fortolkning af NSE-værdier

Tabel 5 viser de udregnede NSE-værdier for de tre metoder til bestemmelse af Kd. For alle PFAS opnås som forventet den højeste NSE-værdi, når Kd bestemmes individuelt for hver jordtype (Kd<sub>1</sub>). Dog er det næsten lige så tilstrækkeligt af beregne Kd ud fra både K<sub>OC</sub> og K<sub>clay</sub> (Kd<sub>2</sub>) for langt de fleste stoffer. Til gengæld giver det et dårligt fit for både PFOS og de kortere kædet PFAS kun at bruge K<sub>OC</sub> til at beregne Kd, her er nemlig beregnet negative NSE-værdier. Dette understreger, at andre mekanismer er i spil ud over adsorption til OC. Derfor bruges metode 2 til beregning af Kd i modellen, altså

$$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + k_{clay} \cdot f_{clay}$$

Det er værd at bemærke, at NSE-værdierne er lave for de kort-kædede PFAS (f.eks. PFBS), også når der laves et lineær fit for hver jordtype (Kd<sub>1</sub>). Et større dataset med inddragelse af flere jordtyper vil styrke modellen.

**TABEL 5.** NSE-værdier beregnet for tre metoder til at bestemme Kd. NSE angiver om den beregnede Kd er en bedre model til at forudsige adsorptionen i jord sammenlignet med blot at bruge middelværdien af de målte Kd værdier som prædiktion. NSE = 1 indikerer perfekt model

fit, NSE = 0 indikerer at gennemsnit og model er det samme. Negative værdier indikerer at en simpel middelværdi beskriver data bedre end den testede model.

Stof	NSE for $Kd_1$	NSE for $Kd_2$	NSE for $Kd_3$
PFOS	0.49	0.43	-0.01
PFOA	0.78	0.73	0.64
6:2 FTS	0.80	0.69	0.62
PFHxA	0.17	-0.06	-0.34
PFPeA	0.38	0.31	-0.07
PFBS	0.13	0.07	-0.26
PFBA	0.25	0.18	-0.18

## 7.9 Delkonklusion

Projektet har eksperimentelt bestemt nye sorptionskonstanter ( $K_d$ ) for en række danske jorde og omregnet til  $K_{oc}$  for at normalisere værdierne til jordenes aktuelle indhold af organisk materiale. Normaliseringen betyder at  $K_{oc}$  værdierne for de enkelte PFAS stoffer kan anvendes til at estimere binding til jorde men forskelligt indhold af organisk materiale, og dermed en mere alment anvendelig konstant. Derudover er undersøgt om observerede sorptionsresultater for jordene kan beskrives bedre ved at inddrage jordenes ler-indhold sammen med indhold af organisk materiale. Ved at beskrive de eksperimentelt bestemte  $K_d$  ud fra  $K_{oc}$  og  $K_{clay}$  værdier opnås bedre forklaringsgrad, og derfor er både  $K_{oc}$  og  $K_{oc} + K_{clay}$  taget med videre til det efterfølgende modelarbejde.

# 8. Modellering af fordeling og mobilitet af PFAS i diffust forurenede danske jorde

## 8.1 Sorption til fast fase men ikke luft-vand-grænseflade

Modelberegninger af PFAS-transport er gennemført med modellen Daisy. Der er gennemført beregninger for PFAS-udvaskning for to forskellige jorde i to danske klimazoner med varierende nedbør for at repræsentere Øst og Vest Danmark. Der er anvendt en typisk konventionel landbrugsdrift. PFAS-transport simulering er drevet af Kd værdier eksperimentelt bestemt i jorde med varierende tekstur og indhold af organisk kulstof.

I dette projekt er lineær adsorption til organisk kulstof og ler anvendt til simulering af PFAS-transport. På nuværende tidspunkt er retention i luft-vand-grænseflade ikke muligt at simulere i Daisy, og det skal derfor have in-mente i det følgende, at simuleringerne kun viser sorption til den faste fase i jorden. Luft-vand grænsefladen kan nemt sættes op i Daisy, og med måledata fra feltlokalteter til at validere modellen er det en udvikling, som hurtigt kan gennemføres.

Liao et al. (2024) har simuleret transport af PFOA og PFOS i jordprofil over tid både med og uden inddragelse af retention i luft-vand-grænseflade. Uden luft-vand grænseflade viste simulering, at det tog ca. 30 år og 5 år for hhv. PFOS og PFOA at migrere ned til 10 meters dybde i jorden, mens det tog ca. 50 år og 10 år for hhv. PFOS og PFOA at nå samme dybde, når luft-vand-grænseflade blev medtaget. Altså cirka dobbelt så lang tid om at sive ned til en given dybde. Ved 1-2 meters dybde var der ikke forskel på hvor langt de to stoffer var migreret med og uden inkludering af luft-vand-grænseflade efter 50 års simulering. Baseret på det der nu er blevet oplyst om PFAS sorption i jord, kan det konkluderes, at PFAS bliver tilbageholdt i luft-vand-grænsefladen, og derfor er en vigtig faktor, men måske ikke har en stor betydning i en dybde på 2 meter, når PFAS forekomsten har været 25 år eller længere tid, som vist i det andet studie (Liao et al. 2024). Det er et aspekt, der kræver nærmere undersøgelse, og de følgende simuleringer er med til at give et indblik i migration af udvalgte PFAS22 for forskellige scenarier i jordens faste fase, men ikke det fulde billede. For stoffer hvor retention i luft-vand grænsefladen er stor, kan det forventes at der sker en forsinkelse af den nedadgående migration i umættet zone. Særligt i dybere jordlag kan den forsinkelse blive betydende for ankomst af langkædede PFAS22 stoffer i dybere lag. Modellen er ikke perfekt, men den er ikke langt fra at være retvisende, specielt fordi luft-vand grænsefladen ikke har den store betydning for simulering i de øverste 2 meters dybde, og fordi kort-kædede PFAS22 ikke har ret meget effekt af luft-vand grænseflade.

## 8.2 Modelbeskrivelse

Daisy er en veltestet dynamisk model, der kan simulere jord-plante-atmosfære-processer i landbrugssystemer. Modellen kan simulere plantevækst, vandbalancer, kvælstofbalancer, udvikling af jordens organiske stof samt skæbne af kemikalier i en landbrugsjord under forskellige landbrugsdrifter. Typisk anvendes modellen på markniveau, og simuleringerne kan foretages både i 1D og 2D. Daisy har tidligere været brugt til at bestemme pesticiders skæbne (Holbak et al., 2022, m.fl.), men i dette projekt bliver den for første gang anvendt til at modellere skæbne af PFAS-stoffer. En detaljeret beskrivelse af Daisy, herunder anvendelse, kalibrering og validering, findes i Hansen, Abrahamsen, et al. (2012) og Abrahamsen & Hansen (2000).

Daisy-modellen drives af brugerdefinerede data om vejrforhold og landbrugspraksis, hvilket gør den særligt velegnet til at forudsige komplekse miljømæssige dynamikker. Jo mere detaljerede og højopløselige inputdata, desto mere præcise bliver modellens resultater. Kravet til dataniveau afhænger af forskningsspørgsmålet. Daisy kræver vejrdata for solstråling, lufttemperatur og nedbør samt jorddata om tekstur og organisk stof og hydrauliske egenskaber, grundvandsspejl og vegetationsdække, og hvis disse data ikke kan skaffes, anvendes værdier fra lignende lokaliteter.

### 8.3 Stoftransport i Daisy

I Daisy-modellen simuleres kemiske stoffers skæbne på følgende måde: Når et kemisk stof tilføres marken, kan det enten blive opfanget af plantedække eller afgrøderester på marken, eller det kan nå direkte ned til jordoverfladen. Kemiske stoffer, der opfanges af plantedækket, kan blive skyllet ned til jorden ved nedbør, afhængigt af kemikaliets vedhæftningsevne. Spredning fra både planteoverfladen og jordoverfladen følger 1. ordens kinetik.

Når kemiske stoffer når jordoverfladen, kan det opløses i vand og infiltrere ned i jorden sammen med nedbør. I jorden er det kemiske stof underlagt flere processer, herunder nedbrydning, sorption og transport. Nedbrydningen følger 1. ordens kinetik og påvirkes af jordens temperatur, vandindhold (udtrykt som vandets trykpotentiale i jorden), jorddybde og biologisk aktivitet (målt ved CO<sub>2</sub>-udvikling). Sorptionen kan beskrives ved lineære, Freundlich eller Langmuir isotermer. Kemiske stoffer kan adsorbere til jordpartikler, som dernæst kan mobiliseres og facilitere mobilitet som kolloid transport af PFAS.

Transport af opløste stoffer modelleres i Daisy ved hjælp af konvektion-dispersion-ligningen, men kan også beskrives ved konvektion eller bypass-strømme. En mere detaljeret beskrivelse af disse processer findes i Hansen et al. (2012).

### 8.4 PFAS parameterisering

Der oprettes en PFAS-gruppe i Daisy's kemikalie-model (Chemical) som inkluderer følgende parametre (Tabel 6). PFAS er meget stabile forbindelser og nedbrydes stort set ikke i naturlige systemer. Undtagelse er dog delvise flourinerede PFAS og prækursorer (udgangsstof) som potentielt kan transformeres til de lange helt fluorerede PFAS såsom PFOA og PFOS (Ahmad et al., 2023). I modellen er nedbrydning ikke medregnet. Hvert enkelt PFAS-stof specificeres yderligere med stof-specifikke adsorptionsparameter,  $K_{OC}$  og  $K_{clay}$  som angivet i Tabel 10 ( $K_{d2}$ ) og diffusionskoefficienter i vand bestemt af (Gauthier & Mabury, 2024).

**TABEL 6.** Definerings af PFAS-gruppe i Daisy.

Parameter	Værdi
Nedbrydningsrate (nedbrydning er ikke medtaget i simuleringerne)	0,0 h <sup>-1</sup>
Canopy-dissipationshastighed	0,1 h <sup>-1</sup>
Canopy-afvaskningskoefficient (beskriver fraktionen af kemikalie som følger vand fra canopy)	1
Afgrødeoptag refleksionsfaktor (Hvor meget af kemikaliet reflekteres ved afgrødeoptagelse)	1

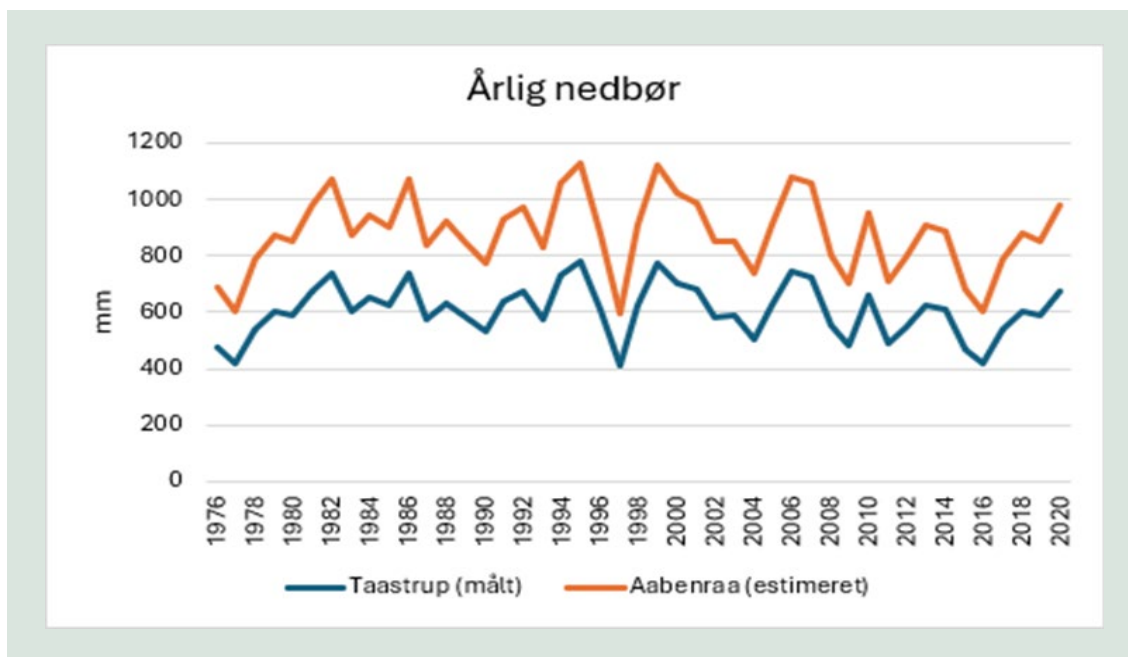
#### 8.4.1 Vejr

Modelsimuleringerne er baseret på timeværdier for globalstråling, lufttemperatur, luftfugtighed, vindhastighed og nedbør. De anvendte data til simuleringerne stammer fra en klimastation tilknyttet Københavns Universitet, beliggende på Højbakkegård i Taastrup (Jensen, 1996). Her

er der indsamlet vejrdata fra perioden 1970 til 2000, hvor de første fem år anvendes som opvarmningsperiode for modellen.

Derudover simuleres også vejrforhold, der repræsenterer en højere nedbørsmængde, som kan forventes i den vestlige del af Danmark. Der er indsamlet nedbørsdata fra DMI's vejrkiv for perioden 2011 til 2023 i Taastrup og Aabenraa (DMI, n.d.). Forskellen i den gennemsnitlige årlige nedbør er beregnet, og der er ud fra dette etableret en gennemsnitlig faktor på 1,45, som er anvendt til at justere nedbørsdataene fra Taastrup.

Dette har resulteret i to forskellige klimascenarier, som begge anvendes på henholdsvis lerjord (JB6) og sandjord (JB1). Den årlige nedbørsmængde, der er anvendt til simuleringerne, er præsenteret i Figur 15:



**FIGUR 15.** Vejrdata anvendt til simuleringerne med Daisy modellen. I simuleringerne er der anvendt daglige måleværdier, men grafen her viser den beregnede årlige nedbør for Taastrup og Aabenraa. Data fra Taastrup er indsamlede måleværdier fra Klimastationen på Højbakkegaard i Taastrup, mens værdier fra Aabenraa er beregnet ved at multiplicere Taastrup data med en faktor på 1,45 for ramme den årlige nedbør i Aabenraa og bevare variationen i vejret.

#### 8.4.2 Landbrugsmæssig drift

I simuleringerne er anvendt konventionelt landbrug med sædskifte og udbringning af gødning som beskrevet af Vuaille et al. (2024). Et 5-årigt sædskifte er blevet implementeret i Daisy, bestående af vinterhvede-vårbyg-vinterhvede-vårbyg-vinterraps, samt dækafgrøder mellem vinterhvede og vårbyg. Markoperationer inkluderede pløjning til en dybde af 25 cm og harvning til 5 cm dybde.

Kun korn blev høstet, mens halm og blade blev efterladt som afgrøderester på marken. Disse rester blev senere inkorporeret i topjorden ved pløjning. Alle markoperationer blev udført under hensyntagen til jordens trafikbarhed, hvilket betyder, at pF-værdien skulle være  $\geq 1,7$ , og jordtemperaturen skulle være over  $0\text{ }^{\circ}\text{C}$  i 10 cm dybde.

### 8.4.3 Tilførsel af PFAS

Der tilføres årligt 0,01 g/ha per PFAS én gang årligt. Denne værdi er valgt på baggrund af målinger af DCE, Aarhus Universitet, som i en teknisk rapport for Miljøstyrelsen har opsamlet nedbør i perioden november 2023 til februar 2024 ved Risø og målt koncentrationen af 22 forskellige PFAS herunder både neutrale og ioniserede (Bossi, 2024).

Det valgte PFAS-input er et skøn, der forsøger at medregne diffus tilførsel fra både atmosfære og evt. gødning og pesticid udbringning, men der er naturligvis usikkerheder forbundet med dette tal. Adsorptionsmodellen er lineær, så et højere input resulterer blot i en forskydning af værdierne på x-aksen. Dvs. hvis input ændrer sig med en faktor 10, vil de simulerede koncentrationer tilsvarende ændre sig med en faktor 10, men mønsteret/pulsen vil forblive den samme. Det er derfor muligt at bruge resultaterne til at se fordelingen gennem jordprofilen og forskel i stoffers mobilitet, og hvor mange år der går før pulsen når drændybde.

Den gennemsnitlige koncentration i nedbør målt for PFBA, PFPeA, PFHxA, PFOA, PFBS, PFOS, 6:2 FTSA var 0,0003 µg/L. Dette blev omregnet til en årlig tilførsel af PFAS (g/ha) for en årlig nedbør på 640 mm og 900 mm og svarer til 0,002-0,003 g/ha af hver PFAS som angivet i Tabel 7. For at inddrage andre mulige diffuse kilder såsom utilsigtet tilførsel ved f.eks. udbringning af gylle eller slam er det valgt at gå en faktor højere op og bruge 0,01 g/ha som årligt input til simuleringerne. Forekomst af PFAS22 stoffer i produkter, der typisk spredes på landbrugsjord, er undersøgt i et parallelt vidensopbygningsprojekt "projekt 3" omtalt i forordet (Jensen et al. 2024). Det er dog ikke muligt at dokumentere koncentration i husdyrfoder, gødning, osv., for år tilbage. Den historiske udvikling af koncentration i atmosfærisk deposition er også ukendt. Man ved at koncentrationen af PFAS i blodet hos mennesker er faldet (Hull et al. 2023).

**TABEL 7.** PFAS-koncentrationer målt i nedbør Bossi, 2024. Omregnet til en årlig tilførsel baseret på nedbørsmængder.

PFAS	Gennemsnitlig koncentration målt i nedbør (µg/L)	Gennemsnitlig årlig nedbør (mm)	Årlig tilførsel (g/ha)
Gennemsnit for 7 PFAS	0,0003	640	0.002
Gennemsnit for 7 PFAS	0,0003	900	0.003

Den landbrugsmæssige drift samt tilførsel af PFAS er præsenteret i Tabel 8:

**TABEL 8.** Landbrugsmæssigt drift anvendt i simuleringerne. Driften følger samme scenarier som i Vuaille et al. (2024).

Afgrøde	Dato	Aktivitet
Vinterhvede	08/09 – 13/09	Pløjning
	14/09 – 18/09	Forberedelse af såbed
		Så vinterhvede (150 kg/ha)
	30/3 – 4/4	Gødning (59,8 kg N/ha)
		Tilførsel af PFAS som sprøjtning (0,01 g/ha) ned på afgrøde/jord
	Ved modenhed eller senest d. 15/8	Høst
	20/8	Så dækafgrøde
05/11	Slet af dækafgrøde	

Afgrøde	Dato	Aktivitet
Vårbyg	29/11 – 12/4	Pløjning
	4/8 – 13/4	Forberedelse af såbed Gødning (26 kg N/ha) Så vårbyg
	23/4 – 28/4	Gødning (94,5 kg N/ha) Tilførsel af PFAS ved sprøjtning (0,01 g/ha) ned på afgrøde/jord
	Ved modenhed eller senest d. 15/8	Høst
Vinterraps	16/8	Gødning (65 kg N/ha) Pløjning
	17/8	Forberedelse af såbed Så vinterraps
	13/3 – 18/3	Gødning (115,5 kg N/ha) Tilførsel af PFAS ved sprøjtning (0,01 g/ha) ned på afgrøde/jord
	Ved modenhed eller senest d. 8/1	Høst

#### 8.4.4 Jordtyper

Der er gennemført modelberegninger på to standardjordtyper, JB1 og JB6, for at repræsentere dominerende jordtyper i Danmark. Det inkluderer en jordprofil fra Store Jyndeved (JB1) med fri dræning og en jordprofil fra Askov (JB6) med fri dræn og biopore. Dvs. interaktion med grundvandsspejl er ikke medtaget.

Teksturdata for jordhorisonter anvendt i modelleringen samt indhold af humus og volumen-vægt benyttet i modelopsætningen er angivet i Tabel 9 og Tabel 10:

**TABEL 9.** Jyndeved (JB1) profil (Bruun et al., 2023).

Horisonter	Dybde cm	Ler < 2 µm	Silt < 50 µm	Sand < 2000 µm	Humus %	Vol. vægt g/cm <sup>3</sup>
Ap	0-30	3,30	8,23	86,97	1,5*	1,47
C	30-250	1,5	1,6	96,0	0,9	1,53

\* Fælles arbejdsmetoder for jordbundsanalyser III 1994

**TABEL 10.** Askov profil (JB6) (Jacobsen, 1989).

Horisonter	Dybde cm	Ler < 2 µm	Silt < 50 µm	Sand < 2000 µm	Humus %	Vol. vægt g/cm <sup>3</sup>
Ap	0-27	1,3	27,7	58,4	2,6	1,55
B	27-80	23,5	25,3	50,7	0,5	1,48
C	80-250	24,4	28,3	46,8	0,5	1,57

I et tidligere studie blev Daisy anvendt til at undersøge pesticidvaskning i og omkring dræn ved brug af en udvidet bioporemodel, hvor bioporer blev klassificeret efter start- og slutdybde, diameter, afstand til dræn samt oplysninger om direkte forbindelse til dræn (Hansen, et al., 2012). Denne tilgang giver en god indikation af, hvad der ender i dræn. Modellen kræver dog detaljerede data om bioporestørrelser og deres fordeling i jorden samt måledata af stoffer i dræn for kalibrering. I stedet er der her valgt en simple model, der antager frie dræn. Med



denne model kan vi følge PFAS-fordelingen i jordprofilen over tid, hvilket giver os indsigt i, hvor meget der når drændybden, og hvad der potentielt kan ende i drænet. Det betyder dog, at der ikke tages hensyn til potentiel transport i makropore eller halvstore pore, der kan facilitere direkte transport til dræn, hvilket særligt har betydning for stærkt absorberende stoffer. Dog er ingen af de modellerede stoffer stærkt absorberende ud fra de Kd værdier, der er bestemt i dette projekt og fundet i litteratur. Det kunne dog være relevant for andre PFAS som f.eks. PUnDA og PFOSA som har en langt større  $K_{OC}$  i jord (Tabel 2).

## 8.5 Scenarieanalyser af PFAS-udvaskning

I dette afsnit ses simuleringresultater for følgende scenarier: I scenarierne 1-4 er der simuleret PFAS transport i landbrugsjorde efter 30 års diffus forurening i perioden 1970 til 2000 (Tabel 11). Tilførsel af PFAS er sket én gang årligt på 0,01 g/ha. Dette er simuleret for to jorde (Jynde vad og Askov) og to forskellige nedbørsniveauer (gennemsnit 640 og 900 mm årligt). Derudover, for en udvalgt jord (Askov) og nedbørsniveau (640 mm) er simuleringen fortsat i yderligere 30 år (2000 til 2030).

**TABEL 11.** Oversigt over scenarier.

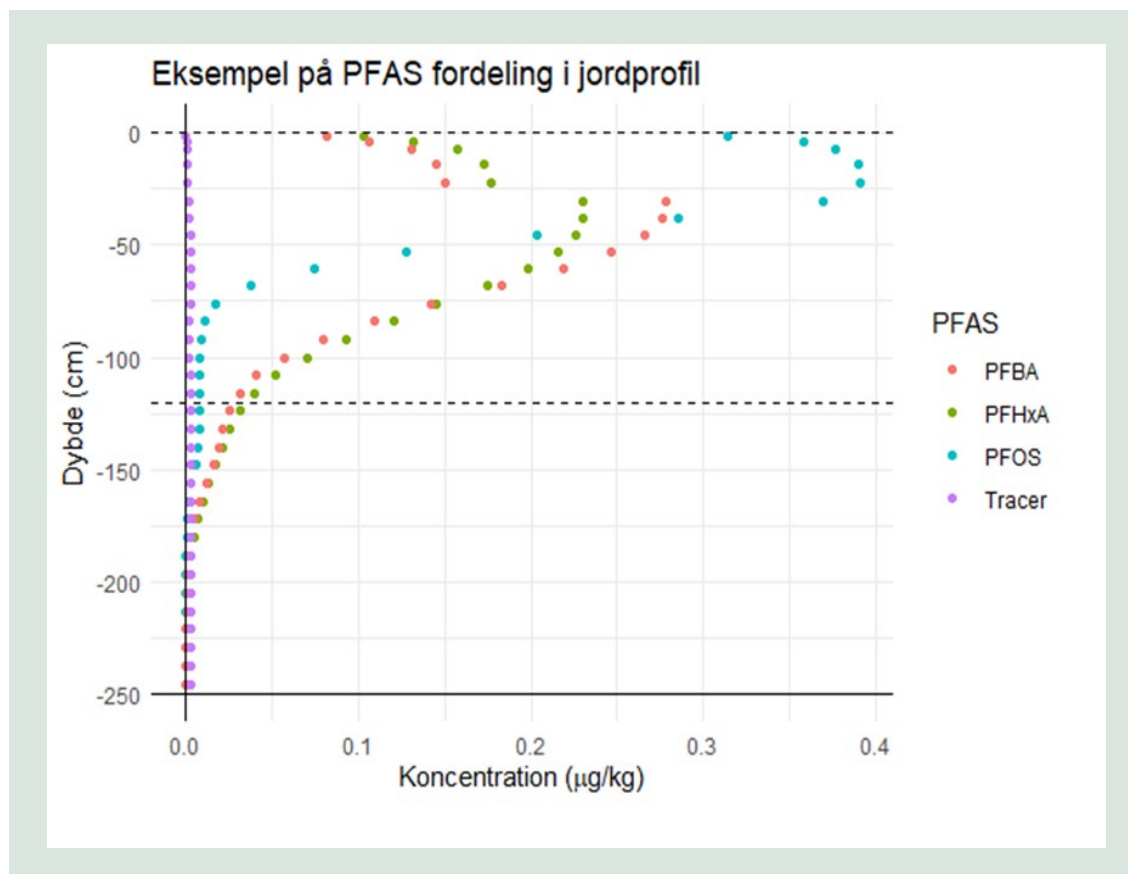
Scenarie	Jord	Nedbør	Tilførsel af PFAS	Periode	Kd model
1	Askov (JB6)	640 mm årligt	0,01 g/ha årligt	1970 til 2000	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$
2	Jynde vad (JB1)	640 mm årligt	0,01 g/ha årligt	1970 til 2000	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$
3	Askov JB6	900 mm årligt	0,01 g/ha årligt	1970 til 2000	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$
4	Jynde vad (JB1)	900 mm årligt	0,01 g/ha årligt	1970 til 2000	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$
5a	Askov (JB6)	640 mm årligt	0,01 g/ha årligt	1970 til 2030	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$
5b	Askov (JB6)	640 mm årligt	0,01 g/ha årligt 0 g/ha årligt	1970 til 2000 2000 til 2030	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc} + K_{clay} \cdot f_{clay}$
6	Askov (JB6)	640 mm årligt	0,01 g/ha årligt	1970 til 2000	$Kd = K_{OC} \cdot f_{oc}$

For scenarie 5a er det årlige input af PFAS fortsat med 0,01 g/ha, mens input for scenarie 5b er sat til 0 g/ha, for at simulere effekten af et fuldstændigt stop af PFAS-forurening. Da der i litteratur typisk anvendes KOC alene til beregning af Kd, er der for scenarie 6 valgt at simulere PFAS fordeling netop baseret på denne model til at sammenligne den ellers anvendte model der både medtager adsorption til ler og organisk kulstof, eftersom denne model gav den bedste prædiction af observeret data. Modellen medregner ikke retention af PFAS i luft-vand grænsefladen, selvom det forventes at kunne have stor betydning for disse overfladeaktive stoffer, hvorfor disse scenarier-analyser skal bruges til at vurdere hvad der på nuværende tidspunkt kan simuleres med Daisy, men yderligere optimering af modellen skal implementeres.

### 8.5.1 Eksempel på simuleringresultater

Fordelingen af PFAS i jordprofilen (0-250 cm dybde) er simuleret over en 30-årig periode med én årlig tilførsel af PFAS (0,01 g/ha). Modellen medregner PFAS adsorption til ler og organisk kulstof, men ikke retention i luft-vand grænsefladen. PFAS-stofferne kan tilbageholdes i jorden hvis de adsorberer til enten ler eller organisk kulstof. PFAS opløst i porevand kan transporteres til dybere jordlag med infiltrerende nedbør.

Et eksempel på fordeling i en jordprofil er vist i Figur 16. For enkelhedens skyld er der kun vist fordelingen af tre stoffer: PFOS, PFHxA og PFBA, samt en "tracer", som er et stof, der ikke adsorberes til jorden. Grafen viser koncentrationen af PFAS-stofferne ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i jorden fra 0 cm (jordoverfladen) til -250 cm dybde efter 30 års simulering. Der er indtegnet en horisontal linje ved dybden 0, som illustrerer jordoverfladen. I en dybde på -120 cm er der også indtegnet en horisontal linje, som svarer til en typisk placering af drænrør, for at illustrere, hvad der potentielt kan ende i drændybde. Under dræn vil der i virkeligheden være mættet forhold som potentielt vil resultere i en større udvaskning. I modellen er der dog antaget fri dræning og umættet forhold ned til -250 cm dybde. Da der ikke er dræn i den simulerede jord, er det ikke muligt at simulere den eksakte mængde som strømmer til dræn, men det er til gengæld muligt at vise koncentration i jorden og jordvæsken i drændybde.

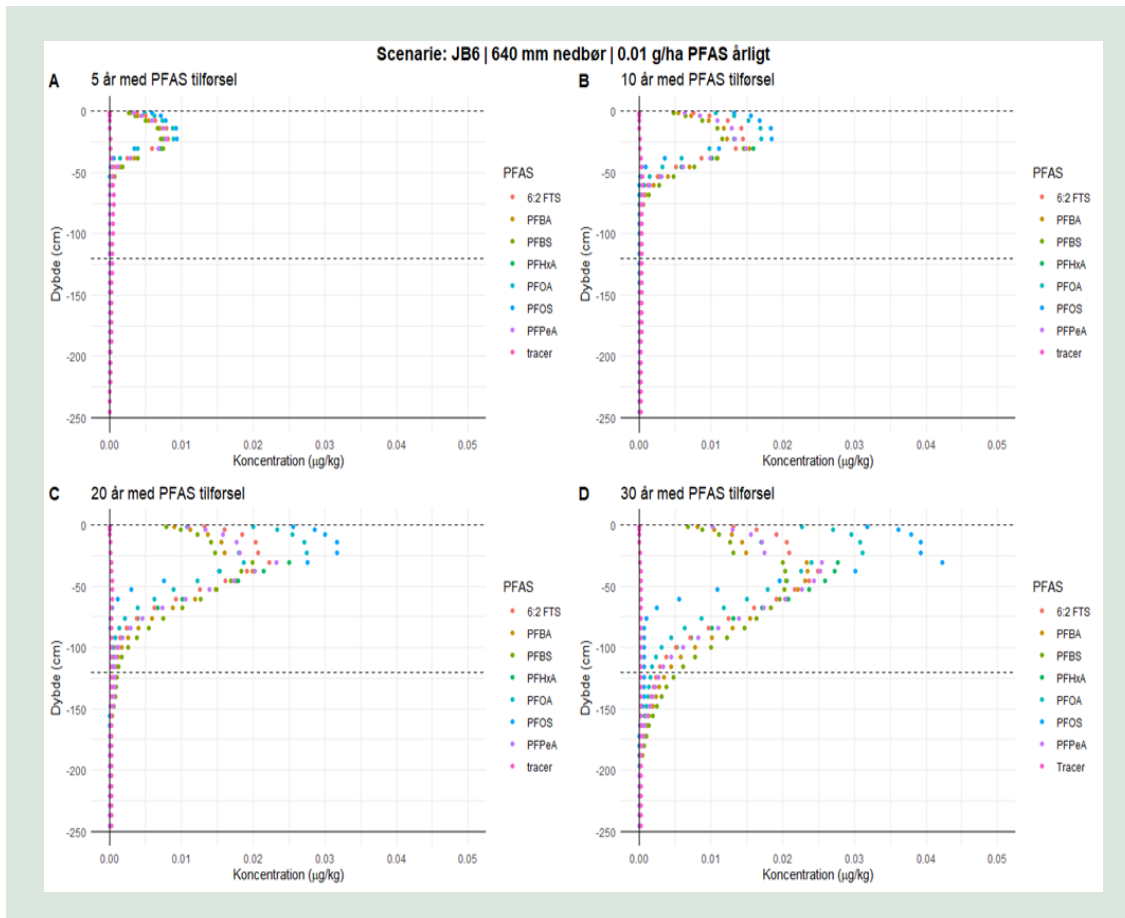


**FIGUR 16.** Eksempel på simuleret fordeling af PFAS i jordprofilen efter 30 års tilførsel en gang årlig af 0.01 g/ha af hvert PFAS-stof. Modellen medregner adsorption til ler og organisk kulstof, men ikke retention i luft-vand grænsefladen. I dybden -120 cm er indtegnet en horisontal linje som svarer til en typisk dybde for drænrør. Efter 30 år er PFOS tilbageholdt i de øverste 100 cm af jorden, mens PFHxA og PFBA når ned til drændybde i en koncentration på omkring 30 ng/kg for begge stoffer.

Figur 16 viser jordkoncentrationen ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) af PFOS (blå punkter), PFHxA (grønne punkter) og PFBA (røde punkter) i jordprofilen. Tracer (lilla punkter) har ingen adsorption til jord og bliver derfor udvasket til de nedre jordlag med det samme. I de øverste jordlag (0-50 cm) ses en højere koncentration af PFOS, som aftager med dybden. PFOS tilbageholdes i højere grad i de øvre jordlag, og vil derfor akkumulere her over tid, og der findes kun negligeable mængder ved drændybden. Koncentrationerne af PFBA og PFHxA er lavere end PFOS, og de tilbageholdes ikke i lige så høj grad i de øverste jordlag. Derfor ses der ikke samme grad af akkumulering som for PFOS. Til gengæld er PFBA og PFHxA mere mobile og forekommer i større koncentrationer ved drændybden efter 30 års simulering. For begge stoffer er koncentrationen simuleret til omkring 0,003  $\mu\text{g}/\text{kg}$  eller 30 ng/kg ved drændybde.

### 8.5.2 Scenarie 1: JB6 med fri dræn og biopore i Taastrup klima

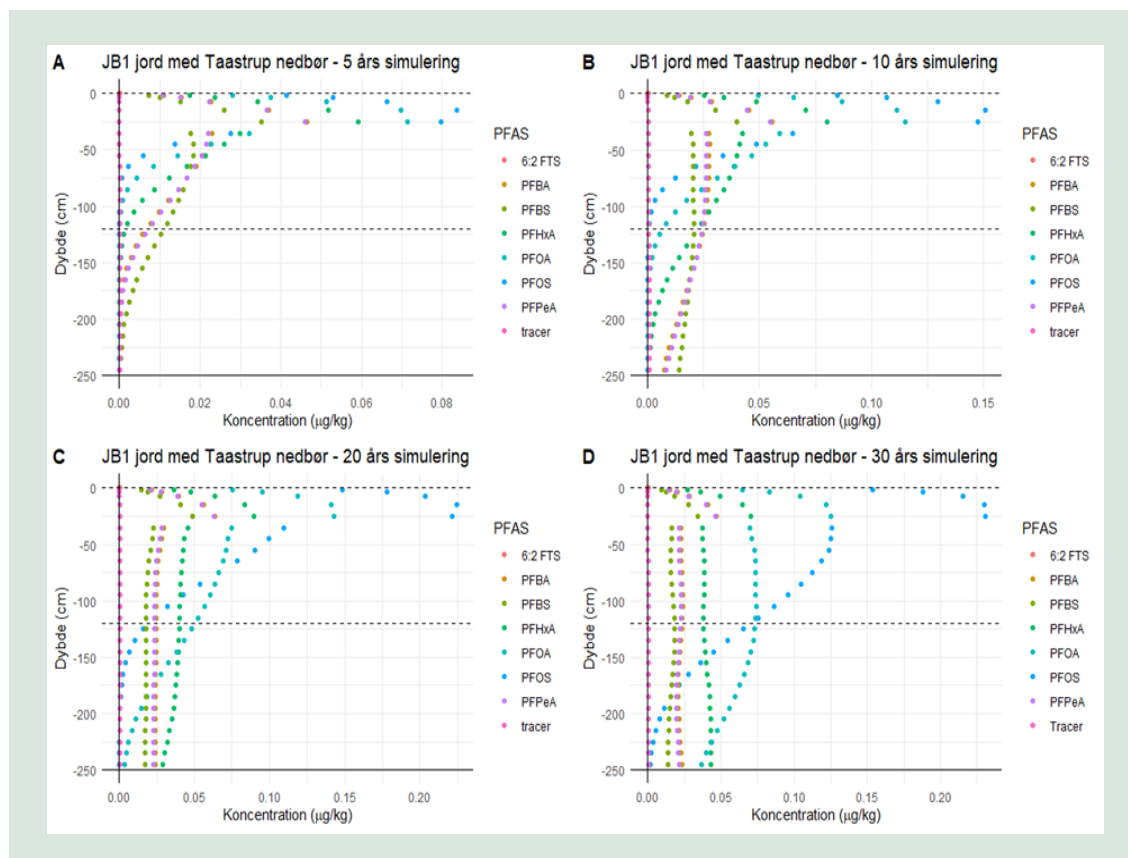
Figur 17 viser fordelingen af syv forskellige PFAS-stoffer samt en tracer i en typisk dansk lerjord (JB6 jord) med fri dræn og Taastrup klima efter en simuleringsperiode på hhv. 5, 10, 20, og 30 år. Det ses for alle stoffer at koncentrationer i dybden stiger med tiden. Figur 17A viser fordelingen af stofferne efter 5 års simulering med en årlig tilførsel på 0,01 g/ha. Kort kædet PFAS, PFBA, PFBS og PFPeA, PFHxA er mest mobile, mens de resterende PFAS ikke observeres i dybder under 100 m. Efter 10 års simulering begynder de resterende på nær PFOS at kunne ses i drændybde (Figur 17B). PFOS akkumuleres i de øvre jordlag og efter 30 års simulering (Figur 17D) når PFOS drændybde, men i meget lave koncentrationer. For de resterende PFAS stiger koncentrationen i drændybde med tiden, men størstedelen er stadig tilbageholdt i de øvre jordlag.



**FIGUR 17.** Simulerede PFAS-koncentrationer i en JB6-jord under årlige nedbørsmængder svarende til dem målt i Taastrup. Graferne viser fordelingen af PFAS i jorddybden efter 5, 10, 20 og 30 års simulering, hvor der en gang årligt er tilført 0,01 g/ha PFAS, som vist i A, B, C og D. Fordelingen af PFAS er beregnet baseret på  $K_d$ , der er estimeret ud fra stofs specifikke værdier for  $K_{clay}$  og  $K_{oc}$ . Modellen tager ikke højde for tilbageholdelse ved luft-vand grænsefladen, en faktor der bør optimeres i fremtidige simuleringer.

### 8.5.3 Scenarie 2: JB1 med fri dræn og Taastrup klima

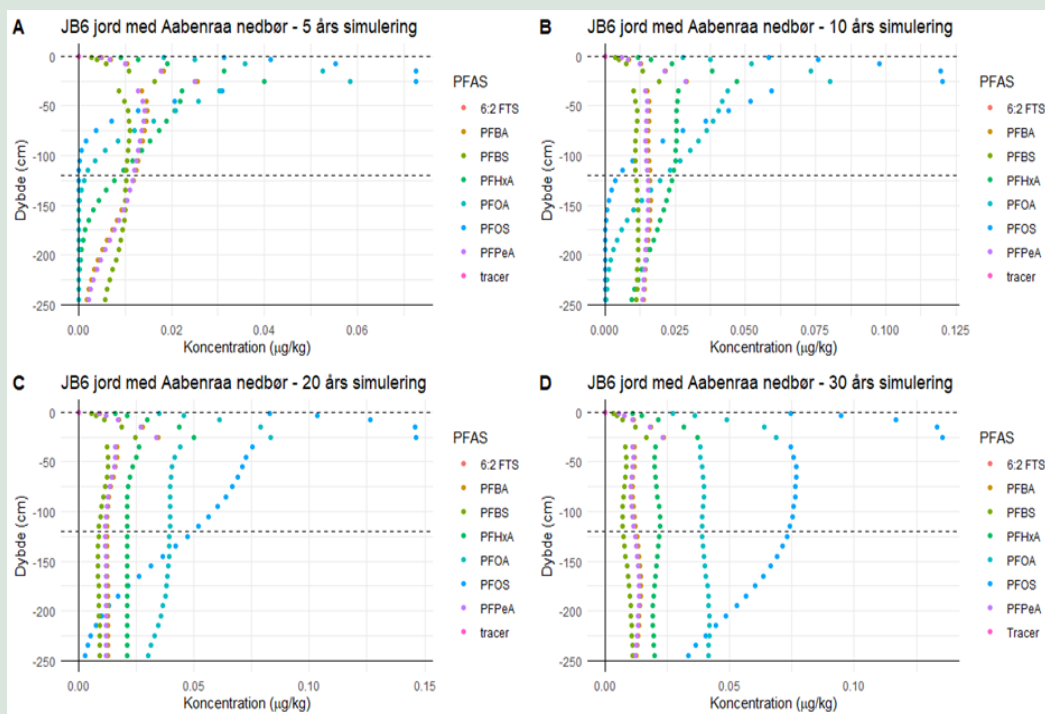
Figur 18 viser fordeling af de syv PFAS-stoffer i en typisk dansk sandjord (JB1 jord) med fri dræn og Taastrup klima. I denne jord er PFAS langt mere mobilt og kort-kædet PFAS kan ses efter allerede 5 års simulering i drændybde. De lang-kædet PFAS tilbageholdes i højere grad, men efter hhv. 20 og 30 år kan PFOA og PFOS ses i drændybde. Efter 30 års simulering simuleres der PFOS og PFOA i de højeste koncentrationer i drændybde.



**FIGUR 18.** Simuleret PFAS koncentrationer i en JB1 jord med årlige nedbør svarende til mængder målt i Taastrup. Grafer viser fordeling af PFAS i jorddybden efter 5, 10, 20 og 30 års simulering med en årlig tilførsel af PFAS (0,01 g/ha) for hhv. A, B, C og D. Modellen medregner adsorption til ler og organisk kulstof, men ikke til luft-vand grænsefladen.

### 8.5.4 Scenarie 3: JB6 med fri dræn og biopore og "Aabenraa" klima

Figur 19 viser at mobiliteten af PFAS-stofferne stiger med øget nedbørsmængder. PFOS og PFOA tilbageholdes i højere grad i de øvre jordlag og medfører en akkumulering i de øvre jordlag, men denne pulje bliver vasket ud efter 20 år.

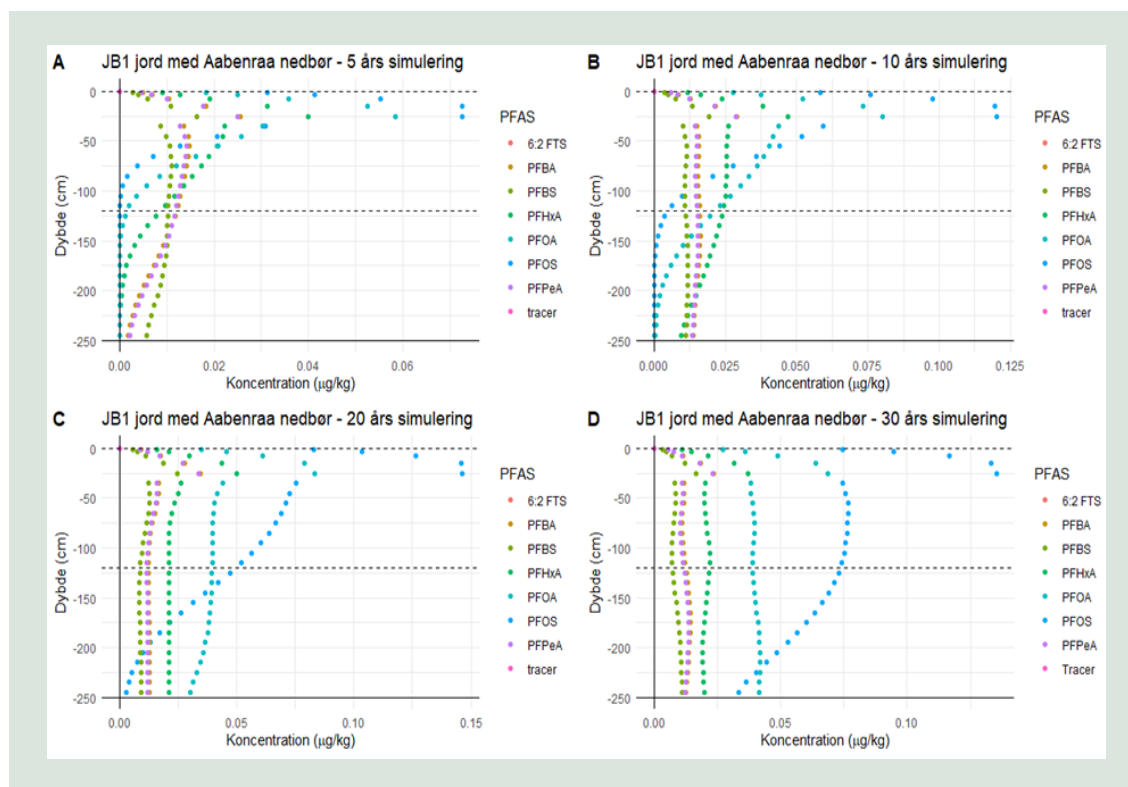


[Indsæt figur]

**FIGUR 19.** Simuleret PFAS koncentrationer i en JB6 jord med årlige nedbør svarende til mængder beregnet for Aabenraa. Grafer viser fordeling af PFAS i jorddybden efter 5, 10, 20 og 30 års simulering med en årlig tilførsel af PFAS (0,01 g/ha) for hhv. A, B, C og D. Modellen medregner adsorption til ler og organisk kulstof, men ikke til luft-vand grænsefladen.

### 8.5.5 Scenarie 4: JB1 med fri dræn og "Aabenraa" klima

Tilsvarende som med JB6, ses der større mobilitet for alle stoffer med mere nedbør (Figur 20).



**FIGUR 20.** Simuleret PFAS koncentrationer i en JB1 jord med årlige nedbør svarende til mængder beregnet for Aabenraa. Grafer viser fordeling af PFAS i jorddybden efter 5, 10, 20 og 30 års simulering med en årlig tilførsel af PFAS (0,01 g/ha) for hhv. A, B, C og D. Modellen medregner adsorption til ler og organisk kulstof, men ikke til luft-vand grænsefladen.

Sammenlign med feltdata fra Tørskind jordprofilen fra feltundersøgelserne (Figur 12), ses at der er ca. 0,07 µg/kg PFOA i pløjelaget Ap 0-28 cm. I den underliggende C-horisont (28-88 cm) er der fra 0,09 til 0,17 µg/kg. Under 88 cm er der et fald til 0,04 µg/kg. Det mønster kan sammenlignes med mønstrene fra simuleringerne.

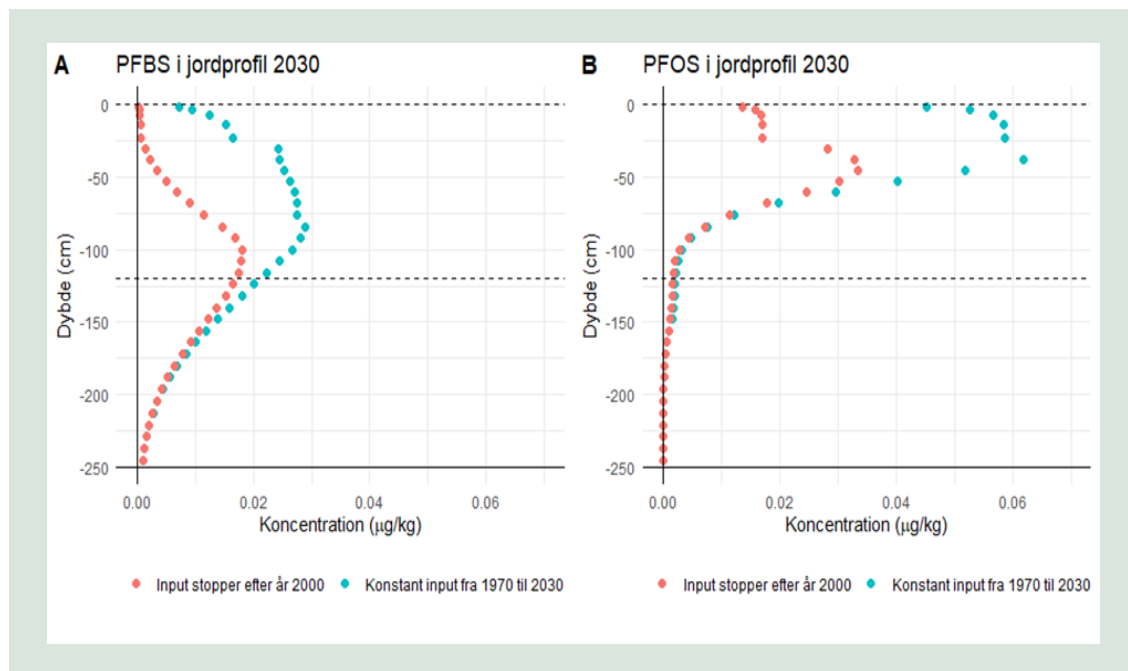
PFOS-koncentration i Tørskind er højere end PFOA i pløjelaget, men er under detektionsgrænsen i underjorden (Figur 12).

Det ser ud til at PFOA har bevæget sig længere ned fra jordoverfladen, og det er samme billede som ses i simuleringerne hvor PFOS tilbageholdes kraftigt i de allerøverste jordlag, mens PFOA hurtigere begynder at vaskes ned i jordbundsprofilen og fordeles mere ens ned i profilet. Efter 30 år er der fortsat markant højere koncentration af PFOS i Ap-horisonten sammenlignet med i 28-38 cm.

### 8.5.6 Scenarie 5a og 5b: 30 år med og 30 år uden PFAS

I Figur 21 ses to scenarier, hvor 30 års simuleringen er fortsat i yderligere 30 år, dvs. perioden 1970 til 2030. Vejrdata fra 2020 til 2030 er en gentagelse af vejrdata fra 1970 til 2000.

I det ene scenarie (5a) er simuleringen kørt som tidligere beskrevet og blot fortsat i yderligere 30 år. Dvs. én årlig tilførsel af PFAS (0,01 g/ha) i perioden 1970 til 2030. Dette scenarie er vist for PFBS og PFOS i de blå grafer i Figur 21. I det andet scenarie (5b) er der tilført PFAS én gang årligt (0,01 g/ha) i perioden 1970 til 2000, hvorefter tilførslen af PFAS er stoppet. Dvs. i perioden 2000 til 2030 er der ikke tilført nyt PFAS. Eksemplet her en simulering af lerjorden Askov (JB6) og Taastrup klima (gennemsnit 600 mm årligt nedbør).

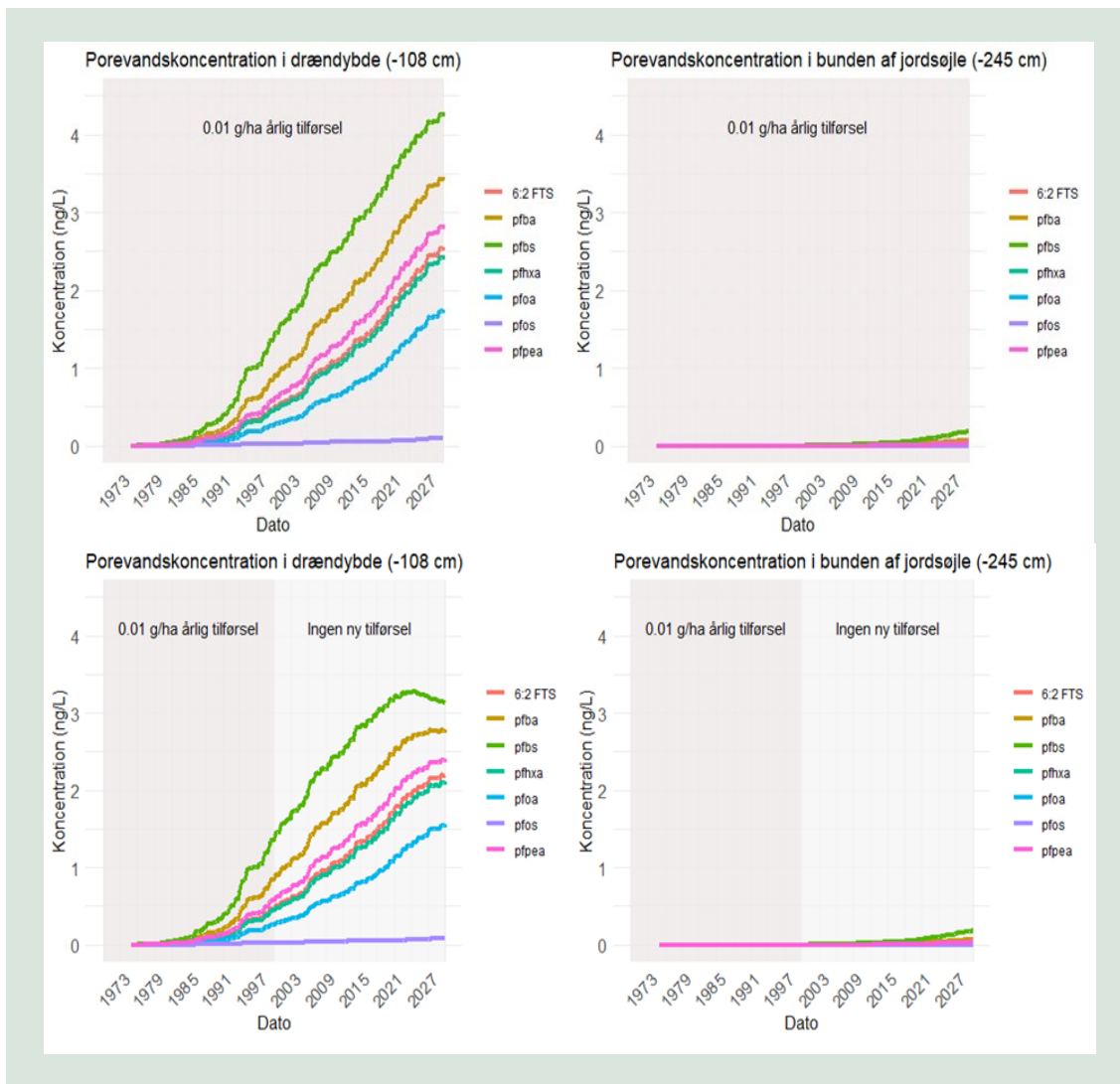


**FIGUR 21.** Simuleret PFAS koncentrationer i jorden (µg/kg) i en lerjord (Askov) og Taastrup nedbør efter 60 års simulering. To forskellige scenarier er vist. Blå grafer er scenarie 5a hvor der er simuleret én årlig tilførsel af 0,01 g/ha PFAS i 60 år. Røde grafer viser simulering af én årlig tilførsel af 0,01 g/ha PFAS i 30 år (1970 til 2000), hvorefter der ikke tilføres nyt de næste 30 år (2000 til 2030). A) viser fordelingen af PFBS i jordprofilen, og B) viser fordelingen af PFOS. Modellen inkluderer PFAS adsorption til ler og organisk kulstof i jorden, men ikke retention i luft-vand-grænsefladen.

### 8.5.7 PFAS i porevand

Koncentration af PFAS i porevandet for scenarie 5a og 5b er vist i Figur 22. Den simulerede koncentrationen af PFAS i porevandet (ng/L) over tid i to forskellige dybder er: drændybde (-108 cm) og bunden af simuleret jordsøjle (-245 cm). Øverst ses koncentrationerne for scenarie 5a, dvs. hvor input af PFAS fortsætter i 60 år.





**FIGUR 22.** Simuleret PFAS koncentrationer i porevand (ng/L) i en lerjord (Askov) og Taastrup nedbør. To forskellige scenarier er vist, hvor de øverste grafer er simulering af én årlig tilførsel af 0,01 g/ha PFAS i 60 år. Nederst viser simulering af én årlig tilførsel af 0,01 g/ha PFAS i 30 år (1970 til 2000), hvorefter der ikke tilføres nyt de næste 30 år (2000 til 2030). Venstre grafer viser koncentration af PFAS i porevand i drændybde (-108 cm), højre grafer viser koncentrationer af PFAS i bunden af jordsøjle (-245 cm). Modellen inkluderer PFAS adsorption til ler og organisk kulstof i jorden, men ikke retention i luft-vand-grænsefladen.

Nederst i Figur 22 ses koncentrationerne for scenarie 5b, hvor PFAS-input stopper efter 30 år. I porevandet med drændybde, nås der et plateau i koncentration for det mere mobile stof, PFBS, ca. 20 år efter stop af ny PFAS-tilførsel, hvorefter koncentrationen af stof begynder at aftage. For de andre stoffer, med undtagelse af PFOS, begynder et plateau at ses efter ca. 25-30 år. Kun en meget lille andel af PFOS er nået drændybde efter 60 års simulering. Der er stort set ingen PFAS simuleret i porevandet i bunden af jordsøjlen, dvs. med anvendte model tager det mange år før PFAS når til disse dybder.

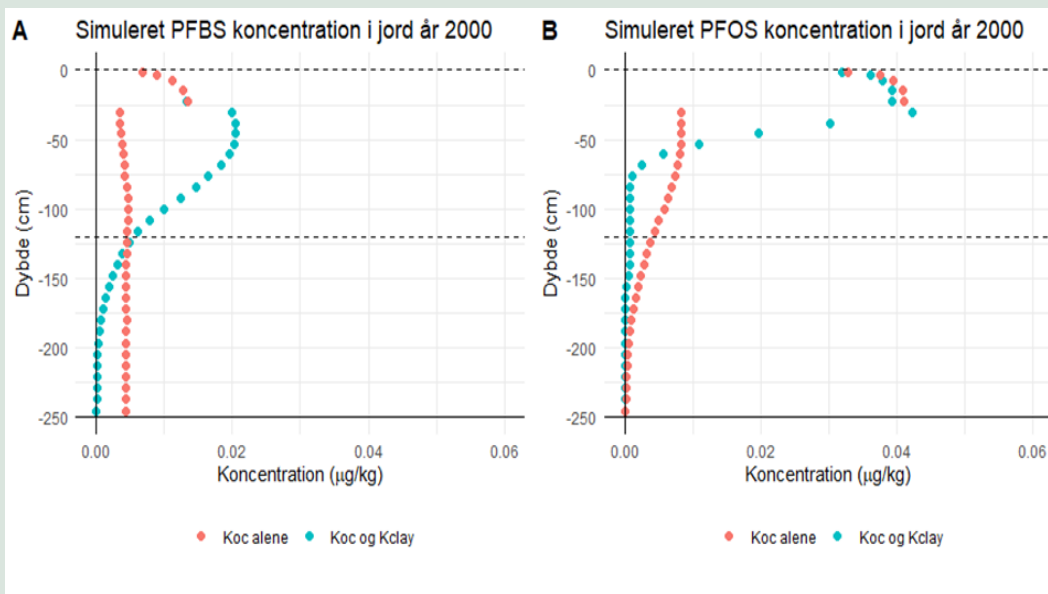
### 8.5.8 Scenarie 6: Koc vs Koc og Kclay

I simuleringerne vist hidtil, er PFAS transport simuleret ved brug af  $K_d$  baseret på fordelingskoefficienter for ler ( $K_{clay}$ ) og organisk kulstof ( $K_{oc}$ ), fordi det gav det bedste fit af observerede data. Det er mere traditionelt at beregne  $K_d$  alene på  $K_{oc}$ , så derfor er simulering med  $K_{oc}$  alene gennemført til sammenligning. Figur 23 viser fordeling af PFBS og PFOS i jorden efter 30 års simulering med en årlig tilførsel på 0,01 g/ha baseret på  $K_{oc}$  alene (rød graf) eller  $K_{oc}$



og  $K_{clay}$  (blå graf). Eksemplet her er en simulering af lerjorden Askov (JB6) og Taastrup klima. Når adsorption til ler medregnes, ses en større tilbageholdelse af særligt PFBS i de øvre jordlag.

I pløjelaget (-25 cm) hvor der sker et stort skifte i organisk kulstof indhold, ser man at når  $K_{oc}$  bruges alene, bliver retentionen i jorden pludselig meget lav for begge stoffer. Derimod når ler medtages som sorbent, ses en mere gradvis udvaskning til nedre jordlag. For PFBS er koncentrationen ens i de øverste 25 cm uafhængig af metode. Ler-indholdet i jorden stiger fra 11,3% til 23,5% ved dybde -27 cm (jf. Tabel 10). Her ses også en betydelig større retention for PFBS når sorption til ler medregnes sammenlignet med når den ikke gør.



[Indsæt figur]

**FIGUR 23.** Simuleret PFAS koncentrationer i jorden ( $\mu\text{g}/\text{kg}$ ) i en lerjord (Askov) og Taastrup nedbør efter 30 års simulering med én årlig tilførsel af 0.01 g/ha PFAS. To forskellige metoder til retention af PFAS i jord er anvendt. Røde grafer viser simuleret PFAS-koncentrationer i jordprofil når  $K_d$  beregnes på traditionelvis med  $K_{oc}$  alene. Blå grafer viser hvad der sker når også adsorption til ler er medregnet i  $K_d$ . Ingen af metoderne medregner retention i luft-vand-grænsefladen.

## 8.6 Optimering af PFAS-transport i Daisy og identificerede videnshuller

I de forudgående afsnit er det blevet demonstreret, hvad Daisy kan simulere i forhold til PFAS-transport under de nuværende forhold. PFAS-transport er blevet simuleret for to typer landbrugsjord under forskellige nedbørsforhold. Baseret på de resultater, der er opnået i rapporten, kan det nu konkluderes, hvilke yderligere faktorer der kunne være relevante at simulere med de værktøjer, der allerede findes i Daisy og hvilke processer der kunne implementeres i Daisy som en videreudvikling af Daisy, for at forbedre simuleringen af PFAS-transport i jord. Disse præsenteres herunder, først for forhold der kan undersøges med den eksisterende Daisy version og viden, dernæst for processer der er implementeret i Daisy, men hvor der er behov for mere data til parameterisering af disse processer, og til sidst processer der endnu ikke eksisterer, men som kunne være relevante at implementere i Daisy.

### Afgræsning af projektet

Der er funktioner i Daisy som er relevante og som potentielt kunne være medtaget i projektet, men ikke blev anvendt, da det pga. projektets størrelse var nødvendigt af afgrænse mængden af modelopsætninger. De anvendte jorde til simulering havde fri dræning, hvilket betyder, at der ikke var nogen interaktion med grundvandet. Det havde dog også været muligt at inkludere simuleringer af jorder med dræn og interaktion med grundvand samt simulering af bioporer og præferentiel strømning. Et godt næste skridt vil derfor være at simulere PFAS transport i jorde med højtliggende og varierende grundvandsstand, med drænrør, med biopore og præferentiel strømning, samt udvide mængden af jordtyper (variation i tekstur, organisk indhold og hydraulisk ledningsevne), og dyrkningssystemer (f.eks. permanent græs vegetation).

### Manglende data til parameterisering

Der er flere funktioner i Daisy, som teoretisk kunne anvendes til at simulere PFAS-transport, men som ikke er blevet anvendt i dette projekt på grund af mangel på tilstrækkelige data til parameterisering.

En af Daisys fordele er, at modellen også simulerer plantevækst og rodoftag. Dette er særligt relevant, da det er velkendt, at PFAS kan optages i planter. For at kunne simulere dette i Daisy kræves der dog data, der kan bruges til parameterisering af denne funktion, dvs. mere viden om hvor meget PFAS der optages i de anvendte afgrøder. Derudover mangler der viden om hvordan PFAS fordeler sig i de forskellige dele af planten. Daisy kan nemlig simulere koncentration i de enkelte plantedele (blade, stængler, korn og rod). Hermed er det muligt at simulere koncentration i fx spiselige dele af planten eller koncentrationen af PFAS i de plantedele, som bliver tilbage på marken efter høst.

I model-opsætningen præsenteret i denne rapport er det antaget, at PFAS ikke nedbrydes i jorden. Dette er dog kun delvist korrekt, da PFAS-præcursorer kan omdannes til andre, ikke-nedbrydelige PFAS. Daisy har funktioner, der kan simulere transformation af stoffer og dannelse af metabolitter, men som med andre mekanismer kræves der data for at parameterisere disse processer korrekt.

Daisy kan også simulere dannelse af kolloider og kolloid faciliteret stoftransport. For at kunne bruge denne funktion kræves der imidlertid data, der kan bruges til at bestemme, hvor meget PFAS, der binder sig til kolloider i jorden. Kolloid faciliteret transport er tidligere blevet anvendt til at simulere transport af pesticider, hvor stor betydning for stærkt absorberende pesticider blev demonstreret, hvorfor det forventes at kunne have samme effekt for stærkt absorberende PFAS-stoffer.

### Relevante mekanismer for PFAS-transport, der kan implementeres

Der er flere yderligere mekanismer, som kunne være relevante at implementere i Daisy for at forbedre simuleringen af PFAS-transport i jord.

En mekanisme, der er dokumenteret i litteraturen, er PFAS-stoffers tendens til at ophobe sig i luft-vand-grænsefladen, særligt for stoffer som PFOA og PFOS, og neutrale PFAS. Liao et al. (2024) har sammenlignet tre forskellige modeller til at simulere PFAS transport i landbrugsjord og fandt at inddragelse af retention på luft-vand grænsefladen har betydning for fordelingen af PFAS i jorden, særligt i de dybere jordlag (under 2 meters dybde). Denne proces er endnu ikke implementeret i Daisy, men det forventes, at kunne implementeres ved at følge de ligninger, der er foreslået af Brusseau et al. (2019).

Yderligere, i nuværende simulering er PFAS-input lavet med én årlig tilførsel med funktionen 'spray'. Det valgte input er et skøn, der forsøger at beregne diffus tilførsel baseret på målte PFAS-koncentrationer i nedbør. Mere viden om faktisk input vil naturligvis styrke modellen, dvs. mere data om hvorvidt PFAS også tilføres på marken med fx gylle eller via atmosfærisk

tørdeposition. Det kunne være relevant at udvikle Daisy så PFAS tilførsel blev simuleret som atmosfærisk deposition. På nuværende tidspunkt er det muligt at gøre for kvælstof, og bør derfor være relativt simpelt, at implementere for PFAS, hvis mekanismerne er ens. På den måde kan der også tages højde for tidlig og rumlig variation i PFAS-input.

#### Behov for valideringsdata

En vigtig del af enhver model er valideringen, og derfor er det også nødvendigt at sikre adgang til data, som kan bruges til at validere de simuleringer, der udføres med Daisy. Uden passende valideringsdata vil det være vanskeligt at afgøre, om de resultater, modellen genererer, er realistiske.

Udfordringen ligger især i, at størstedelen af PFAS-forureningen på landbrugsjord er diffus, uden et kendt input og uden klar viden om, hvor længe forureningen har været til stede. I stedet kan man se nærmere på punktkilder, hvor der er større sandsynlighed for, at inputtet er kendt og hvor PFAS-distributionen i jorden er blevet målt. Denne viden kunne være nyttigt til at teste modellen og er især relevant, hvis der skal udvikles nye funktioner i modellen.

## 8.7 Delkonklusion

Modellering af PFAS mobilitet i jord i umættet zone kan gøres med mekanistiske jord-vand-luft-plante model Daisy for polære PFAS stoffer. Modellen er testet uden luft-vand grænsefladen, og mobiliteten af de langkædede forventes at blive lidt langsommere for kort-tids simuleringerne når grænsefladelaget bliver indbygget i modellen. For simuleringer med konstant tilførsel til jorden i 20 år eller mere ser det ud til at have mindre effekt for den vertikale fordeling i de øverste 2 m i umættet zone for de udvalgte stoffer fra PFAS22 gruppen. Tilføjelse af luft-vand grænsefladen til model koden er ret enkelt. Udfordringen bliver at tilvejebringe retvisende værdier for grænsefladearealet ved de kontinuerligt skiftende vandindhold i jorden, og gode bindingskonstanter for jordene.

Den tidsmæssige udvikling efter 5, 10, 20 og 30 års forløb viser, at de lang-kædede PFAS tilbageholdes væsentlig mere end de mere mobile korte PFAS. De kortkædede stoffer er allerede efter 5 år sivet ned til drænybde i 120 cm i sandjord i nedbørsrige områder i Danmark. Både kort- og langkædede stoffer ses først efter 20-30 år på lerjord med mere tørt dansk vejr.

## 9. Konklusion

Der er begrænset viden om forekomst af PFAS i jord i det åbne land for arealer som alene er tilført PFAS som diffus forurening fra luften eller fra en almindelig arealforvaltning uden særlige kendte kilder til spredning af PFAS til arealerne. I Danmark er det almindelig landbrugsdrift med og uden husdyr og husdyrgødning, og enge med græsning og slæt. Skov, hede og overdrev med naturlig eller næsten naturlig vegetation uden kendt tilførsel af PFAS fra andre kilder end atmosfærisk deposition.

Det overordnede billede af forekomst af i forvejen forekommende niveauer af PFAS22 på landbrugs- og naturarealer i det åbne land viser under 5 µg/kg ts som sum PFAS22 fordelt på 10-12 enkeltstoffer. Sum PFAS4 udgør en stor del af de fundne mængder, og enkelte undersøgelser af koncentration ned igennem rodzonen viser samme lave koncentrationsniveau. Den ensartede vertikale fordeling er mønstret for en ældre og vedvarende kilde til PFAS og en tilførsel til jorden som ikke er aftaget nævneværdigt de seneste 10-20 år.

Undersøgelse af PFAS22 i skove viser forhøjede koncentrationer i skovbryn som filtrerer større luftmasser og derved mere afsætning af PFAS på løv og grene. Med gren- og stamnedløb og gennedryp transporteres mere PFAS22 til jorden i skovbrynet. Inde i større skovområder i Danmark og Sverige findes lave koncentrationer af PFAS22.

Landbrugsarealer i omdrift, som alene er diffust forurenede viser samme indhold af PFAS22 som naturområder beliggende i samme område. Der er ikke forskel mellem landsdele i Danmark, og ikke forskel på om det er lynghede eller græsoverdrev.

De undersøgte lavbundslande, dvs. jorde med over 6% kulstof viser et højere indhold end marker på højbundsland, og lidt forhøjede værdier for sum PFAS4 og sum PFAS22 er målt i disse jorde som har sat sig over en årrække med dræning.

Kystnære græsarealer viser betydeligt forhøjede indhold af PFAS22 end tilsvarende arealer længere fra kysten, og det kan skyldes at havskum påvirkningen har givet akkumulering i de øverste jordlag.

Modellering af vertikal mobilitet af de polære PFAS22 i de øverste jordlag i diffust forurenede jorde er muligt med den eksisterende mekanistiske jord-vand-luft-plante model (Daisy-modellen) for en del af stofferne. Modellen kan udvides med luft-vand grænseflade i den eksisterende modelarkitektur. Med luft-vand grænseflade integreret kan modellen håndtere polære PFAS22 som har en betydelig fordeling til luft-vand grænsefladen i meniskerne i jordens porer i den umættede zone. Der kræver flere data for sorption af flere PFAS stoffer end PFAS22 gruppen, og feltdata fra jordprofiler til validering af modeludvidelsen og mobilitet af nye PFAS grupper.

# 10. Referenceliste

- Abrahamsen, P., & Hansen, S. (2000). Daisy: An open soil-crop-atmosphere system model. *Environmental Modelling and Software*, 15(3). [https://doi.org/10.1016/S1364-8152\(00\)00003-7](https://doi.org/10.1016/S1364-8152(00)00003-7)
- Ahmad, A., Tian, K., Tanyu, B., & Foster, G. D. (2023). Effect of Clay Mineralogy on the Partition Coefficients of Perfluoroalkyl Substances. *ACS ES&T Water*, 3(9). <https://doi.org/10.1021/acsestwater.3c00105>
- Bossi, R. (2024). Målinger af PFAS i luft og nedbør.
- Brusseau, M. L., Yan, N., Van Glubt, S., Wang, Y., Chen, W., Lyu, Y., Dungan, B., Carroll, K. C., & Holguin, F. O. (2019). Comprehensive retention model for PFAS transport in subsurface systems. *Water Research*, 148. <https://doi.org/10.1016/j.watres.2018.10.035>
- Bruun, E. W., Ravenni, G., Müller-Stöver, D., & Petersen, C. T. (2023). Small biochar particles added to coarse sandy subsoil greatly increase water retention and affect hydraulic conductivity. *European Journal of Soil Science*, 74(6). <https://doi.org/10.1111/ejss.13442>
- Campos Pereira, H., Ullberg, M., Kleja, D. B., Gustafsson, J. P., & Ahrens, L. (2018). Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) to an organic soil horizon – Effect of cation composition and pH. *Chemosphere*, 207, 183–191. <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.05.012>
- DMI. (n.d.). Vejrarkiv. DMI.
- Gauthier, J., & Mabury, S. (2024). Experimentally Determined Aqueous Diffusion Coefficients of PFAS Using <sup>19</sup>F NMR Diffusion-Ordered Spectroscopy. *ACS EST Water*. 4(10), 4615–4624 <https://doi.org/10.1021/acsestwater.4c00631>
- Guelfo, J. L., & Higgins, C. P. (2013). Subsurface transport potential of perfluoroalkyl acids at aqueous film-forming foam (AFFF)-impacted sites. *Environmental Science and Technology*, 47(9). <https://doi.org/10.1021/es3048043>
- Hansen, S., Abrahamsen, P., Petersen, C. T., & Styczen, M. (2012). Daisy: Model use, calibration, and validation. *Transactions of the ASABE*, 55(4).
- Hansen, S., Petersen, C. T., Møllerup, M., Abrahamsen, P., Gjettermann, B., Nielsen, M. H., Styczen, M., Poulsen, R., Lørup, J. C., Yamagata, K., & Butts, M. (2012). *Flerdimensional modellering af vandstrømning og stoftransport i de øverste 1-2m af jorden i systemer med markdræn*. Miljøstyrelsen, 138.
- Holbak, M., Abrahamsen, P., & Diamantopoulos, E. (2022). Modeling Preferential Water Flow and Pesticide Leaching to Drainpipes: The Effect of Drain-Connecting and Matrix-Terminating Biopores. *Water Resources Research*, 58(7). <https://doi.org/10.1029/2021WR031608>
- Hubert, M., Arp, H. P. H., Hansen, M. C., Castro, G., Meyn, T., Asimakopoulos, A. G., & Hale, S. E. (2023). Influence of grain size, organic carbon and organic matter residue content on the sorption of per- and polyfluoroalkyl substances in aqueous film forming foam contaminated soils - Implications for remediation using soil washing. *Science of the Total Environment*, 875. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2023.162668>
- Hull, S.D., Deen, L., Petersen, K.U., Jensen, T.K., Hammer, P., Wils, R.S., Frankel, H.N., Ostrowski, S.R., Tøttenborg, S.S. (2023). Time trends in per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) concentrations in the Danish population: A review based on published and newly analyzed data. *Environmental Research*, 237(2), 117036, <https://doi.org/10.1016/j.envres.2023.117036>
- Hunter Anderson, R., Adamson, D. T., & Stroo, H. F. (2019). Partitioning of poly- and perfluoroalkyl substances from soil to groundwater within aqueous film-forming foam

- source zones. *Journal of Contaminant Hydrology*, 220.  
<https://doi.org/10.1016/j.jconhyd.2018.11.011>
- Jacobsen, O. H. (1989). *Umættet hydraulisk ledningsevne i nogle danske jorde*.
- Jakobsen, C. (2024). *Sorption of PFAS in reduced tillage soil*. Speciale. Københavns Universitet.
- Jensen, S. E. (1996). *Agroclimate at Taastrup*. Jordbrugsforlaget.
- Jensen, John, Strobel, Bjarne W., Trier, Xenia (2024). *PFAS i restprodukter til landbrugsmæssig anvendelse*. Projekt rapport for Videnstaskforcen for PFAS-forurening. Miljøstyrelsen.
- Kookana, R. S., Navarro, D. A., Kabiri, S., & McLaughlin, M. J. (2022). Key properties governing sorption–desorption behaviour of poly- and perfluoroalkyl substances in saturated and unsaturated soils: a review. *Soil Research*, 61(2).  
<https://doi.org/10.1071/sr22183>
- Liao, S., Garza-Rubalcava, U., Abriola, L. M., Preisendanz, H. E., Lee, L. S., & Pennel, K. D. (2024). Simulating PFAS transport in effluent-irrigated farmland using PRZM5, LEACHM, and HYDRUS-1D models. *Journal of Environmental Quality*.
- Miljøstyrelsen (2022). Liste over kvalitetskriterier i relation til forurenede jord.
- Morsing, Laura, Tsitonaki, Katerina, Dyreborg, Søren, Mosthaf, Klaus, Fjordbøge, Annika Sidelmann, Hjorth, Rune, Jensen, Bolette, Baun, Anders, Bjerg, Poul L. (2024). *Konceptuel model for transport og skæbne af PFAS ved forurenede grunde, Projekt rapport for Videnstaskforcen for PFAS-forurening*. Miljøstyrelsen.
- Sima, M. W., & Jaffé, P. R. (2021). A critical review of modeling Poly- and Perfluoroalkyl Substances (PFAS) in the soil-water environment. *Science of the Total Environment*, 757. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2020.143793>
- Thomsen, Nanna, Sukstorf, Frederik Næsby. (2024). *Diffus forurening med PFAS i jord, grundvand og overfladevand. Litteraturstudie*. Miljøprojekt nr. 2275, Miljøstyrelsen.  
<https://www2.mst.dk/Udgiv/publikationer/2024/09/978-87-7038-609-8.pdf>
- Vorkamp, K.; Guedes, P.; Trier, X.; Bossi, R. (2024): *Further development of analytical methods for PFAS monitoring of environmental, food and human samples*. Projekt rapporten for Videnstaskforcen for PFAS-forurening. Miljøstyrelsen.
- Vuaille, J., Abrahamsen, P., Jensen, S. M., Diamantopoulos, E., Wacker, T. S., & Petersen, C. T. (2024). Modelling pesticide degradation and leaching in conservation agriculture: Effect of no-till and mulching. *Science of The Total Environment*, 929, 172559.
- Wang, Yifei, Munir, Umar, Huang, Qingguo. (2023). Occurrence of per- and polyfluoroalkyl substances (PFAS) in soil: Sources, fate, and remediation. *Soil Environmental Health*, 1, 100004. <https://doi.org/10.1016/j.seh.2023.100004>
- Weber, A. K., Barber, L. B., Leblanc, D. R., Sunderland, E. M., & Vecitis, C. D. (2017). Geochemical and Hydrologic Factors Controlling Subsurface Transport of Poly- and Perfluoroalkyl Substances, Cape Cod, Massachusetts. *Environmental Science & Technology*, 51(8). <https://doi.org/10.1021/acs.est.6b05573>
- VMR (2022), *Håndbog om undersøgelse og afværgelse af forurening med PFAS-forbindelser, Teknik og Administration, Nr 1*. Regionernes Videncenter for Miljø og Ressourcer.  
[https://backend.miljoeogressourcer.dk/media/lix/5319/PFAS-h\\_\\_ndbogen\\_29092022b.pdf](https://backend.miljoeogressourcer.dk/media/lix/5319/PFAS-h__ndbogen_29092022b.pdf)



**Diffus forurening og i forvejen  
forekommende niveauer af  
PFAS i danske jorde**

Diffus forurening af jord med PFAS er ukendt for langt de fleste landbrugs- og naturarealer. Når arealer, som ikke er forurenede grunde, skal vurderes, er det vanskeligt at vurdere om det målte PFAS kun skyldes diffus forurening, eller om der er en forureningskilde, som ikke er kendt.

Projektets formål er at sammenfatte og udbygge viden om diffus forurening med PFAS i danske jorde og spredning herfra gennem vidensindsamling, feltbaserede screeningsundersøgelser, kontrollerede laboratoriestudier og modeludvikling til simulering af transport til vandmiljøet.



Miljøstyrelsen  
Tolderlundsvej 5  
5000 Odense C

[www.mst.dk](http://www.mst.dk)