Avsedd för
Naturvårdsverket

Typ av dokument
Rapport

Datum
2025-12-12

Omvärldsbevakning av PFAS vid gödsling av slam på åkermark

NV-25-029591

RAMBOLL Bright ideas. Sustainable change.

Omvärldsbevakning av PFAS vid gödsling av slam på åkermark

NV-25-029591

Projektnamn	**Omvärldsbevakning av PFAS vid gödsling av slam på åkermark**
Projekt nr	**1320075170**
Mottagare	**Naturvårdsverket – Cecilia Bertholds**
Typ av dokument	**Final rapport**
Version	**1**
Datum	**2025-12-12**
Förberett av	**Nicklas Gustavsson (Projektledare), Sara Grundén, Julia Grönholdt Palm, Johanna Moreskog, Anna Allberg**
Kontrollerad av	**Fredrik Svanberg**

Ramboll
Perstorp Industripark By 896
284 80 Perstorp

T +46 (0)10 615 60 00
https://se.ramboll.com

Ramboll Sweden AB
Org. nummer 556133-0506

Sammanfattning

Spridning av PFAS i samhället är en aktuell fråga i många olika sammanhang och ett av vårt tids största miljöproblem. Ramboll har fått i uppdrag av Naturvårdsverket att bistå med en kartläggning och analys av andra länders riskbedömningar beträffande spridning av PFAS-innehållande slam på jordbruksmark. Syftet är att bidra med ett bättre underlag för beslut och rådgivning till tillsynsmyndigheter kopplat till frågor om risker med spridningen av avloppsslam på jordbruksmark i Sverige.

Genomgången har koncentrerats till riskbedömningar genomförda av US EPA och danska Miljøstyrelsen. Dessa riskbedömningar har använt olika metodik där den amerikanska bedömningen fokuserar på exponering och risker för människa genom olika modeller medan den danska riskbedömningen omfattar även jord- och vattenlevande organismer och beräknar en acceptabel slamhalt utifrån olika befintliga riktvärden.

Resultatet av genomgången visar att det finns en del skillnader mellan de antaganden som gjorts i främst den amerikanska bedömningen jämfört med svenska förhållanden. De amerikanska parametrarna är i vissa fall konservativa men i de flesta fall leder de snarare till en underskattning av exponeringen. Exempel på konservativa antaganden som ger överskattning av risken kan exempelvis vara om upptaget av PFAS i grödor baseras på växthusförsök. Ur ett svenskt perspektiv så är det även konservativt att anta att graden av självhushållning är så hög som beskrivs i den amerikanska studien, samt att den amerikanska slamgivan är 10 gånger högre än vad en normal svensk slamgiva är. För modellparametrar såsom föroreningsnivå i slam, antagen tid för exponering och livsmedelsintag så är antagandena dock väl icke-konservativa för att beskriva svenska förhållanden på ett rimligt sätt. Vidare så utgår riskbedömningen från exponering för endast PFOS och PFOA och den tar inte hänsyn till varken kombination av exponeringsvägar, additiva effekter mellan de två bedömda ämnena, innehåll av andra PFAS-substanser och prekursorer i slam eller att exponering kan ske från andra källor och vid andra tidpunkter än de 10 år som används i modellen. Trots detta resulterar den amerikanska modelleringen i en ökad risk för både carcinogena och icke-carcinogena effekter till följd av den modellerade slamspridningen. I den danska riskbedömningen används till skillnad från den amerikanska inte någon specifik PFAS-halt i slam, utan man beräknar i stället fram acceptabla halter i slam utifrån olika relevanta gränsvärden och andra scenariospecifika parametrar med hjälp av olika modeller. Ett riktvärde för PFAS4 i slam anges till 15 µg/kg ts för skydd av dricksvatten. För livsmedel uppges inte något värde då osäkerheten blir för stor till följd av att data saknas för att modellera spridningen i näringskedjan.

Efter den initiala genomgången genomfördes en fördjupad analys av de olika modellerna för att så långt det går klargöra huruvida de antaganden som gjorts och parametrar som använts av US EPA och i tillämpbara fall Miljøstyrelsen förhåller sig till svenska förhållanden och vilka av dessa som kan sägas leda till en ökad eller minskad risk i en svensk kontext. Resultatet visar att den riskmodell som skulle behöva tillämpas i Sverige för att ta höjd för alla relevanta faktorer behöver kunna hantera fler typer av risker än de modeller som använts i de amerikanska och danska riskbedömningarna. En del är den historiska spridningen av slam, som den amerikanska modellen bortser ifrån, vilket har bidragit till en upplagring och förhöjda halter av PFAS i jordbruksmark. Vidare så har det i undersökningar visats att slam innehåller en stor andel prekursorer till terminala PFAS, ämnen som när de når jorden kan omvandlas till mer stabila former av PFAS och bidra till förhöjda halter på sikt. En stor kunskapsbrist finns också beträffande risker med exponering för mer komplexa blandningar av PFAS samt att över 90% av slammets innehåll av extraherbart organiskt fluor fortfarande består av okända ämnen med en okänd hälsorisk.

Utifrån de osäkerheter som finns, ämnenas extrema persistens och allvarliga hälsoeffekter så är det Rambolls slutsats att PFAS i slam behöver regleras. För att komma vidare med en reglering behövs mer kunskap, särskilt om halter svenska i jordar och grödor men också en utökad karaktärisering av olika ämnen i slam.

Summary

The spread of PFAS in society is a topical issue in many different contexts and one of the biggest environmental problems of our time. Ramboll has been commissioned by the Swedish Environmental Protection Agency to assist with an assessment and analysis of other countries' risk assessments regarding the application of PFAS-containing sludge on agricultural land. The aim is to provide a better basis for decision-making and advice to regulatory authorities on questions relating to the risks of spreading sewage sludge on agricultural land in Sweden.

The review has focused on risk assessments carried out by the US EPA and the Danish Environmental Protection Agency. These risk assessments have used different methodologies, with the American assessment focusing on exposure and risks to humans through various models, while the Danish risk assessment also covers soil and aquatic organisms and calculates an acceptable sludge content based on existing guidelines.

The results of the review show that there are some differences between the assumptions made in the American assessment and Swedish conditions. The American parameters are conservative in some cases, but in most cases, they tend to underestimate exposure. An example of conservative assumptions that overestimate the risk is when the uptake of PFAS in crops is based on greenhouse experiments. From a Swedish perspective, it is also conservative to assume that the degree of self-sufficiency is as high as described in the American study, and that the American sludge application rate is 10 times higher than a normal Swedish sludge application rate. However, for model parameters such as contamination levels in sludge, assumed exposure time, and food intake, the assumptions are not conservative enough to describe Swedish conditions in a reasonable manner. Furthermore, the risk assessment is based on exposure to PFOS and PFOA alone and does not consider the combination of exposure routes, additive effects between the two assessed substances, the content of other PFAS substances and precursors in sludge, or the fact that exposure may occur from other sources and at times other than the 10 years used in the model. Despite this, the American model results in an increased risk of both carcinogenic and non-carcinogenic effects as a result of the modelled sludge application. Unlike the American model, the Danish risk assessment does not use a specific PFAS content in sludge but instead calculates acceptable levels in sludge based on various relevant limit values and other scenario-specific parameters using different models. A guideline value for PFAS4 in sludge is set at 15 µg/kg dry weight for the protection of drinking water. No value is given for foodstuffs, as the uncertainty is too great due to a lack of data for modelling the distribution in the food chain.

Following the initial review, an in-depth analysis of the various models was conducted to clarify, as far as possible, whether the assumptions made and parameters used by the US EPA and, where applicable, the Danish Environmental Protection Agency, are relevant to Swedish conditions and which of these can be said to lead to an increased or reduced risk in a Swedish context. The results show that the risk model that would need to be applied in Sweden to take all relevant factors into account needs to be able to handle more types of risks than the models used in the American and Danish risk assessments. One factor is the historical spread of sludge, which the American model disregards, and which has contributed to the accumulation and elevated levels of PFAS in agricultural land. Furthermore, studies have shown that sludge contains a large proportion of precursors to terminal PFAS, substances that, when they reach the soil, can be converted into more stable forms of PFAS and contribute to elevated levels in the long term. There is also a significant lack of knowledge regarding the risks of exposure to more complex mixtures of PFAS, and over 90% of the extractable organic fluorine content of sludge still consists of unknown substances with unknown health risks.

Based on the uncertainties that exist, the extreme persistence of the substances and their serious health effects, Ramboll concludes that PFAS in sludge needs to be regulated. In order to move forward with regulation, more knowledge is needed, particularly regarding levels in Swedish soil and crops, but also an expanded characterization of various substances in sludge.

Innehållsförteckning

1.	Bakgrund och syfte	2
2.	Dataunderlag	2
3.	Ingående parametrar i riskbedömningarna	3
3.1	Riskbedömda ämnen och ämnesspecifika parametrar	3
3.2	Målorganism	5
3.3	Exponeringsscenarier	6
3.4	Markförhållanden	8
3.5	Slamgiva	10
3.6	Föroreningsnivå slam	11
3.7	Klimat	13
3.8	Exponeringstid	14
4.	Exponeringsmodeller för PFAS i slam	16
4.1	Miljö	16
4.2	Människa	20
5.	Slutsatser litteraturgenomgång	28
6.	Förutsättningar att beräkna svenskt riktvärde för PFAS i slam	30
6.1	Historisk spridning av slam	30
6.2	Upplagring av PFAS i jord och förekomst av prekursorer	32
6.3	PFAS-ämnen relevanta för riskbedömningen	34
6.4	Slamgiva och halter av PFAS i slam	36
6.5	Exponeringstid	37
6.6	Intag av livsmedel	38
6.7	Gränsvärden och förekomst i livsmedel	40
6.8	Diskussion	41
6.9	Slutsatser	44
7.	Referenser	45

1. Bakgrund och syfte

Spridning av PFAS i samhället är i fokus och Naturvårdsverket har märkt av en ökning av frågor från bland annat tillsynsmyndigheter kopplat till PFAS och slamspridning på åkermark. Frågan har uppmärksammats i media bland annat utifrån riskbedömningar som genomförts i Danmark och USA.
Syftet med detta arbete är att kartlägga och analysera de riskbedömningsmetodiker som använts i nyligen publicerade riskbedömningar av olika PFAS-substanser från Danmark och USA. Fokus i bedömningen är att se vilka exponeringsscenarier som använts och att belysa vilka avgränsningar som gjorts för den data som ingår i bedömningarna. Det ingår även att kvalitativt bedöma data från de olika riskbedömningarna och se om den överensstämmer sinsemellan, samt att utvärdera och se om ländernas antaganden och bedömningar är relevanta för svenska förhållanden. Eventuellt identifierade kunskapsluckor i de utvärderade riskbedömningarna ska rangordnas, så att det blir tydligt vad som krävs för att i framtiden ta fram ett eventuellt gräns- eller riktvärde för PFAS vid spridning av slam på åkermark i Sverige.

2. Dataunderlag

De två rapporter som ligger till grund för denna sammanställning är från det amerikanska respektive det danska Naturvårdsverket:

- Den amerikanska rapporten *"Draft sewage sludge risk assessment for perfluorooctanoic acid (PFOA) CASRN 335-67-1 and perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) CASRN 1763-23-1* (US EPA, 2025) är ett nyligen publicerat utkast på riskbedömning av PFOS (CAS Nr 1763-23-1) och PFOA (CAS Nr 335-67-1) från januari i år. Utkastet har varit på allmän konsultation, vilken avslutades i augusti och genererade 25 000 kommentarer.

- Den danska publikationen *"Derivation of cut-off value s for PFAS in sewage sludge"* (Miljøstyrelsen, 2023) utkom i mars 2023, och har som huvudmål att fastställa riskbaserade gränsvärden för PFAS i slam för fyra olika exponeringsscenarier.

Utöver dessa två huvudsakliga datakällor innehåller avsnitten om relevans för svenska förhållanden vid behov hänvisningar till andra källor som använts för jämförelse. I kapitel 6 som reflekterar kring förutsättningarna för att beräkna svenska gränsvärden förekommer också referenser till ytterligare vetenskapliga publikationer och källor. Dessa anges i texten och finns listade i kapitel 7 Referenser.

Projektet har varit i kontakt med Mattilsynet i Norge som har gett Vitenskapskomiteen for mat og miljö i uppdrag att "**Vurdere om bruk av avløpsslam som gjødsel- og jordforbedringsprodukt kan ha negative effekter for helse og miljø i Norge**" Pet norska uppdraget riskbedömer bland annat PFAS och rapporten presenteras i februari 2026.

3. Ingående parametrar i riskbedömningarna

3.1 Riskbedömda ämnen och ämnesspecifika parametrar

PFAS är en grupp av tusentals syntetiska högfluorerade ämnen som i sig består av flera olika undergrupper. De flesta PFAS-ämnen är svårnedbrytbara och de transporteras lätt i miljön och rör sig långa sträckor från utsläppskällan. I de båda riskbedömningarna som har granskats i detta projekt ingår olika substanser och valet av avgränsningar beträffande vilka ämnen som har varit i fokus varierar.

Många PFAS ämnen är prekursorer till terminala PFAS och dessa kan sönderfalla till mer stabila kända former som exempelvis PFOA och PFOS. Ett sådant exempel är andra perfluorerade alkylsyror som i naturen kan metaboliseras till PFOA och PFOS. Förekomst av prekursorer har därför en potential att leda till högre halter av terminala PFAS i naturen än de som uppmätts i källan, dvs. slammet. En fördjupning av prekursorer finns i avsnitt 6.2.

I den danska rapporten introduceras även begreppet ”non-extractable residues” (NER), som översatt till svenska blir icke-extraherbara rester. Man har i olika studier sett att PFAS kan reagera och inlagras i jord genom att bilda dessa icke-mobila föreningar. Olika PFAS-substanser verkar ha olika förmåga att bilda NER, men det är ännu inte helt kartlagd. Processen verkar dock vara beroende av kontakttid och vissa jordparametrar. Genom bildningen av NER minskas spridning av PFAS i miljön och PFAS-halterna blir lägre än förväntat utifrån uppmätta halter i källan (slammet). Det är dock oklart om inbindningen till jord kan öka risken för skadliga effekter på jordlevande organismer.

3.1.1 USA

Riskbedömningen omfattar ämnena PFOS och PFOA, som bioackumuleras i näringskedjan, är persistenta till sin natur och hälsoskadliga för människor på flera sätt. Utfasningen av dessa ämnen tycks ha skett senare än i t.ex. EU, troligen p.g.a. att USA är ett av få länder som inte ratificerat Stockholmskonventionen. Konventionen har tagits fram inom FN och syftar till att förbjuda tillverkning och användning av vissa långlivade organiska ämnen. En begränsad användning av PFOA förekommer också fortfarande enligt rapporten.
Att fokus enbart är på PFOA och PFOS i den amerikanska rapporten förklaras med att även om användningarna av dessa två ämnen till stor del har fasats ut och begränsats, så förekommer det aktiviteter i samhället som ger upphov till spridning av PFOA och PFOS och deras prekursorer. Detta gör att de hamnar i avloppsreningsverken, där de är svåra att bryta ner i dagens reningsprocesser och därför sprids till slam. Ytterligare en anledning till att US EPA väljer att fokusera på dessa två PFAS-substanser är utifrån data för föroreningshalter i slam så tyder mycket på att prekursorer som över tid bryts ned till PFOS och PFOA i hög utsträckning bidrar till halter i jord och i deponier. På grund av avsaknad av data för förekomst, nedbrytningsvägar, bioackumulering och toxicitet så är prekursorer dock inget som tas hänsyn till i riskbedömningen.

Anledning till att inga andra PFAS-ämnen ingår i riskbedömningen förklaras i rapporten med att dataunderlaget för andra typer av PFAS-ämnen är begränsat, både vad gäller förekomst, spridning i miljön, toxicitet, nedbrytbarhet och bioackumulerbarhet. För att kunna genomföra modelleringen behövs nämligen hundratals parametrar tas fram som omfattar beteende i miljön, transport och exponeringsfaktorer. Delar av den data som används för PFOS och PFOA kommer från tidigare hälsoriskbedömningar medan annan data (t.ex. konsumtion) har hämtats från EPAs exposure factors handbook (US EPA, 2011). För vissa viktiga data som behövs för riskbedömningen går inte vanliga metoder att använda då ämnenas egenskaper omöjliggör bestämning. En sådan är fördelningskoefficienten (K_{OW}) där experimentella data har använts från fältförsök med slamspridning där så är möjligt. I andra fall har en litteraturstudie genomförts för

att samla in tillgänglig information från publicerad litteratur. En sammanställning av alla parametrar som använts finns i rapportens bilaga B. Där finns också biokoncentrations- och biotransferfaktorer för olika växt- och djurslag.

3.1.2 Danmark

Den danska rapporten omfattar flera olika PFAS-substanser beroende på exponeringsscenario och tillgängliga data, se Tabell 1. Utgångspunkten i den danska riskbedömningen är befintliga gränsvärden som danska, eller europeiska myndigheter har tagit fram. Eftersom det saknas fastställda värden för att skydda jordlevande organismer i miljön, gjordes en komprimerad litteratursammanställning av befintliga data. Författarna konstaterar att det endast finns tillräckligt med ekotoxikologiska data för PFOS och PFOA, för att ta kunna fram ett gränsvärde för PFAS i jord med målet att skydda jordlevande organismer. I Danmark finns miljökvalitetsvärden för sötvatten för ett PFAS-ämne, nämligen PFOS, som också är upptaget på EUs lista över prioriterade ämnen. Det danska gränsvärdet för PFOS är därför harmoniserat med EUs miljökvalitetsstandarder för långtidsvärde (årsmedelvärde) och korttidsvärde (maximal acceptabel koncentration) och detta används i riskbedömningen för sötvattenbaserade ekosystem. I Danmark kommer i stort sett allt dricksvatten från grundvattenreservoarer och därmed blir de befintliga gränsvärdena för dricksvatten (PFAS4 och PFAS22) styrande för att modellera tillåtna halter av PFAS i slam även för grundvatten. I rapporten fokuserar man därför på PFAS4 (PFOA, PFOS, PFNA och PFHxS) och ett urval av PFAS22[1] ((P)FOSA, 6.2 Fts, PFBA, PFP(e)A, PFBS, PFDA, PFDoDA). För livsmedel har EFSA år 2020 publicerat ett tolerabelt veckointag (TWI) för PFAS4 (summahalt av PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS) på 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka. Detta värde baseras på immunologiska effekter och EFSA bedömer det vetenskapliga underlaget som otillräckligt för bedömning av potentiell cancerrisk. I den danska rapporten utför man inte någon riskbedömning för detta scenario eftersom man anser att det saknas information kring upptag och spridning i miljön för PFAS4-substanserna. Man avstår därmed helt från att modellera spridningen av PFAS4 i slam till livsmedel.

Eftersom de olika PFAS-föreningarna har olika fysikalisk-kemiska egenskaper kan de grupp-baserade gränsvärdena inte användas i exponeringsmodellerna. I den initiala bedömningen förutsätts att additiv toxicitet gäller för de olika PFAS-substanserna, och gränsvärdena för varje substans antas vara 1/4, eller 1/22 av gränsvärdet för gruppen.

Tabell 1 Översikt över vilka PFAS-substanser som ingår i de olika danska scenarierna. ”X” markerar de PFAS som bedöms i respektive scenario, ”-” visar att substansen inte ingår.

Scenario	PFOS	PFOA	Samtliga PFAS4	Utvalda PFAS22
Jordlevande organismer	X	X	-	-
Sötvattenlevade organismer	X	-	-	-
Grundvatten/ Dricksvatten	X	X	X	X
Livsmedel	-	-	-	-

I bilagorna till den danska rapporten ingår sammanställningar av olika substansspecifika data. Författarna till rapporten är tydliga med att projektet inte har haft som mål att kartlägga och granska all publicerad litteratur kring kemisk och fysikaliska egenskaper hos PFAS. Man refererar

[1] PFAS22 anges som summan av PFBS, PFPeS, PFHxS, PFHpS, PFOS, PFNS, PFDS, PFUnS, PFDoS, PFTrS, PFOSA, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA, PFDoDA och PFTrDA.

till den amerikanska databasen US Interstate Technology and Regulatory Council[2] (ITRC) som grundkälla för data, men begränsar arbetet till de substanser som har tillräckligt dataunderlag.

3.1.3 Relevans för svenska förhållanden

I en eventuell svensk riskbedömning bör fokus inte endast ligga på PFOS och PFOA. Dessa ämnen förekommer fortfarande men har fasats ut och halterna i slam minskar (Haglund, Liljelind, & Hjelt, 2024). Samtidigt finns det en mängd andra PFAS som förekommer samtidigt där halterna eller ens vilka ämnen det är ofta är okänt. I den danska riskbedömningen kom man fram det inte finns tillräckliga data om de enskilda ämnena för att modellering ska kunna göras för t.ex. PFAS22. Det är därför sannolikt nödvändigt att utgå från ett mindre antal PFAS och låta exponeringen från dessa ämnen utgöra en del av totalen. En utveckling av detta resonemang finns i avsnitt 6.3. Denna andel får beräknas utifrån den data som finns tillgänglig från mätningar i slam och utifrån antaganden. Ämnesspecifika data från USA EPA kan användas för PFOS och PFOA t.ex. vad gäller biokoncentration då litteraturstudien bakom dessa värden inte är begränsad till förhållanden eller arter som endast återfinns i USA. Det finns också data på andra håll, t.ex. i en nyligen publicerad kunskapssammanställning om ämnesspecifika data för PFAS4 från Statens geotekniska institut (SGI) (SGI, 2024)

3.2 Målorganism

3.2.1 USA

I den amerikanska rapporten fokuserar man på att bedöma riskerna med PFOA och PFOS för människor. Denna avgränsning görs med hänvisning till tillgängliga data som enligt författarna indikerar att människor är mer känsliga för dessa två PFAS-substanser än både vatten- och landlevande organismer samt boskap. Rapporten konstaterar att studier av växter och landlevande ryggradsdjur vanligtvis fokuserar på dödlighet, fortplantning, utveckling eller tillväxteffekter som skulle påverka en stor del av populationen. Undersökningar som omfattar även andra mindre allvarliga effekter är förhållandevis ovanliga, särskilt för växter och landlevande ryggradsdjur. Det finns därför enligt US EPA en risk att känsliga effekter hos vilda djur och växter inte observeras trots att de egentligen finns, särskilt om de uppkommer i enskilda individer och inte kan ses på populationsnivå. De värden som används för human toxicitet är baserade på den höga potensen hos både PFOS och PFOA och de bedöms därför vara skyddande även för andra organismer. Riskbedömningen nämner dock att EPA publicerat Final Aquatic Life Ambient Water Quality Criteria (AWQC) för PFOA och PFOS år 2024 samt listar andra studier som publicerats för landlevande organismer. Dessa gränsvärden och studieresultat används för att motivera varför människa valts som målorganism.

3.2.2 Danmark

För att täcka in samtliga livsformer som potentiellt sätt kan exponeras för PFAS från slam, tar Miljöstyrelsen (MST) i sin rapport ett brett grepp och utvärderar risken för påtagliga effekter hos flera olika typer av organismer, vilka täcks in av fyra definierade scenarier. Bedömningen täcker jordlevande organismer så som mikroorganismer, ryggradslösa djur samt växter, vattenlevande organismer som fiskar, växter och ryggradslösa djur samt människor efter intag av både dricksvatten samt livsmedel bestående av animalier. Följande målorganismer täcks in i den danska riskbedömningen:

1. Jordlevande mikroorganismer, ryggradslösa djur samt växter
2. Sötvattenlevande organismer
3. Människor via dricksvatten
4. Människor via animaliska livsmedel

[2] https://pfas-1.itrcweb.org/

På grund av lagstiftningen och nuvarande praxis för spridning av avloppsslam på mark i Danmark, anser den danska myndigheten att det inte är relevant att utvärdera något scenario som hanterar direkt exponering av människor via gröda som odlas i slamberikad jord, eftersom avloppsslam inte används direkt på jordbruksmark som används för produktion av växtbaserade livsmedel. Inte heller direkt upptag av PFAS i betande djur omfattas, eftersom användning av avloppsslam på betesmark inte heller är relevant i en dansk kontext. Detta kan ses som en brist i den danska riskbedömningen med tanke på att karenstiden för odling i slamberikad jord är mindre än ett år, PFAS långa nedbrytningstid och att variationer i markanvändning (exempelvis växtföljd och bruk av betesmark) sannolikt förekommer.

3.2.3 Relevans för svenska förhållanden

De olika exponeringsscenarierna som tagits fram i den amerikanska rapporten fokuserar enbart på människor, vilka i allra högsta grad även är relevant för svenska förhållanden. Däremot innehåller de amerikanska modellerna flera olika parametrar som inte är direkt applicerbara på svenska förhållanden både vad gäller hanteringen av slam (direkt spridning på jord/grödor som används för produktion av livsmedel) och andra antaganden vad gäller självförsörjandegrad och liknande. Det skulle därför krävas justeringar av de amerikanska modellerna för att modellera exponering av PFAS vid slamspridning på jordbruksmark i Sverige

Den danska strategin som bygger på att inkludera samtliga målorganismer i riskbedömningen är en rimlig utgångspunkt, som även skulle kunna appliceras på svenska förhållanden. Utifrån de svenska och europeiska lagstiftningarna skulle det även anses vara ett krav på att samtliga möjliga risker, både kopplad till mänsklig och miljömässig exponering behöver utredas. Den danska riskbedömningen utgår i de flesta fall från befintliga gränsvärden, exempelvis EQS-värden. När EQS-värden fastställs i enlighet med EUs ramdirektiv för vatten (2000/60/EG)[3], ingår det att utvärdera effekter på olika grupper av organismer så som människor, sedimentlevande djur, vattenlevande djur samt toppredatorer. Det mest kritiska gränsvärdet för den känsligaste organismgruppen används sedan som allmängiltigt EQS-värde. När ett sådant gränsvärde används i riskbedömning av slam blir det därmed skyddande för alla olika organismgrupper vars data ingått i framtagandet av gränsvärdet. Inom detta projekt har det dock inte varit möjligt att igenom bedömningsunderlagen för de olika gränsvärden som används. Det är därför inte klarlagt vilka målgrupper som är klassificerade som känsligast för de olika gränsvärden som beaktats. Tillgängligheten på data för de olika substanserna är sedan avgörande för om det går att genomföra en fullständig riskbedömning för samtliga organismer eller inte.

3.3 Exponeringsscenarier

3.3.1 USA

US EPA har i sin riskbedömning valt att använda scenerier för olika typer av landanvändning med utgångspunkt i att de representerar en typisk användning av slam i USA, att de sannolikt leder till en hög exponering för människor samt att de inkluderar ett antal exponeringsvägar som kan vara relevanta även i andra typer av användningar. De fyra scenarier som valts är följande;

1. Slamgödsling av mark på gård som odlar grödor och frukt
2. Slamgödsling av mark på gård för betande djur för kött- mjölk- och äggproduktion
3. Bortskaffande i en ytdeponi
4. Gödsling för att återställa näring i betesmark

[3] EUROPAPARLAMENTETS OCH RÅDETS DIREKTIV 2000/60/EG av den 23 oktober 2000 om upprättande av en ram för gemenskapens åtgärder på vattenpolitikens område https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:02000L0060-20141120

För det första scenariot noterar US EPA att olika stater har olika regler vad gäller spridning av gödsel på mark för odling av livsmedel. Utifrån den höga persistens som de riskbedömda ämnena uppvisar argumenterar rapporten också för att tidigare gödsling innan marken används för odling kan leda till human exponering. Det finns inga begränsningar för användning av slam som uppfyller kraven för klass A eller klass A-Eq förutom att det finns gränsvärden för innehåll av metaller. Reglerna för slamspridning finns i federal lagstiftning[4]. Riskanalysen utgår från att en familj som brukar marken också till stor del lever av sina egna grödor. Därmed omfattas familjen av multipla exponeringsvägar vilket gör att riskbedömningen täcker in även allmänbefolkningen som kan förväntas få en mindre exponering. Riskbedömningen fokuserar för detta scenario på exponering via dricksvatten, livsmedel (fisk och grödor) och intag av jord. Riskbedömningen omfattar inte bevattning av grödor med vatten förorenat av PFAS och utgår från att jorden inte har PFAS innehåll sedan tidigare, dvs. ingen atmosfärisk deposition. Grannar kan förväntas exponeras till följd av förorenat dricksvatten och genom konsumtion av grödor från gården.

I det andra scenariot utgår modellen från djurproduktion (kor och höns) samt fodergrödor och inkluderar inga grödor för direkt human konsumtion. Gödsling av jordbruksmark för foderproduktion omfattas av färre begränsningar än i föregående scenario med odling av grödor på gödslad mark. En familj som bor på en gård enligt detta scenario förväntas exponeras via kött-, mjölk- och äggkonsumtion samt via dricksvatten och fisk från förorenat ytvatten.

För ytdeponiscenariot förvaras slam öppet på en särskilt avsedd plats. Förvaringens utformning kan variera och i vissa fall avvattnas avloppsslammet och deponeras på en deponi som endast är avsedd för avloppsslam (så kallad monofyllning), som kan vara fodrad eller ofodrad. I andra fall deponeras oavvattnat slam. Då oavvattnat slam antas medföra störst risk för läckage till grundvatten modelleras detta. Endast exponering via dricksvatten omfattas i detta scenario.

I det sista scenariot med gödsling för näringsåterförsel i betesmark är exponeringsvägarna samma som för gården med djurproduktion. Skillnaden här är att gödsling sker endast en gång och i större mängd. Om en plats gödslas enligt detta scenario men sedan inte används för bete försvinner exponeringsvägen via djur som konsumeras men resten liknar scenariot med djurproduktion.

3.3.2 Danmark

I Danmark används mer än 60 % av det producerade slammet direkt som gödningsmedel på åkermark, medan återstoden används för andra återvinningsändamål, alternativt förbränns (10 %). Fokus i rapporten från MST är därför slamspridning på åkermark och hur detta påverkar olika typer av organismer. De olika spridningsvägar som täcks in i rapporten är:

1. Spridning från slam via jord till marklevandeorganismer
2. Spridning från slam via jord och sötvatten till vattenlevande organismer
3. Spridning från slam via jord och grundvatten som dricksvatten till människa
4. Spridning från slam via jord och upptag i växter som odlas till djurfoder (ej bete) via livsmedelsproducerande djur och animaliska livsmedel till människa

I samtliga danska scenarier utgår man ifrån att jorden inte har någon belastning av PFAS, varken sedan tidigare eller via någon annan källa. Detta är något man är medveten om och kommenterar att det är något som behöver tas hänsyn till i varje specifikt fall.

[4] Code of Federal Regulations (CFR). Title 40: Protection of Environment, PART 503—STANDARDS FOR THE USE OR DISPOSAL OF SEWAGE SLUDGE. https://www.ecfr.gov/current/title-40/chapter-I/subchapter-O/part-503

3.3.3 Relevans för svenska förhållanden

I Sverige regleras spridning av slam i föreskriften SNFS 1994:2. Föreskriften förbjuder användning av slam på betesmark och på åkermark som ska användas för bete eller om vallfodergrödor ska skördas inom tio månader räknat från slamspridningstillfället. Därtill omfattar förbudet mark med odlingar av bär, potatis, rotfrukter, grönsaker eller frukt (gäller ej frukt på träd) samt mark avsedd för kommande odling av bär, potatis, rotfrukter eller sådana grönsaker som normalt är i direkt kontakt med jorden och konsumeras råa, under tio månader före skörden. Den vanligast användningen är spridning vid odling av spannmål och oljeväxter. Det finns gränsvärden för tungmetaller och för mängden fosfor samt ammoniumkväve som får tillföras per år med slam.

Spridning av slam på det sätt som beskrivits i den amerikanska riskbedömningen är för det mesta inte tillåten i Sverige, varken för betesmark eller åkermark (beroende på gröda). Det finns i dagsläget inget gränsvärde avseende PFAS innehåll i slam som sprids på jordbruksmark. Sedan 2025 ställer Revaq krav på mätning av och åtgärder för att minska mängden PFAS i slam. Revaq är en frivillig certifiering som syftar till att öka spårbarheten och kvaliteten på slam som används för jordbruksändamål. Med tanke på många PFAS-ämnens stabilitet är det rimligt att anta att jordar som används för odling eller som betesmark kan innehålla PFAS från tidigare spridning av slam och att alla spridningsvägar förknippade med denna förekomst är relevanta ur riskbedömningssynpunkt, dvs upptag i växter för djurfoder och konsumtion, spridning till ytvatten och spridning till grundvatten. De korta tidsbegränsningarna innebär att lagstiftningen inte förhindrar att människor riskerar att exponeras av PFAS via intag av grödor som inte får gödslas med slam.

Varken den danska eller den amerikanska riskanalysen tar hänsyn till historiska data över slamspridning. I den amerikanska riskbedömningen nämner man dock att PFOS och PFOA-halterna historiskt troligtvis var mycket högre än dagens värden, att upplagring av PFAS sker i jord och att prekursorer förekommer i slammet vilket alla är faktorer som bidrar till en underskattning av den totala mängden PFAS. En mer verklighetstrogen riskbedömning behöver istället omfatta faktiska halter i jordbruksmark och i grödor för att ge upphov till realistiska exponeringsscenarier som täcker in både historisk och nuvarande spridning av PFAS. I avsnitt 6.1 finns mer information om historisk spridning av slam på jordbruksmark och upplagring av PFAS i jord.

3.4 Markförhållanden

Nedan beskrivs markförhållandena i USA och Norden generellt, de antaganden som används i respektive lands underlagsrapport följt av en bedömning av modellernas relevans för svenska markförhållanden.

3.4.1 USA

Den amerikanska modellen använde markförhållanden från tre olika regioner, Boulder i Colorado (klimat med låg fuktighet), Chicago i Illinois (klimat med måttlig fuktighet) och Charleston i South Carolina (klimat med hög fuktighet). Angivet blanddjup, den jord som omblandas genom harvning, är 0,2 m. Jordparametrarna finns sammanfattade i tabell 2.

Tabell 2. Sammanfattning av jordparametrar för de olika markförhållanden som använts av US EPA.

	Boulder	Chicago	Charleston
Fuktighet	Låg	Mellan	Hög
Bulkdensitet	1,6	1,67	1,65

Organiskt kol i omättad jord	0,701	0,978	0,876
Totalt porositet	0,41	0,43	0,45
Varav vattenhalt	0,065	0,089	0,068

3.4.2 Danmark

Den danska modellen antar en bulkdensitet på 1,7 ton/m^3 medan fasta partiklars densitet är 2,5 ton/m^3. Det förutsätts att 60% av jorden utgörs av fasta partiklar, 20% av markvatten och 20% av luftfyllda porer. Angivet blanddjup, den jord som omblandas genom harvning, är 0,2 m och marktemperaturen är ca 11°C och ångtrycket är satt till 0,01 Pa.

3.4.3 Relevans för svenska förhållanden

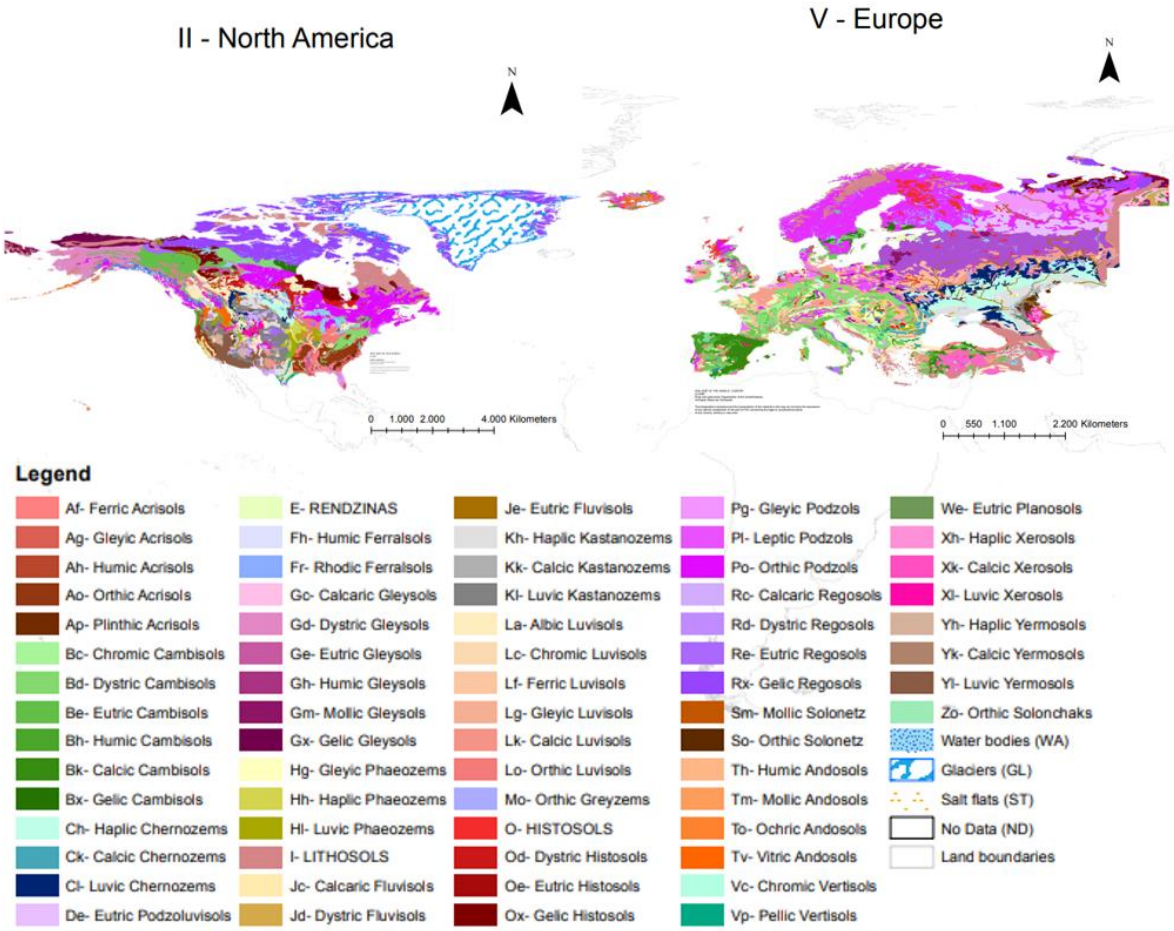
Porositet i svenska jordbruksjordar är mellan 40–60% (Eriksson et al., 2005). Optimal fördelning av vattenfyllda, respektive luftfyllda porer är att ca 65–80% utgörs av vattenfyllda porer och 20–35% av den totala porvolymen (dvs exklusive den andel som utgörs av fasta partiklar) utgörs av luft.

I Norden blev jordar avsatta före senaste istiden i stort sett helt bortspolade och ny jord bildades från vittrat berg efter inlandsisen drog sig tillbaka. Jordmåner i Norden består i huvudsak av podsoler och kambisoler (även kallade inceptisoler; särskilt vanliga i jordbrukslandskap). Podsoler återfinns typiskt i boreala och tempererade regioner och har den typiska rostjord och blekjord som återfinns i t.ex. svenska barrskogar. Podsolerna är sura och har begränsad biologisk aktivitet. Globalt kan podsoler vara både äldre och yngre, men i Norden är även dessa bildade efter senaste istiden. Kambisoler är en ung jordart med begränsad vittring och har generellt bättre näringstillgång och högre biologisk aktivitet. Kambisoler ger bättre förutsättningar för löv- och blandskog och är mer lämpade för jordbruk jämfört med podsoler. Kambisolerna är mer vanligt förekommande i jordbruksmark i södra Sverige och Finland sant i östra Danmark (FAO, 2025).

I USA är jordmånen väldigt varierande med;

- Podsoler och kambisoler i nordöstra USA/Kanada, som påminner mycket om den nordiska jordmånen,
- Starkt vittrade akrisoler, med vattenmättade gleyosoler längs med Mississippis floddelta i sydöstra USA,
- Podsoler, organiska histosoler och regosoler (övriga jordar) i Florida,
- Luvisoler med utlakning av lerpartiklar till djupare nivåer, mörka fuktiga organiska faeozemer, och snarlika de torrare kastaneozemer, båda vanliga på stepplandskapet och regosoler i mellersta USA mot klippiga bergen i väster, samt
- Sandiga arenosoler i ökenlandskap, kalk- och gipsrika calci- och gypsisoler, luvisoler i sydvästra USA.

Variationen av jordmånen i USA speglar landets geografiska utbredning och är avsevärt större än variationerna som återfinns i Sverige och Danmark, se Figur 1. Vidare är ingen av de tre referensobjekten som används i USA:s modell från nordöstra USA där jordmånen är mer lik den svenska. Baserat på detta bedömer Ramboll att antaganden i danska modellen generellt bör stämma bättre överens med svenska förhållanden.



Figur 1 Figur över jordmåner i världen,

3.5 Slamgiva

Mängden slam som läggs på åkermark brukar benämnas slamgiva. Storleken på denna kan variera och är i många fall begränsad till näringsinnehållet, främst mängden fosfor, i slammet

3.5.1 USA

I rapporten nämns inga fasta gränser för högsta tillåtna slamgiva. För att komma fram till scenarier för modellering genomfördes probabilistiska simuleringar (PAN – Probabalistic plant Available Nitrogen) under antagandet att det inte fanns något kvarvarande kväve från några källor (bakgrund eller gödsling) och med varierande parametrar såsom skördeavkastning och antal dagar till spridning. Simuleringen gav en spridning mellan 0,5 till 30 ton slam på torrviktsbasis per hektar och år med ett medianvärde på 7,6 ton torrsubstans (ts)/ha. Utifrån detta valdes ett avrundat värde om 10 ton ts /ha/år för att ta höjd för variabilitet. I scenariot med en gård som odlar grödor antas plöjning direkt efter spridning och att slammet fördelar sig i de översta 20 centimetrarna jord. För spridning på betesmark i scenariot för köttproduktion och för att återställa näring antas ingen plöjning ske. Slamgödslingen med 10 ton ts/ha antas ske den 1 april varje år i 40 år i rad.

För scenario ” Gödsling för att återställa näring i betesmark” antas bara spridning ett år men då i med betydligt större mängd om 50 ton ts per hektar.

3.5.2 Danmark

Den maximala tillåtna mängd slam som får läggas på åkermark i Danmark är 7 ton ts/ha och år, och det är därför denna siffra som används för samtliga ursprungsscenarier i MSTs rapport. Storleken på slamgivan diskuteras vidare i rapporten och man noterar att detta är ett värsta scenario som ytterst sällan kommer ske i Danmark. En mer realistisk siffra är 1-2 ton ts/ha och år, då slamspridningen även begränsas av fosforinnehållet i slammet. Det danska fosforinnehållet i slam varierar mellan 15 kg fosfor/ton ts (10e percentil) till 36 kg fosfor/ton ts (90e percentil), med 29 kg fosfor/ton ts som medianvärde (50e percentil). Utgår man ifrån medianvärdet för fosforinnehåll i danskt slam blir tillåten slamgiva 1,03 ton ts/ha och år.

3.5.3 Relevans för svenska förhållanden

I Sverige regleras slamspridning i SNFS 1994:2. Den högsta tillåtna mängden beror på jordens fosforklass vilket innebär antingen 22 eller 35 kg/ha och år. Utöver halten totalfosfor och ammoniakkväve (föreskriftens bilaga A) så påverkas också den högsta tillåtna mängden av tungmetallinnehåll enligt bilaga B och C. I Jordbruksverkets föreskrift SJVFS 2021:37 regleras den maximala mängden av fasta gödselmedel (där slam ingår) som får spridas till 22 kg fosfor/ha per år i genomsnitt över en löpande femårsperiod. Det finns därför möjlighet att sprida maximalt 110 kg fosfor ett år om efterföljande 4 år inte omfattar någon spridning.

Ett genomsnittligt fosforinnehåll i svenskt slam är 29 g/kg ts[5] vilket innebär att en genomsnittlig slamgiva är ca 0,76 ton ts/ha och år (22 kg/ha och år /0,029 g/kg ts = 758,6 kg ts/ha och år).

Utifrån ovanstående siffror går det att konstatera att slamgivan i den amerikanska riskbedömningen kraftigt överskrider vad som kan anses vara rimliga scenarion i Sverige. Inte heller de högsta siffrorna som används av Danmark är realistiska, utan de 1-2 ton ts/ha och år som nämns i den danska riskbedömningen är en bättre utgångspunkt även för svenska förhållanden. I ECHA[6]s vägdledningsdokument för miljöexponeringsbedömning (ECHA, 2016) är det rekommenderade standardvärdet för en slamgiva 0,5 kg ts/m^2 och år vilket motsvarar5 ton slam ts/ha och år. Detta är mer än sex gånger den tillåtna mängden i Sverige om man utgår från genomsnittsinnehållet av fosfor.

3.6 Föroreningsnivå slam

3.6.1 USA

I riskbedömningen har man utgått från en föroreningsnivå om 1 ppb för PFOS och samma för PFOA vilket motsvarar 1 µg/kg ts eller 1 ng/g ts. Denna halt är medvetet vald som ett lågt värde och inte worst case då rapporten anger att dessa halter är lägre än typiska halter i slam.

3.6.2 Danmark

I den danska rapporten har man inte utgått ifrån någon specifik PFAS-halt i slam som den amerikanska, utan man beräknar i stället fram acceptabla halter i slam utifrån olika relevanta gränsvärden och andra scenariospecifika parametrar, som exempelvis slamgiva. I scenarierna för jord och sötvatten baseras beräkningarna på en realistisk slamgiva på 0,7 ton ts/ha och år, medan beräkningarna för grund- och dricksvatten utgår från ett värsta scenario på 7,0 ton ts/ha och år. Ingen tydlig förklaring till varför man blandar realistiska och värsta scenario i de olika beräkningarna görs. Detta innebär att man räknar baklänges och utgår från en halt som inte får

[5] Naturvårdsverket - Avloppsslam på jordbruksmark, användning, innehåll och spridningsplatser. Avloppsslam på jordbruksmark, användning, innehåll och spridningsplatser Besökt 2025-09-17

[6] European Chemicals Agency, Europeiska kemikaliemyndigheten

överskridas och räknar fram vad det motsvarar för koncentration i slam, se Tabell 3. De framräknade acceptabla halterna i slam jämförs sedan med uppmätta halter i danskt slam.

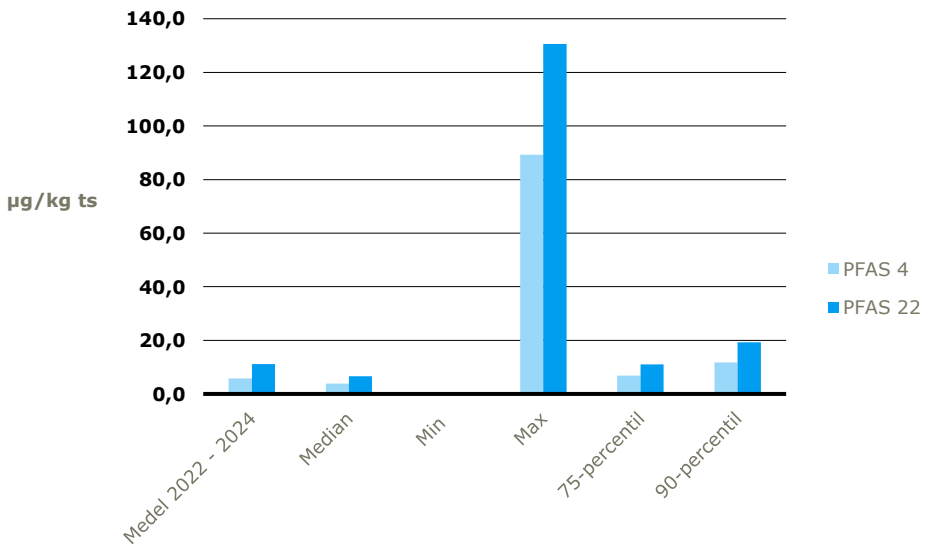
Tabell 3 Översikt över de högsta tillåtna PFAS-halterna i danskt slam.

		PFAS-substans (µg/kg slam)			
		PFOS	**PFOA**	**Samtliga PFAS4**	**Utvalda PFAS 11**
Scenario	Jord	134*	110*	-	-
	Sötvatten	1 – 200**	-	-	-
	Grund-/dricksvatten	-	-	15	50 – 100***
	Livsmedel	-	-	-	-

* Tillfälligt gränsvärde för miljöeffekter framtaget enbart för riskbedömning
**Stor variation beroende på om NER-bildning tas hänsyn till eller inte, samt om utspädning av porvatten antas eller ej.
***Variationen beror på vilken modell och vilken substansspecifik information som används i beräkningarna, samt om NER-bildning tas hänsyn till eller inte.

3.6.3 Relevans för svenska förhållanden

För att jämföra de halter av PFAS i slam som används i respektive riskbedömning har en beräkning av medelhalt genomförts med avseende halten PFAS4 och PFAS22 hos 44 Revaq-certifierade reningsverk för åren 2023 (Revaq, 2024) och 2024 (Revaq, 2025) samt resultat för år 2022 för de nio reningsverk som ingår i den nationella miljöövervakningen (Haglund, Liljelind, & Hjelt, 2024), se Figur 2.



Figur 2. Sammanställning av halter PFAS4 och PFAS22 i slam från 53 svenska avloppsreningsverk åren 2022–2024.

För Revaq finns inga äldre resultat medan det i miljöövervakningen analyserats PFAS i olika utsträckning sedan 2004. För att få en mer nutida bild över föroreningssituationen används

endast de nämnda årtalen. Särskilt för miljöövervakningsdatan saknas flera resultat på grund av störande interferens vid analysen, dessa är inte medräknade. Alla data är exklusive LOQ, dvs när halten i provet understiger kvantifieringsgränsen antas värdet vara noll. I Tabell 4 redovisas halterna från de svenska mätningarna.

Tabell 4. Halter av PFAS4 och PFAS22 i slam från 53 Svenska avloppsreningsverk åren 2022 -2024. Resultat för extraherbart organiskt fluor (EOF) endast från 9 avloppsreningsverk år 2022.

Halter PFAS i svenska slam	PFAS4 exkl. LOQ µg/kg ts	PFAS22 exkl. LOQ µg/kg ts	EOF µg/kg ts	Förklaringsgrad PFAS22 av EOF (%)
Medel	5,8	11,1	583,3	1,9
Median	3,8	6,6	440	1,5
Min	0,0	0,0	313	0
Max	89,2	130,5	1517	8,6
90:e percentil	11,8	19,2	836,2	2,3

Jämfört med det amerikanska modellerade PFOS/PFOA värdet är de svenska medelhalterna högre men de omfattar samtidigt också fler ämnen. I relation till de danska beräknade tillåtna halterna av PFAS4 och PFAS22 i slam som presenteras i Tabell 3, är det uppmätta svenska medelhalten för PFAS4 under det danska framtagna värdet för skydd av grund- och dricksvatten (15 µg/kg slam). För PFAS22 kunde man i den danska rapporten dock inte definiera ett gränsvärde på grund av osäkerheter i dataunderlaget. I stället använder man sig av olika antaganden som resulterar i värden mellan 50 och 100 µg/kg slam för skydd av grund- och dricksvatten. Medelhalten för de svenska uppmätta värdena utgör endast 20% av det lägsta danska gränsvärdet. De historiska data som redovisas i miljöövervakningsrapporten visar att halterna PFOS och PFOA har varit mycket högre längre tillbaka i tiden vilket med tanke på persistensen bör ha betydelse i fråga om belastning i jordar där slam spridits. Värt att notera är också att i miljöövervakningen år 2022 mättes även extraherbart organiskt fluor (EOF). Resultaten visade att halterna av PFAS22 endast förklarade några få procent av EOF och att det därmed finns en stor mängd oidentifierade organiska fluorerade ämnen i proverna. Förklaringsgraden i tabell 1 ska ses som en indikation då jämförelsen är gjord för alla PFAS22 resultat medan EOF endast mätts i 9 prover. Att en stor del av de fluororganiska föroreningarna i slammet är okända bör på något sätt beaktas i en framtida svenska riskbedömning. Som ytterligare en jämförelse har man i Norge antagit ett slamgränsvärde för PFOS + PFOA om 40 µg/kg ts.

3.7 Klimat

3.7.1 USA

Den amerikanska modellen använde markförhållanden från tre amerikanska metereologiska stationer som representerar tre regioner med olika klimat, Boulder i Colorado (klimat med låg fuktighet), Chicago i Illinois (klimat med måttlig fuktighet) och Charleston i South Carolina (klimat med hög fuktighet). Klimatparametrarna finns sammanfattade i tabell 5.

Tabell 5 Sammanfattning av klimatparametrar för de olika markförhållanden som använts av US EPA.

	Boulder	Chicago	Charleston
Fuktighet	Låg	Mellan	Hög
Vindhastighet	3,783	4,632	3,78

Det framgår från US EPAs rapport att definitionen av dessa olika klimattyper baseras på antalet nederbördsdagar och inte på nederbördsmängd. Det beskrivs däremot inte i rapporten vilken storlek på nederbörden eller antal dagar med nederbörd som används för att definiera dessa tre scenarier. Den informationen borde finnas tillgänglig i den amerikanska klimatberäknings-modellen, men den har inte undersökts i detta projekt.

3.7.2 Danmark

Årsmedelnederbörd i Danmark är ungefär 746 mm nationellt, med historiskt lägst nederbörd i delar av skärgården och högst nederbörd i sydvästra Jylland (DMI, 2021). I den danska modellen för beräkning av riktvärden för PFAS i slam har en nederbörd på 693,5 mm (1,92E-3 m/dag) nederbörd och en nettonederbörd på 325 mm/år antagits, dvs något under halva nederbörden. Nettonederbörd är nederbörden minus det som fångas i växtlighet samt avdunstning från marken. Vidare antas en infiltrationsfraktion av nederbörd (*"Fraction of rainwater that infiltrates into soil"*) på 25%, vilket motsvarar 173,38 mm.

3.7.3 Relevans för svenska förhållanden

Sveriges årsmedelnederbörd är i något lägre än i Danmark, ca 700 mm, medan variationen är avsevärt större jämfört med Danmark. I Sverige varierar årsmedelnederbörden från 500 mm i de torraste områdena till 1000 – 1200 mm på västkusten och närmre 2 000 mm i fjällvärlden. En annan skillnad mellan Sverige och Danmark är att nederbörden i Sverige i mycket större utsträckning faller som snö, vilket gör att infiltrationen av nederbörd inte sker kontinuerligt över året. I Sverige har en grundvattenbildning om 100 mm per år använts i Naturvårdsverkets beräkningsverktyg för förorenad mark. (NV, 2009)

3.8 Exponeringstid

3.8.1 USA

När det kommer till exponeringstid har utgångspunkten i riskbedömningen varit att invånarna flyttar då och då och alltså inte tillbringar hela sina liv på den aktuella platsen. Resterande levnadstid antas ske på oförorenade platser helt fria från PFOS och PFOA. En exponeringstid på 10 år har använts för vuxna, vilket motsvarar den 50:e percentilen av total boendetid för boende på lantbruksgårdar i USA enligt US EPAs handbok för exponeringsfaktorer (US EPA, 2011). De 10 åren som används för exponeringsberäkning är de år som modellerna visar ger högst halter i det relevanta mediet. Modellen räknar på 150 år med start det första året spridning av slam sker. För allmänt bostadsbruk i USA är motsvarande siffra 9 år och US EPA anser därför att 10 år är en lämplig siffra att använda för både lantbrukare och boende i närliggande områden. Antagande för exponeringstiden gäller för hela familjen och modellen antar att personerna befinner sig på platsen 350 dagar per år. Exponeringsperioden för cancer- och icke-cancerrisker har i modellen antagits sammanfalla med perioden med de högsta mediekoncentrationerna under modellperioden, dvs. man har valt ut åren med högst exponering för respektive parameter för att beräkna risken.

3.8.2 Danmark

För de media som hanterar mänsklig exponering utgår man i riskbedömningen från livslång exponering, detta i och med att de gällande gränsvärdena för dricksvatten och livsmedel, är framtagna för att en konsument ska kunna äta ett visst livsmedel under hela sin livstid utan förhöjd risk för allvarliga hälsoeffekter. För att modellera spridning i miljön används ett annat tidsperspektiv eftersom PFAS-substanserna i sig är så persistenta. De modeller som man använt i den danska rapporten för att utvärdera halter i grundvatten har varierande möjlighet att ta hänsyn till detta. Halveringstiden sätts till 100 år i samtliga modeller, men exempelvis PELMO-modellen har en inbygg simuleringstid för spridning i miljön på 20 år, då den används för att modellera spridning av pesticider som inte får vara svårnedbrytbara enligt lag. Box-modellen kan däremot användas för att simulera spridning av ämnen i miljön i över 1000 år för att uppnå jämviktsförhållande mellan halten PFAS i jord och grundvatten.

3.8.3 Relevans för svenska förhållanden

För Sverige finns viss statistik för boendetid liknande den som används i den amerikanska modellen för humanexponering. Något som bör tas i beaktande är att rörlighet varierar kraftigt med ålder och upplåtelseform. Studier har visat att människor i Sverige har hög flyttbenägenhet fram till ca 40 års ålder men att den sedan avtar (Prince, Dalman, Zammit, & Kirkbride, 2018). I US EPAs modell har data från studier på befolkningsrörlighet i USA använts. Siffran 10 år som använts för alla fyra modellscenarier motsvarar den 50e percentilen för alla åldersgrupper men är baserat på statistik för lantbrukare. I Sverige finns liknande statistiska rapporter i SCBs databas men boendetid utifrån specifik boendeform, liknande den som redovisas i US EPAs handbok, är bristfällig.

Det är dock möjligt att få fram liknande parametrar för den svenska befolkningen. Jämförs SCB:s senaste siffror för antalet inrikes flyttar 2024, ca 1 480 000, mot folkmängden 2024 ca 10,6 miljoner, så får man en årlig andel flyttande på ca 14 % vilket ger en boendetid på i genomsnitt 7,2 år (SCB, 2025).

För att få fram siffror för olika typer av boendeform som motsvarar de som använts i US EPAs exponeringsmodell är det möjligt att göra liknande uppställning men använda flyttstatistik för boende i landsbygdskommuner i Sverige.

I US EPAs modell antas att boenden befinner sig på platsen 350 dagar per år. Någon källa bakom antagandet nämns inte. I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell antas vistelsetid för KM (känslig markanvändning) vara 100% dvs 365 dagar per år och för MKM (mindre känslig markanvändning) 200 dagar/år för vuxna och 60 dagar/år för barn (NV, 2009).

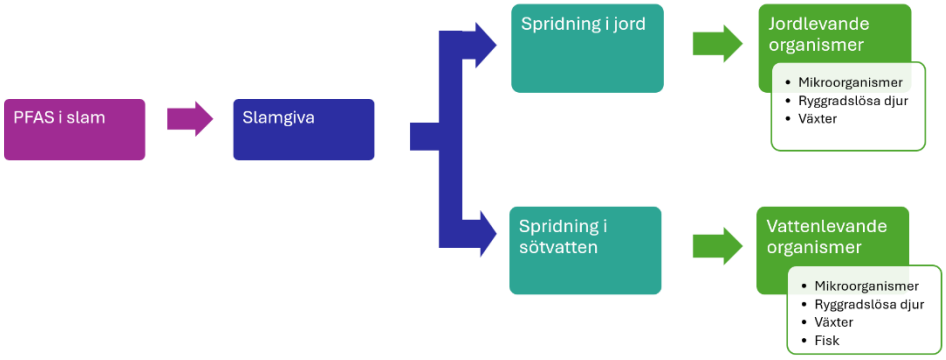
Skulle en motsvarande exponeringsmodell liknande US EPAs tas fram för exponering av PFAS i Sverige bedöms antagandet för KM vara lämpligt att använda, därmed är vistelsetiden mycket lik men inte precis samma som den som använts i US EPAs exponeringsmodell. I en svensk kontext är det rimligt att utgå från att halten i slam ska vara tillräckligt låg för att skydda den som bor och brukar en plats en hel livstid utan att särskilda åtgärder ska behöva vidtas för att exponeringen ska vara acceptabel. Detta är i linje med kriterierna för KM i Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

4. Exponeringsmodeller för PFAS i slam

4.1 Miljö

Spridning av PFAS-innehållande slam i miljön sker i huvudsak via slamspridning på jordbruksmark. Innehållet i slammet kan spridas i jord och vidare till vattenförekomster och vidare i näringskedjan. På grund av PFAS långlivade egenskaper kan olika typer av organismer exponeras via grundvatten, ytvatten, sediment samt via upptag i växter och djur.

Spridningen i miljön har hanterats på olika sätt i de riskbedömningar som ingår i detta projekt. Figur 3 beskriver de främsta spridningsvägarna för hur PFAS i slam sprids i miljön som ingår i den danska riskbedömningen.



Figur 3 Spridningsvägar för PFAS i miljön

4.1.1 Jordlevande organismer

Det jordbaserade ekosystemet består av en dynamik mellan olika levande organismer och icke-levande parametrar i jorden. Denna balans kan påverkas av innehållet i slammet, och risken för oönskade effekter på markekosystemet kan därför behöva bedömas.

4.1.1.1 USA

Som nämnts i kapitel 3.2, så fokuserar man i den amerikanska rapporten på att bedöma riskerna med PFOA och PFOS för människor. Ingen exponeringsmodell för jordlevande organismer har därför använts i rapporten från US EPA. En genomgång av effekter på olika akvatiska och landlevande organismer till följd av exponering för PFOS och PFOA redovisas dock i rapportens avsnitt 2.6.2 vilket används som underlag för argumentet att människor är känsligare.

4.1.1.2 Danmark

MST konkluderar i sin rapport att det inte finns något framtaget miljöbaserat riktvärde för PFAS i jord, vare sig i Danmark eller på EU-nivå. Det finns danska gränsvärden för PFAS4 och PFAS22 i jord, men dessa är framtagna för förorenade områden med fokus på att skydda människor, främst barn, från direkt och indirekt exponering av jord. Det saknas kunskap om dessa gränsvärden även är skyddande för jordlevande organismer.

En begränsad undersökning gjordes därför inom ramen av det danska projektet för att ta fram ett förslag på gränsvärde för jordlevande organismer. Dataunderlagen är väldigt varierande för olika PFAS-ämnen. Detta ledde till att man i den danska rapporten enbart bedömde det som relevant

att fram indikativa värden för PFOS och PFOA, för vilka data från långtidsstudier för de tre olika trofiska nivåerna (mikroorganismer, växter och jordlevande ryggradslösa djur) var tillgänglig. De framtagna föreslagna gränsvärdena för att skydda jordlevande organismer är 16 µg/kg jord för PFOS och 2.9 µg/kg jord för PFOA. I den danska modellen ingår det inte någon bedömning kring spridningen till ryggradsdjur högre upp i näringskedjan.

I rapporten används de föreslagna gränsvärdena för PFOS och PFOA i jord som utgångsvärden för att kunna beräkna vad den högsta tillåtna halten av dessa ämnen i slam skulle vara. Denna beräkning utgår ifrån den exponeringsmodell som ECHA hänvisar till i sitt vägledningsdokument R.16 (ECHA, 2016) och som även EFSA[7] och EMA[8] använder sig av. I ECHAs generella modell beräknas koncentrationen i jord som en genomsnittlig koncentration över tid för jordbruksmark som gödslas med slam från ett reningsverk, samtidigt som även luftdeponering sker från en intilliggande punktkälla. Modellen tar även hänsyn till parametrar så som nedbrytning av ämnet i jord, förångning och lakning. För PFAS anses både depositionen och förångningen vara försumbara. Man bortser även från bildandet av NER (non-extractable residues) som ett värsta scenario, även om det anses vara relevant att ta hänsyn till, eftersom det finns osäkerheter kring NERs biotillgänglighet hos jordlevande organismer.

Många av de ingående parametrarna i ECHA:s beräkningsmodell finns angivna i myndighetens vägledningsdokument, medan värden som exempelvis halveringstid, bildandet av NER och fördelningskoefficienten $K_{jord\text{-}vatten}$ är substansspecifika. Detta begränsar användningen av modellen till de PFAS-substanser som har denna data. Utifrån de preliminära gränsvärdena som tagits fram i den danska studien för att skydda jordlevande organismer har man uppskattat att PFAS-halterna i slam inte bör överskrida 134 µ PFOA/kg ts och 110 µg PFOS/kg ts.

4.1.1.3 Relevans för svenska förhållanden

Den modell som används i den danska rapporten skulle kunna användas för beräkningar av tillåtna halter av PFAS i slam i Sverige, förutsatt att vissa parametrar ses över, t.ex. slamgiva, nederbörd och jordparametrar så att de representerar svenska förhållanden. Både den amerikanska och den danska riskbedömningen visar på att det finns begränsningar i dataunderlaget vad gäller effekter på t.ex. jordlevande organismer och djur som betar på förorenad mark. Ramboll bedömer det därför som rimligt att utgå från den organism för vilken kända effekter uppträder vid den lägsta exponeringsnivån. Utifrån vad som är känt i dagsläget är detta människa och att en skyddande nivå för människa därför också bör skydda även andra organismer. Om detta beror på en extra stor känslighet hos människa eller att det saknas tillräckligt många eller välgjorda studier för andra organismer är oklart. Osäkerheten är därför stor vad gäller effekter av PFAS på andra organismer än människa.

Naturvårdsverket genomför, med stöd av bland annat SGI, en konsekvensanalys för att ta ställning till en eventuell uppdatering av riktvärden för PFAS i jord. Innan den utredningen är klar rekommenderar Naturvårdsverket att de preliminära gränsvärden som tagits fram av SGI 2015 tillämpas som riktvärden för PFOS i mark (SGI, 2015). Riktvärden tas fram för två olika typer av markanvändning; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Känslig markanvändning (KM) motsvarar ett fall där människor skall kunna vistas permanent inom området under en livstid och de flesta markekosystem samt grund och närliggande ytvatten skyddas. Mindre känslig markanvändning (MKM) innebär ett något lägre skydd för människor och miljö.

[7] European Food Safety Authority. Europeiska Livsmedelssäkerhetsmyndigheten
[8] European Medicines Agency, Europeiska Läkemedelsmyndigheten

Riktvärdet för PFOS i jord är 3 µg/kg ts för KM-områden och styrs av skyddet av markmiljö. Att det finns riktvärden för PFOS i mark är något som man behöver förhålla sig till vid spridning av PFAS-innehållande slam, även om riktvärdesmodellen inte är direkt tillämpar för jordbruksmark. PFAS-halterna i svenskt slam varierar mycket och slam med höga PFAS-halter kan bidra till att det sker en ansamling av PFAS i jord på jordbruksmark, trots att slammet vid spridning och nedbrukning späds ut.

4.1.2 Sötvattenlevande organismer

4.1.2.1 USA

Som nämnts i kapitel 3.2 ovan, fokuserar man i den amerikanska rapporten på att bedöma riskerna med PFOA och PFOS för människor. Vattenlevande organismer ingår därför inte som en målorganism i rapporten från US EPA. Rapporten nämner dock att gränsvärden tagits fram för akvatiska organismer som omfattar både PFOS och PFOA. Gränsvärdena inkluderar maximala halter i vatten, både akuta och kroniska värden samt ett värde för ryggradslösa djur, fisk (helkropp) och fiskmuskel.

4.1.2.2 Danmark

I Danmark finns det gränsvärden för kemisk ytvattenstatus enbart för ett PFAS-ämne, nämligen PFOS. PFOS är ett prioriterat ämne inom EU som regleras genom EU-direktivet om prioriterade ämnen (2013/39/EU)[9].

Gränsvärdena för PFOS i vatten är till för att skydda alla relevanta organismer som kan exponeras både direkt (vattenlevande organismer) och indirekt (sedimentlevande organismer och toppredatorer samt människa via konsumtion av fisk/skaldjur och dricksvatten) och tas fram både för färskvatten och saltvatten. Den danska riskbedömningen fokuserar på färskvattenlevande organismer och utgår från långtidsvärdet (årsmedelvärde) på 6.5×10^{-4} µg PFOS/L för att utifrån det beräkna den högsta tillåtna halten PFOS i slam.

Det tidigare nämnda vägledningsdokumentet för miljöriskbedömning som ECHA har tagit fram (ECHA, 2016) innehåller inga relevanta exponeringsscenarier för urlakning eller avrinning från slamberikade jord till sötvattenrecipienter. Andra myndigheter på EU-nivå har dock spridningsmodeller som hanterar spridning av fodertillsatser (EFSA, 2019) och veterinärmedicinska produkter (EMA, 2016) från gödsel till miljön. Dessa referenser beräknar halterna i miljön baserat på antagandet att en del av avrinningen kommer att spädas ut med två gånger så stor vattenvolym från recipienten. I de allra flesta fall är detta en underskattning av utspädningen, men i modellen sätts ändå utspädningsfaktorn till 3 (1+2 = 3), som ett värsta scenario. Man antar även att koncentrationen i avrinningsvattnet motsvarar koncentrationen i jordens porvatten, vilket, gör att koncentrationen PFOS i jorden i den danska rapporten beräknas utifrån att porvattenhalten är tre gånger högre än gränsvärdet för PFOS i vatten. Detta antagande och parametrar som den substansspecifika fördelningskoefficienten för jord och vatten och bulkdensiteten för jord ingår. Detta innebär att flera substansspecifika parametrar, bland annat molekylvikt, vattenlöslighet samt fördelningskoefficienten för organiskt kol, behöver vara kända för att koncentrationen av ämnet i jord ska kunna beräknas. Detta saknas för de flesta PFAS, men för PFOS finns denna data tillgänglig och koncentrationen i slam beräknas för detta ämne utifrån de olika ekvationerna (4.5a, 5.1 och 5.2) som presenteras i den danska rapporten.

[9] Europaparlamentets och rådets direktiv 2013/39/EU av den 12 augusti 2013 om ändring av direktiven 2000/60/EG och 2008/105/EG vad gäller prioriterade ämnen på vattenpolitikens område https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32013L0039

För PFOS finns det publicerad data för NER, vilket gör att man tar hänsyn till möjlig fastbindning av PFAS i jord utifrån publikationen Gassman et al (2021) samt en halveringstid på 100 år. Beroende på vilket NER-värde som antas gälla för PFOS kan den tillåtna koncentrationen i slam variera mellan 0,94 och 30,0 µg PFOS/kg ts slam, förutsatt att man tillåter spridning av 7 ton slam/ha och år. Om en mer realistisk mängd slam antas spridas utifrån fosforhalten i slammet kan halten PFOS i slam tillåtas öka med motsvarande storlek. Utgår man ifrån medianvärdet för fosforinnehåll i danskt slam så blir slamgivan endast 1,03 ton slam/ha och år. Om man dessutom, som ett värsta scenario bortser från NER-bildningen, blir den högsta tillåtna koncentrationen av PFOS i slam 6,41 µg/kg. Om målet är att uppfylla miljökvalitetsmålet direkt i porvattnet, dvs den trefaldiga utspädningen undantas, får PFOS-innehållet i slam inte överskrida 2,14 µg/kg (6,41/3) som ett medianvärde.

I den danska rapporten görs ingen bedömning av andra PFAS-ämnen och man antar även att bakgrundshalten av PFAS-ämnen i naturen och därmed recipienten, är noll. Detta är ett i många fall felaktigt antagande som rapportförfattarna är medvetna om, men eftersom bakgrundshalten varierar över landet utgår man från denna förenkling och rekommenderar platsspecifika bedömningar där det kan vara relevant. Baserat på bakgrundsvärden från övervakningsprogram i Danmark framgår det tydligt att det finns flera olika källor till PFOS, och för att kunna bedöma vilka halter av PFOS i slam som kan tillåtas utan att skada vattenlevande organismer, behöver kunskapen om bakgrundshalterna av PFAS både i jordbruksmark och i recipienter förbättras.

4.1.2.3 Relevans för svenska förhållanden

Exponeringsmodellen för spridning från gödsel till miljön som används både av EFSA och EMA skulle även kunna vara relevant att applicera på svenska förhållanden, men i likhet med den danska rapporten där man enbart har kunnat utvärdera PFOS på grund av brist på substansspecifika data, blir avsaknad av information för de flesta av PFAS-substanserna ett problem.

Sverige har, i likhet med Danmark, enbart gränsvärde för kemisk ytvattenstatus för en PFAS-substans, PFOS ($6,5*10^{-4}$ µg/L), som är infört i Havs-och vattenmyndighetens författningssamling HVMFS 2019:25[10] då det är ett prioriterat farligt ämne under EUs ramdirektiv för vatten. HVMFS 2019:25 hanterar dock inte enbart ämnen utifrån kemisk ytvattenstatus, utan även "särskilda förorenande ämnen" (SFÄ) som bedömts relevanta att reglera på nationell nivå. Det är andra ämnen som listas som SFÄ än vid klassificering av kemisk status, och dessa är i dagsläget 32 stycken. PFAS 11[11] finns med bland dessa 32 SFÄ, som en ämnesgrupp, med en maximal tillåten koncentration om 0,09 µg/L i vattenförekomster som används som dricksvattentäkt. Värt att notera är att dessa gränsvärden är satta som skydd för människor utifrån möjlig exponering via dricksvatten. De fungerar dock även indirekt som skydd för vattenlevande organismer, eftersom det i processen med att ta fram dem ingår att titta på olika organismgrupper och utgå från den känsligaste. Havs- och vattenmyndigheten ser över värdet för PFAS 11 och underlaget var ute på remiss 2024. Även det liggande förslaget på reviderat prioämnesdirektiv (2022/0344 (COD))[12] innehåller ett gränsvärde för PFAS, som omfattar fler ämnen än Havs- och vattenmyndighetens förslag. Det är dock oklart hur den fortsatta processen och tidsplanen för dessa båda föreslagna uppdateringar ser ut.

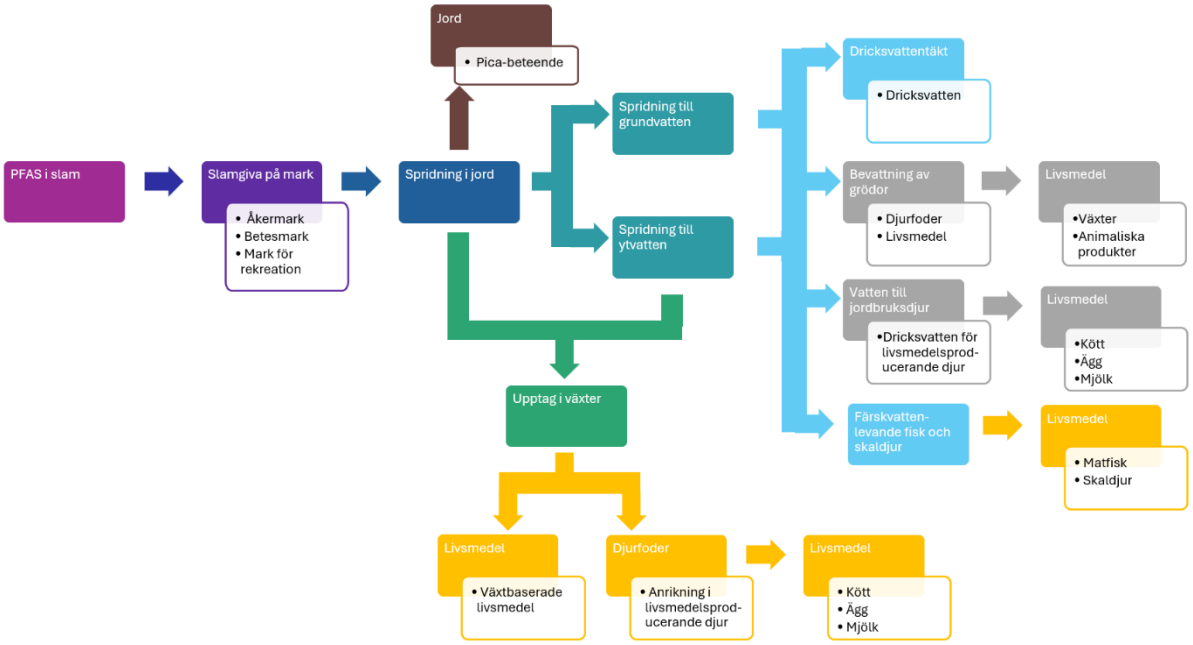
[10] Klassificering och miljökvalitetsnormer avseende ytvatten (HVMFS 2019:25) https://www.havochvatten.se/vagledning-foreskrifter-och-lagar/foreskrifter/register-vattenforvaltning/klassificering-och-miljokvalitetsnormer-avseende-ytvatten-hvmfs-201925.html

[11] PFAS 11: PFOS, PFBS, PFHxS, 6:2 FTS, PFBA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA.

[12] https://eur-lex.europa.eu/procedure/EN/2022_344

4.2 Människa

PFAS är väldigt spritt i miljön, vilket gör att människor kan exponeras av PFAS från flera olika källor. Med fokus på slam som utgångspunkt kan möjliga spridningsvägar till människa beskrivas enligt Figur 4.



Figur 4 PFAS i slam som spridningsväg till människor. Gråmarkerade fält hanteras inte i någon av de studerade riskbedömningarna

4.2.1 Livsmedel

Den främsta källan till PFAS-exponering är via intag av föda, och fisk är den livsmedelsgrupp som till störst del bidrar till detta (EFSA, 2020). Dock är exponeringsvägen från PFAS-förorenat slam via spridning på jordbruksmark, efterföljande läckage ut i vattendrag och upptag till fisk ofta svårbestämd.

4.2.1.1 USA

Exponeringen via livsmedel utgår i den amerikanska rapporten från de spridningsvägar som beskrivits i USA avsnitt 3.3.1. dvs. för gården som odlar grödor och frukt kommer exponeringen från dessa livsmedel samt från vatten och fisk. För gården för betande djur för livsmedelsproduktion är det istället kött från nöt, kyckling, ägg och mjölk samt fisk och vatten. För återställandescenariot med endast en större gödsling omfattas samma livsmedel som för gården med betande djur.

För bortskaffande i en ytdeponi räknas det endast med spridning till grundvatten. Eftersom rapporten inte gör någon bedömning av kumulativ exponering finns resultat för varje exponeringsväg. Vidare så beskrivs det att koncentrationerna i olika livsmedel som fås från modelleringarna av nedbrytningsvägar och transport i miljön är väldigt beroende av både klimatet och valt K_{OC} värde. Av den anledningen modelleras alla livsmedel i de tre olika klimaten som

använts och därtill med lågt (10: percentil) och högt (90:e percentil) K_{OC} för både PFOS och PFOA. Slutligen räknas också 1-års medel och 10-årsmedel ut.

Resultaten redovisas i tabeller, både som faktiska värden i respektive typ av livsmedel men också omräknat till LADD (Lifetime Average Daily Dose, 70 års exponering) och ADD (Average Daily Dose, exponering under 1 års tid). För att räkna fram LADD och ADD används konsumtionsdata som redovisas i Tabell 6. Data för underlaget kommer från tidigare EPA publikationer och kostundersökningar.

Skyddade frukter och grönsaker är de som har ett yttre skyddande skal eller hinna som vanligtvis tas bort innan konsumtion. Exempel på skyddade grönsaker inkluderar pumpa, majs, ärtor och bönor. Exempel på skyddade frukter inkluderar meloner, citrusfrukter samt bananer. Oskyddade frukter och grönsaker är de som odlas ovan jord och kan bli förorenade av föroreningar som deponeras på ytan av de livsmedel som äts. Exempel på oskyddade grönsaker inkluderar blomkål, tomater, aubergine, gurka, sockerärtor, örter och svamp. Exempel på oskyddade frukter inkluderar färska eller torkade äpplen, päron, persikor, vindruvor och bär.

Tabell 6. Konsumtionsdata som används i US EPA, 2025 för att räkna ut exponering. Alla uppgifter i g/kg/dag förutom för dricksvatten som anges i ml/kg/dag.

Kategori	Vuxen	Barn 1-5 år	Barn 6-11 år	Barn 12-19 år
Fisk	0,47	0,55	0,55	0,31
Dricksvatten	13,4	16,2	11,5	6,5
Skyddade frukter	2,1	2,3	2,3	1,2
Skyddade grönsaker	0,6	1,4	0,79	0,58
Oskyddade frukter	1,3	1,82	1,11	0,61
Oskyddade grönsaker	1,4	0,64	0,64	0,66
Rotfrukter	0,88	0,69	0,52	0,57
Mjölk och mejeriprodukter	12,1	30	12	4,3
Nötkött	1,6	2,1	2,1	1,5
Ägg	0,7	0,7	0,7	0,7
Kyckling	1,1	2,4	1,6	1,1

För att nå fram till faktiska siffror över varje livsmedels bidrag till exponeringen har också en genomgång gjorts av tillgängliga data vad gäller bioackumulations-/koncentrationsfaktorer för olika typer av grödor, kor, kycklingar, fisk, ägg, och mjölk.

Resultatet från modelleringen visar att PFOA generellt ger upphov till högre risk än PFOS och i fler parametrar (klimattyper och Koc). För scenariot med frukt/grönsaksproduktion är det fiskkonsumtion och intag av dricksvatten (både grundvatten och ytvatten) som står för störst risk för PFOA. För PFOS är det endast fiskkonsumtion som ger upphov till risk över tröskelvärde. Grönsaker och frukt ger också upphov till förhöjd cancerrisk för PFOA men här anses osäkerheten vara mycket hög i beräkningarna, främst till följd av brist på fältstudier. För den köttproducerande gården noteras förhöjda risker för nötkött, mjölk, ägg, fisk och dricksvatten för både PFOA och PFOS (med undantag av dricksvatten för PFOS).

4.2.1.2 Danmark

I den danska rapporten konstaterar man att det är teoretiskt möjligt att utföra ”baklängesberäkningar” för att fastställa acceptabla halter PFAS i slam, exempelvis genom att använda ekvationerna som presenteras i Annex III i vägledningsdokumentet från European Chemicals Bureau (ECB, 2003). Dock skulle sådana beräkningar innehålla stora osäkerheter då det är oklart om dessa modeller är representativa för hur PFAS fördelas i näringsväven och överförs från jord till foder och till kött. Det saknas även substansspecifika data för de flesta av PFAS-substanserna. Ytterligare en osäkerhet är att modellerna är beroende av log K_{OW} och denna parameter är som tidigare beskrivits svår att fastställa för ämnen som PFAS. I avsaknaden av experimentella data för att utvärdera resultatet från en eventuell modellering, avstår man istället från att utföra dessa beräkningar för detta scenario.

För PFOS antas dock humant intag av fisk och skaldjur täckas in av det befintliga gränsvärdet för PFOS i sötvatten (6.5×10^{-4} µg PFOS/L), eftersom det även ska skydda mot sekundär förgiftning av människor via föda. Enligt den europeiska livsmedelsmyndighetens rapport från 2020 (EFSA, 2020) är fiskkött, frukt och fruktprodukter samt ägg och äggprodukter de sorters livsmedel som bidrar mest till exponering för PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS, dvs PFAS4.

4.2.1.3 Relevans för svenska förhållanden

För att fastställa ett gränsvärde för PFAS i slam för svenska förhållanden, bör exponeringen av livsmedel baseras på svenska vanor och intag, då det kan förväntas skilja sig åt mellan olika länder. Utifrån Livsmedelsverkets tidigare publicerade matkorgsundersökningar kan denna information erhållas för svenska förhållanden.

Livsmedelsverket har under 2024 utfört en kartläggning av PFAS-halterna i livsmedel på den svenska marknaden. Exponeringsbedömningen utgår ifrån befintliga matkorgsstudier som grund för konsumtionsbedömningen, samt analyser av PFAS i olika livsmedel inköpta under 2022–2023. Detta rör dock ej enbart svenskproducerade livsmedel, och det går heller inte att säga om de svenska livsmedlen är producerade på slamberikad jord i Sverige. Resultatet visar att medianexponeringen ligger under det tolerabla veckointaget på som EFSA tagit fram för PFAS4. I jämförelse med tidigare undersökningar av PFAS4 i livsmedel visar denna studie på att halterna har sjunkit i maten (Livsmedelsverket, 2024).

4.2.2 Dricksvatten

4.2.2.1 USA

Modellering av halter i grundvatten till följd av spridning av förorenat slam har genomförts med både ett lågt och högt K_{OC}. För det lägre K_{OC} värdet tar det i modellen mellan 10–30 år för PFOA

och 500–1000 år för PFOS att nå en brunn lokaliserad 5 meter från fältet där spridningen genomförts. För det högre K_{OC} värdet tar samma förflyttning 300–400 år för PFOA och 6000–8000 år för PFOS. Värdena som fås representerar det högsta värdet i de översta 2 metrarna i vattenkolumnen. Empiriska data från undersökningar tyder enligt US EPAs bedömning på att modellen kraftigt överskattar denna tid, sannolikt med flera storleksordningar. Anledningar till detta kan enligt rapporten vara flera och det nämns mikrobiell nedbrytning av organiskt material som ökar lakning, cykler av nedfrysning och tining av jord samt kolloidala transportmekanismer och flödesvägar som t.ex. sprickor, gränssnitt mellan olika jordtyper eller maskar och insektstunnlar. Dessa potentiella påverkansfaktorer beaktas inte i den grundvattenmodell som används i bedömningen. En detaljerad beskrivning av de modeller som använts och de ingående parametrarna finns i rapportens bilaga C och de resulterande halterna i grundvatten i de olika scenarierna och klimattyperna redovisas i tabell C-11. Variationen i halter är mycket stor och sträcker sig från som högst $1,7 * 10^{-2}$ till som lägst $1,6 * 10^{-36}$ mg/liter.

När det kommer till resultaten av modelleringen dyker dricksvattenintag upp som en exponeringsväg som leder till överskridande av godtagbara risknivåer för PFOA i de flesta scenarier, i flera fall också både för cancerrisk och för icke-cancereffekter. För PFOS är resultatet att risken för dricksvattenintag inte överskrids i något scenario.

4.2.2.2 Danmark

I Danmark kommer nästan allt dricksvatten från grundvatten och det förutsätts att grundvatten ska vara av dricksvattenkvalitet utan att ytterligare spädas ut eller renas. Danska myndigheter har tagit fram gränsvärden för både grund- och dricksvatten, 0.002 µg/L för PFAS4 och ett motsvarande värde på 0.1 µg/L för PFAS22

Som angetts i kapitel 3.1.2, så kan dessa grupp-baserade gränsvärden inte användas i exponeringsmodellerna, på grund av PFAS-föreningarnas olika fysikalisk-kemiska egenskaper. I den initiala bedömningen förutsätts att additiv toxicitet gäller för de olika PFAS-substanserna, och gränsvärdena för varje substans antas vara 1/4, eller 1/22 av gränsvärdet för gruppen.

I den danska rapporten har tre olika metoder utvärderats, dels en mer grundläggande metod som använder sig av olika antaganden som används inom REACH, en mer avancerad metod som baseras på EFSAs riskbedömningsmetod för växtskyddsmedel och Box-modellen som kan ta hänsyn till substanser med lång halveringstid.

Spridningsmodell som används inom REACH

ECHAs REACH-modell baseras på en rad olika ekvationer som tar hänsyn till ämnens fördelning i olika faser utifrån substansspecifika parametrar. För att kunna fastställa högsta tillåtna halt av PFAS i slam utgår modellen även ifrån att koncentrationen i grundvattnet motsvarar halterna i porvattnet i jordbruksmarken, vilket är ett väldigt konservativt antagande. I vissa länder med ytliga grundvattenkällor kan detta antagande vara relevant, men författarna till den danska rapporten skriver att i Danmark tas dricksvatten i de allra flesta fall från djupt liggande grundvattenreservoarer.

Genom att utgå ifrån att gränsvärdet för PFAS i grundvatten inte heller ska överskridas i porvatten, beräknas jämviktshalterna i jord från ekvation 4.10 i rapporten och tillsammans med ekvationerna 4.4–4.8, som tar hänsyn till eventuell ackumulering, borttransport, omfördelning, nedbrytning och NER-bildning, kan den högsta tillåtna halten i slam bestämmas med hjälp av ekvation 5.1 och 5.2. Appliceras denna modell på gränsvärdena för PFAS4-substanserna, där det individuella gränsvärdet beräknas till 0,0005 µg/L, tillsammans med de substansspecifika fysikalisk-kemiska parametrarna i de olika ekvationerna som nämns ovan fås substansspecifika

gränsvärden för respektive PFAS4-ämnen i slam som varierar mellan 0,75 och 6,6 µg/kg ts. Resultaten från detta värsta scenario ger gränsvärden för PFAS i slam som är lägre än vanligt förekommande halter i danskt slam, vilket är 10 µg PFAS4/kg ts (Miljøstyrelsen, 2024). Används istället realistiska siffror på slamgivan, istället för den teoretiskt tillåtna högsta halten på 7 ton ts/ha, så kan ca 7 gånger högre halter av PFAS4-ämnena i slam tillåtas enligt samma modell.

NER-bildningen har också stor påverkan på hur mycket tillgänglig PFAS som finns i jorden. Information om NER-bildning saknas för andra ämnen än PFOS och PFOA, vilket ger en stor osäkerhet i beräkningarna. I den danska rapporten har de befintliga värden används för att täcka informationsluckan och man beräknar NER för PFAS4 som olika fraktioner av de kända värdena för PFOS.

Spridningsmodell som används för växtskyddsmedel

Ett annat sätt att beräkna den högsta halten PFOS i slam som kan tillåtas utan att gränsvärdet för PFOS i vatten överskrids är att använda mer detaljerade simuleringsmodeller för att simulera lakning och spridning av ämnen i jord. Exempel på sådana modeller är PELMO[13] och MACRO[14] som båda rekommenderas av EFSA och EMA för att beräkna kontaminering av grundvatten efter spridning av gödsel som innehåller växtskyddsmedel eller veterinärprodukter. Den största skillnaden mellan dessa modeller är att MACRO-modellen är anpassad för förhållanden där lakning i makroporer är viktigt, exempelvis lerjordar, men att den inte är lika applicerbar på sandjordar. Ytterligare begränsningar i dessa modeller, som inte är specifikt framtagna för ämnen med lång halveringstid som PFAS, är att MACRO-modellen hanterar ämnen med en halveringstid på max ett år, medan motsvarande tidsperiod i PELMO-modellen är 20 år.

I den danska rapporten använder man därför enbart PELMO-modellen. Modellen utgår från halter av ämnet i slam och beräknar uppskattad halt i grundvatten. I den danska studien har man därför utgått från högre uppmätta halter av PFAS4 och utvalda PFAS22 i danskt slam för att modellera vad halterna i vatten skulle bli. Anledningen till att man inte modellerar värden för fler PFAS-ämnen är avsaknad av substansspecifik information för exempelvis K_{oc}-värden.

Baserat på slamspridningsmängd och halterna av PFAS i slam beräknas spridningen av olika individuella PFAS i kg PFAS/ha och år. I PELMO-modellen används detta värde, tillsammans med halveringstid på 100 år och ämnets absorbtionsegenskaper för att beräkna PFAS-halten i grundvatten efter 20 års spridning. Eftersom modellens tidsrymd är begränsad till 20 år, är det långt ifrån jämviktsläget i jord, där ingående halter PFAS motsvarar de utgående halterna. En känslighetsanalys som gjordes i den danska rapporten visar att PELMO-modellen är känslig för skillnader i log K_{oc} och att även halveringstiden borde påverka resultatet, om modellen hade kunnat utökas i tid. Resultaten från PELMO-modellen visar dock att efter 20 års applikation av PFAS-innehållande slam på en åker, där PFAS-halterna motsvarar övre kvartilen av uppmätta halter i danskt slam, skulle halterna av PFAS i grundvatten vara flera storleksordningar under gränsvärdet för grundvatten. Resultatet är dock osäkert eftersom jämviktsläget i jord inte har infunnit sig inom denna modells tidsrymd.

Boxmodellen

För att ta hänsyn till PFAS-ämnenas långa halveringstid har man i den danska rapporten även undersökt Box-modellen där en appliceringstid på > 1000 år kan modelleras. Modellen utgår från två danska scenarier som representerar sandjord respektive lerjord. Ett nederbördsvärde på 325

[13] https://www.ime.fraunhofer.de/en/Research_Divisions/Division_AE/Software_E/focus-pelmo.html

[14] https://www.slu.se/en/about-slu/organisation/collaborative-centres/slu-centre-for-pesticides-in-the-environment/areas-of-operation/macro-models/

mm/år (~0.00089 m3/m2/d) används för att modellera spridningen av PFAS under representativa danska förhållanden utifrån ekvation 6.2, 6.3 och 6.4 i rapporten, och en halveringstid på 100 år.

Resultaten från denna modell visar på att de högsta halterna i grundvatten förväntas nås efter väldigt lång tid, men det framgår även att modellen påverkas kraftigt av vilken halveringstid som anges för respektive substans i beräkningarna, och om hänsyn tas till NER-bildning eller inte.

I den danska rapporten jämförs resultatet från PELMO-modellen med resultatet från den enklare Box-modellen. Man sammanfattar att vid modellering inom samma tidsram är Box-modellen mycket mer konservativ än den mer avancerade PELMO-modellen.

Ett värsta scenario används för att uppskatta PFAS-halter i grundvatten genom att koncentrationerna i grundvatten beräknas under jordbruksmarken där slam sprids och koncentrationen av PFAS i porvattnet används som en indikation på PFAS-halterna i grundvattnet. Dessa förenklingar tar inte hänsyn till eventuell omvandling, eller utspädning i djupare jordlager, inte heller avrunnet vatten från omgivande mark, eller i dricksvattenprocessen.

Flera olika modeller har använts i den danska rapporten för att uppskatta ett gränsvärde för PFAS i slam som skyddar grundvatten. Författarna visar på flera osäkerheter i de använda modellerna, samt svårigheten att bedöma hur NER påverkar spridningen av PFAS från slammet. Detta gör det svårt för utifrån dessa resultat fastställa ett gränsvärde för att skydda grundvatten. Istället utgår man ifrån en pragmatisk strategi och väljer att definiera gränsvärdet som 90e percentil av PFAS4 i danskt slam. Argumenten bakom detta är att resultatet från modellerna visar på att halter i denna storleksordning, 17.8 µg/kg ts slam, mycket osannolikt skulle leda till att gränsvärdet för grundvatten överstigs på lång sikt. För enkelhetens skull, och som en extra säkerhetsfaktor, föreslår man att sänka värdet till 15 µg/kg ts för PFAS4 i slam.

Utifrån analysdata från danska vattenreningsverk konstaterar man att eftersom PFAS4-koncentrationen uppgår till 30% av halterna av PFAS22 i slam, och det tillgängliga PFAS4-gränsvärdet på EU-nivå är 1/50 av gränsvärdet för PFAS22, så är det oftast PFAS4-värdet som är styrande. Slutsatsen är ändå att det är relevant att sätta gränsvärden för båda ämnesgrupperna, då de påverkar motsvarande gränsvärden i grundvatten. PFAS22 skulle utifrån motsvarande pragmatiska metod som för PFAS4, uppskattas till mellan 50-100 µg/kg ts).

4.2.2.3 Relevans för svenska förhållanden

Det förekommer flera osäkerheter i de olika exponeringsmodeller som använts för att bedöma risker med PFA i dricksvatten i de studerade riskbedömningarna. Förutom att ta hänsyn till det, behöver ett framtida svenskt gränsvärde för PFAS i slam även förhålla sig till gällande gränsvärden, exempelvis de för dricksvatten.

I Livsmedelsverkets föreskrifter (LIVSFS 2022:12[15]) om dricksvatten finns gränsvärden för PFAS. Reglerna om PFAS baseras bland annat på den europeiska myndigheten för livsmedelssäkerhets hälsobaserade riktvärde för PFAS4 från 2020 och omfattar två gränsvärden:

- PFAS4: 4,0 ng/l
- PFAS 21: 100 ng/l

Gränsvärdet för PFAS4 omfattar de ämnen som ingår i EFSAs hälsobaserade riktvärde (PFOA, PFNA, PFOS och PFHxS) och gränsvärdet för PFAS 21 omfattar PFAS4 samt de ytterligare PFAS-ämnen som inom EU:s dricksvattendirektiv benämns som PFAS 20 samt 6:2 FTS. Gränsvärdena för PFAS i Sverige ska tillämpas från 1 januari 2026.

[15] Livsmedelsverkets föreskrifter om dricksvatten (LIVSFS 2022:12) https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/om-oss/lagstiftning/dricksvatten---naturl-mineralv---kallv/livsfs-2022-12_web_t.pdf

I Livsmedelsverkets kartläggning av PFAS i kommunalt rå- och dricksvatten från 2021 visade resultaten att de uppmätta summahalterna av PFAS 11 i dricksvatten i Sverige till stor del utgörs av PFAS4. Bidraget av PFAS4 i dricksvatten varierade mellan 8 och 100 %, men i medeltal bidrog dessa fyra ämnen till hälften eller mer av PFAS 11 i 71 % av vattenverken (Livsmedelsverket, 2021). 72 vattenverk av 154 undersökta stora vattenverken (≥ 500 personer) samt i två stycken mindre vattenverk som försörjer färre än 500 personer hade dricksvatten med PFAS-halter över 20 ng/l (Livsmedelsverket, 2021).

Tabell 7. Fördelning av samtliga vattenverk (≥ 500 personer) med detekterbara halter av PFAS i dricksvattnet utifrån medelsummahalter av PFOS och PFOA eller PFAS 7/11. (Livsmedelsverket, 2021)

PFAS 7/PFAS 11 (ng/l)	Antal vattenverk	Försörjda personer
<5*	53	2 339 381
5-9	9	1 863 868
10-19	7	1 353 000
20-39	5	225 239
40-90	0	0

* Medelsummahalt PFOS och PFOA eller PFAS 7/PFAS 11

Det är relevant att notera att eftersom kunskapsläget kring PFAS förbättras behöver även riktvärden ses över. SGI har exempelvis tagit fram förslag på nya riktvärden för PFAS4 i jord som utgår från EFSAs tolerabla intag. Förslagen på justerade riktvärden för PFAS4 i mark (0,25 µg/kg ts för KM och 1,2 µg/kg ts för MKM) togs fram 2022 enligt Naturvårdsverkets metodik för förorenad mark. Det som styr det föreslagna riktvärdet för KM är hälsorisker via intag av förorenat grundvatten som dricksvatten och exponering via intag av växter odlade på den förorenade marken. För MKM-värdet styrs riktvärdet av skyddet av grundvatten (SGI, 2022). Eventuellt beslut om att införa nya riktvärden för PFAS4 tas efter pågående konsekvensanalys, tidigast vid årsskiftet 2025/2026.

4.2.3 Intag av jord

4.2.3.1 USA

Exponeringsfaktorerna för barn i åldrarna 1–5 och 6–11 år har i modellen kombinerats genom att använda ett viktat genomsnitt. För jordkonsumtionsfrekvenser användes dock det högre värdet på (40 g/dag) för barn i åldrarna 1–11 som motsvarade värdet för 1–5-åringar.

4.2.3.2 Danmark

Danska myndigheter har tagit fram ett referensvärde för PFAS4 i förorenad mark på 10 µg/kg för att skydda människor från exponering för jord, däribland även barn som äter jord (så kallat pica-beteende). Baserat på värdena för 90-percentilen för PFAS4 i slam så beräknades marginalen vid jämviktsläget i jord vara 30 respektive 500 till referensvärdet. Det framgår dock inte av sammanställningen av dessa beräkningar hur stor mängden jord som intas är i dessa beräkningar.

4.2.3.3 Relevans för svenska förhållanden

I Naturvårdsverkets riktvärdesmodell hanteras, som tidigare beskrivits, två olika typer av markanvändning: känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). KM-mark motsvarar ett fall där människor skall kunna vistas permanent inom området under en livstid och de flesta markekosystem samt grundvatten och närliggande ytvatten skyddas. För scenariot känslig markanvändning ingår i bedömningen att barn vistas på platsen, och hänsyn tas till eventuellt pica-beteende, det vill säga att barn avsiktligt äter jord. Mängden jord som antas intas i dessa beräkningar, uppskattas i Naturvårdsverkets modell för förorenade områden till ca 120 mg jord/dag (NV, 2009). Detta är en markant mindre mängd än den som används i US EPAs exponeringsmodell, medan mängden jord som ingår i den danska modellen inte specificeras i sammanställningen i MSTs rapport. Om det bedöms som relevant att barns pica-beteende ska tas hänsyn till även för jordbruksmark, är det rimligt att denna parameter bedöms på samma sätt oavsett vilken substans som riskbedöms. I sådana fall bör de etablerade mängderna i beräkningen av intag av jord från förorenad mark användas vid framtagande av ett svenskt riktvärde. Intag av jord behöver dock enbart tas hänsyn till om denna exponeringsväg bedöms som betydande för ett riktvärde för PFAS i slam.

Intressant att notera är dock skillnaden i gränsvärde mellan de båda nordiska länderna, där Danmarks värde för PFAS4 (10 µg/kg ts jord) är 1/5 av det hälsobaserade riktvärde för intag av jord som SGI föreslår för PFAS4 för KM-mark (50 µg/kg ts jord) i sin rapport från 2022. (SGI, 2022)

4.2.4 Övriga exponeringsvägar

Vid riskbedömning av kemiska substanser, beaktar man samtliga relevanta exponeringsvägar när man utvärderar risken med ett ämne. Oftast rör det sig om exponering via munnen, huden och lungorna. Beroende på ämnets egenskaper och hanteringen av detsamma så kan en eller flera av dessa bedömas vara mer eller mindre relevanta.

För PFAS i slam blir det inte relevant att bedöma inandning, då vatteninnehållet i slammet minimerar dammande hantering, PFAS-ämnenas generellt låga ångtryck minskar risken för ångor samt att nedplöjning sker kort efter spridning. Begränsad manuell hantering av PFAS-innehållande slam gör även att risken för hudupptag blir låg.

5. Slutsatser litteraturgenomgång

Granskningen av de två riskbedömningarna för PFAS-spridning via slam på jordbruksmark visar att det finns flera utmaningar som gör det svårt att ta fram gränsvärden för PFAS i slam. Utifrån genomgången som är gjord inom ramen för detta projekt noteras följande osäkerheter som gör det svår att bedöma vad ett rimligt gränsvärde för PFAS i slam skulle vara. Flera av osäkerheterna beror på brist på data och det finns ett behov av ytterligare forskning;

- Ingen av bedömningarna som studerats i detta projekt tar hänsyn till existerande eller pågående exponering från andra källor till jord, så som t.ex. atmosfärsdeposition, punktutsläpp från förorenad mark och utsläpp av avloppsvatten. Anledningen till detta är att det är svårt att bedöma bidraget från dessa eftersom det varierar beroende på platsspecifika förutsättningar och även med avseende på tid. För människor förekommer det även andra källor till PFAS-exponering, exempelvis konsumentprodukter, hushållsdamm, förpackningsmaterial och livsmedel som kontaminerats på andra sätt än via PFAS i slam. För att kunna sätta ett gränsvärde som gäller för PFAS i slam behöver dock slammets bidrag till totalexponeringen uppskattas samt att dess andel inte får vara större än att befintliga hälsoriskbaserade gränsvärden inte överskrids.

- Betydelsen av bildandet av så kallade icke-extraherbara rester (NER) för spridningen av PFAS är oklar. Avsaknad av kunskap om dess påverkan för de flesta PFAS-substansers rörlighet i miljön innebär en osäkerhet i spridningsmodellerna och därmed även riskbedömningen. I MSTs bedömning hanterar man detta genom att göra olika antaganden och jämföra hur detta påverkar resultatet av riskbedömningen. För substanser som binder hårt till jorden kommer tillgängligheten för växtupptag att minska och även förflyttning i miljön och spridning till vatten minskar. En osäkerhet finns också kring om NER kan påverka risken för effekter på jordlevande organismer. NER hanteras inte alls i modellen från US EPA.

- I likhet med NER, så är kunskapen om påverkan från PFAS-prekursorer begränsad. De halter som uppmäts av utvalda PFAS i slammet kan därför potentiellt utvecklas till högre halter i jorden över tid då omvandling kan ske. Detta tas upp av US EPA som en stor osäkerhet och potentiell underskattning av riskerna i deras bedömning. Därtill så identifieras prekursorer som en faktor som kan leda till överskattning av BCF/BTF faktorerna för djur då okänt innehåll av prekursorer i foder, jord och vatten kan påverka halten av de PFAS som uppmäts i djuren efter att prekursorerna metaboliserats i kroppen.

- Att substansspecifika data saknas för de allra flesta av PFAS-substanserna är en stor brist och det blir därmed svårt att riskbedöma dessa substanser. Fysikalisk-kemiska parametrar som tex nedbrytningstid (DT50), adsorption och distributionskoefficienter som K_{oc} används för spridningsberäkningar och osäkerheter introduceras i modellerna om uppskattade värden används i stället för verifierade värden. Särskilt K_{OC} värdet har en stor påverkan på resultatet från modelleringarna och känslighetsanalysen som utförts av US EPA visar att parametern är viktig både för grund- och ytvattenscenarierna.

- Det finns endast gällande gränsvärden för ett fåtal PFAS-substanser, vilket delvis beror på begränsningar i kunskapsunderlaget kring vilka hälso- och miljöeffekter dessa ämnen kan orsaka. Ambitionen att gruppera PFAS-ämnen som exempelvis PFAS4 och PFAS22 förutsätter att det finns information kring deras påverkan på olika organismer. En osäkerhet finns också kring vilken som är den känsligaste organismen, men utifrån det kunskapsläge som presenteras i de amerikanska och danska rapporterna bedöms det vara

människa. Det är mycket möjligt att fördjupade studier av organismer i miljön kan leda till andra resultat.

- Kunskapen om fördelningen av PFAS som nått miljön är bristfällig och då särskilt med avseende på växters upptag. US EPA lyfter i sin riskbedömning att siffrorna för växter är mycket osäkra då de i stor utsträckning baseras på försök utförda i växthus. Detta riskerar att överskatta mängden som tas upp då växthusförsök generellt sett visat på en större biokoncentration än försök utfärda i fältmiljö. En studie[16] finansierad av FORMAS pågår för att sammanställa kunskapsläget om växtupptag av miljöföroreningar från avloppsslam, inklusive PFAS.

- I den danska studien bedömer man det som väldigt svårt att modellera spridning av PFAS från slam till livsmedel. Detta beror på flera faktorer, varav en likt beskrivet ovan är bristen på data. Osäkerheten är stor i dessa modeller som bygger på en kedja av generella antaganden som dessutom involverar fördelningskoefficienten K_{ow} som är svår att validera för PFAS-ämnena. Brist på experimentella data att utvärdera modellen mot bidrar till dessa osäkerheter.

- Genomgången av de amerikanska och danska metoderna visar att det är svårt att bedöma risk avseende PFAS i slam. Resultatet är mycket beroende av val av riskbedömningsmetodik och indata i analysen.

[16] https://formas.se/kunskap-och-fordjupning/formas-rapporter/rapporter/2025-03-14-vaxtupptag-av-miljofororeningar-fran-avloppsslam.html

6. Förutsättningar att beräkna svenskt riktvärde för PFAS i slam

Utifrån den litteraturgenomgång som redovisas i avsnitten 3–5 ovan samt utifrån information som framkom i den workshop som hölls den 22 oktober 2025 inom ramen för projektet så finns det anledning att fördjupa analysen och därmed se över förutsättningar och behov av ett riktvärde för PFAS i slam i Sverige. Den amerikanska riskbedömningen baseras på en blandning av konservativa och icke-konservativa antaganden. Konservativa antaganden tenderar att överestimera exponeringen, vilket gör att risken med PFAS innehållet blir högre. Detta kan exempelvis ske då upptaget av PFAS i grödor baseras på växthusförsök, eftersom det visats att dessa typer av försök överskattar PFAS-halterna i växtbaserade livsmedel. Ur ett svenskt perspektiv så är det även konservativt att anta att graden av självhushållning är så hög som antas i den amerikanska studien. Exempel på icke-konservativa antaganden som ingår i riskbedömningen som gjorts av US EPA är:

1. PFAS-innehållet i slam är 1 ng/kg ts för PFOS respektive PFOA. Detta är ett lågt värde jämfört med uppmätta halter i både amerikanskt respektive svenskt slam.
2. Exponeringsscenarierna baseras på medianintag av livsmedel i stället för de högre percentilerna.
3. Bedömningen omfattar inte någon annan exponeringskälla av PFOS respektive PFOA än slam. Detta är en underskattning av exponeringen då det förekommer flertal andra källor, exempelvis konsumentprodukter, hushållsdamm, förpackningsmaterial och livsmedel som kontaminerats på andra sätt än via PFAS i slam.
4. Ingen hänsyn tas till kombinerad exponering och eventuell additiv effekt av PFOA och PFOS.
5. Inga övriga PFAS-substanser, än PFOS och PFOA, eller dess prekursorer ingår i riskbedömningen.
6. All exponering sker under 10 år av en beräknad amerikansk livstid på 70 år, dvs resterande 60 år är fria från exponering.

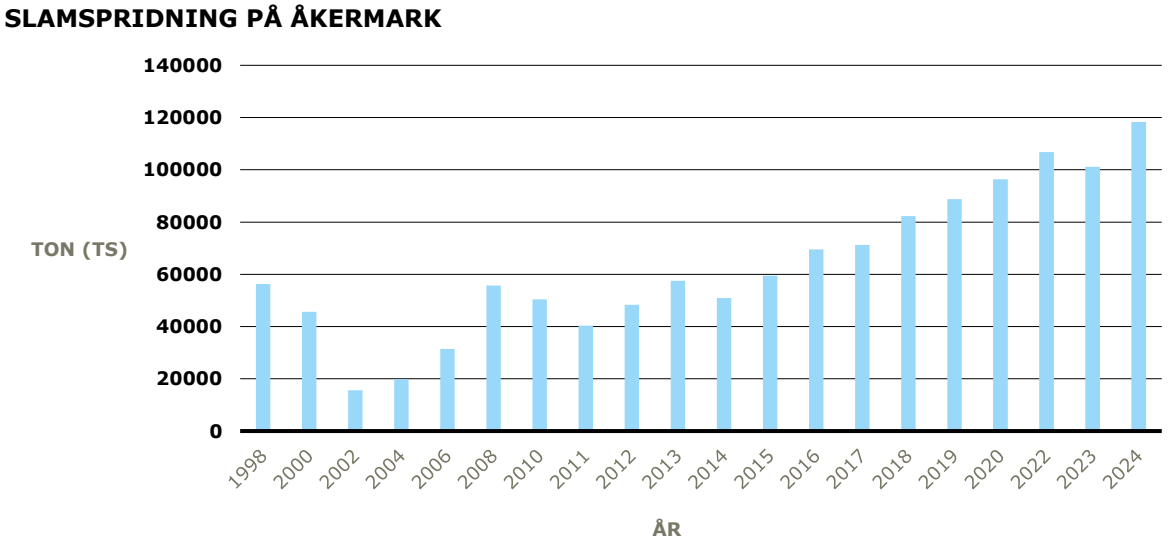
Trots dessa begränsningar i den amerikanska riskbedömningen, så är det flera scenarier som leder till oacceptabel risk för människors hälsa. Detta kapitel syftar därför till att så långt det går klargöra huruvida de antaganden som gjorts av US EPA och i tillämpbara fall Miljøstyrelsen förhåller sig till svenska förhållanden och vilka av dessa som kan sägas leda till en ökad eller minskad risk i en svensk kontext. Resonemanget utgår i likhet med US EPA:s riskbedömning utifrån ett linjärt samband mellan exponering och risk.

6.1 Historisk spridning av slam

I samband med utbyggnaden av de kommunala reningsverken på 1970-talet så ökade mängden slam som en restprodukt och det eftersträvades tidigt att återföra näringen från slammet till åkermarken (Andersson, 2015). Sedan införandet av slamdirektivet år 1986 så har Naturvårdsverket och SCB under åren framställt statistik över spridning av avloppsslam på jordbruksmark, som regel vartannat år med enstaka längre uppehåll. Hos SCB finns rapporter[17] för åren 2000 till 2022 och kompletterande information finns på Naturvårdsverkets hemsida[18]. Mellan åren 1998 och 2024 spreds det för de redovisade åren totalt ca 1,26 miljoner ton slam på åkermark, se Figur 5. Den verkliga siffran är dock större då statistik för vissa av åren mellan 1998 och 2010 som saknas i figuren inte kunde identifieras.

[17] Utsläpp till vatten och slamproduktion – Kommunala reningsverk, skogsindustri samt viss övrig industri

[18] Naturvårdsverket, Avloppsslam på jordbruksmark, användning, innehåll och spridningsplatser. besökt 2025-11-23. https://www.naturvardsverket.se/data-och-statistik/avlopp/avloppsslam-pa-jordbruksmark-anvandning-innehall-och-spridningsplatser/



Figur 5. Användning av slam på åkermark åren 1998 - 2022. Data hämtad från SCB och Naturvårdsverket.

I Tabell 8 nedan redovisas en grov uppskattning av mängden PFAS4 och PFAS22 som spridits på åkermark de angivna åren med utgångspunkt i den data som redovisats tidigare i denna rapport. se Tabell 4. Beräkningen utgår från halterna av PFAS i slam för de senaste åren och applicerar detta på totalmängden trots att de historiska halterna i huvudsak är okända. Siffrorna ska därför ses som en uppskattning av storleksordningen på mängderna i jämförelsesyfte med andra källor till PFAS och de gör inte anspråk på att vara korrekta.

Tabell 8. Uppskattning av mängden PFAS4 och PFAS22 som spridits via slam på svensk åkermark åren 1998-2022 utifrån medelhalter i slam åren 2022-2024.

Föroreningsnivå slam	PFAS4		PFAS22	
	Halt i slam (µg/kg ts)	Total mängd (kg)	Halt i slam (µg/kg ts)	Total mängd (kg)
Medel	5,8	7	11,1	14
Median	3,8	5	6,6	8
90:e percentil	11,8	15	19,2	24

Resultaten som redovisas i tabell 8 visar att det rör sig om kilon PFAS som släppts ut via slamspridning. Som jämförelse kan nämnas att de årliga utsläppen av PFAS till miljön i EU uppskattas till 75 000 ton enligt Kemikalieinspektionens hemsida (KEMI, 2023). En annan jämförelse är att importen till Sverige av PFAS innehållande kemiska produkter under år 2023 uppskattas till 40 ton[19]. Denna statistik är från kemikalieinspektionens produktregister och omfattar ett 60-tal PFAS-ämnen. Även om antagandet att de uppmätta halterna av PFAS i slam också är representativa som historiska värden är felaktigt och om de varierar med hundratals procent över tid, så är rimligt att anta att mängden PFAS som spridits via slam fortfarande är i storleksordningen kilon. Det är dock viktigt att notera att detta endast är en uppskattning av de

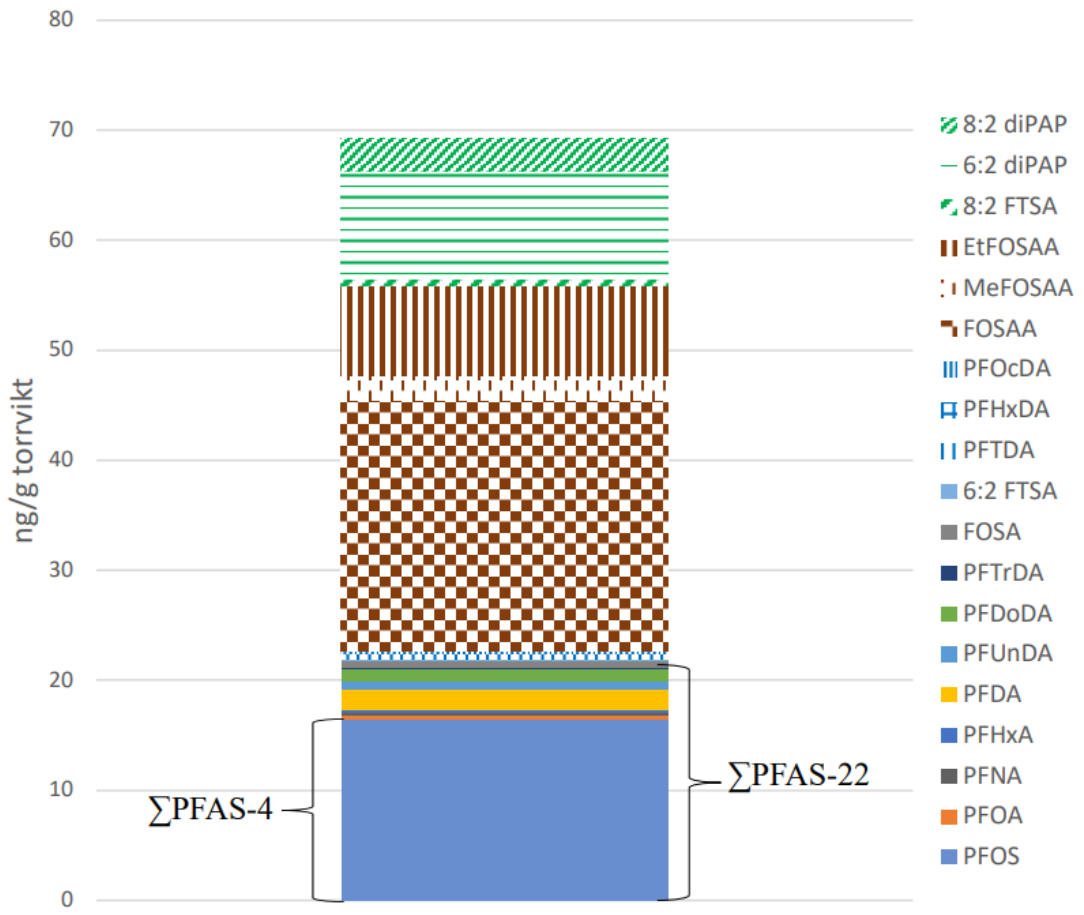
[19] Kemikalieinspektionen, 2025. Flödesanalyser för kemiska ämnen, PFAS generella. https://apps.kemi.se/flodesanalyser/FlodesanalyserSchema.aspx?SchemaID=1740

kända och terminala PFAS som kunnat analyseras i slam. Både prekursorer och okända fluorföreningar gör att totalmängden PFAS i slam med stor sannolikhet är betydligt högre.

6.2 Upplagring av PFAS i jord och förekomst av prekursorer

PFAS som grupp är generellt att betrakta som väldigt persistenta ämnen, antingen i sig själva eller genom transformering till terminala PFAS som uppvisar dessa egenskaper (ECHA, 2025). Utifrån denna egenskap kan det förväntas att PFAS som spridits på åkermark antingen stannar kvar i jorden där spridning skett eller förflyttas till andra delar i miljön genom t.ex. urlakning eller upptag i djur och växter. I en svensk studie publicerad 2024 undersöktes skillnaden i PFAS-halt i jordar som gödslats med olika mängd slam sedan 1980-taket (Kärrman, Fredriksson, & Särnholm, 2024). Utöver jord undersöktes också PFAS i avloppsslam, daggmask och gröda från samma mark. Undersökningen genomfördes vid Hushållningssällskapets försöksfält i Malmö där spridning av avloppsslam skett vart fjärde år sedan 1981. Fälten är uppdelade i olika kvadranter med områden där ingen spridning skett (fält A), områden där slam tillförts med 4 ton TS (torrsubstans) per hektar vart fjärde år (fält B) samt 12 ton TS per hektar vart fjärde år (fält C). Mängden slam som spridits på fält B är något högre än en genomsnittlig slamspridning i Sverige medan mängden för fält C är mer än 3 gånger större.

Slammet som användes för spridning på fält B & C år 2021 kom från Sjölunda reningsverk och det analyserades för 61 olika PFAS och totalfluor (EOF). Resultatet visade att 19 individuella PFAS påträffades i proverna, se Figur 6, med högst halter av FOSAA (22,8 ng/g), PFOS (16,5 ng/g) och 6:2 diPAP (9,7 ng/g). FOSAA är en prekursor till PFOS. Medelvärdet för EOF i proverna uppgick till 597 ng/g ts varav 42 ng/g eller 7,1% utgjordes av kända PFAS ämnen. Halterna i slammet översteg riktvärdet för PFAS4 från danska miljöstyrelsen om 10 ng/g men inte riktvärdet för PFAS22 på 400 ng/g då dessa uppmättes till 22 ng/g. Av resultaten framgår att andelen prekursorer utgör ca 2/3 av alla uppmätta PFAS.



Figur 6. Koncentration av detekterade PFAS i slam före spridning (medelvärde av 3 replikat). Figur hämtad från (Kärrman, Fredriksson, & Särnholm, 2024)

Jorden i de olika fälten provtogs innan slamspridning, efter slamspridning (ca 1,5 månad) samt efter skörd av höstvete ca 1 år efter spridningen. I fält A där ingen spridning skett detekterades låga halter PFAS i ytjord, <1ng/g ts, främst i form av PFOS och PFOA. I djupjord kunde totalt 2,4 ng/g ts PFAS uppmätas innan spridningen i form av PFOS, PFOA och prekursorer till dessa (FOSA, EtFOSAA och FOSAA). Halterna i djupjorden kunde inte uppmätas i mätningarna efter spridningen eller efter skörd.

I fält B där spridning skett med 1 ton ts slam/år i snitt var halterna högre, som högst 4,7 ng/g torrvikt. Även här var PFOS dominerade med halter kring 2 ng/g, följt av FOSAA (0,3–0,8 ng/g) och PFOA (0,5–0,7 ng/g). Ingen tydlig skillnad i koncentration kunde påvisas efter slamspridning eller efter skörd. Inga PFAS kunde detekteras i djupjorden, varken före eller efter slamgödsling.

I fält C där störst slammängd applicerats uppmättes högst halt PFAS i ytjord, upp till 12 ng/g torrvikt. PFOS var det dominerande ämnet men fler andra PFAS detekterades i detta fält än de med lägre slamgiva. I två prover av djupjord (före och efter spridning) detekterades PFAS.

Halterna PFAS4 som uppmätts i jordproverna i fält B innan spridning uppgår till 2,78 ng/g torrvikt. En jämförelse mot de föreslagna riktvärdena för jord från SGI som diskuteras i avsnitt 4.2.3.3 som uppgår till 0,25 µg/kg ts för KM och 1,2 µg/kg ts för MKM visar att jorden i försöken överstiger dessa med en faktor 11 respektive 2,3.

I daggmask sågs en tydligt ökande koncentration med ökad mängd slam och även här var PFOS det ämne som förekom i högst halter. Höstvete odlat på de olika fälten analyserades för PFAS efter skörd. Endast två ämnen, PFOS och 6:2 FTSA, detekterades i rötter och i restprodukter från fälten där spridning skett men ingen detektion kunde ske i vetekärnorna.

Slutsatsen i rapporten är att slam är en spridningsväg för PFAS till åkermark och att det finns ett samband mellan mängd slam och halt i jord. Studien verifierar också att utöver de terminala PFAS som oftast mäts, så innehåller slammet också prekursorer som bryts ned i jord och bidrar till ökade halter på sikt.

Utifrån dessa resultat så är det rimligt att utgå från att jordar som slamgödslats innehåller högre halter av PFAS och dess prekursorer jämfört med mark där ingen sådan gödsling skett. Det är också rimligt att inkludera förekomst av prekursorer i en riskanalys och vid bedömning av behovet av reglering av PFAS vid slamspridning på åkermark, då Kärrman et al publicerat analyser av jord som visar på förekomst av dessa i jordbruksmark där reningsverksslam har spridits..

6.3 PFAS-ämnen relevanta för riskbedömningen

Detta projekt har identifierat skillnader mellan vilka PFAS-substanser som ingår i den amerikanska och den danska riskbedömningen. I rapporten från US EPA fokuserar man enbart på PFOS och PFOA, medan man i den danska rapporten riskbedömer en rad olika PFAS-substanser, som framgår i Tabell 1 ovan. Valet av PFAS-substanser i den danska riskbedömningen är beroende av vilka gränsvärden som finns tillgängliga från danska eller europeiska myndigheter.

Den främsta orsaken till begränsning av antalet PFAS-ämnen som kan bedömas är bristen på substansspecifik information. Både den amerikanska och den danska rapporten beskriver att en rad olika fysikalisk-kemiska, toxikologiska och ekotoxikologiska egenskaper saknas för att inkludera fler PFAS-ämnen i riskbedömningarna. I den danska riskbedömningen är man tydlig med att fördelningen av PFAS-ämnen i miljön och hur de uppför sig är beroende av substansspecifika data, men även andra parametrar som tid och jordförhållanden. Ingen av de två granskade riskbedömningarna lyfter frågan kring de osäkerheter som begränsningen av antalet riskbedömda ämnen orsakar.

Kärrman et al visar i sin studie av PFAS-innehåll i svenskt slam att det förekommer fler PFAS-ämnen i slammet än vad som täcks in av den amerikanska och danska riskbedömningen. PFAS22 utgör mindre än en tredjedel av de detekterade PFAS-ämnena i slammet, och de totalt 19 olika PFAS-substanser som detekterades av Kärrman et al. motsvarade 7% av det extraherbara organiska fluoret i analyserna. Det verkar främst vara PFAS-ämnen med längre kolkedjor som binder till slam, medan substanser med kortare kolkedjor är mer vattenlösliga. Vissa av de större molekylerna bryts på sikt ner till kortare PFAS-ämnen vilket medför att urlakning och spridning i miljö samt upptag i växter kan ske från slamberikade jordar. I sin rapport beskriver författarna att det förekommer stora skillnader i upptag av PFAS i grödor, där grönsaker och vegetativa växtkomponenter har visats ha högre PFAS-koncentrationer än frukt och spannmål. Fördelningen av olika PFAS i en och samma växt verkar också variera i och med att långkedjiga föreningar blir kvar i rotdelar och kortkedjiga substanser fördelas till växtdelar som förtärs av människor. (Kärrman, Fredriksson, & Särnholm, 2024) Ur ett hälso- och miljöskyddsperspektiv är det fördelaktigt om så många relevanta PFAS-ämnen som möjligt kan inkluderas i ett framtida svenskt riktvärde. Det kräver dock att det finns tillgängliga data för substanserna, vilket kan ses i

den danska riskbedömningen där det inte var möjligt att riskbedöma samtliga PFAS22-ämnen på grund av avsaknad av information. Beroende på hur de olika PFAS-ämnena sprids i miljön och tas upp i näringskedjan blir olika exponeringsvägar (exempelvis intag via vatten, växtbaserade respektive animaliska livsmedel) olika relevanta beroende på ämne.

6.3.1 Gruppering av ämnen och användning av osäkerhetsfaktorer

Ett sätt att ta hänsyn till avsaknad av information är att använda osäkerhetsfaktorer i riskbedömningen. Exempelvis så är det allmänt vedertaget vid riskbedömning av industrikemikalier enligt REACH-lagstiftningen att använda en osäkerhetsfaktor för bristfälligt dataunderlag. Denna osäkerhetsfaktor kan vara av storleksordningen 10–10 000, beroende av kunskapsläget, och sänker därmed gränsvärdet med samma faktor för att ta höjd för kunskaps- och kvalitetsbrister. (ECHA, 2008)

Gruppen PFAS består av flera tusen kemikalier, vilket gör det svårt att riskbedöma varje enskild substans, speciellt om dataunderlaget är bristfälligt. En metod som tagits fram för att kunna riskbedöma en grupp av strukturellt liknande kemikalier är Relativa Potens Faktorer (RPF), som också kallas för ”Toxic Equivalent Factor” (TEF). Detta koncept är allmänt vedertaget och används bland annat för riskbedömning av dioxiner och dixoin-lika PCB-föreningar. Användningen av RPF har diskuterats även för PFAS-substanser. Joint Research Center (JRC) föreslår detta i sin rapport om miljökvalitetsnormer för PFAS, som de tagit fram i enlighet med EUs ramdirektiv för vatten (direktiv 2000/60/EG), grundvattendirektivet (direktiv 2006/118/EG) samt direktivet för miljökvalitetsnormer inom vattenpolitiken (direktiv 2008/105(EG). Europeiska kommissionens vetenskapliga kommitteen för hälso- och miljörisker och framväxande risker (SCHEER) stödde användning av relativa potensfaktorer (RPF) i sin granskning av JRCs rapport. SCHEER skriver dock att RPF kommer att variera beroende på vilken effekt som beaktas, och därför rekommenderar SCHEER att man följer forskningspublikationer för att kunna identifiera eventuella nya underlag för justering av RPF. Framtagandet av RPF kräver dock att det finns information om ämnet i fråga, så att det går att jämföra potensen hos ett specifikt ämne med det som valts ut till referensämne. Bil et al (2021) har publicerat sina försök att normalisera PFAS-ämnens toxicitet genom att jämföra levereffekter för 16 olika PFAS-ämnen utifrån PFOA. (Bil, o.a., 2021)

Även industriorganisationen Concawe uppmärksammar behovet av att underlaget för RPF baseras på relevant data. De skriver i en publikation från januari 2025 att strategin som använts av JRC för att ta fram de föreslagna gränsvärdena för dricksvatten respektive grundvatten för PFAS 24 bygger på tveksam vetenskaplig grund. Anledningen till detta är att de föreslagna gränsvärdena baseras på EFSAs TWI-värde för PFAS4 utifrån rapporterade effekter på immunsystemet. RPF används sedan för att uppskatta gränsvärden för ytterligare 20 PFAS-ämnen. Det som Concawe kommenterar på är att RPF-skalningen baseras på levereffekter hos de olika substanserna och inte immunologiska effekter. Det saknas vetenskapligt belägg för att dessa båda hälsoeffekter (leverpåverkan och påverkan på immunsystemet) förhåller sig lika mellan de olika PFAS-ämnena. (Concawe, 2025) Avsaknaden av relevant data för de 24 olika PFAS-ämnena gör det svårt att bedöma relativ potensen och innan tillräckligt med data genererats kan osäkerhetsfaktorer därför behöva användas.

6.3.2 Hälsoeffekter av PFAS

En skillnad mellan den amerikanska riskbedömningen och liknande europeiska dokument, är vilka hälsoeffekter som identifieras som mest kritiska. I den amerikanska utvärderingen av PFOA och PFOS, som publicerades i januari 2025, bedöms dessa båda ämnen som sannolikt cancerframkallande. Cancerrisken hanteras utifrån en substansspecifik faktor som kallas ”cancer slope factor” och anges i (mg/kg/dag). Denna faktor beskriver vilken dos av ämnet som gör att cancerrisken ökar mer än vad som anses acceptabelt. Metodiken gör att olika ämnens potens kan

jämföras med varandra, där ett högre värde indikerar ett mer potent ämne. För att bedöma cancerrisken hos ett ämne som förekommer i livsmedel på populationsnivå, beräknas detta fram genom att den substansspecifika faktorn multipliceras med matintaget och halten av ämnet i födan. I den amerikanska riskbedömningen för PFAS och PFOA utgår man från att om den beräknade cancerrisken är högre än 1 på 1 000 000, så innebär det en förhöjd risk för populationen. I Europa grundas de flesta riskbedömningarna för människa på EFSAs tolerabla vecko-intag för PFAS4. När den europeiska livsmedelsmyndigheten tog fram gränsvärdet för PFAS4 i livsmedel bedömde man att det finns otillräckliga data för att kunna klassa PFOA och PFOS som cancerframkallande. En anledning till denna skillnad kan vara att det europeiska gränsvärdet PFAS4 publicerades i juli 2020 och att kunskapsläget sedan dess har vuxit. Exempelvis är den epidemiologiska studie som ligger till grund för US EPAs bedömning av PFOAs cancerframkallande egenskaper publicerad i september 2020. Den kritiska hälsoeffekt som ligger till grund för det europeiska gränsvärdet som tagits fram av EFSA är därför endast icke-cancerogen påverkan på immunförsvaret.

De amerikanska och europeiska gränsvärdena för icke-cancerogena effekter i människa baseras på jämförbara identifierade kritiska effekter, nämligen påverkan på immunsystemet genom minskad immunrespons vid vaccinering. Gränsvärdet som tagits fram av EFSA gäller dock för summan av fyra olika PFAS-föreningar medan det i USA finns separata gränsvärden för PFOA och PFOS. Anledningen till att EFSA grupperat ihop PFOA, PFOS, PFNA och PFHxS anges vara att de uppvisat liknande effekter i försöksdjur, har liknande upptag, fördelning, nedbrytning och utsöndring i kroppen samt förekommer i liknande halter i analyserade blodprov från människor. Även om de kritiska effekterna är de samma, skiljer sig gränsvärdena från USA och EU åt. Det amerikanska RfD-värdet för PFOA är 0,03 ng/kg/dag och för PFOS 0,1 ng/kg/dag. Omräkning av det europiska tolerabla veckointaget på 4,4 ng/kg/vecka som EFSA tagit fram för PFAS4 blir för varje individuell PFAS 0,16 ng/kg/dag (4,4 ng/kg/vecka/4 ämnen/7 dagar =0,16 ng/kg/dag), förutsatt att additiv toxicitet gäller för de olika PFAS-substanserna, då gränsvärdena för varje substans antas vara 1/4 av det kombinerade gränsvärdet. Jämfört med det amerikanska gränsvärdet så innebär detta att man i EU anser att en högre mängd PFAS kan konsumeras utan att konsumenter drabbas av allvarliga hälsoeffekter. Det har inte varit möjligt att inom ramen för detta projekt gå djupare in på vad som ligger till grund för denna skillnad, eller hur de olika myndigheterna har härlett de olika gränsvärdena.

6.4 Slamgiva och halter av PFAS i slam

Den slamgiva som används i den amerikanska riskbedömningen (10 ton ts/ha och år) är klart större än vad som används i Sverige. Som beskrivits i avsnitt 3.5.3 så är en genomsnittlig slamgiva ca 759 kg ts/ha och år i Sverige. För att ta hänsyn till de fall där fosforhalten är lägre så kan en slamgiva om 1 ton ts/ha och år vara en mer konservativ utgångspunkt för svenska förhållanden. Den amerikanska slamgiva är därför i en jämförelse med svenska förhållanden 10 gånger så stor.

När det kommer till halt PFAS i slam är situationen annorlunda. I den amerikanska bedömningen har man antagit en halt om 1 µg/kg ts för PFOS respektive PFOA. Om man antar att fördelningen av PFAS i gruppen PFAS4 är jämn och att varje ämne bidrar med 25% så motsvarar det amerikanska värdet 4 µg/kg ts PFAS4. De svenska medelhalterna som redovisas i Tabell 4 är i jämförelse ca 1,5 gånger högre och 90:e percentilen nära 3 gånger högre. Denna fördelning är dock inte särskilt lik fördelningen i de analyser som studerats inom ramen för denna rapport där PFOS ofta står för en betydligt högre andel av PFAS4 än övriga ämnen. I de miljöövervakningsdata som redovisas för år 2022 så är halten PFOS i slam från de 5 reningsverk där PFOS kunde mätas mellan ~4 – 88 ggr högre (Haglund, Liljelind, & Hjelt, 2024) än det

amerikanska värdet. I miljöövervakningsdatan syns generellt minskande trender för de PFAS som mäts.

Jämförelsevärdena för svenska medel, median och 90:e percentilhalter utgår från Revaq certifierat slam och miljöövervakningsdata med en stor övervikt av Revaq vad gäller antalet rapporterade mätningar. För Revaq kan siffrorna antas spegla ett bästa fall snarare än ett värsta fall då de anslutna verken vidtar åtgärder för att minska halterna. I den mätning som gjordes år 2021 för slam från det Revaqcertifierade Sjölunda reningsverk i Kärrman et al så var halten av PFAS4 17,1 µg/kg ts (Kärrman, Fredriksson, & Särnholm, 2024). Här bidrog PFOS enskilt med 16 µg/kg ts och alltså en faktor 16 högre än det amerikanska värdet. År 2023 var halten PFAS4 för samma reningsverk 5,6 µg/kg ts och år 2024 2,8 µg/kg ts vilket indikerar en minskande trend. Slam från Revaqcertifierade reningsverk står enligt Naturvårdsverket för 70%[20] av allt slam som sprids på svensk åkermark. För slam som inte är certifierat och för den spridning som skett innan PFAS inkluderades i Revaqs analyser finns det en risk att halterna är högre än vad siffrorna som tagits fram i denna rapport visar. För PFOA är halterna mer jämförbara med det amerikanska värdet och i miljöövervakningsdatan för år 2022 var medelhalten i slammet 1,57 µg/kg ts.

En stor osäkerhetsfaktor är innehållet av prekursorer i slammet. Exakt hur prekursorerna bidrar till halter av terminala PFAS i jord är inte utrett men att de finns där och att omvandling kan ske under svenska förhållanden får anses vara klarlagt. Till sist så är fortfarande en stor del av slammets fluorinnehåll okänt. Vad de okända fluorföreningarna bidrar med i form av toxicitet är lika okänt som dess identitet. Den osäkerhet som detta medför bör i Rambolls mening hanteras genom en osäkerhetsfaktor vid framtagandet av ett eventuellt riktvärde och på så sätt bidra till att gränsvärdet sätts lägre än om det endast skulle omfatta de kända föroreningarna och dess effekter.

6.5 Exponeringstid

I båda US EPAs exponeringsmodeller för boende på lantbruksgårdar (scenario 1 och 2) förutsätts att exponeringen sker under en begränsad tid. En exponeringstid på 10 år har använts i båda fallen vilket baseras på data från US EPAs handbok över total boendetid (50:e percentilen) för boenden på lantbruksgårdar i USA (US EPA, 2011). I modellerna görs därmed antagandet att exponering sker under detta tidsintervall och att personerna inte utsätts för någon exponering före eller efter denna period eftersom de då inte befinner sig på den kontaminerade platsen. Modellen utgår dock från de 10 år som medför högst exponering för respektive parameter, dvs. om det i modellen t.ex. tar 40 år innan halterna är som högst för en parameter så utgår exponeringen för åren 35-44.

Modellerna tar därmed inte tar hänsyn till att flytt eventuellt sker inom samma område alternativt till ett annat förorenat område. Förutsatt att lantbrukaren fortsätter att arbeta inom lantbruket finns en risk att åkermarken även där är kontaminerad och att individen därmed trots flytt försätter att exponeras för PFAS i samma eller liknande utsträckning som tidigare. Sker flytten till ett storstadsområde så sker sannolikt även viss exponering där via dricksvatten eller inköpta livsmedel.

Som nämnts i stycke 3.8.3 finns inga svenska data över boendetid utifrån specifik boendeform men det är rimligt att utgå från att det finns människor som lever hela eller stora delar av sina liv på samma plats. Detta bör vara särskilt relevant för lantbruksfastigheter som ofta ärvs inom samma familj. Ett antagande att exponeringen är begränsat till de 10 år personen befinner sig på

[20] Naturvårdsverkets geodatakatalog, besökt 2025-11-26
https://geodatakatalogen.naturvardsverket.se/geonetwork/srv/swe/catalog.search#/metadata/5f474931-ece5-47c1-a000-d18a368fd22f

lantbruksgården riskerar följaktligen att underskatta risken för den totala exponeringen en människa utsätts för över tid.

I Miljøstyrelsens modell utgår man i motsats från US EPAs ifrån en livstidsexponering. Även i EFSAs senaste studie har man valt att basera det hälsobaserade riktvärdet, 4,4 ng/kg kroppsvikt per vecka, på ett TVI (tolerabelt veckointag) under en livstid. Värdet är dock framtaget för att skydda spädbarn från hälsofarlig exponering för PFAS via bröstmjölk från kvinnor i fertil ålder 35 år (EFSA, 2020). I en svensk studie där man tagit fram en exponeringsmodell för PFAS i dricksvatten har man utgått ifrån en begränsad exponeringstid liknande i US EPAS modell. De tar däremot även hänsyn till de bakgrundsnivåer som en person förväntas exponeras för genom livsmedel och andra relevanta källor, vilket saknas i US EPAs modell (Glynn, o.a., 2022).

Sammanfattningsvis kan sägas att de antaganden som gjorts i US EPAs studie gällande exponeringstid kan förväntas leda till ett underskattande av risken som skulle kunna vara så pass hög som en faktor 8 räknat på att en svensk livstid motsvarar minst 80 år. Att US EPA modellen utgår från de 10 år med högst exponering kan sägas vara konservativt men med tanke på den höga persistensen hos PFAS samt att spridning av slam i Sverige pågått under en så lång tid (se 6.1) så kan situationen i svensk åkermark mycket väl vara snarlik den som modelleras.

6.6 Intag av livsmedel

Data från Livsmedelsverket (SLV) har använts för att jämföra intaget av olika livsmedel med de värden som rapporterats av US EPA (US EPA, 2025), vilket redovisas i Tabell 9. De svenska livsmedelsintagen baseras på matvaneundersökningar kallade Riksmaten, som genomförts för olika åldersgrupper och under olika tidsperioder. I vissa fall skiljer sig definitionerna av vilka livsmedel som ingår i de olika kategorierna, se förtydliganden under Tabell 9.

US-EPA redovisar intag i gram per kilo kroppsvikt, medan SLV anger genomsnittligt dagligt intag i gram. För att möjliggöra jämförelser har de svenska värdena räknats om till gram per kilo kroppsvikt.

Åldersintervallen skiljer sig något mellan USA och Sverige. US-EPA beskriver intag för vuxna, barn i åldrarna 1–5 år, 6–11 år och 12–19 år. SLV använder sig av åldersgrupperna vuxna, småbarn 1,5 år och 4 år (medelålder 2,6 år), barn 4–11 år och ungdomar 12–18 år. Skillnaden i intag är störst för småbarnsgruppen. Data från Sverige är baserad på undersökningar från år 2010–11 för vuxna (Livsmedelsverket, 2012), 2021–24 för småbarn (Livsmedelsverket, 2024), 2003 för barn (Livsmedelsverket, 2006) och 2016–17 för ungdomar (Livsmedelsverket, 2018). Matvanor kan förändras över tid; till exempel beskrivs det i Riksmaten för vuxna 2010–11 att intaget av frukt, bär, grönsaker och fisk hade ökat jämfört med tidigare undersökningar.

Den genomsnittliga konsumtionen av olika livsmedel redovisas generellt mer detaljerad i SLV:s rapporter. Exempelvis specificeras intaget av olika mejeriprodukter så som mjölk, yoghurt och ost för den svenska befolkningen, medan US-EPA endast anger ett totalt intag. För barn i US EPA baseras mängden mejeriprodukter enbart på ett nationellt intag av mjölk (US EPA, 2018), medan värdet för vuxna baseras på 50-percentilen för hushåll som bedriver jordbruk och konsumerar mjölk. Detta inkluderar mjölk, olika processade mjölkprodukter och ost (US EPA, 2011). Därför har intagen av mjölk, fil, yoghurt och ost inkluderats för vuxna i Sverige, medan endast mjölkintaget har inkluderats för barn i Sverige. Även kategoriseringen av fisk skiljer sig åt. I Sverige anges ett samlat intag för fisk och skaldjur för vuxna och barn 4–11 år, vilket innebär att dessa värden inte är helt jämförbara med de amerikanska intaget.

Tabell 9. Genomsnittlig konsumtion (gram/kg kroppsvikt/dag) av livsmedel för vuxna och barn i Sverige och USA. Värden inom parentes visar 95e percentilen av konsumtionen av livsmedlet.

Livsmedel SLV:s kategorier	**Vuxna**			**Småbarn**			**Barn**			**Ungdom**		
	US-EPA	SLV 18–80 år	Faktor (SLV/US-EPA)	US-EPA 1–5 år	SLV 1,5 år + 4 år	Faktor (SLV/US-EPA)	US-EPA 6–11 år	SLV 4–11 år	Faktor (SLV/US-EPA)	US-EPA 12–19 år	SLV 12–18 år	Faktor (SLV/US-EPA)
Fisk	0,47	0,41[1] (1,4)	0,86	0,6	0,7 (1,9)	1,31	0,5	0,3[1] (2,1)	0,58	0,31	0,36[6] (1,5)	1,16
Vatten (ml/dag)	13,4	6,2 (19,6)	0,46	16,2	23,8 (53,7)	1,47	11,5	3,4[6] (16,1)	0,30	6,5	6,8 (28,1)	1,05
Frukt och bär [2]	3,4	1,4 (4,5)	0,42	4,1	12,2 (20,8)	2,95	3,4	2,7 (7,9)	0,78	1,8	0,8 (5,2)	0,41
Grönsaker, baljväxter, svamp [3]	2,0	1,7 (4,6)	0,86	2,0	5,5 (12,3)	2,68	1,4	1,0 (4,3)	0,73	1,2	1,7 (13,8)	1,39
Rotfrukter (inkl. potatis)	0,9	1,1 (3,6)	1,28	0,7	3,1 (7,3)	4,48	0,5	3,1 (8,6)	5,88	0,6	1,2 (11,4)	2,11
Mjölk och mejeriprodukter [4]	12,1	3,0 (8,0)	0,24	30,0	8,9 (32,8)	0,30	12,0	5,4 (37,7)	0,45	4,3	3,5 (14,1)	0,82
Kött [5]	1,6	0,7 (1,4)	0,46	2,1	3,7 (6,5)	1,75	2,1	2,3 (5,5)	1,08	1,5	1,2 (5,9)	0,77
Ägg	0,7	0,2[6] (0,7)	0,26	0,7	0,1 (1,7)	0,21	0,7	0,2[6] (0,8)	0,25	0,7	0,1[6] (1,3)	0,20
Fågel	1,1	0,2 (0,9)	0,15	2,4	0,7 (1,9)	0,30	1,6	0,5[6] (2,0)	0,31	1,1	0,6 (2,6)	0,53

: Mörkblått fält innebär att SLV:s värde är högre US-EPA:s. [1] SLV:s värden avser fisk och skaldjur för vuxna och barn. [2] SLV anger värden för ”frukt och bär”. US-EPA redovisar värden för skyddade och oskyddade frukter, vilka har summerats för att göra livsmedelskategorierna jämförbara. [3] SLV anger värden för ”grönsaker, baljväxter och svamp” med viss variation beroende på åldersgrupp. US-EPA anger värden för skyddade och oskyddade grönsaker, vilka har summerats för att motsvara SLV:s kategori. [4] US-EPA inkluderar olika mejeriprodukter och ost för vuxna, och enbart mjölk för barn. Motsvarande värden från SLV har därför använts. [5] US-EPA anger värden för nötkött. För vuxna i Sverige inkluderar kategorin köttintag nöt, gris, lamm, vilt och häst. För småbarn ingår rött kött och charkprodukter. För barn ingår vilt, lamm, gris och kött och för ungdomar ingår rött och processat kött. [6] Medelvärden har använts i stället för median för intag av ägg (vuxna, barn och ungdomar), intag av fisk (ungdomar), intag av fågel (barn), samt intag av mineralvatten (men inte kranvatten) för barn. Detta eftersom medianvärdet var noll.

US EPA har angett medianvärden för intag av olika livsmedel, förutom för intag av fågel där medelvärde har använts för barn. För att få så jämförbara värden som möjligt så har svenska medianvärden använts där det varit möjligt. I de fall då medianen har varit noll för ett visst intag har medelvärden använts i stället, vilket framgår i Tabell 9. Intag av livsmedel för ungdomar presenteras för flickor och pojkar och för att få ett totalt medelintag har dessa värden adderats och sedan dividerats på två. Ett medelvärde har på liknande sätt tagits fram för barn har då intagsvärdena anges för 4 åringar, barn i årskurs 2 och årskurs 5.

I Tabell 9 framgår att intaget av rotfrukter är högre i samtliga åldersgrupper i Sverige jämfört med USA. För småbarn i Sverige är flera av intagsvärdena avsevärt högre än de som anges av US EPA, och även för ungdomar är flera parametrar högre medan värdena för vuxna genomgående är lägre för svenska förhållanden. EFSAs riskbedömning visar att fiskkött, frukt och ägg är de livsmedel som bidrar mest till exponering för PFOA, PFNA, PFHxS och PFOS (EFSA, 2020). Intaget av fisk är högre bland vuxna, småbarn och ungdomar i Sverige, och intaget av frukt och bär är nästan 3 gånger högre bland småbarn. Dessutom finns det grupper i befolkningen som konsumerar betydligt mer än medianen, exempelvis vid den 95:e percentilen. Detta innebär att vissa grupper kan ha en förhöjd exponering av PFAS och därmed potentiellt ökad risk. För småbarn är den genomsnittliga faktorn mellan amerikanska och svenska värden 1,72 och exponering via livsmedel i Sverige är därmed större för denna grupp än vad som antagits i den amerikanska rapporten. Det går också att argumentera för att för att skydda en större andel så bör konsumtionsdata utgå från en högre percentil (t.ex. 95:e) än de median eller medelvärden som använts för jämförelsen i Tabell 9.

6.7 Gränsvärden och förekomst i livsmedel

År 2022 antog Europeiska kommissionen genom förordningen (EU) 2022/2388 gränsvärden för vissa högfluorerade ämnen i livsmedel. Ämnena som omfattas är PFOS, PFOA, PFNA och PFHxS, dvs. PFAS4. Dessa infördes i bilaga I till förordning 2023/915[21] om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel och omfattar kött och slaktbiprodukter från svin, nötkreatur, får, fjäderfän och vilt, ägg, fiskkött och fiskmuskelkött för ett antal olika arter samt kräftdjur och musslor. Livsmedel som innehåller högre halter än de som anges i förordningens bilaga I får inte sättas på marknaden. I lagstiftningen saknas ännu så länge några gränsvärden för andra livsmedel såsom frukt och grönsaker.

I samband med framtagandet av förordningen utfärdades också rekommendation (EU) 2022/1431[22] om övervakning av högfluorerade ämnen i livsmedel. Rekommendationen syftar till att öka insamlingen av data om förekomsten av PFAS i livsmedel som är relevanta för människors exponering för PFAS. Rekommendationen uppmanar också till uppföljande undersökningar av föroreningskällorna i de fall PFAS identifieras i livsmedel över de koncentrationer som listas i dokumentet. Av särskilt intresse för denna rapport är gränserna för PFAS i frukt, grönsaker (utom vilda svampar), stärkelserika rötter och rotfrukter som är 0,010 µg/kg för PFOS, 0,010 µg/kg för PFOA, 0,005 µg/kg för PFNA och 0,015 µg/kg för PFHxS.

I en rapport till Naturvårdsverket år 2024 konstaterar Livsmedelsverket att halterna PFAS i livsmedel på den svenska marknaden har sjunkit jämfört med tidigare undersökningar (Lindfeldt, o.a., 2024). Prover från Livsmedelsverkets matkorgsstudie analyserades för totalt 14 olika PFAS. PFAS påträffades i samtliga fiskprover samt i några prover av vildsvin, ren, leverpastej och

[21] Kommissionens förordning (EU) 2023/915 av den 25 april 2023 om gränsvärden för vissa främmande ämnen i livsmedel. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32023R0915

[22] KOMMISSIONENS REKOMMENDATION (EU) 2022/1431 av den 24 augusti 2022 om övervakning av högfluorerade ämnen i livsmedel. https://eur-lex.europa.eu/legal-content/SV/TXT/PDF/?uri=CELEX:32022H1431

ekologiska ägg. Inga kvantifierbara halter påträffades i frukt- och grönsaksprover, övriga köttprover eller konventionella ägg. För frukt- och grönsaksproverna saknas i de flesta fall uppgifter om ursprungsland och det är därför oklart om proverna omfattar svenska rotfrukter eller inte. Ett intressant resultat av studien är att PFAS kunde kvantifieras i både vildsvin och ren men inte i kött av nöt, fläsk, lamm eller kyckling. Vildsvin och ren kan antas vara mer påverkade av bakgrundshalter medan de övriga djurslagen potentiellt skulle kunna exponeras via bete och upptag i foder via slamspridning på åkermark. Livsmedelsverket konstaterar i rapporten att i jämförelse med tidigare intagsberäkningar av PFAS4 från den svenska befolkningen visar denna studie på ett 3–10 gånger lägre intag. Anledningen är både att halterna i tidigare undersökningar var högre samt att att PFAS detekterades i fler livsmedelsgrupper i matkorgstudien 2015. Samtidigt så beskriver rapporten hur PFAS4 utgör mellan 59–63 % av ΣPFAS sett till medianexponeringen och att den svenska befolkningen exponeras för fler PFAS än de fyra som EFSA har fastställt ett TVI för vilket gör att det finns ett stort behov av riskvärderingar av fler PFAS.

6.8 Diskussion

PFAS består av en mycket stor mängd olika ämnen med genomgående hög persistens och extremt stor och bred global användning. Detta innebär att PFAS är ett problem som kommer att vara relevant en lång tid framöver. Denna stora grupp av ämnen innebär svårigheter för traditionella metoder av faro- och riskbedömning då det saknas information för de allra flesta av de tusentals ämnen som ingår i gruppen. I begränsningsförslaget inlämnat till ECHA konstateras därför att en kombinerad bedömning av alla ämnen är omöjlig men att en kombinerad exponering för PFAS med effekter i samma målorgan kan ge upphov till additiva effekter och leda till överskridande av hälsobaserade riktvärden.

I sin riskbedömning av PFAS i livsmedel konstaterar EFSA att delar av den europeiska befolkningen överskrider det hälsobaserade riktvärde om 4,4 ng/kg kroppsvikt och vecka som myndigheten fastslagit. De grupper av livsmedel som bidrar mest till PFAS exponeringen är fiskkött, ägg och äggprodukter samt frukt och fruktprodukter. För PFOS tillkommer kött och köttprodukter och för PFOA är grönsaker och grönsaksprodukter samt dricksvatten också viktiga exponeringskällor (EFSA, 2020). Med detta som utgångspunkt är spridning av slam på mark som används för foder- och livsmedelsproduktion en viktig fråga då det potentiellt kan bidra till ökade halter i flera av de listade livsmedelskategorierna.

I den amerikanska riskbedömningen från US EPA som undersökts i denna rapport så bedöms spridning av slam på åkermark ge upphov till ökad risk för cancer samt andra hälsoeffekter i flera av de scenarier som modellerades. Genomgången av den indata och de antaganden som ligger bakom dessa resultat visar att om samma modellering skulle göras för Sverige, med anpassningar utifrån slamgiva, halter, grad av självförsörjning, exponeringstid etc., så pekar det mot en större risk än vad som kan ses i den amerikanska bedömningen. I följande stycken ges en motivering till denna bedömning.

En aspekt som medför högre risk än vad som framkommit i den amerikanska modellen är den stora osäkerheten som kommer med att ett mer realistiskt scenario behöver hantera både kombinerad exponering från flera olika PFAS tillsammans med potentiellt additiva effekter samt förekomst av PFAS-prekursorer och okända fluorföreningar i slam.

Jämförelsen mellan resultaten från US EPAs antaganden och svenska förhållanden visar att det potentiellt finns en risk för människa från slamspridning på åkermark. En stor osäkerhet i den information som tagits fram av US EPA är hanteringen av kumulativ risk. I den amerikanska

riskbedömningen så har PFOS och PFOA bedömts var för sig och de separata riskerna dessutom uppdelats upp utifrån typ av exponering. Rapporten behandlar inte vad den sammantagna exponeringen via flera exponeringsvägar gör för den sammanlagda risken per ämne och inte heller vad som gäller för de båda ämnena i kombination. Därtill saknas helt hänsynstagande till de andra PFAS-ämnena som ofta förekommer i slam tillsammans med PFOS och PFOA. Inte heller risken med prekursorer är något som hanteras i den amerikanska riskbedömningen. Att ett flertal andra ämnen förekommer i slam är känt men hur dessa bidrar till exponeringen och hur de kombinerade riskerna ser ut är oklart. I flera studier visas hur mängden extraherbart organiskt fluor (EOF) i slam är betydligt högre än summan av de kända PFAS som kan uppmätas. Det är till stor del oklart vad den övriga mängden fluor kommer från men både läkemedel och bekämpningsmedel kan innehålla fluor och förekomma i slam. Det är också möjligt att en del är PFAS eller PFAS-prekursorer som inte går att mäta med de metoder som finns tillgängliga. Det är svårt att bedöma hur stor riskökning denna osäkerhet kan sägas bidra med. Hur klimatet och nederbörden spelar in för risken har inte kunnat bedömas och dessa faktorer tillsammans med variationen i viktiga modellparametrar som Koc bidrar också med en osäkerhet. Ett sätt att hantera osäkerheter vid framtagandet av gränsvärden är att införa osäkerhetsfaktorer i likhet med vad som beskrivits i kapitel 6.3.1. Storleken på dessa faktorer kan variera och är tänkt att vara proportionell mot osäkerheten. Storleken på osäkerheterna i dataunderlaget för PFAS är svårbedömt, men är sammantaget stor.

Exponeringstiden är en annan faktor som bör justeras i en uppdaterad riskbedömning och som kan sägas bidra till en riskökning. I den amerikanska modellen utgår respektive scenario från att den som exponeras för PFAS från slamspridning gör det under 10 år av sitt liv och att resterande levnadsår är helt fria från exponering. Dessa 10 års exponering utgår i den amerikanska modellen till stor del från konsumtion av egenproducerat livsmedel och vatten från yt- eller grundvatten som påverkats av spridningen. Dessa antaganden är inte realistiska av två huvudsakliga skäl. Det första är att den stora spridningen av PFAS både i Sverige och i andra länder som livsmedel importeras från, gör att det inte går att anta att exponering enbart sker under en begränsad tid i livet beroende på var man bor, utan snarare att den är livslång. Det är inte heller osannolikt att det finns personer som tillbringar majoriteten av sin livstid på samma plats, t.ex. en gård som drivs av samma familj i generationer. Exponeringstiden bör därför utgå från en livstid och inte 10 år som är fallet i den amerikanska modellen. Själva tidsaspekten skulle därmed bidra till en riskökning om ungefär en faktor 8 (80 år/10 år).

Tidsaspekten i den amerikanska bedömningen är starkt kopplad till vistelse och konsumtion av grödor eller animaliska livsmedel från platsen där slamspridning sker. I respektive scenario (frukt/grönsaksodling samt kött/ägg/mjölk) förutsätts att en stor andel av livsmedlet är producerat på den slamgödslade marken eller föds upp på foder från slamgödslad mark. Detta innebär en överskattning av risken jämfört med ett svenskt scenario där färre livsmedel av respektive sort kan antas vara egenproducerade (särskilt frukt och grönt) och där konsumtionen i större utsträckning består av livsmedel från andra platser och länder. Ett motargument är dock att en gård mycket väl kan producera både grönsaker och kött kombinerat som dessutom i stor utsträckning konsumeras av lantbrukarna. Detta kombinationsscenario är inte med i US EPA bedömningen utan de bedöms separat. Ovanstående gäller förekomsten av PFAS i livsmedel till följd av slamgödsling. För att räkna på risken så används också konsumtionsdata för respektive livsmedel. I en jämförelse med svenska data så är livsmedelintaget som redovisas för barn i Sverige högre än vad US EPA räknat med, men lägre för vuxna. Skillnaderna varierar mellan livsmedelsgrupper och vissa livsmedel tycks konsumeras i större utsträckning i Sverige vilket skulle kunna ge upphov till en förhöjd risk. Överlag är det dock inga stora skillnader och livsmedelskonsumtionen antas därför vara likvärdig med den amerikanska bedömningen. En mer

konservativ beräkning utifrån 95:e percentilen av konsumtionen skulle dock kunna ge en större skillnad.

Vad gäller slamhalten så pekar mycket på att halterna av särskilt PFOS och PFOA har varit betydligt högre i svenskt slam tidigare. Variationen är stor mellan olika platser och så sent som i 2022 års miljöövervakningsdata finns ett slamprov som är 88 gånger högre för PFOS än det värde på 1 ng/g ts som US EPA räknat med. Beroende på vilka halter av PFAS i svenskt slam som används för jämförelse med den amerikanska modellen, så blir riskökningen olika stor. Används den senaste Revaq-datan så är riskökningen mindre än om jämförelsen sker mot miljöövervakningsdata och historiska data. Här tillkommer också osäkerheten med prekursorer som bör tas hänsyn till då de kan omvandlas till terminala PFAS i jord.
I en riskbedömning måste förutom halten i slam också den upplagrade mängden PFAS i jordarna inkluderas då det är kombinationen av dessa två faktorer som avgör hur mycket PFAS som till sist kan tas upp i växter och djur.

Den enda parameter som entydigt är större i US EPAs riskbedömning är slamgivan och den är ca 10 gånger högre än en stor svensk slamgiva och ca 13 gånger högre än en medelslamgiva. Detta medför därför att i jämförelse med den amerikanska slamgivan så är risken mindre under svenska förhållanden.

Trots att spridningen av slam på jordbruksmark ökat stadigt sedan tidigt 2000-tal och flertalet studier visar på att PFAS kan tas upp i växter, så tycks data från livsmedelsanalyser från Livsmedelsverket peka i motsatt riktning med minskande PFAS-halter (Lindfeldt, o.a., 2024). En möjlig förklaring kan vara att analyserna inte i tillräcklig omfattning inkluderar andra PFAS-ämnen än de terminala PFAS som ingår analyserna. Att PFOS och PFOA minskar i slam och att motsvarande trend också setts i livsmedel kan anses vara förväntat, då de fasats ut sedan länge. Dock är det oklart om samma minskning skulle kunna ses med ett bredare urval av PFAS-ämnen i analyserna, då det är allmänt känt att substitution till andra PFAS-ämnen har skett istället för total utfasning. En annan tänkbar förklaring till de låga PFAS-halterna är att upptaget i grödor är lägre än vad studier tidigare visat. Utöver komplettering av ingående ämnen i livsmedelsanalyserna skulle också ett större fokus på svenska livsmedel behövas som nämnts ovan, eftersom upptag och spridning av PFAS i växter och till djur är till stor del fortfarande okänt eller behäftat med stora osäkerheter. Det saknas särskilt data från fältförsök och fysikalisk-kemiska parametrar som krävs för att modellera upptag och distribution i växter och djur för de allra flesta av ämnena. För att bättre förstå riskerna med slamspridning på åkermark behövs en omfattande genomgång och mätning i svenska grödor och foder odlat på slamgödslad mark.

Osäkerheter i analysmetoder och höga detektionsgränser, särskilt i tidigare analyser gör det svårt att dra slutsatser från låga eller obefintliga PFAS halter i prover. Det är viktigt att undersökningar som görs har tillräckligt hög känslighet och omfattar så många PFAS som möjligt för att ge ett bättre underlag för beslut.

I denna rapport har de hälsoeffekter som använts för att ta fram US EPAs och EFSAs hälsobaserade riktvärden jämförts översiktligt. Bedömningarna skiljer sig åt och den amerikanska datan för PFOS och PFOA pekar både mot en cancerrisk från exponering och mot hälsoeffekter vid lägre halter än vad som bedömts av EFSA. I en europeisk kontext är det EFSAs värden som blir styrande för beslut men det finns mot bakgrund av ovan en möjlighet att riskerna med PFAS exponering underskattas. Forskning om PFAS pågår och det kommer ständigt nya rön vilket kan göra att tidigare antaganden och riktvärden snabbt blir daterade.

6.9 Slutsatser

Ett av huvudsyftena med denna rapport har varit att utvärdera och undersöka om andra länders antaganden och bedömningar beträffande spridning av PFAS i slam är relevanta för svenska förhållanden. Rambolls slutsats är att de riskbedömningar som har gjorts är relevanta och att de antaganden som gjorts i varierande utsträckning kan tillämpas också i Sverige. Ramboll konstaterar dock att dessa riskbedömningar utifrån rådande kunskapsläge inte kan anses vara tillräckligt skyddande för att säkerställa en låg risk. Slammet som sprids innehåller bland de mest persistenta ämnen som finns och där även exponering för mycket låga halter riskerar att leda till hälsoeffekter. Utöver de kända ämnena förekommer också en mängd prekursorer samt okända fluorföreningar vars bidrag till eventuell toxicitet är okänd. En stor osäkerhet finns också gällande vad samtida exponering för flera olika PFAS innebär samtidigt som toxicitetsdata endast finns för ett fåtal enskilda ämnen.

Den rådande brist på data och kunskap om flertalet av ämnena gör det mycket svårt att avgränsa risken och leder till något av ett moment-22. Det är tydligt att PFAS4 inte räcker till för att bedöma riskerna med alla de PFAS-ämnen som förekommer i slam, men för att kunna inkludera fler ämnen i riskbedömningen krävs mer data om både förekomst, individuella egenskaper och toxicitet för respektive ämne. Utan dessa data måste antaganden och osäkerhetsfaktorer användas, som i sin tur är svåra att fastställa på vetenskaplig grund.

För att komma vidare med en svensk riskbedömning bedömer Ramboll att följande punkter behöver adresseras;

- Undersöka halter av PFAS i jordbruksmark över hela landet, både i referensjordar som aldrig slamgödslats och i jordar som har slamgödslats. Detta för att få en bättre förståelse för vilka halter av PFAS som förekommer i jordbruksmark.

- Utöver jorden så behöver också en större insats göras vad gäller kartläggning av halter av PFAS i olika svenskodlade grödor och foderväxter. Genom att ta fram ett bättre kunskapsunderlag fås då verklighetsbaserade data på upptag av växter som kan användas som BCF-värden i riskvärderingar.

- Ta fram ett förslag på vilka PFAS ämnen som ska omfattas av ett riktvärde, hur förekomst av prekursorer och okända fluorföreningar samt hur osäkerheten och bristen på data om dessa ämnen ska hanteras. I dagsläget saknas kunskap om hur den stora mängden olika ämnen i slam bidrar till risker för negativa effekter i människa och miljö.

- Utöka karaktärisering av slammet som sprids på svenska jordar för att bättre förstå vilka ämnen som kan behöva omfattas av en reglering.

7. Referenser

Andersson, P.-G. (2015). *Slamspridning på åkermark. Fältförsök med kommmunalt avloppsslam från Malmö och Lund under åren 1981-2014.* Hushållsningssällskapens Rapportserie 17. Hämtat från https://hushallningssallskapet.se/wp-content/uploads/2023/11/slamspridning-till-akermark-1981-2014.pdf

Bil, W., Zeilmaker, M., Fragki, S., Lijzen, J., V. E., & B. B. (2021). Risk Assessment of Per- and Polyfluoroalkyl Substance Mixtures: A Relative Potency Factor Approach. *Environmental Toxicology and Chemistry, Volume 40, Issue 3,*, 859–870.

Concawe. (2025). *Reflections on technical issues related to derivation of PFAS Environmental Quality Standards.* Brussels: Concawe. Hämtat från https://www.concawe.eu/wp-content/uploads/Concawe_PFAS_EQS_reflections_article_publication.pdf

DMI. (2021). *Denmark - DMI Historical Climate Data Collection 1768-2020.*

ECB. (2003). *Technical Guidance Document on risk assessment in support of Commission Directive 93/67/EEC, Commission Regulation (EC) No 1488/94, Directive 98/8/EC Part I.* Institute for Health and Consumer Protection . Ispra: European Chemicals Bureau. Hämtat från https://op.europa.eu/en/publication-detail/-/publication/d813d6a6-7d3d-41b5-8e80-ac60868ab143/language-en den 29 09 2025

ECHA. (May 2008). *ECHA.* Hämtat från ECHA Guidance document R.10: Characterisation of dose [concentration] - response for environment: https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r10_en.pdf/bb902be7-a503-4ab7-9036-d866b8ddce69

ECHA. (February 2016). Hämtat från Guidance on Information Requirements and Chemical Safety Assessment Chapter R.16: Environmental exposure: https://echa.europa.eu/documents/10162/17224/information_requirements_r16_en.pdf/b9f0f406-ff5f-4315-908e-e5f83115d6af den 8 September 2025

ECHA. (2025). *Annex B to the Background Document to the Opinion on the Annex XV dossier proposing restrictions on Per- and polyfluoroalkyl substances (PFASs).*

EFSA. (den 5 April 2019). Guidance on the assessment of the safety of feed additives for the environment. *EFSA Journal, 17*, ss. 1-78. doi:https://doi.org/10.2903/j.efsa.2019.5648

EFSA. (2020). Scientific Opinion on the risk to human health related to the presence of perfluoroalkyl substances in food. *EFSA Journal 18:6223*.

EMA. (den 24 June 2016). *Guideline on environmental impact assessment for veterinary medicinal products.* Hämtat från European Medicines Agency: https://www.ema.europa.eu/en/documents/scientific-guideline/guideline-environmental-impact-assessment-veterinary-medicinal-products-support-vich-guidelines-gl6-and-gl38_en.pdf

Eriksson et al. (2005). *Wiklanders marklära.*

Eriksson et. al. (2005). *Wiklanders Makrlära.* Lund: Studentlitteratur.

FAO. (2001). *Lecture Notes on the Major Soils of the World.* Rome.

FAO. (den 23 09 2025). *FAO/UNESCO* . Hämtat från Soil Map of the World: https://www.fao.org/soils-portal/data-hub/soil-maps-and-databases/faounesco-soil-map-of-the-world/en/

Glynn, A., Vogs, C., Johansson, G., Gyllenhammar, I., Ekstrand, C., Georgelis, A., . . . Jakobsson, K. (2022). *PFAS i blod – modellering av exponering via dricksvatten.* Naturvårdsverkets.

Haglund, P., Liljelind, P., & Hjelt, M. (2024). *Miljöövervakning av utgående vatten och slam från svenska avloppsreningsverk.* Hämtat från https://naturvardsverket.diva-portal.org/smash/get/diva2:1946211/FULLTEXT01.pdf

KEMI. (den 07 02 2023). *Nytt EU-förbud kan stoppa all tillverkning och försäljning av PFAS*. Hämtat från Kemikalieinspektionen:

https://www.kemi.se/arkiv/nyhetsarkiv/nyheter/2023-02-07-nytt-eu-forbud-kan-stoppa-all-tillverkning-och-forsaljning-av-pfas

Kärrman, A., Fredriksson, F., & Särnholm, E. (2024). *Slamspridning på åkermark - PFAS i slam, jord, gröda och mask.* Svenskt Vatten Utveckling. Hämtat från https://vattenbokhandeln.svensktvatten.se/wp-content/uploads/2024/06/svu-rapport-2024-05.pdf

Lindfeldt, E., Yeung, L., Johansson, L., Bjermo, H., Halldin Ankarberg, E., & Gyllenhammar, I. (2024). *Halter av PFAS i livsmedel på den svenska marknaden och exponeringsuppskattningar av intaget från livsmedel i den svenska befolkningen.*

Livsmedelsverket. (2006). *Riksmaten barn 2003. Livsmedels- och näringsintag bland barn i Sverige.* Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. (2012). *Riksmaten vuxna 2010-11. Livsmedels- och näringsintag bland vuxna i Sverige.* Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. (2018). *Riksmaten ungdom 2016-17. Livsmedelskonsumtion bland ungdomar i Sverige.* Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. (2021). *Kartläggning av per- och polyfluorerade alkylsubstanser (PFAS) i Sveriges kommunala rå- och dricksvatten.* Uppsala: Livsmedelsverket. Hämtat från https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/rapporter/2021/l-2021-nr-21-kartlaggning-av-per-och-polyfluorerade-alkylsubstanser.pdf

Livsmedelsverket. (2022). *Vetenskapligt underlag för PFAS i dricksvatten.* Uppsala: Livsmedelsverket. Hämtat från https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/publikationsdatabas/pm/2022/pm-2022-vetenskapligt-underlag-for-pfas-i-dricksvatten.pdf

Livsmedelsverket. (2024). *Halter av PFAS i livsmedel på den svenska marknaden och exponeringsuppskattningar av intaget från livsmedel i den svenska befolkningen.* Uppsala: Livsmedelsverket.

Livsmedelsverket. (2024). *Riksmaten småbarn 2021-24. Så äter småbarn i Sverige. Livsmedelskonsumtion och näringsintag bland 1,5- och 4-åringar.* Uppsala: Livsmedelsverket.

Miljøstyrelsen. (2023). *Derivation of cut-off values for PFAS in sewage sludge.*

Miljøstyrelsen. (2024). *Påvirkning af grundvandet fra spildevandsslam Miljøprojekt nr. 2280.* Miljøstyrelsen.

NV. (2009). *Riktvärden för förorenad mark – Modellbeskrivning och vägledning.*

Pettersson, M. M.-E. (2024). *Ämnesspecifika data för fyra perfluorerade ämnen - En kunskapssammanställning.* Linköping: SGI, 2024-08-22. Hämtat från https://swedgeo.diva-portal.org/smash/get/diva2:1913988/FULLTEXT01.pdf

Prince, C., Dalman, C., Zammit, S., & Kirkbride, J. (2018). Association of Residential Mobility Over the Life Course With Nonaffective Psychosis in 1.4 Million Young People in Sweden. *JAMA Psychiatry*, 1128–1136.

Revaq. (2024). *Årsrapport 2023.*

Revaq. (2025). *Årsrapport 2024.*

SCB. (den 21 02 2025). Hämtat från https://www.scb.se/hitta-statistik/sverige-i-siffror/manniskorna-i-sverige/flyttar-inom-sverige/

SGI. (2015). *Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten.* Linköping: Statens geotekniska institut. Hämtat från https://swedgeo.diva-portal.org/smash/get/diva2:1300083/FULLTEXT01.pdf

SGI. (2022). *Riktvärden för PFAS i mark och grundvatten, Remissversion 2022-05-31, SGI Vägledning 6.* Linköping: Statens Geotekniska Institut.

SGI. (2024). *Ämnesspecifika data för fyra perfluorerade ämnen.* Linköping: Statens geotekniska institut. Hämtat från https://swedgeo.diva-portal.org/smash/record.jsf?pid=diva2%3A1913988&dswid=8579

US EPA. (2011). *Exposure Factors Handbook.* Hämtat från https://www.epa.gov/expobox/exposure-factors-handbook-2011-edition

US EPA. (2018). *Update for Chapter 11 of the Exposure Factors Handbook: Intake of Meats, Dairy Products, and Fats. EPA/600/R-17/485F.* Washington, DC.

US EPA. (2025). *Draft Sewage Sludge Risk Assessment for Perfluorooctanoic acid (PFOA) CASRN 335-67-1 and Perfluorooctane sulfonic acid (PFOS) CASRN 1763-23-1.*