



Nr B 2289  
Oktober 2017

# Spridning av högfluorerade ämnen i mark från Stockholm Arlanda Airport

Förutsättningar för beräkning av  
platsspecifika riktvärden för mark

Lars Rosenqvist, Robin Vestergren, Emelie Westberg, Karin Eliaeson, Karin Norström, Marcus Liljeberg, Johan Strandberg, Magnus Rahmberg



I samarbete med Swedavia

**Författare:** Lars Rosenqvist, Robin Vestergren, Emelie Westberg, Karin Eliaeson, Karin Norström, Marcus Liljeberg, Johan Strandberg, Magnus Rahmberg

**Medel från:** Swedavia och Stiftelsen IVL

**Fotograf:** Lars Rosenqvist

**Rapportnummer** B 2289

**ISBN** 978-91-88319-85-2

**Upplaga** Finns endast som PDF-fil för egen utskrift

© **IVL Svenska Miljöinstitutet 20172017**

IVL Svenska Miljöinstitutet AB, Box 210 60, 100 31 Stockholm

Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)

Rapporten har granskats och godkänts i enlighet med IVL:s ledningssystem

## Förord

Den här rapporten är finansierad av Swedavia och IVL inom ramen för IVLs samfinansierade forskning. Arbetet har genomförts mellan 2015 och 2017.

# Innehållsförteckning

Sammanfattning.....	6
Summary.....	7
1 Introduktion.....	8
2 Syfte.....	9
3 Bakgrund till PFAS-kontaminering vid Arlanda flygplats.....	9
3.1 Användning av AFFF vid Arlanda flygplats.....	9
3.2 Tidigare undersökningar.....	10
4 Metoder och förutsättningar.....	12
4.1 Övergripande projektstrategi.....	12
4.2 Fältarbete och provtagning.....	13
4.3 Kemiska analyser.....	18
4.3.1 Utförda analyser.....	18
4.3.2 Extraktionsmetoder.....	19
4.3.3 Kemikalier.....	19
4.3.4 Instrumentering och kvantifiering.....	19
4.3.5 Kvalitetssäkring QA/QC.....	20
4.4 Datautvärdering och statistik.....	20
4.4.1 Databas.....	20
4.4.2 Sammanfattande statistik.....	20
4.4.3 Multivariat statistik (PCA).....	20
4.4.4 Bedömning av grundvattnets flödesriktning.....	21
4.5 Utvärdering av riktvärdesmodellen.....	21
4.5.1 Övergripande modellbeskrivning.....	21
4.5.2 Transportmodellen.....	22
4.5.3 Metod för utvärdering.....	24
4.6 Geologi, hydrogeologi och hydrologi.....	25
4.6.1 Jordlagerföljd och grundvatten.....	25
4.6.2 Ytvattenavrinning.....	28
4.7 Geokemiska data.....	28
5 Resultat.....	29
5.1 Fördelning av PFAS i olika matriser.....	29
5.2 Halter av PFAS och utbredning.....	31
5.2.1 PFAS i jord.....	31
5.2.2 PFAS i grundvatten.....	34
5.2.3 PFAS i ytvatten.....	36
5.3 PFAS-halternas avtagande med avståndet från brandövningsplatsen.....	39
5.4 Ändrad PFAS-sammansättning med avståndet från brandövningsplatsen.....	41
5.5 Beräknade fältbaserade fördelningskoefficienter ( $K_d$ och $K_{oc}$ ).....	45
5.6 Jämförelse mellan modellerad och uppmätt halt av PFOS i grundvatten och ytvatten.....	47

5.6.1	Transport av PFOS till grundvatten .....	47
5.6.2	Transport av PFOS till ytvatten .....	51
6	Diskussion .....	52
6.1	Dominerande spridningsvägar .....	52
6.2	Faktorer som påverkar utlakning och transport av PFAS-ämnen.....	54
6.3	Förutsättningar för beräkning av riktvärden för mark .....	57
6.3.1	PFOS.....	57
6.3.2	Andra PFAS-ämnen än PFOS .....	60
7	Slutsatser .....	60
8	Referenser.....	62
Bilaga 1. Sammanställning av analysresultat och information om provtagningpunkter .....		66
Bilaga 2. Struktur för PFAS-ämnen.....		67
Bilaga 3. Analysprotokoll (ALS Scandinavia) .....		68

# Sammanfattning

Högfluorerade ämnen (PFAS) utgör en stor grupp syntetiska kemikalier som har tillverkats sedan 1950-talet för en mängd olika användningsområden i industriella processer och konsumentprodukter. Användningen av PFAS har dock ifrågasatts av forskare och myndigheter sedan början av 2000-talet då ett flertal av dessa ämnen har visats vara persistenta (ej nedbrytbara), bioackumulerande (anrikas i organismer) och toxiska (giftiga) i miljön. Ett av de mest uppmärksammade föroreningsproblemen med PFAS är den historiska användningen av filmbildande brandsläckningsskum (AFFF) som har lett till lokalt förhöjda halter av perfluoroktansulfonat (PFOS) i miljön runt brandövningsplatser. I denna rapport presenteras resultaten från projektet Re-PATH II som syftade till att studera spridningen av PFAS i mark, yt- och grundvatten kring brandövningsplatsen på Stockholm Arlanda Airport (Arlanda flygplats).

Fältundersökningar och provtagning har utförts i flera omgångar mellan september och november 2015. Jord, yt- och grundvattenprover analyserades för 13 PFAS och karakteriserades med avseende på organisk kol, mineralsammansättning, pH och konduktivitet. Tolkning av data utfördes med hjälp av multivariata statistiska metoder och en mekanistisk transportmodell.

Detektionsfrekvensen av PFAS varierade mellan de olika provmatriserna, var i undersökningsområdet provet togs och de olika ämnernas kemiska struktur. PFAS-ämnen med upp till åtta perfluorerade kolatomer detekterades i stort sett i alla jord- och vattenprover medan de PFAS-ämnen med fler än åtta perfluorerade kolatomer endast återfanns i proverna nära källan. Halterna av samtliga PFAS uppvisade en exponentiellt minskande trend med ökande avstånd till källan vid brandövningsplatsen. En principalkomponentanalys (PCA) visade signifikanta skillnader i kompositionen av olika PFAS i jord respektive vattenprover samt att dessa förändrades längs med provtagningsgradienten. Dessa trender i sammansättningen av olika PFAS kunde i sin tur förklaras av experimentellt bestämda fördelningskoefficienter ( $K_d$ -värden) från parade jord- och grundvattenprover. I överensstämmelse med tidigare studier observerades ett starkt positivt samband mellan  $K_d$  och antalet perfluorerade kolatomer (fluor bundet till kol). Simulerade och uppmätta koncentrationer av PFOS i grundvatten uppvisade relativt god överensstämmelse då platsspecifik inputdata användes. Transportmodellen underskattade dock halterna i grundvatten nära källtermen vilket indikerar att en linjär sorptionsmodell inte kan beskriva de komplexa interaktionerna mellan PFAS och jordmatrisen vid höga koncentrationer och förekomst av andra organiska föroreningar från brandövningsplatser.

Med ledning av resultatet från denna studie bedöms grundvattnet inte vara en källa för långväga transport av PFOS och andra PFAS-ämnen med reservation för transport via sprickor i berggrunden som inte undersöktes här. Den främsta transportvägen av PFAS från brandövningsplatsen är istället via ytligt grundvatten, grunda dräneringsdiken eller lokala fördjupningar i terrängen. Baserat på dessa slutsatser skulle uppsamling och rening av dessa ytliga vattenflöden kunna utgöra en rimlig åtgärdsstrategi för att minska belastningen av PFAS till Mälaren.

## Summary

Per- and polyfluorinated substances (PFASs) are a large group of synthetic chemicals which have been manufactured since the 1950s for numerous applications in industrial processes and consumer products. The large scale usage of PFAS has, however, been questioned by researchers and regulators due to these substances' persistence, bioaccumulation potential and toxicity. One of the most important PFAS contamination issues is the legacy usage of aqueous film forming foams (AFFFs) which has resulted in elevated environmental levels of perfluorooctane sulfonate (PFOS) and other PFASs around firefighting training sites. In this report we present the results from the Re-PATH II project studying the transport of PFAS in soil, surface- and groundwater around the firefighting training facility at Stockholm Arlanda Airport.

Field surveys and sampling were conducted between September 2015 and May 2016. Soil, surface- and groundwater samples were analyzed for 13 PFASs and characterized with respect to organic carbon and mineral content, pH and conductivity. Multivariate statistical methods and mechanistic transport modelling were employed for data interpretation.

The detection frequency of PFASs displayed considerable variability between the sampling matrices, sampling sites and for the different chemical structures. PFASs with up to 8 perfluorinated carbon atoms were detected in the majority of soil and water samples whereas longer chain PFASs were primarily observed in the highly contaminated samples. Exponentially decreasing concentrations of PFASs were observed with increasing distance to the firefighting training site. A principal component analysis displayed significant differences in the composition of PFASs between soil and groundwater and with increasing distance along the sampling gradient. These trends in the composition of PFASs were subsequently explained by the experimentally determined distribution coefficients ( $K_d$ s) from paired soil-water samples. In agreement with previous studies,  $K_d$ -values were positively associated with the number of perfluorinated carbons for different PFAS homologues. Simulated and measured concentrations of PFOS in groundwater were in good agreement when site specific input values were used. However, the transport model systematically underestimated the concentrations of PFOS in ground water close to the emission source indicating that a linear sorption model cannot fully account for the complex interactions of PFASs in soil at high concentrations in the presence of other co-contaminants.

From the results of this study it was concluded that long-range transport in groundwater is not likely to occur unless there is significant transport in bedrock. The primary transport of PFASs from the firefighting training site rather occurs in shallow groundwater and surface water. Based on these conclusions collection and treatment of shallow water flows would be a reasonable mitigation strategy in order to reduce emissions to lake Mälaren.

# 1 Introduktion

Högfluorerade ämnen (PFAS) är samlingsnamnet för en stor grupp syntetiska kemikalier som innehåller en kolkedja där väteatomerna helt eller delvis byts ut mot fluor (Buck m.fl., 2011). Dessa kol-fluor bindningar ger upphov till extremt stabila och ytaktiva molekyler som har många tillämpningar som processkemikalier och i konsumentprodukter (Kissa, 2001). Några av de kommersiellt viktigaste användningsområdena för PFAS inkluderar fett- och vattenavstötande impregnering i textilier och läder, ytskikt i papper och livsmedelsförpackningar och polymerisationshjälpmedel i tillverkning av Teflon® (Buck m.fl., 2011). Trots att PFAS har tillverkats i industriell skala sedan 1950-talet så var det först i början av 2000-talet som forskare och myndigheter började få insikter om miljöpåverkan av dessa kemikalier. Perfluorooktansulfonat (PFOS) och perfluoroktansyra (PFOA) är två av de mest välstuderade ämnena som på grund av sin persistens i miljön och långa produktionshistoria nu kan detekteras i människor och djur från hela världen (Giesy och Kannan, 2001; Hansen m.fl., 2001). PFOS och PFOA kan också anrikas i näringskedjor och ge upphov till toxiska effekter (Conder m.fl., 2008; Lau m.fl., 2007). Med hänsyn till riskerna för miljön och människors hälsa har åtgärder tagits på nationell, regional och global nivå för att minska användningen och spridningen av PFAS (Buck m.fl., 2011). PFOS inkluderades 2009 i Annex B under Stockholmskonventionen och en global utfasning av dess produktion och användning har snart slutförts (Buck m.fl., 2011).

Ett av de mest uppmärksammade föroreningsproblemen med PFAS, både i Sverige och internationellt, är utsläppen av filmbildande brandsläckningsskum (AFFF från engelskans Aqueous Film Forming Foam) från brandövningsplatser (Cousins m.fl., 2016). I Sverige har flygplatser, räddningstjänsten och petrokemisk industri varit de primära användarna av PFAS-innehållande släckskum (Norström m.fl., 2015; Ahrens m.fl., 2015; Filipovic m.fl., 2015; Naturvårdsverket, 2016). Som en konsekvens av det okontrollerade läckaget av släckskum till miljön har förhöjda halter av PFAS uppmätts kring brandövningsplatser. I Sverige kom den första rapporten om PFOS i miljön år 2001 och brandövningsplatsen Rosersberg identifierades som en viktig lokal punktkälla (Järnberg, 2001). Några år senare började föroreningen kring Landvetter och Arlanda flygplats utredas mer utförligt (Woldegiorgis m.fl., 2006; Woldegiorgis och Viktor, 2008). Efter mätningarna vid Arlanda infördes fiskeförbud i den närliggande Halmsjön för att minska risken för human exponering via födan (Norström, 2013). Vid andra platser i Sverige såsom Uppsala, Tullinge och Ronneby har utsläppen av brandsläckningsskum skett i närheten av dricksvattentäkter vilket gett upphov till mer omfattande undersökningar och åtgärder för att skydda människor från att exponeras (SLV, 2013). I de tidiga utredningar som gjorts på PFAS har det dock saknats verktyg för att bedöma de risker som ett förorenat område utgör för människor och miljö.

Under 2015 fick Statens geotekniska institut (SGI) ett uppdrag från regeringen att beräkna generella riktvärden för PFAS i jord och grundvatten (SGI 2015). I rapporten från SGI presenteras riktvärden för PFOS i jord och grundvatten utifrån Naturvårdsverkets metodik för olika typer av markanvändning. Denna standardiserade riskmetodik tar dock inte hänsyn till vilka platsspecifika förutsättningar som finns för att PFAS ska sprida sig. För närvarande finns inte heller riktvärden för några andra ämnen än PFOS. Tidigare studier har visat att transport och fördelning i miljön skiljer sig väsentligt mellan olika PFAS och beror på markens sammansättning av mineraler och organiskt material (Higgins och Luthy 2006; Ahrens och Bundschuh, 2014). För att kunna utföra en platsspecifik bedömning av riskerna krävs således mer kunskap om grundläggande transport och fördelningsmekanismer för ett flertal PFAS.



## 2 Syfte

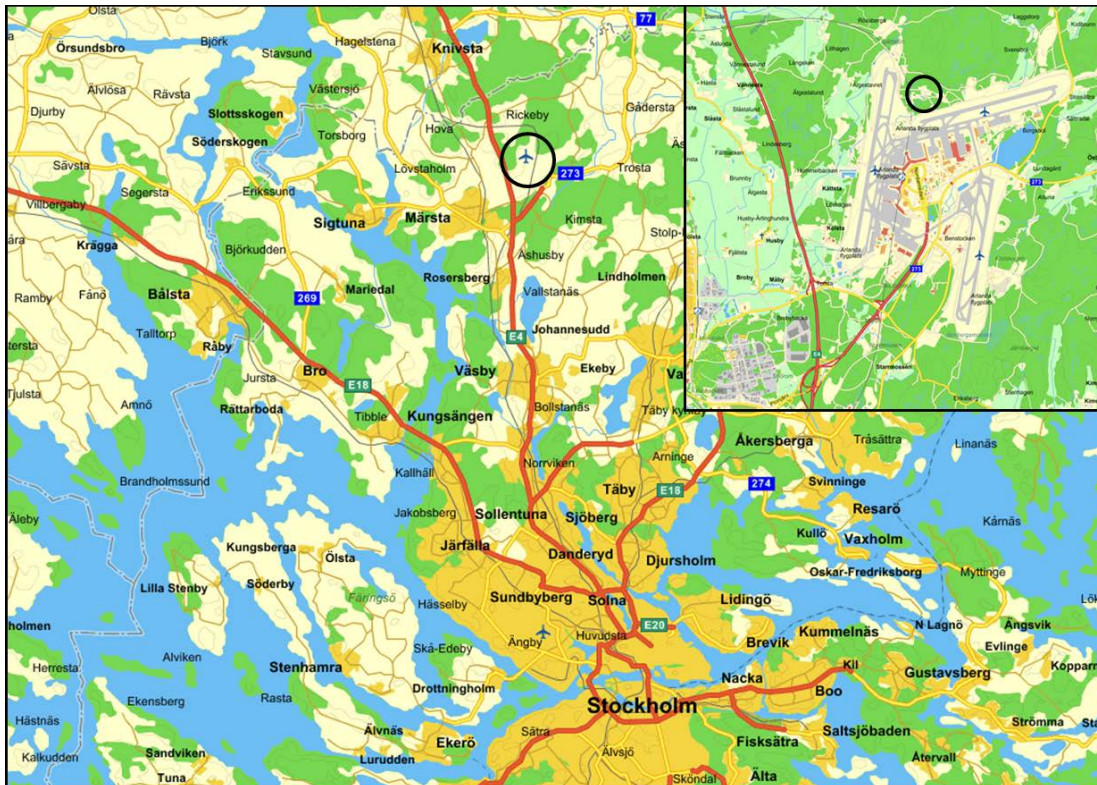
Det övergripande syftet med detta projekt var att studera spridningen av PFAS i mark, yt- och grundvatten kring Arlanda flygplats och undersöka förutsättningar för en platsspecifik riskbedömning. Detta övergripande syfte kan konkretiseras i följande delmål:

- Bestämma fördelningen av 13 utvalda PFAS i jord, grundvatten och ytvatten i närheten av brandövningsplatsen till Arlanda flygplats.
- Utredda transporten av PFAS i olika matriser såsom jord, grundvatten och ytvatten.
- Undersöka hur olika fysikaliska och kemiska egenskaper och olika miljöfaktorer (organiskt kol i marken, löst organiskt kol i grundvatten, järn- och aluminiumoxider/hydroxider i mineraljorden och pH) påverkar utlakningen och transporten av PFAS-ämnen.
- Utvärdera konsekvenserna för beräkning av platsspecifika riktvärden av PFAS i jord utifrån Naturvårdsverkets riktvärdesmodell.

## 3 Bakgrund till PFAS-kontaminering vid Arlanda flygplats

### 3.1 Användning av AFFF vid Arlanda flygplats

Arlanda flygplats är Sveriges största flygplats som ligger 37 km nord- nordväst om Stockholm och används av ungefär 24,7 miljoner människor per år (2016). Av flygsäkerhetsskäl finns i anslutning till flygplatsen en brandövningsplats där övningar med släckskum ägt rum sedan 1980-talet (Figur 1). Den nya brandövningsplatsen på Stockholm Arlanda Airport har varit i bruk i cirka 20 år i dess nuvarande utformning. Innan denna brandövningsplats anlades fanns en enklare brandövningsplats som var belägen norr om mittpunkten på landningsbana två. Dagens övningsplats består av en gjuten och delvis invallad plattform, där släckvatten via brunnar förs till en uppsamlingsdamm med gummiduk. Släckvatten transporteras därefter till ett av Swedavias egna reningsverk för behandling innan det pumpas vidare till det kommunala spillvattennätet och Käppala avloppsreningsverk för behandling. Avrinning från brandövningsplatsen sker mot sydväst och Kättstabäcken som i sin tur mynnar i Märstaån, som rinner vidare ut i Mälaren (Figur 2, kap. 3.2).



Figur 1. Figuren visar var Arlanda ligger i förhållande till Stockholm (svart ring). I den lilla rutan till höger visas var brandövningsplatsen och undersökningsområdet (svart ring) är beläget inom flygplatsen. Bakgrundskarta källa Eniro.

Övningsförbud med AFFF (STMEX-AFFF 3 %) infördes år 2008, men från 2003 har leverantören av brandskum uppgett att AFFF inte innehållit PFOS (dock har andra PFAS-ämnen ersatt PFOS). Mellan åren 1980 och 1996 utfördes brandövningar ungefär en gång per månad och cirka 300 liter släckskum användes vid varje tillfälle. Brandövningarna utfördes under denna period genom att en betongdamm fylldes med flygfotogen som antändes. AFFF användes också vid andra tillfällen, såsom särskilda brandövningar och för demonstrationsändamål. Under åren 1996-1998 byggdes brandövningsplatsen om och den stora betongdammen ersattes med två stycken s.k. brandsimulatorer (en cirka 30 m hel flygplanskropp, samt en flygplanskropp i tre delar med trycksatt bränsle). Efter denna ombyggnad användes en mindre mängd AFFF vid brandövningar. Från och med 2003 användes en annan typ av släckskum (Presto AFFF) där PFOS inte var den aktiva substansen. Detta släckskum innehöll andra typer av PFAS såsom 6:2 fluorotelomersulfonat (6:2 FTS) (<10% enligt tillverkaren). Sedan 2008 används inte längre AFFF vid brandövningar på Swedavias flygplatser och 2011 övergick Swedavia till att använda fluorfritt alkoholbeständigt skum (Moussol FF 3/6). I samband med bytet till Moussol FF 3/6 rengjordes alla brandbilar för att ta bort kvarvarande rester av PFOS som kan fanns i brandbilarnas tankar och släckutrustning.

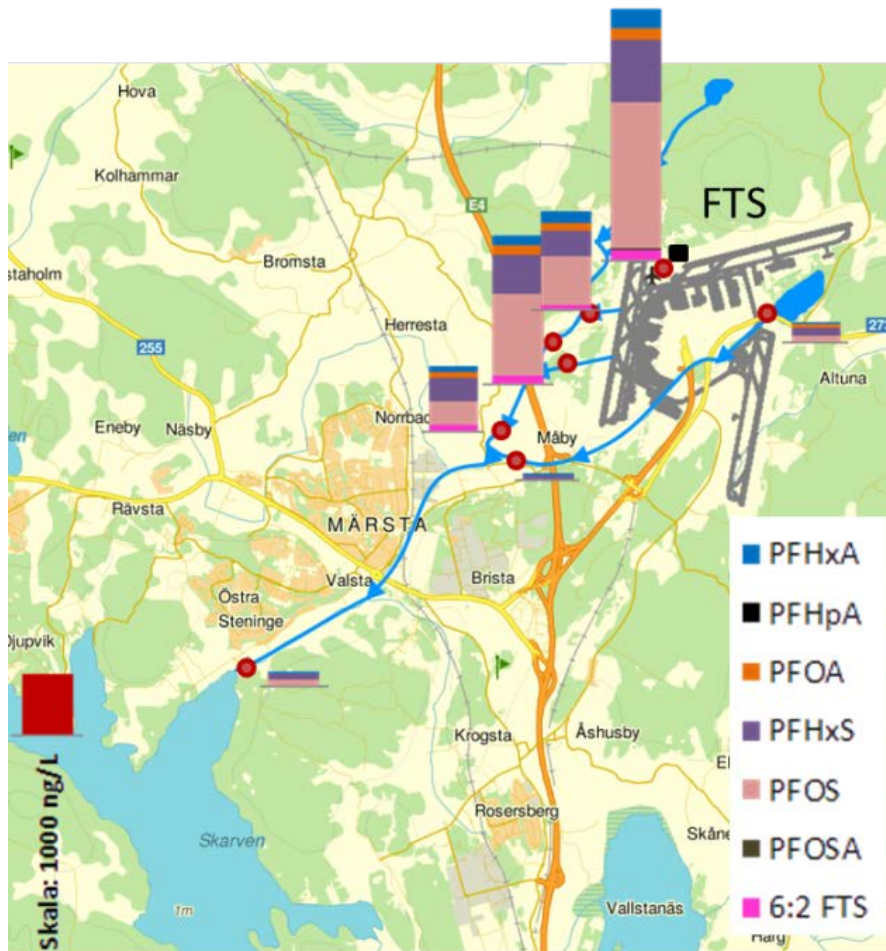
## 3.2 Tidigare undersökningar

Efter upptäckterna av PFOS runt Landvetter och Arlanda flygplats under 2007-2008 (Woldegiorgis och Viktor, 2008) inleddes 2009 det samfinansierade forskningsprojektet RE-PATH (*Risks and Effects of the dispersion of PFAS on Aquatic, Terrestrial and Human Populations in the vicinity of*

*international airports*) mellan IVL och Swedavia. Detta projekt syftade till att systematiskt studera långtidseffekterna av AFFF-användningen vid de båda flygplatserna. Vid projektets slut, år 2015, kunde man konstatera att brandövningsplatserna vid Landvetter och Arlanda utgjorde betydande punktkällor till miljön som gav upphov till kraftigt förhöjda halter i fisk och vatten (cirka 100 ggr högre än referenssjöar). Som förväntat uppmättes de högsta halterna av PFAS i direkt anslutning till brandövningsplatsen varefter halterna sjönk med ökande avstånd (Figur 2). Koncentrationerna av PFAS vid utloppet till Mälaren var dock fortfarande 100 gånger högre än i referenssjön Valloxen, belägen cirka 10 km nordväst om Arlanda flygplats. De årliga utsläppen av PFAS från Arlanda till Mälaren via Märstaån beräknades till 2,4 kg varav PFOS svarade för 54 procent (Norström m.fl., 2015). En massbalansmodell visade att det kommer ta lång tid innan halterna av PFAS klingar av till bakgrunds nivåer. Baserat på dessa resultat konstaterade man att den främsta risken var sekundär förgiftning i näringskedjan till följd av fiskkonsumtion.

Det har också utförts omfattande miljötekniska undersökningar (jord, grundvatten, ytvatten, dagvatten och sediment) och utredningar i anslutning till den nya och gamla (före detta) brandövningsplatsen samt i och omkring Halmsjön, sydöst om flygplatsen (SWECO VBB VIAK, 2002; Vectura, 2010 & 2011; Grundvattengruppen, 2012; SWECO, 2013). Undersökningarna på Arlandaområdet avseende PFOS visade att föroreningen förekommer i flera olika media. Resultat från grundvattenundersökningen indikerade att fler källor för PFOS i grundvattnet föreligger, av vilka grundvattenföroreningen vid den nuvarande brandövningsplatsen är den dominerande.

Spridningen av PFAS från brandövningsplatser är ett globalt problem och liknande studier har genomförts i Kanada (Award m.fl., 2011, Moody m.fl., 2002, de Solla m.fl., 2012, D'Agostino m.fl., 2014), USA (Moody m.fl., 2003), Australien (Arias m.fl., 2015) och Norge (SFT 2008). Flera av dessa studier har visat på förhöjda halter av PFAS i mark och vatten runt brandövningsplatser lång tid efter att användningen av AFFF stoppats.



Figur 2. Koncentrationer av PFAS i ytvattnet från Arlandas brandövningsplats (FTS; eng: fire-fighting training site) längs med Märstaån och i Mälaren (Norström et al 2015).

## 4 Metoder och förutsättningar

### 4.1 Övergripande projektstrategi

För att besvara projektets frågeställningar har provtagning av jord, grundvatten och ytvatten genomförts inom och omkring brandövningsplatsen på Arlanda. Provtagning har i möjligaste mån utförts längs med transekter (koncentrationsgradienter) för att undersöka PFAS-halternas avtagande med avståndet från föroreningskällan (brandövningsplatsen). De insamlade proverna har analyserats med avseende på kemiska parametrar (13 PFAS-ämnen, organiskt kol, metalloxider och -hydroxider, löst organiskt kol, pH och konduktivitet) som har använts till grund för beräkning av modellparametrar och för statistiska utvärderingar. Provpunkterna har även utvärderats med avseende på geologi och hydrogeologi samt ytvattenavrinning. Resultaten från beräkningar och utvärderingar har därefter använts för att beskriva hur PFAS fördelar sig och transporteras i mark, grundvatten och ytvatten. En jämförelse av platsspecifika uppmätta data och beräknade platsspecifika riktvärden framtagna med hjälp av Naturvårdsverkets och SGIs modeller har också genomförts (Naturvårdsverket, 2009; SGI, 2015).

## 4.2 Fältarbete och provtagning

IVL har inom ramen för projektet utfört undersökningar avseende jord, grundvatten och ytvatten. Innan ett provtagningsprogram togs fram sammanställdes tillgängliga data från tidigare undersökningar för att erhålla en bild av föroreningsituationen inom området och behovet av ytterligare provtagning. Sammanfattningsvis har undersökningarna omfattat följande moment:

- Platsbesök, utsättning av ledningar och underjordsinstallationer samt val av provtagningspunkter för jord och grundvatten (september 2015)
- Provtagning av jord och installation av grundvattenrör (oktober 2015)
- Omsättning och provtagning av grundvatten i nyinstallerade och befintliga (tidigare installerade) grundvattenrör (november 2015)
- Inmätning av provtagningspunkternas positioner (x, y) och grundvattenrörens överkanter (z) (november 2015)

Provtagning av jord och installation av grundvattenrör genomfördes i oktober 2015 av IVL tillsammans med SWECO (borrentreprenör). En situationsplan med angiven lokalisering av provpunkter visas i Figur 3 (provpunkter för jord) och Figur 4 (provpunkter för grundvatten). Jordprover insamlades i 25 provpunkter med borrbandvagn (Geotech) utrustad med jordskruv. Från borren uttogs samlingsjordprover, generellt med 0,5 till 1 m intervall (eller till djup där övergång till ny jordart förekom), som stickprov i lera, alternativt som separat prov om jorden var tydligt avvikande eller tydligt förorenad. Proverna utvärderades okulärt i fält och anteckningar gjordes med avseende på jordart, färg- och luktintryck. Vidare noterades grundvattenytans ungefärliga nivå under markytan (i de fall grundvatten påträffades).

I samband med jordprovtagningen installerades 20 grundvattenrör (50x41 Ø mm PEH-plaströr), varav 19 rör direkt i skruvborrhålen och ett rör (GV-15-0004) genom foderrörsborrning (för att säkerställa uttag av grundvatten i moränen under lerlagret, på cirka 6-8 m djup under markytan). Eftersom grundvatten ställvis påvisades i två separata akviferer, skilda åt av ett lerlager, installerades på tre ställen två separata grundvattenrör med intag av grundvatten från den ytliga respektive djupare akviferen (grundvattenrören GV-15-0005 och GV-15-0006, GV-15-0021 och GV-15-0022 samt GV-15-0023 och GV-15-0024 i Figur 4). Samtliga rör installerades med filtersand runt filterdelen och tätades med bentonit i den översta metern mot markytan för att förhindra inträngning av ytvatten längs med rörets utsida. Detaljerad information gällande rörinstallationen presenteras i Bilaga 1. Fotografiet i Figur 6 visar installationen av två separata grundvattenrör i provpunkterna GV-15-0005 (ytliga akviferen) och GV-15-0006 (djupa akviferen).

Provtagning av grundvatten utfördes i november 2015. I samband med provtagning utfördes även mätning av grundvattennivåer (för bestämning av gradienter och grundvattenströmning). Före provtagning omsattes vattnet i rören på en till två brunnsvolymer. För omsättning och provtagning användes vattenhämtare (Teflon bailers). Sammanlagt togs 18 grundvattenprover från nyinstallerade grundvattenrör och 5 prover från redan befintliga grundvattenrör (installerade av Vectura 2009). Grundvatten påträffades i alla grundvattenrör utom GV-15-0019 och GWR6 (Figur 4).

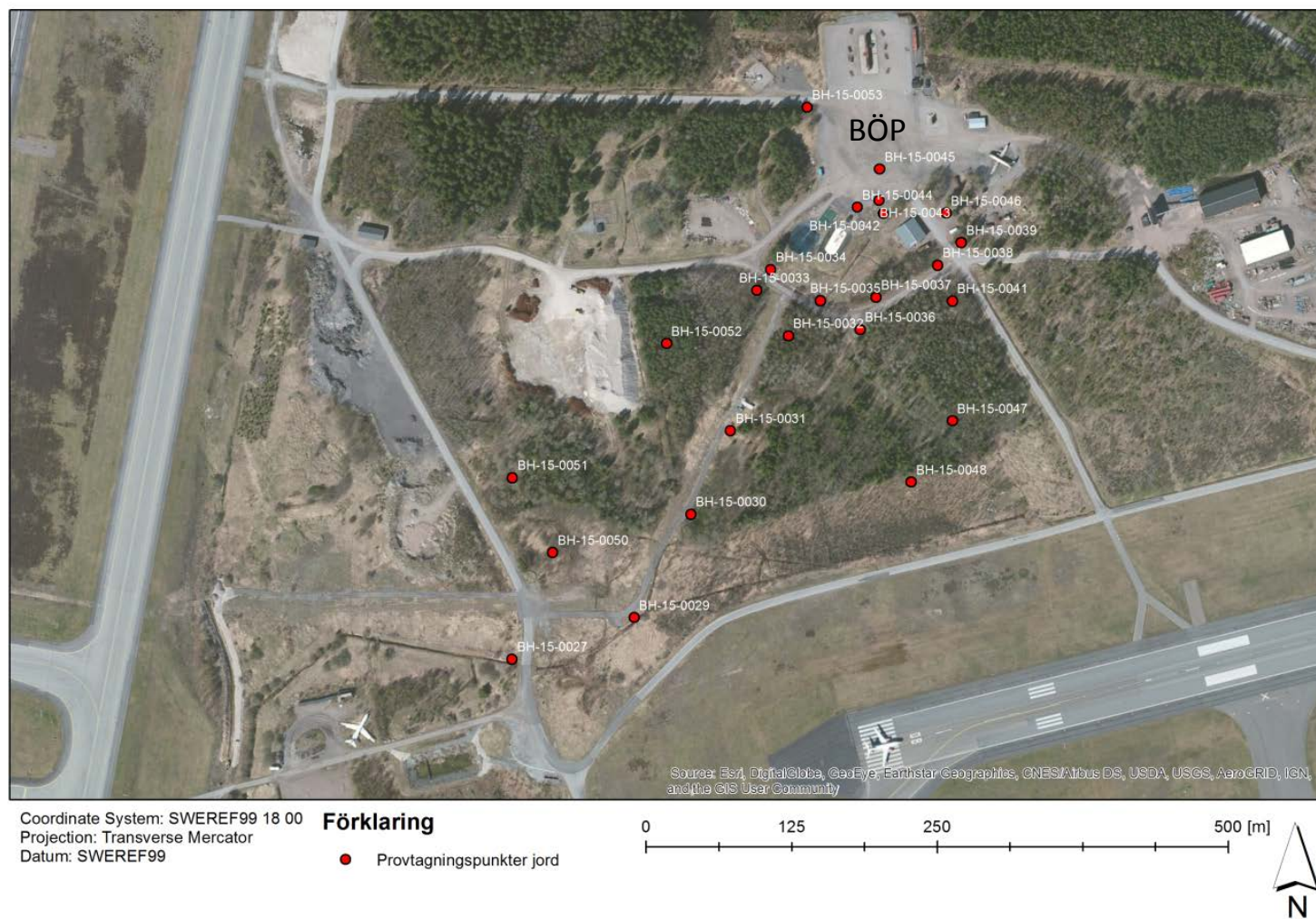
I samband med grundvattenprovtagning togs även sju ytvattenprover i strategiskt utvalda provpunkter (Figur 5) längs med det nätverk av diken som avvattnar området kring brandövningsplatsen i sydvästlig riktning mot Kättstabäcken. Val av provtagningspunkter för ytvatten gjordes i syfte att påvisa påslag av PFAS-föroreningar från olika tillflöden inom området.



Rapport B 2289 – Spridning av högfluorerade ämnen i mark från Stockholm Arlanda Airport –  
Förutsättningar för beräkning av platsspecifika riktvärden för mark

Jordprover togs till vakuumbäta plastpåsar och grundvatten- och ytvattenprover till 1 L plastkärl. Samtliga prover transporterades till IVLs laboratorium samma dag som provtagningen utfördes och förvarades mörkt och kallt (kylrum, 4°C) inför kemisk analys.

Inmätning av provtagningspunkternas positioner (x, y) och grundvattenrörens överkanter (z) utfördes av underkonsulten Bjerking med differentiell GPS i koordinatsystemet SWEREF 99, zon 18 och höjdsystem RH 2000.

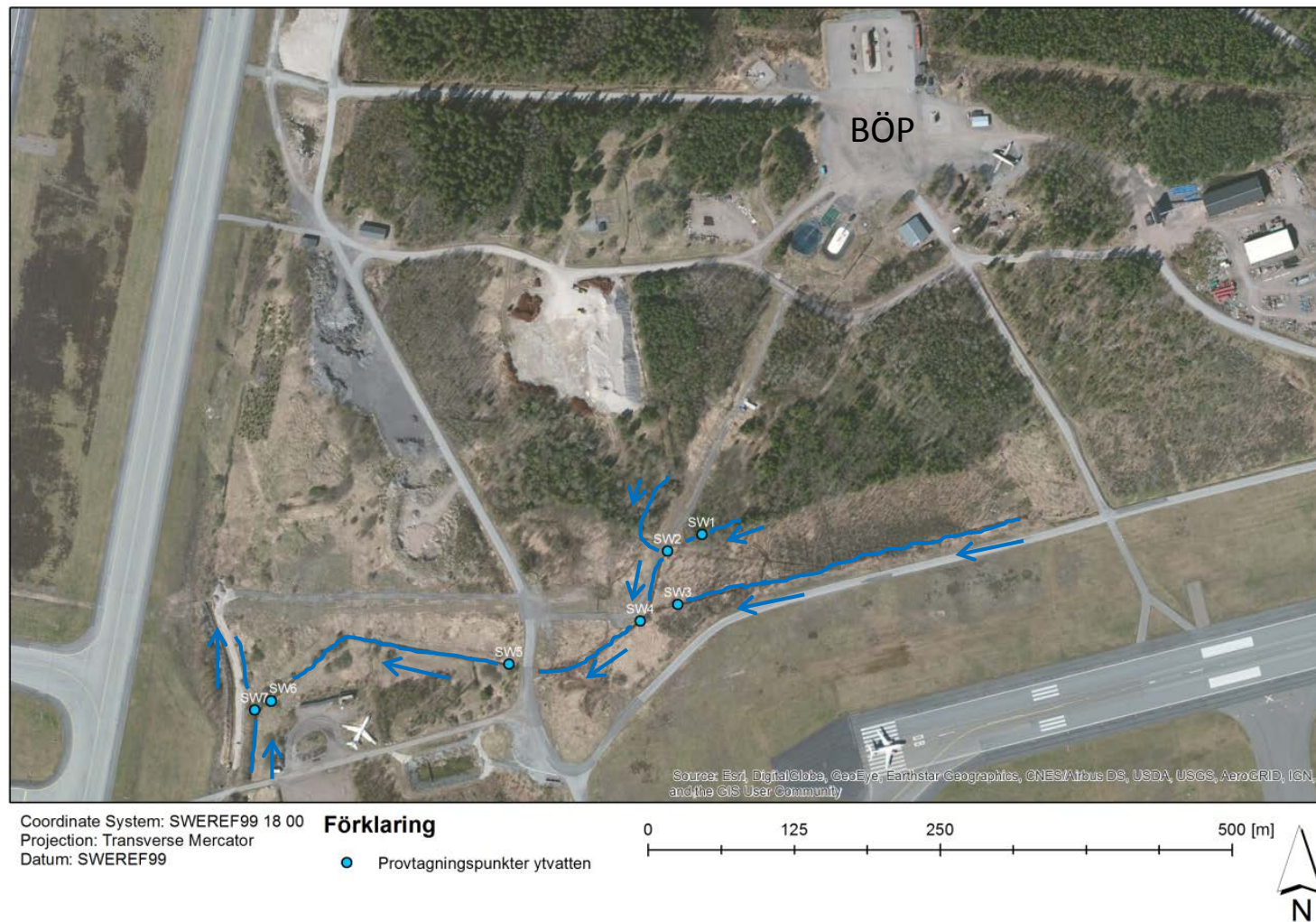


Figur 3. Översikt över placeringen av samtliga provtagningspunkter för jord. Brandövningsplatsen (BÖP) har markerats i figuren.



Figur 4. Översikt över placeringen av samtliga provtagningspunkter för grundvatten. Brandövningsplatsen (BÖP) har markerats i figuren.





Figur 5. Översikt över samtliga provtagningspunkter för ytvatten. Brandövningsplatsen (BÖP) och ytvattnets flödesriktning har markerats i figuren.



Figur 6. Installation av två separata grundvattenrör i provpunkterna GV-15-0005 (övre jordakvifer) och GV-15-0006 (undre jordakvifer).

## 4.3 Kemiska analyser

### 4.3.1 Utförda analyser

De 13 PFAS-ämnen som ingått i projektet är PFBS, PFHxS, PFOS, PFDS, PFOSA, PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA och 6:2 FTS. Strukturen för enskilda PFAS-ämnen samt funktionella grupper visas i Bilaga 2. PFAS-ämnen analyserades av IVL och övriga parametrar (TOC, DOC, metalloxider, pH och konduktivitet) analyserades av ALS Scandinavia AB (ALS). En sammanställning av de laboratorieanalyser som har genomförts redovisas i Tabell 1.

Tabell 1. Sammanställning, utförda laboratorieanalyser

Analys	Jord	Grundvatten	Ytvatten	Analyslaboratorium
13 st. PFAS	40 st.	26 st.	7 st.	IVL
MeO <sup>1)</sup>	13 st.	-	-	ALS
TOC <sup>2)</sup>	34 st.	-	-	ALS
DOC <sup>3)</sup>	-	26 st.	7 st.	ALS
pH	34 st.	26 st.	7 st.	ALS
konduktivitet	-	26 st.	7 st.	ALS

<sup>1)</sup> Metalloxider. (ALS analyspaket G2: grundämnen i bergarter och mineral).

<sup>2)</sup> Totalt organiskt kol (eng: Total Organic Carbon)

<sup>3)</sup> Löst organiskt kol (eng: Dissolved Organic Carbon)

## 4.3.2 Extraktionsmetoder

**Grundvattenproverna** innehöll jordpartiklar som fick sedimentera genom att flaskan läts stå orörd. Från det sedimenterade provet togs 1 ml vatten från den övre delen av flaskan ut, internstandard tillsattes och provet spädades med metanol (MeOH) innan analys.

**Ytvattenproverna** filtrerades med hjälp av glasfiberfilter (GF/C, diameter 47 mm, Whatman) innan extraktion. Extraktionen skedde med en Oasis WAX fastfaskolonn (Waters, 150 mg, 6 ml, 30 µm) enligt ISO/DIS 25101:2009. I korthet, till vattnet adderades 25 ng internstandard. Fastfaskolonnen konditionerades med 4 ml ammoniumhydroxid (0,1% i MeOH), följt av 4 ml MeOH och till sist 4 ml Milliporevatten. Provet applicerades därefter på kolonnen med en hastighet på ca 1 droppe/sekund. Efter provapplikation tvättades kolonnen med 4 ml ammoniumacetatbuffer (NH<sub>4</sub>OAc, 25 mM i Milliporevatten, pH 4) och de utvalda analyterna eluerades med 4 ml MeOH följt av 4 ml ammoniumhydroxid (0,1% i MeOH). Glasfiberfiltret extraherades med MeOH, spikades med internstandard och analyserades separat.

**Jordproverna** torkades över natt vid 105°C och delprov om 1 g extraherades genom fast-vätskeextraktion enligt Powley, et al., 2005. Jordprovet spikades med internstandard och 0,5 ml natriumhydroxid (0,2 M) tillsattes. Därefter extraherades proven två gånger med 5 ml MeOH i ultraljudsbad under 30 min. Extrakten slogs samman och 50 µl saltsyra tillsattes för att neutralisera provet. Efter centrifugering koncentrerades provet till 1 ml genom försiktig indunstning med kvävgas. Det indunstade provet renades ytterligare genom att skakas med grafitiserat kol (ENVI-Carb, 100 mg, 100–400 mesh, Supelco, USA) surgjort med isättika (Powley, et al., 2005). Efter centrifugering togs 0,5 ml av supernatanten till en vial och 0,5 ml ammoniumacetatbuffer (4 mM i Milliporevatten) tillsattes. Extraktet förvarades i frys fram till analys.

## 4.3.3 Kemikalier

Den riktade analysen inkluderade 13 PFAS. De perfluorerade karboxylsyrorerna, PFCAs (C<sub>5</sub>–C<sub>11</sub>) var: PFPeA, PFHxA, PFHpA, PFOA, PFNA, PFDA, PFUnDA och de perfluorerade sulfonsyrorerna, PFSAAs (C<sub>6</sub>, C<sub>8</sub>, C<sub>10</sub>) var PFHxS, PFOS, PFDS, PFOSA och 6:2 FTS inkluderades också i analysen. [<sup>13</sup>C<sub>4</sub>]-PFOS och [<sup>13</sup>C<sub>4</sub>]-PFOA användes som radioinmärkt internstandarder (IS). Alla standarder anskaffades från Wellington Laboratories, ON, Canada.

## 4.3.4 Instrumentering och kvantifiering

Separation och detektion av PFAS genomfördes med ett high-performance liquid chromatography-instrument (HPLC, UFLC Shimadzu, model CBN-20A, Japan) kopplat till en masspektrometer med elektropray (ESI-MS/MS, API 4000, AB Sciex, Foster City, CA, USA). Joniseringskällan var inställd på negativ jonisering. HPLC-kolonnens ugn var inställd på att hålla en konstant temperatur av 40°C. En del av provet (10 µl) injicerades på en C<sub>8</sub> kolonn (50 mm x 3 mm, 5 µm partikelstorlek, Thermo Scientific, Dalco Chromtech). Vätskeflödet var inställt på totalt 400 µL/min och en gradient av metanol och vatten (båda med 2 mM NH<sub>4</sub>OAc) användes. Initialt startade gradienten med 40/60 (v/v) metanol/vatten, sedan ökade inblandningen av metanol till 95/5 för att sedan åter sjunka så att kolonnen kunde återkomma till de initiala inställningarna 40/60 metanol/vatten. Detekteringsmetoden "multiple-reaction monitoring" (MRM) användes.

### 4.3.5 Kvalitetssäkring QA/QC

För alla matriser och alla upparbetningar görs laboratorieblankar och metodens detektionsgränser (method detection limits, MDLs) samt provens återvinning beräknas. Analyterna identifierades med avseende på retentionstider och två MRM-övergångar för varje förening. Kvantifieringen gjordes med en kalibreringskurva mot autentiska referensstandarder. Kvoten mellan arean av de två MRM-övergångarna beräknades och jämfördes med referensstandardernas respektive kvot. Proven korrigerades för eventuella påslag i blankproverna. Metodens detektionsgränser beräknades som tre gånger standardavvikelsen i blankprovet. De PFAS som kan förekomma som både linjära och förgrenade presenteras i rapporten som summan av linjära och förgrenade.

## 4.4 Datautvärdering och statistik

### 4.4.1 Databas

För att sammanställa och utvärdera undersökningarna och föroreningssituationen vid den nya brandövningsplatsen på Arlanda flygplats har en GIS-databas upprättats. Med hjälp av denna databas kan kartor och tabeller över föroreningssituationen genereras. Följande information för provpunkterna på Arlanda finns tillgängliga i databasen:

- Provtagningsdatum (alla provtagningsmedier)
- Koordinater, Sweref 99, zon 18, (alla provtagningsmedier)
- Höjd över havet (för grundvattenrörens överkanter) i RH 2000
- Provtagningsdjup, intervaller (jord)
- Jordart (angivna enligt SGF:s klassificeringssystem)
- Grundvattennivåer (angivna som avstånd under grundvattenrörets överkant och omräknade till meter över havsytans nivå)
- Resultat av kemiska analyser (jord, grundvatten och ytvatten)
- Beräknade fördelningskoefficienter ( $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden) för de 13 analyserade PFAS-ämnena

En sammanställning av informationen i databasen återfinns i Bilaga 1.

### 4.4.2 Sammanfattande statistik

Beräknade medel- och medianvärden samt max- och min-värden, 10-percentil och 90-percentil har använts för att beskriva den rumsliga variationen i uppmätta halter och beräknade parametrar inom undersökningsområdet. Samband mellan variabler har undersökts med enkel linjär regression.

### 4.4.3 Multivariat statistik (PCA)

Informationen i databasen, beskriven ovan, har använts för att genomföra en PCA, (Principal Component Analys). PCA är en multivariat statistisk metod som kan visa mönster, trender samt avvikande data. PCA baseras på att data placeras i en multidimensionell datarymd med en variabel per axel/dimension. En regressionslinje dras i den riktning där datarymden har störst

utsträckning. Linjen kallas principalkomponent 1 (PC1). PC2 dras sedan på motsvarande sätt, vinkelrätt mot PC1, i den resterande datarymden, osv. På detta sätt förenklas (approximeras) data med färre antal dimensioner/variabler. Dessa är kombinationer av de ursprungliga variablerna och kallas principalkomponenter.

Resultatet från en PCA visualiseras normalt i två typer av figurer. I den s.k. score plotten visas de olika observationerna (analysresultatet av PFAS-ämnena per provtagningspunkt) i två dimensioner (motsvarande PC1 och PC2). Observationer med likartat mönster hamnar nära varandra i figuren. I den andra typen av figur, Loading plott, visas de ingående variabelernas lägen i förhållande till de två principalkomponenter. De variabler (analyserade parametrar) som hamnar nära varandra i diagrammet samvarierar medan variabler som hamnar mitt emot varandra är negativt korrelerade.

Ytterligare information kan erhållas om de båda figurerna från en modell tolkas tillsammans. En observation med hög relativ halt av en viss variabel hamnar i samma del av diagrammet som den aktuella variabeln i variabeldiagrammet. En observation med låg relativ halt för denna variabel hamnar diagonalt mot densamma.

Utöver de absoluta halterna av PFAS-ämnena har även de relativa halterna av de analyserade substanserna beräknats och använts.

Innan analysen har data centrerats och skalats till lika varians för alla variabler, vilket innebär att varje inkluderad variabel ges lika stor påverkan på modellen. För de absoluta halterna av PFAS-ämnena har de analyserade variablerna logaritmerats eftersom fördelningen av dessa inte är normalfördelad, vilket är en förutsättning för en multivariat analys.

## 4.4.4 Bedömning av grundvattnets flödesriktning

För bedömning av grundvattnets flödesriktning har uppmätta grundvattennivåer interpolerats med hjälp av GIS.

## 4.5 Utvärdering av riktvärdesmodellen

### 4.5.1 Övergripande modellbeskrivning

Naturvårdsverket har tagit fram en metodik för att beräkna riktvärden för föroreningar i mark (Naturvårdsverket, 2009). Samma metodik har använts av SGI i deras regeringsuppdrag att ta fram preliminära riktvärden för PFOS i mark.

Denna metodik bygger på att framtagna riktvärden tar hänsyn till de risker som ett förorenat markområde innebär för människor som vistas inom området (hälsorisker) och de risker som markområdet innebär för miljön inom och nedströms området (miljörisker). I modellen för beräkning av riktvärden beräknas fyra olika riktvärden; a) ett hälsoriskbaserat riktvärde, b) ett riktvärde för skydd av markens funktion, markmiljön (ex. mikroorganismer eller växter som etableras på området), c) ett riktvärde för skydd av miljön i en nedströms liggande ytvattenrecipient samt d) ett riktvärde för skydd av grundvatten som naturresurs (i detta fall som potentiell dricksvattenresurs). Dessa fyra värden vägs samman till ett integrerat riktvärde som utgör det preliminära riktvärdet för mark (Tabell 2).

Naturvårdsverkets metodik omfattar två typer av markanvändning; känslig markanvändning (KM) och mindre känslig markanvändning (MKM). Detsamma gäller för de preliminära riktvärden för PFOS som har tagits fram av SGI. De generella riktvärdena är beräknade för att kunna gälla nationellt och för ett stort antal situationer. Man har för de generella scenarierna antagit att människor vistas på området en viss tid. I fallet MKM antas vuxna personer vistas inom området under sin yrkesverksamma tid (200 dagar per år), medan barn och äldre vistas tillfälligt på området (60 dagar per år). Ett något lägre skydd ges för markmiljön och för grundvatten i jämförelse med känslig markanvändning. I fallet mindre känslig markanvändning skyddas grundvatten 200 m nedströms det förorenade området (när det gäller känslig markanvändning skyddas även grundvatten inom källområdet). Skyddet av ytvattenrecipient är det samma för scenariot mindre känslig markanvändning som för känslig markanvändning.

Genom att göra avsteg från de generella scenarierna kan platsspecifika riktvärden beräknas. Det kan då handla om att exponeringstider justeras eller att parametrar som styr transporten av föroreningar genom marken, justeras. Den verksamhet som bedrivs på Arlanda flygplats hamnar definitionsmässigt under kategorin mindre känslig markanvändning. De riktvärden som redovisas för mindre känslig markanvändning (MKM) visar att det är skyddet av naturresurser (grundvatten, ytvatten) som är styrande för storleken på det preliminära riktvärdet för PFOS i mark, medan hälsorisker är av underordnad betydelse (Tabell 2). Vid beräkning av platsspecifika riktvärden krävs således god kännedom om transporten av föroreningar från marken till grundvatten och ytvatten och hur transporten beskrivs i modellen. Detta beskrivs i kapitel 5.6 och 6.3.

**Tabell 2. Riktvärden för PFOS i mark för olika skyddsobjekt (mg/kg TS) (SGI, 2015).**

Skyddsobjekt	MKM-riktvärde
Justerat hälsoriskbaserat riktvärde	11
Skydd av markmiljö	0,3
Skydd av grundvatten	0,021
Skydd av ytvatten	0,027
<b>Integrerat preliminärt riktvärde <sup>(1)</sup></b>	<b>0,020</b>

(1) Det slutliga, integrerade riktvärdet representerar det lägsta av de framräknade värdena för olika skyddsobjekt.

## 4.5.2 Transportmodellen

Riktvärdesmodellen tar hänsyn till transporten av föroreningar från mark till andra medier såsom grundvatten, ytvatten, utomhus- och inomhusluft samt växter. Detta sker i delmodeller till det som i denna rapport refereras till som "transportmodellen". De fördelnings- och transportvägar som är relevanta när det gäller föroreningssituationen på Arlanda är:

- Fördelning av förorening mellan jord och porvatten
- Transport av förorening från porvatten till grundvatten eller brunnar
- Transport av förorening från porvatten via grundvatten till ytvatten

Hur dessa tre delmodeller beräknas i riktvärdesmodellen beskrivs nedan. För övriga delmodeller såsom transport av ångor från marken etc. hänvisas till Naturvårdsverkets rapport (Naturvårdsverket 2009). Detsamma gäller för närmare information om delmodellernas ekvationer, vilka redovisas detaljerat i samma rapport.

De båda transportmodellerna för grundvatten och ytvatten bygger på att en utspädning sker av det porvatten som uppstår i den förorenade jorden. Utspädningsfaktorer beräknas för förorening i

porvatten som förekommer ovan respektive under grundvattenytan. Modellen tar också hänsyn till att en utspädning sker när föroreningen når ytvatten. Modellerna tar ingen hänsyn till att fastläggning av föroreningar sker under transporten genom jorden och inte heller att nedbrytning kan ske av föroreningar. Vidare antar modellen att föroreningssituationen är konstant över tiden, dvs. inget transporteras bort eller bryts ner i jorden.

Koncentrationen av förorening i en brunn eller ett ytvatten nedströms det förorenade området beräknas genom att multiplicera utspädningsfaktorn med koncentrationen rörlig förorening i jorden.

### Från jord till porvatten

I riktvärdesmodellen antas att föroreningen befinner sig i jämvikt mellan vattenfasen och den fasta fasen, samt att koncentrationen av förorening i porvattnet är proportionell mot halten av förorening som sorberat (fastlagts kemiskt) på jordmaterialet. Fördelningskoefficienten,  $K_d$  (l/kg), som beskriver hur ett ämne fördelar sig mellan den fasta fasen och markvattenlösningen beräknas enligt:

$$K_d = C_s / C_w \quad (1)$$

där  $C_s$  är halten sorberad förorening (mg/kg jord) och  $C_w$  är halten i porvattnet (mg/l).

Värdet på  $K_d$  är ett mått på jordens sorptionskapacitet och ger en bild av hur väl en jord kan hålla kvar föroreningen då den förorenade jorden kommer i kontakt med vatten.

Organiska föroreningar sorberas huvudsakligen till jordens organiska material. För organiska ämnen bestäms  $K_d$ -värdet för utlakning därför utifrån antagandet att det är det organiska materialet i jorden som svarar för den huvudsakliga fastläggningen av organiska föroreningar. Följande samband antas därför råda:

$$K_d = f_{oc} * K_{oc} \quad (2)$$

där  $f_{oc}$  är viktsfraktionen organiskt kol i jordprovet och  $K_{oc}$  är fördelningen av föroreningen mellan vattenfasen och jordens organiska kol.

En kombination av ekvation (1) och (2) ger:

$$K_{oc} = C_s / (C_w * f_{oc})$$

SGI har i sin rapport föreslagit att  $K_{oc}$ -konceptet ska användas för att beräkna ett generellt riktvärde för PFOS. Ett  $K_{oc}$ -värde på 500 l/kg har föreslagits gälla baserat på 90-percentilen av data från litteraturen (bilaga 2 i SGI, 2015).

### Från porvatten till grundvatten

Transportmodellen för grundvatten uppskattar utspädningen mellan porvattnet och grundvattnet i en mindre brunn nedströms det förorenade området och gäller för brunnar i de lösa jordlagren (ej bergborrade brunnar). Föroreningarna lakas ut till porvattnet genom infiltrerande nederbörd och transporteras genom jorden ned till grundvattenytan. Om förorening befinner sig under grundvattenytan kan urlakning ske genom att grundvatten passerar den förorenade jorden. När föroreningarna når grundvattenytan sker en utspädning med grundvatten som har sitt ursprung uppströms det förorenade området. Det sker även en ytterligare utspädning när det förorenade

vattnet blandas med vatten som strömmar djupare eller vid sidan om den förorenade plymen samt med vatten som infiltrerar mellan det förorenade området och brunnen.

Två olika utspädningsfaktorer kan beräknas beroende av om föroreningen befinner sig ovan eller under grundvattenytan. Utspädningsfaktorerna är beroende av:

- Längden av det förorenade området i flödesriktningen [m].
- Grundvattenbildningen [m/år].
- Bredden av det förorenade området vinkelrätt flödesriktning [m].
- Den hydrauliska konduktiviteten hos jorden [m/år].
- Den hydrauliska gradienten [m/m].
- Tjockleken och bredden på blandningszonen [m].
- Avståndet från det förorenade området till brunnen [m].
- Akviferens mäktighet [m].
- Djupet av förorenad mark under grundvattnets nivå [m]

#### Från porvatten till ytvatten

När det gäller transporten av förorening till ytvatten antas att förorening transporteras med förorenat grundvatten till en ytvattenrecipient. En fullständig omblandning av det förorenade vattnet antas ske i recipienten. Ansamling av föroreningar i sediment eller frigörelse av förorening från sediment beaktas inte. Bakgrundshalter eller andra källor som belastar ytvattnet beaktas inte.

Utspädningsfaktorn är beroende av följande:

- Längden av det förorenade området i flödesriktningen [m].
- Grundvattenbildningen [m/år].
- Bredden av det förorenade området [m].
- Flödet i vattendraget [m<sup>3</sup>/år].

När markföroreningen ligger under grundvattenytans nivå antas utlakning av föroreningar ske med grundvattenflödet genom den förorenade jorden. Utspädningsfaktorn beräknas som kvoten av grundvattenflödet som passerar jord med förorening och vattenföringen i vattendraget.

- Den hydrauliska konduktiviteten hos jorden [m/år].
- Den hydrauliska gradienten [m/m].
- Bredden av det förorenade området [m].
- Djupet av förorenad mark under grundvattnets nivå [m].
- Flödet i vattendraget [m<sup>3</sup>/år].

### 4.5.3 Metod för utvärdering

De undersökningar som har företagits i detta projekt har inneburit möjlighet att ta fram platsspecifika parametrar som styr transporten av föroreningar. Genom detta har vi kunnat jämföra den teoretiska modellen med empiriska förhållanden. Detta har gjorts genom att jämföra modellerade halter av PFOS i grundvatten med uppmätta halter i grundvatten på olika avstånd från källtermen (brandövningsplatsen) och genom jämförelse mellan modellerade och uppmätta halter i ytvatten. Praktiskt gjordes detta genom att i modellen manuellt definiera (mata in) den uppskattade halten PFOS i jorden inom källområdet och därefter låta riktvärdesmodellens transportmodeller beräkna koncentrationen PFOS i grundvatten på specificerade avstånd från brandövningsplatsen. Eftersom haltvariationen är stor inom källområdet prövades två olika fall, i



vilka halten PFOS i marken inom källområdet ansattes till 0,6 mg/kg TS respektive 2,0 mg/kg TS. Dessa halter representerar medelvärde respektive det maximala värdet av uppmätta PFOS-halter i jorden på brandövningsplatsen, där det sistnämnda värdet kan sägas representera ett värsta fall ur spridningssynpunkt.

## 4.6 Geologi, hydrogeologi och hydrologi

### 4.6.1 Jordlagerföljd och grundvatten

Den genomförda undersökningen visar att jordlagerföljden utgörs av lera som underlagras av sandig morän. I slutningen söder om brandövningsplatsen överlagras leran av svallsand. Svallsandsavlagringen påträffas vid brandövningsplatsen och i slutningen ner mot landningsbanorna, men lagret tunnar ut och upphör slutligen helt att existera i den lägre liggande flacka terrängen. Mäktigheten hos svallsandsavlagringen varierar mellan cirka 0,3 och 2 m inom undersökningsområdet, med den största påträffade mäktigheten i den sydöstra delen (provpunkterna GV-15-0006 och GV-15-0007), se Figur 4. På brandövningsplatsen överlagras de naturliga jordarterna av fyllnadsmaterial (sand, grus). Moränen påträffas på ett djup av mellan 1,5 och 8 m beroende på lerlagrets mäktighet, vilken är som störst i den lägre liggande terrängen i nivå med landningsbanorna.

I Figur 7 visas ett utsnitt ur SGUs jordartskarta och i Figur 8 visas en schematisk skiss över jordlagerföljden från brandövningsplatsen och mot sydväst. Figuren visar att lerlagret innebär att det bildas två skilda akviferer, en i det övre skiktet av postglacial sand och silt, och en i den underliggande moränen. Detta har avgörande betydelse för tolkningen av spridningsbilden från området, vilket förklaras vidare i kapitel 6.1.

Ett antal grundvattenundersökningar har tidigare genomförts i området. Sammantaget har det bedömts som troligt att grundvattnet från den nya brandövningsplatsen strömmar i sydvästlig riktning (Vectura 2010). Genomförda nivåmätningar av grundvattenytan i den aktuella undersökningen ger en motsvarande bild men visar också att grundvatten förekommer i en ytlig och en djupare akvifer, åtskilda från varandra av ett lerlager, som i stora delar av området begränsar eller förhindrar läckage av grundvatten mellan de båda akvifererna. Den djupare akviferen återfinns i moränen under leran och påträffas inom hela undersökningsområdet. På grund av det tätande lerlagret råder ställvis artesiska förhållanden (dvs. grundvattnet står under tryck). Ytligt grundvatten påträffades ställvis inom det lager av utsvallad sand och silt som avlagrats ovanpå leran i samband med landhöjningen. På brandövningsplatsen förekommer även ytligt grundvatten i det fyllnadsmaterial som lagts ut som bärande lager. Det ytliga grundvattnet står i hydraulisk kontakt med områdets ytvatten, vilket innebär att det rinner mot lägre tryck i områdets öppna dikessystem.

Med ledning av de uppmätta grundvattennivåerna har isolinjer för lika trycknivå interpoleras och ritats upp i plan (Figur 9). Grundvattenströmningen sker vinkelrätt mot nivåkurvorna och bedöms ske i riktning åt sydväst.

I öster förekommer en isälvsavlagring som löper i nord-sydlig riktning, vilken kan ses i Figur 7, men denna bedöms inte stå i kontakt med grundvattnet i jordlagren vid brandövningsplatsen (kapitel 6.1).

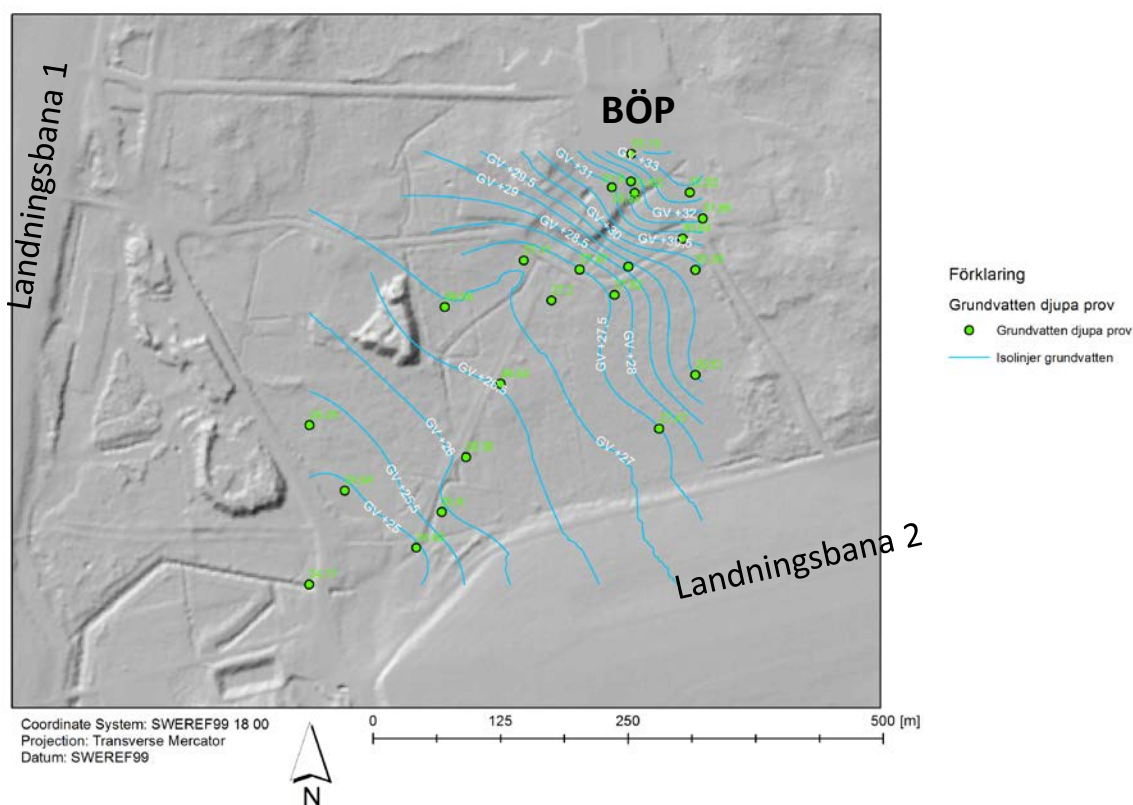




## 4.6.2 Ytvattenavrinning

Det finns ett nätverk av diken som avvattnar området kring brandövningsplatsen. Flera av dessa diken var uttorkade vid tiden för fältundersökningen (oktober-november 2015), men blir sannolikt periodvis vattenförande i samband med stora nederbördstillfällen (främst höst, vinter och vår) och snösmältning. För lokalisering av dessa diken kan med fördel högupplösta laserdata från Lantmäteriet användas (Figur 10). De mindre dikena avleder ytligt vatten från området nedanför brandövningsplatsen som samlas upp i det stora dike (i nedanstående text refererat till som "huvuddiket") som har sitt utlopp i Kättstabäcken, väster om landningsbana 1.

Området kring brandövningsplatsen på Stockholm Arlanda Airport har ingen naturlig avrinning till den närbelägna vattenrecipienten Halmsjön. Det har i tidigare undersökningar nämnts att dagvatten skulle kunna nå Halmsjön via avrinning till lägre liggande hårdgjorda ytor, vilka i sin tur avvattnas via kulvertar under bana 2 (Norström m.fl., 2013). Föreliggande undersökning bedömer att dagvattenavrinningen är minimal till lägre liggande hårdgjorda ytor.



Figur 10. Högupplösta laserdata visar vattenfåror och diken och att områdets huvudsakliga avvattning är mot sydväst, i riktning mot Kättstabäcken. Brandövningsplatsen (BÖP) och landningsbana 1 har markerats i figuren.

## 4.7 Geokemiska data

I Tabell 3 redovisas markemiska data för olika jordlager och i Tabell 4 redovisas löst organiskt kol (DOC), pH samt konduktivitet för grundvatten inom de två grundvattenakvifererna samt för ytvatten. Plan över provtagningspunkter för jord, grundvatten och ytvatten redovisas i Figur 3,

Figur 4 respektive Figur 5. En sammanställning av analysresultaten för samtliga jord- och grundvattenprover återfinns i Bilaga 1. Laboratorieprotokoll från ALS Scandinavia återfinns i Bilaga 3. Som förväntat var andelen organiskt kol högre i den övre delen av mineraljorden (i medeltal 6 % av TS) än i de grundvattenförande jordlagren (i medeltal 1 % av TS). Det kan konstateras att andelen organiskt kol var låg och uppvisade liten variation i mineraljorden i de grundvattenförande jordlagren, trots omfattande förekomst av tjocka humushorisonter och torv på markytan inom stora delar av de låglänta områdena söder om brandövningsplatsen. Vidare påvisades ett tydligt samband mellan ökande pH och ökande CaO med ökat jorddjup. För aluminium ( $\text{Al}_2\text{O}_3$ ) och järn ( $\text{Fe}_2\text{O}_3$ ) påvisades ingen tydlig trend med ökande jorddjup. Vidare var halten DOC i grundvatten och ytvatten oväntat hög och betydligt högre än de halter som normalt förekommer i naturliga miljöer (se kapitel 6.2).

Tabell 3. Markkemiska data (medelvärde) för olika jordlager.

Jordlager	TS (%)	TOC (% av TS)	pH (-)	$\text{Al}_2\text{O}_3$ (% av TS)	$\text{Fe}_2\text{O}_3$ (% av TS)	CaO (% av TS)
Övre markskiktet (mull, sand)	74	6,0	6,7	13	3,8	1,8
Mineraljorden (sand, silt) i den övre grundvattenakvifären	84	1,0	7,3	12	2,7	1,9
Mineraljorden (sandig morän) i den undre grundvattenakvifären	85	1,0	8,1	12	3,1	2,5

Tabell 4. Kemiska data (medelvärde) för grundvatten (övre och undre jordakvifer) och ytvatten. n är antal prover.

Vattentyp	n	DOC (mg/l)	pH (-)	Konduktivitet (mS/m)
Övre grundvattenakvifär (sand, silt)	3	578	7,8	73
Undre grundvattenakvifär (morän)	20	404	7,4	66
Ytvatten	7	661	8,0	63

## 5 Resultat

### 5.1 Fördelning av PFAS i olika matriser

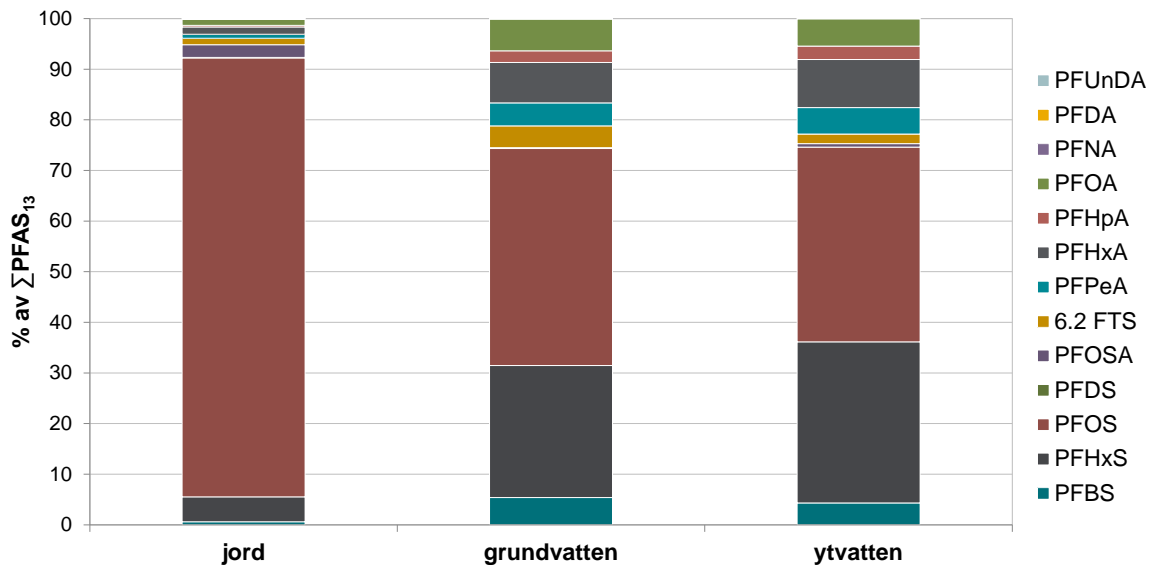
Alla 13 analyserade PFAS-ämnen påvisades i jordmatrisen (Tabell 5). Däremot påvisades inte alla 13 PFAS-ämnen i varje enskilt jordprov. Detektionsgraden berodde dels på PFAS-ämnernas kemiska struktur och egenskaper och dels på var i undersökningsområdet provet togs. PFAS-ämnen med upp till åtta perfluorerade kolatomer, såsom PFHxS ( $\text{C}_6$ ), PFOS ( $\text{C}_8$ ), PFPeA ( $\text{C}_5$ ) och PFHxA ( $\text{C}_6$ ) återfanns i stort sett i alla jordprover, medan PFAS-ämnen med längre kolkedjor såsom PFDS ( $\text{C}_{10}$ ), PFNA ( $\text{C}_9$ ), PFDA ( $\text{C}_{10}$ ) och PFUnDA ( $\text{C}_{11}$ ) endast detekterades i jordprover tagna i de mer högförorenade områdena på och invid brandövningsplatsen (förrorenings källområde). Detta illustreras i Tabell 5 där den procentuella andelen prover (jord, grundvatten) med halter överskridande analysens detektionsgräns ( $\%>\text{d.g.}$ ) visas i relation till antalet perfluorerade kolatomer i kedjan för de 13 PFAS-ämnena. I vattenproverna (grundvatten och ytvatten) påvisades 11 av de 13 analyserade PFAS-ämnena. De PFAS-ämnen som inte detekterades

i något av vattenproverna var PFDS (C<sub>10</sub>) och PFUnDA (C<sub>11</sub>) (Tabell 5). Låg detektionsgrad observerades också för PFDA (C<sub>12</sub>) och PFOSA (C<sub>8</sub>) i grundvatten och för PFDA (C<sub>10</sub>) och PFNA (C<sub>9</sub>) i ytvatten. I vattenproverna liksom i jordproverna var det följaktligen PFAS-ämnen med långa kolkedjor som generellt uppvisade lägre detektionsgrad.

**Tabell 5. Procentuell andel detekterade PFAS-ämnen i olika provtagningsmedier. % >d.g. betecknar den procentuella andelen prover där analyserade halter överskred analysens detektionsgräns. C<sub>n</sub> är antalet kolatomer i den högfluorerade kedjan. e.d. = ej detekterad.**

PFAS	C <sub>n</sub>	Jord (% > d.g.)	Grundvatten (% > d.g.)	Ytvatten (% > d.g.)
PFBS	4	93	100	100
PFHxS	6	100	100	100
PFOS	8	100	100	100
PFDS	10	33	e.d.	e.d.
6:2 FTS	6	75	77	100
PFOSA	8	90	13	86
PFPeA	5	100	92	86
PFHxA	5	100	100	100
PFHpA	6	75	100	100
PFOA	7	93	100	100
PFNA	8	58	69	43
PFDA	9	20	12	14
PFUnDA	10	13	e.d.	e.d.

Den relativa fördelningen av de 13 analyserade PFAS-ämnena i jord, grundvatten och ytvatten illustreras i Figur 11. Det ska tydliggöras att data i figuren baseras på medelvärden för hela området, vilka är påverkade av de ställvis kraftigt förhöjda halterna av flera PFAS-ämnen inom brandövningsplatsen. Som framgår av figuren uppvisade grundvatten och ytvatten liknande PFAS-sammansättning. Dominerande PFAS-ämnen i grundvatten och ytvatten var PFOS (60 % respektive 50 % av  $\sum$ PFAS<sub>13</sub>) och PFHxS (40 % respektive 30 % av  $\sum$ PFAS<sub>13</sub>), följda av PFHxA, PFOA och PFBS. I jordmatrisen var PFOS ännu mer dominerande (80 % av  $\sum$ PFAS<sub>13</sub>), medan det relativa bidraget av PFHxS (5 % av  $\sum$ PFAS<sub>13</sub>) och andra PFAS-ämnen var betydligt lägre. Detta belyser markens betydelse som reservoar för PFOS och att PFOS, på grund av sina hydrofobiska egenskaper, tenderar att binda till markpartiklarna. PFAS-ämnen med långa kolkedjor ( $\geq 8$  perfluorerade kolatomer) uppvisade större affinitet för jordfasen, medan PFAS-ämnen med kortare kolkedjor ( $< 8$  perfluorerade kolatomer) visade större affinitet för vattenfasen. Den högre relativa andelen kortkedjiga PFAS-ämnen (PFBS, PFHxS, PFHxA och 6:2 FTS) i grundvatten och ytvatten jämfört med jorden speglar den högre vattenlösligheten hos dessa ämnen.



Figur 11. Medelsammansättning av PFAS<sub>13</sub> i jord (40 prover), grundvatten (26 prover) och ytvatten (7 prover) inom undersökningsområdet. Figuren illustrerar det procentuella bidraget av respektive PFAS, baserat på medelvärden för uppmätta halter i undersökningsområdet.

## 5.2 Halter av PFAS och utbredning

### 5.2.1 PFAS i jord

PFAS-ämnen i jord undersöktes vid brandövningsplatsen och i nedströms liggande områden (Figur 3). PFAS analyserades i totalt 40 jordprover från olika nivåer ned till ett djup av som mest 8 m under markytan. Merparten av jordproverna togs ut under eller i nivå med grundvattenytan för att möjliggöra jämförelser med analyser av PFAS i grundvatten. Provpunkternas placering visas i Figur 3, kap. 4.2. I Bilaga 1 redovisas de samlade resultaten från laboratorieanalyser av jord. I Tabell 6 redovisas sammanfattande statistik för de 13 PFAS-ämnen som analyserades i jord, dels för undersökningsområdet som helhet, dels för brandövningsplatsen för sig.

Det framgår av Tabell 6 att haltvariationen är stor inom undersökningsområdet. I de jordprover som togs inom undersökningsområdet varierade den summerade halten av de 13 analyserade PFAS-ämnena ( $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>) från 0,63  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS till 2 700  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS kring ett medelvärde på 234  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS. Notera det betydligt lägre medianvärdet på 34  $\mu\text{g}/\text{kg}$  TS. Stora skillnader mellan medel- och medianvärden för enskilda PFAS-ämnen beror på stora haltskillnader i jord mellan källområdet (brandövningsplatsen) och nedströms liggande områden, och på lokala förhöjningar inom undersökningsområdet. Dominerande PFAS i jord var PFOS (88 % av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> baserat på medelvärde, hela området), följt av PFHxS (4 %), PFOSA (2 %) och PFHxA (1,3 %) m.fl. PFAS.

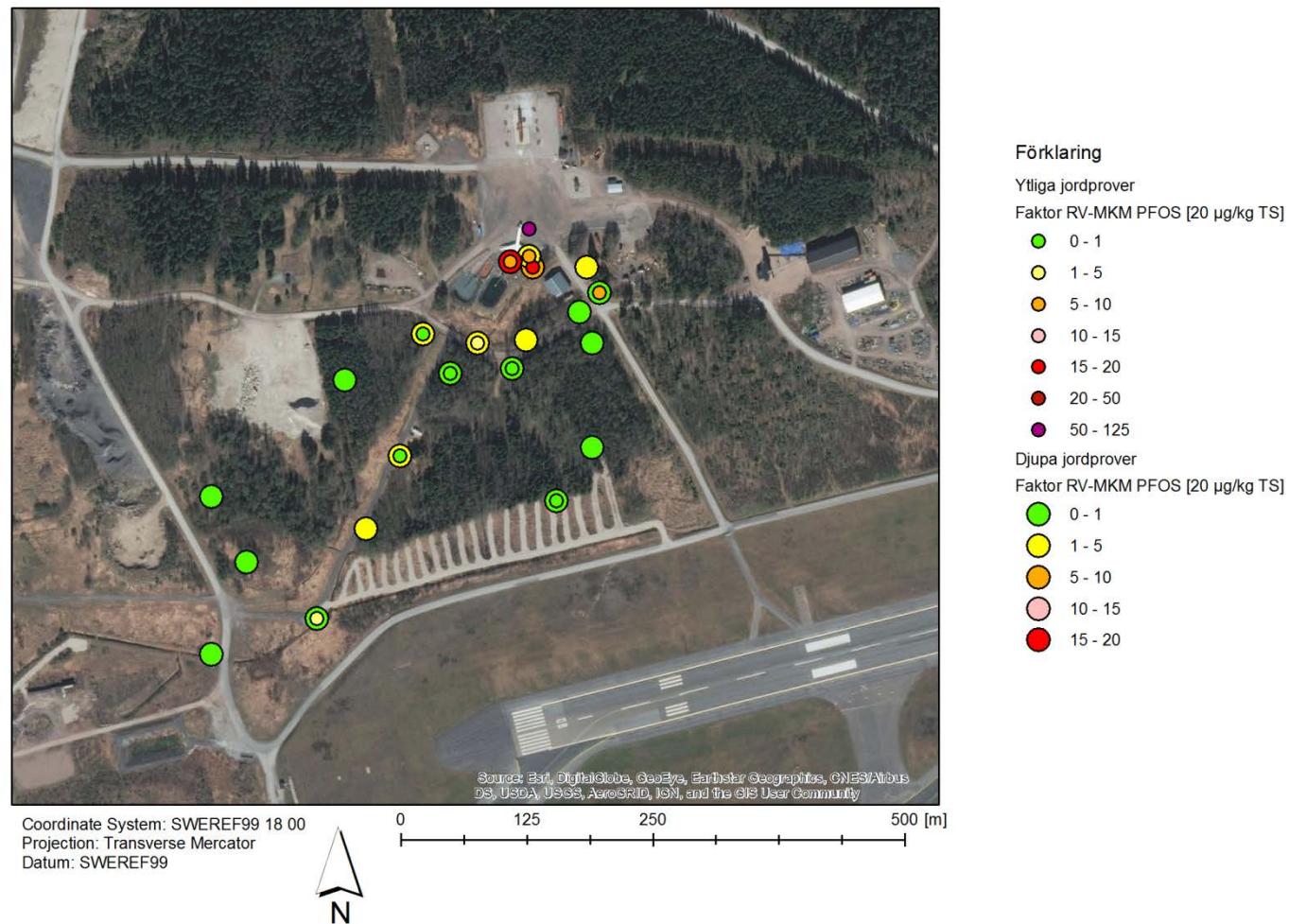
**Tabell 6. Sammanfattande statistik för uppmätta PFAS-halter ( $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ ) i jord inom hela undersökningsområdet (40 jordprover) och enbart brandövningsplatsen (13 jordprover).  $C_n$  betecknar antalet perfluorerade kolatomer för respektive PFAS och < halter under analysmetodens detektionsnivå.**

PFAS	$C_n$	Hela undersökningsområdet					Brandövningsplatsen				
		min	max	medel	median	90-perc	min	max	medel	median	90-perc
PFBS	4	<0,01	11	1,1	0,22	3,4	0,04	11	2,6	1,5	9,8
PFHxS	6	0,11	84	9,4	2,8	25	0,87	84	22	12	78
PFOS	8	0,24	2510	205	21	540	20	2510	591	302	2329
PFDS	10	<0,01	2,2	0,21	<0,01	0,79	<0,01	2,2	0,61	0,15	2,2
6:2 FTS	6	<0,01	21	2,8	0,47	8,6	0,51	21	7,6	4,9	21
PFOSA	8	<0,01	48	5,0	0,13	19	0,24	48	14	8,0	47
PFPeA	5	0,01	7,1	1,5	0,82	5,5	0,29	7,1	2,9	1,8	6,9
PFHxA	5	0,05	21	3,0	1,2	11	0,74	21	6,5	3,8	20
PFHpA	6	<0,05	3,3	0,61	0,30	1,6	0,24	3,3	1,1	0,78	2,7
PFOA	7	<0,01	17	2,4	1,1	6,2	1,3	17	5,8	3,7	17
PFNA	8	<0,01	1,4	0,14	0,02	0,39	<0,01	1,4	0,33	0,14	1,2
PFDA	9	<0,02	0,62	0,06	<0,02	0,18	<0,02	0,62	0,17	0,06	0,61
PFUnDA	10	<0,05	0,29	0,05	<0,05	0,14	<0,05	0,29	0,09	0,03	0,29
$\Sigma\text{PFAS}_{13}$		0,63	2681	234	34	600	35	2681	655	377	2475

Som väntat uppmättes de högsta halterna av PFAS-ämnen på brandövningsplatsen, inom vilken PFOS svarade för ~80-90% av  $\Sigma\text{PFAS}_{13}$  i jord. I jord från brandövningsplatsen uppmättes halter av PFOS mellan 20 och 2 500  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ . I Figur 12 redovisas uppmätta halter av PFOS i jord från de övre jordlagren (ovanför lerlagret) och från djupa jordlager (under lerlagret) i relation till det preliminära generella riktvärde som SGI (2015) tagit fram för PFOS i mark med avseende på mindre känslig markanvändning ( $\text{RV}_{\text{MKM}} = 20 \mu\text{g}/\text{kg TS}$ ). Såväl medelhalten (600  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ ) som medianhalten (300  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$ ) PFOS i jordprover tagna inom brandövningsplatsen överskred med stor marginal det preliminära generella riktvärdet för mindre känslig markanvändning. Även några andra PFAS-ämnen (främst PFHxS, men även PFOSA, PFHxA och 6:2 FTS) förekom i högre halter än 20  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  (Tabell 6). Det kan också konstateras att halten PFOS i jordprover från de grundvattenförande, djupare jordlagren, i allmänhet låg under 20  $\mu\text{g}/\text{kg TS}$  längre nedströms brandövningsplatsen i grundvattnets strömningsriktning.

Även om halterna generellt avtar med djupet förekommer betydande haltvariation i djupled. Flera PFAS-ämnen verkar ansamlas i avgränsade skikt, till exempel på brandövningsplatsen där förhöjda halter i flera punkter påvisades i skikt med organiskt material (torv) och i anslutning till grundvattenytan.





Figur 12. Uppmätta halter av PFOS i jord i relation till det av SGI (2015) föreslagna preliminära generella riktvärdet för PFOS i mark avseende mindre känslig markanvändning (dvs. faktor RV-MKM = 1 motsvarar 20 µg/kg TS). Data visas för de övre markskikten ovanför lerlagret (mindre cirklar) och för djupare nivåer under lerlagret (större cirklar). Redovisade värden utgör maximalt uppmätta halter inom respektive skikt.

## 5.2.2 PFAS i grundvatten

PFAS i grundvatten analyserades i totalt 25 prover, varav 20 från nyinstallerade rör och 5 från tidigare installerade rör. På tre platser analyserades grundvatten från två separata nivåer i marken, från den övre (GV-15-0005, GV-15-0021 och GV-15-0023) och undre (GV-15-0006, GV-15-0022 och GV-15-0024) akviferen. Provpunkternas placering visas i Figur 4, kap. 4.2. I Bilaga 1 redovisas de samlade resultaten från laboratorieanalyser av grundvatten. Sammanfattande statistik för PFAS i grundvatten redovisas i Tabell 7, dels för undersökningsområdet som helhet och dels för brandövningsplatsen för sig.

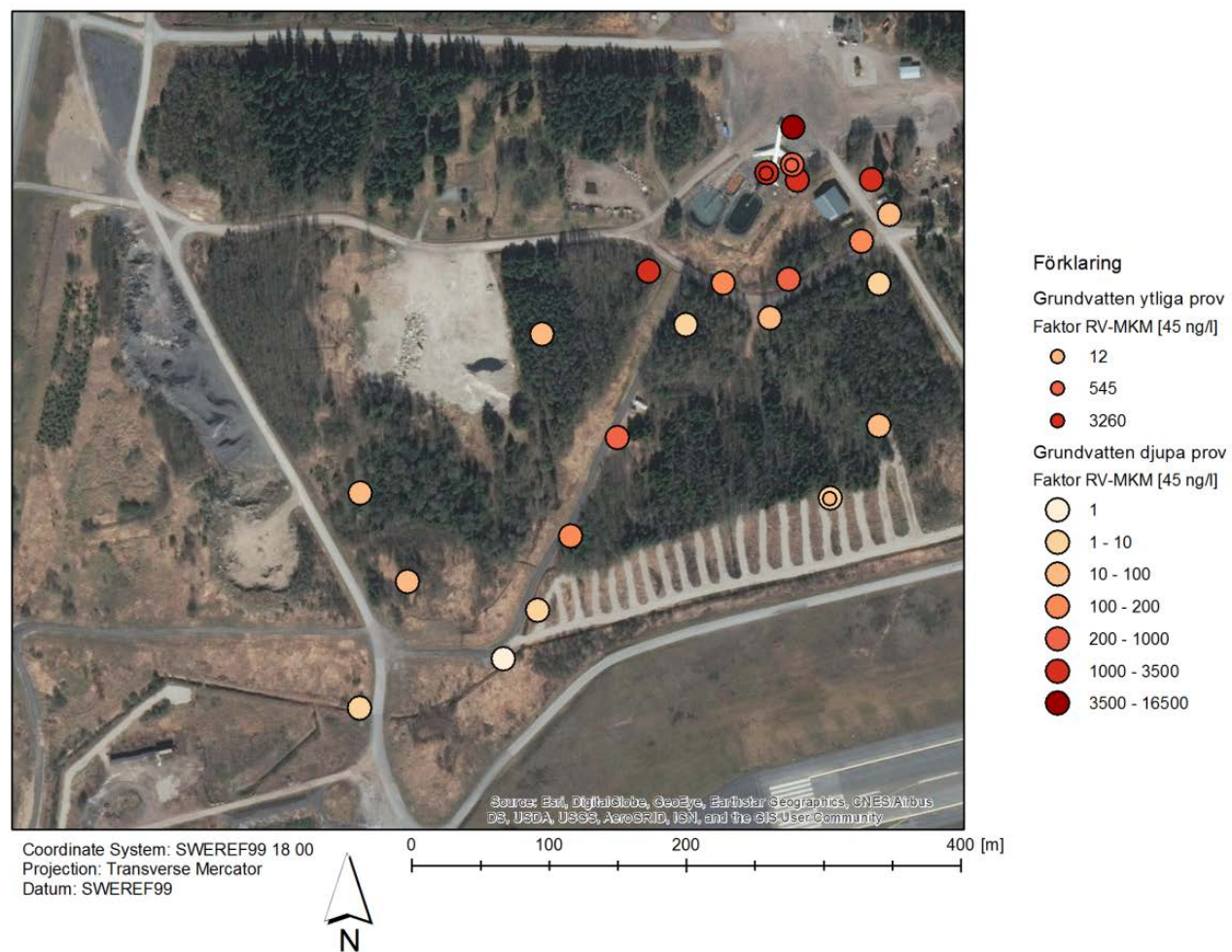
**Tabell 7. Sammanfattande statistik för uppmätta PFAS-halter ( $\mu\text{g l}^{-1}$ ) i grundvatten inom hela undersökningsområdet (26 grundvattenprover) och enbart brandövningsplatsen (7 grundvattenprover). C<sub>n</sub> betecknar antalet perfluorerade kolatomer i den alkylerade kedjan för respektive PFAS och < halter under analysmetodens detektionsnivå.**

PFAS	C <sub>n</sub>	Hela undersökningsområdet					Brandövningsplatsen				
		min	max	medel	median	90-perc	min	max	medel	median	90-perc
PFBS	4	0,011	32	3,1	0,56	12	0,21	32	9,0	3,6	21
PFHxS	6	0,075	104	15	3,7	63	3,2	104	44	23	96
PFOS	8	0,060	735	52	4,0	149	25	735	172	60	386
PFDS	10	<0,001	-	-	-	-	<0,001	-	-	-	-
6:2 FTS	6	<0,001	17	2,7	0,17	9,4	0,66	17	8,0	8,0	14
PFOSA	8	<0,001	0,99	0,13	<0,001	0,73	0,012	0,99	0,35	0,20	0,83
PFPeA	5	<0,001	12	2,7	1,5	9,8	0,77	11	5,5	5,0	10
PFHxA	5	0,019	26	4,6	1,5	19	0,94	26	12	9,5	22
PFHpA	6	<0,01	6,2	1,3	0,54	4,4	0,26	6,2	3,2	3,9	5,4
PFOA	7	0,010	21	3,9	1,0	15	1,2	21	11	13	17
PFNA	8	<0,001	0,41	0,051	0,004	0,23	<0,001	0,41	0,15	0,10	0,37
PFDA	9	<0,001	0,012	0,002	<0,001	0,010	<0,001	0,012	0,005	0,001	0,011
PFUnDA	10	<0,001	-	-	-	-	<0,001	-	-	-	-
$\Sigma\text{PFAS}_{13}$		0,18	798	85	18	259	32	798	265	185	514

I grundvatten uppmättes halter av  $\Sigma\text{PFAS}_{13}$  mellan 0,2 och 800  $\mu\text{g/l}$  (medel: 85  $\mu\text{g/l}$ , median: 18  $\mu\text{g/l}$ ) inom undersökningsområdet (Tabell 7). I grundvattnet, liksom i jorden, dominerade PFOS (60 % av  $\Sigma\text{PFAS}_{13}$  baserat på medelvärde för hela området) följt av PFHxS (18 %), men därefter följde PFHxA (4,6 %), PFOA (3,6 %), PFBS (3,2 %) och 6:2 FTS (3,2 %).

I de grundvattenprover som togs inom brandövningsplatsen uppmättes halter av PFOS mellan 25 och 800  $\mu\text{g/l}$  (medelvärde: 172  $\mu\text{g/l}$ , median: 60  $\mu\text{g/l}$ ). På samma sätt som i jordproverna avspeglar den stora skillnaden mellan medel- och medianvärden för flera enskilda PFAS-ämnen stor haltvariation och förekomst av "hotspots". Uppmätta halter av PFAS-ämnen i grundvatten inom brandövningsplatsen var betydligt högre än de halter som uppmättes i nedströms liggande områden. Den högsta halten PFOS (800  $\mu\text{g/l}$ ) som uppmättes centralt i det sedan tidigare befintliga grundvattenröret A3610:704 (Vectura, 2010) avvek avsevärt från de halter som detekterades i övriga grundvattenrör. Inom brandövningsplatsen svarade halten PFOS i grundvatten för i medeltal ca 60-70% av  $\Sigma\text{PFAS}_{13}$ , dvs. något lägre andel än i jord.

I Figur 13 redovisas uppmätta halter av PFOS i grundvatten från den övre (mindre cirklar) och djupare (större cirklar) akviferen i relation till det preliminära generella riktvärde som SGI (2015) tagit fram för PFOS i grundvatten med avseende på mindre känslig markanvändning (GV-RV<sub>MKM</sub> = 45 ng/l). Av figuren framgår att halten PFOS i grundvatten avtar snabbt med avståndet från brandövningsplatsen och att halterna ligger på nivåer 1-10 gånger riktvärdet i lägre liggande terräng 4-500 m längre nedströms.



Figur 13. Uppmätta halter av PFOS i grundvatten i relation till det av SGI (2015) föreslagna preliminära riktvärdet för PFOS i grundvatten med avseende på mindre känslig markanvändning (dvs. faktor RV-MKM = 1 motsvarar 45 ng/l). Data visas för grundvatten från den övre jordkviferen (mindre cirklar) och den djupare jordkviferen (större cirklar).

### 5.2.3 PFAS i ytvatten

PFAS i ytvatten analyserades i sju strategiskt utvalda provtagningspunkter (Sw1 – Sw7) längs det nätverk av ytvattenflöden som avvattnar området nedströms brandövningsplatsen i riktning västerut mot Kättstabäcken. Provpunkternas placering och ytvattnets strömningsriktning i de viktigaste dikena redovisas i Figur 18 (se även Figur 5, kap. 4.2). Intentionen var att följa ytvattnets väg och påvisa eventuell påverkan från inströmmande vattenflöden till huvuddiket. Resultat från analys av 13 PFAS i de sju ytvattenproverna redovisas i Tabell 8.

Den summerade koncentrationen av de 13 analyserade PFAS-ämnena ( $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>) i de sju ytvattenproverna varierade mellan 0,03 och 17 µg/l. Dominerande PFAS-ämnena var PFOS och PFHxS vilka utgjorde mellan 19-44% respektive 23-35% av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> i de sju ytvattenproverna. I samtliga provpunkter där ytvatten analyserades överskred halten PFOS EU:s miljö kvalitetsnorm för inlandsvatten (0,00065 µg/l).

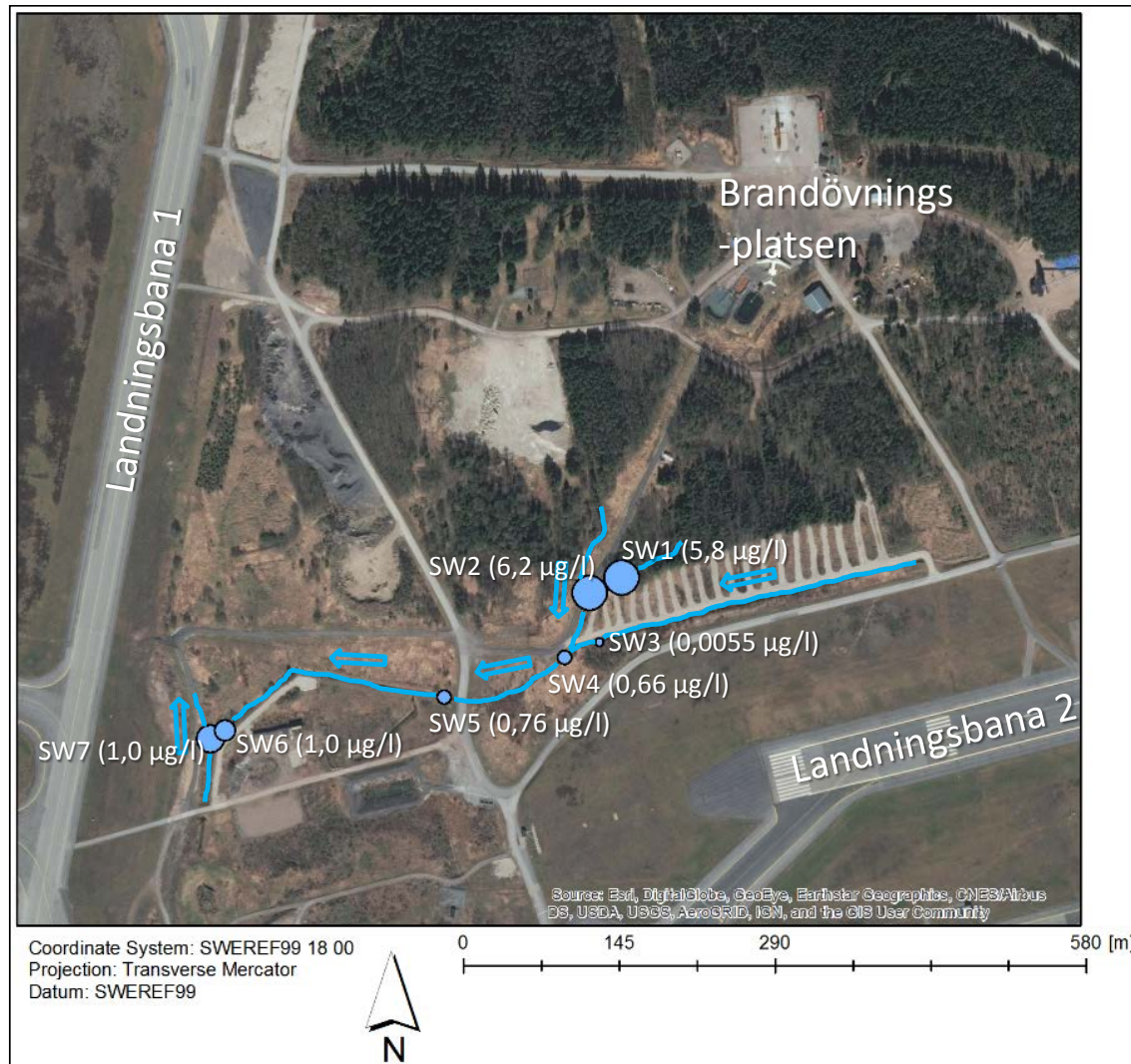
De högsta PFAS-halterna påvisades i provtagningspunkterna Sw1 och Sw2 (längst uppströms brandövningsplatsen). För majoriteten av PFAS-ämnena var halterna i dessa punkter betydligt högre i jämförelse med de övriga provtagningspunkterna längre nedströms i ytvattnets flödesriktning (Tabell 8). Klart dominerande PFAS i Sw1 och Sw2 var PFOS (35-38 % av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>) och PFHxS (32-35 % av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>).

Mellan provpunkt Sw2 och provpunkt Sw4 (en sträcka på ca 100 m) påvisades kraftigt avtagande PFAS-halter, för PFOS och PFHxS en minskning på omkring 90 procent. Detta beror framförallt på utspädning med inströmmande vatten österifrån (som representeras av provpunkt Sw3 i Tabell 8), med avsevärt lägre PFAS-innehåll än övriga provpunkter.

Halterna av PFAS i de längre nedströms liggande provtagningspunkterna Sw5, Sw6 och Sw7 var av ungefär samma storleksordning som de som uppmättes i provpunkt Sw4 (Tabell 8). För några PFAS (särskilt PFOS, 6:2 FTS, PFOA och PFNA) påvisades dock ett mindre haltpåslag mellan provtagningspunkterna Sw4 och Sw7 (en sträcka på cirka 400 m) innan vattnet rinner vidare västerut under landningsbana 1 i riktning mot Kättstabäcken (Figur 14).

**Tabell 8. Koncentrationer (µg/l) av 13 PFAS-ämnena i sju ytvattenprover. C<sub>n</sub> refererar till antalet perfluoreerade kolatomer för respektive PFAS. < d.g. refererar till halter underskridande analysens detektionsgräns. Provpunkternas placering och ytvattnets strömningsriktning visas i Figur 14.**

PFAS	C <sub>n</sub>	Sw1	Sw2	Sw3	Sw4	Sw5	Sw6	Sw7
PFBS	4	0,70	0,74	0,0011	0,88	0,75	0,86	0,84
PFHxS	6	5,8	5,4	0,0080	0,63	0,54	0,55	0,56
PFOS	8	5,8	6,2	0,0055	0,66	0,76	1,0	1,0
PFDS	10	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.
6:2 FTS	6	0,14	0,17	0,0075	0,0066	0,021	0,15	0,16
PFOSA	8	0,11	0,16	< d.g.	0,0037	0,0045	0,0047	0,0065
PFPeA	5	0,84	0,86	< d.g.	0,082	0,077	0,13	0,14
PFHxA	5	1,7	1,7	0,0022	0,16	0,13	0,18	0,17
PFHpA	6	0,44	0,44	0,0009	0,042	0,035	0,066	0,062
PFOA	7	0,92	0,87	0,0006	0,077	0,066	0,15	0,14
PFNA	8	< d.g.	0,0089	< d.g.	< d.g.	< d.g.	0,0032	0,0030
PFDA	9	< d.g.	0,0013	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.
PFUnDA	10	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.	< d.g.
$\Sigma$ PFAS		16,5	16,6	0,029	1,7	1,7	2,3	2,4

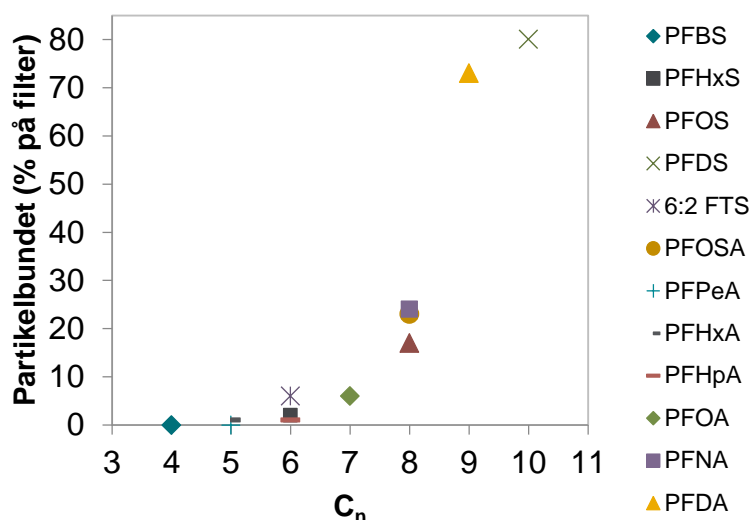


Figur 14. Uppmätta koncentrationer ( $\mu\text{g/l}$ ) av PFOS i ytvatten i provtagningspunkterna SW1-7. Ytvattnets strömningsriktning har markerats, liksom lokalisering av brandövningsplatsen och landningsbanorna 1 och 2.

Transporten av PFAS-ämnen i ytvattnet sker i både löst och partikulär form. Resultat från denna studie indikerar att ämnenas fördelning mellan löst och partikulär fas skiljer sig mellan olika PFAS-ämnen och är avhängig av antalet perfluorerade kolatomer. Detta illustreras i Tabell 9 och Figur 15, där den procentuella andelen partikulärt bunden PFAS visas som funktion av antalet perfluorerade kolatomer för 12 av 13 st. PFAS. Däremot kunde inga tydliga skillnader utläsas med avseende på funktionell grupp (sulfonsyror [ $\text{H}_2\text{SO}_2\text{OH}$ ] och karboxylsyror [ $\text{COOH}$ ]). De analyserade PFAS-ämnenas kemiska struktur och funktionella grupper redovisas i Bilaga 2.

**Tabell 9. Procentuell andel partikulärt bunden PFAS (sulfonsyror och karboxylsyror som funktionell grupp) efter filtrering med 1,2  $\mu\text{m}$  membranfilter.  $C_n$  refererar till antalet perfluorerade kolatomer.**

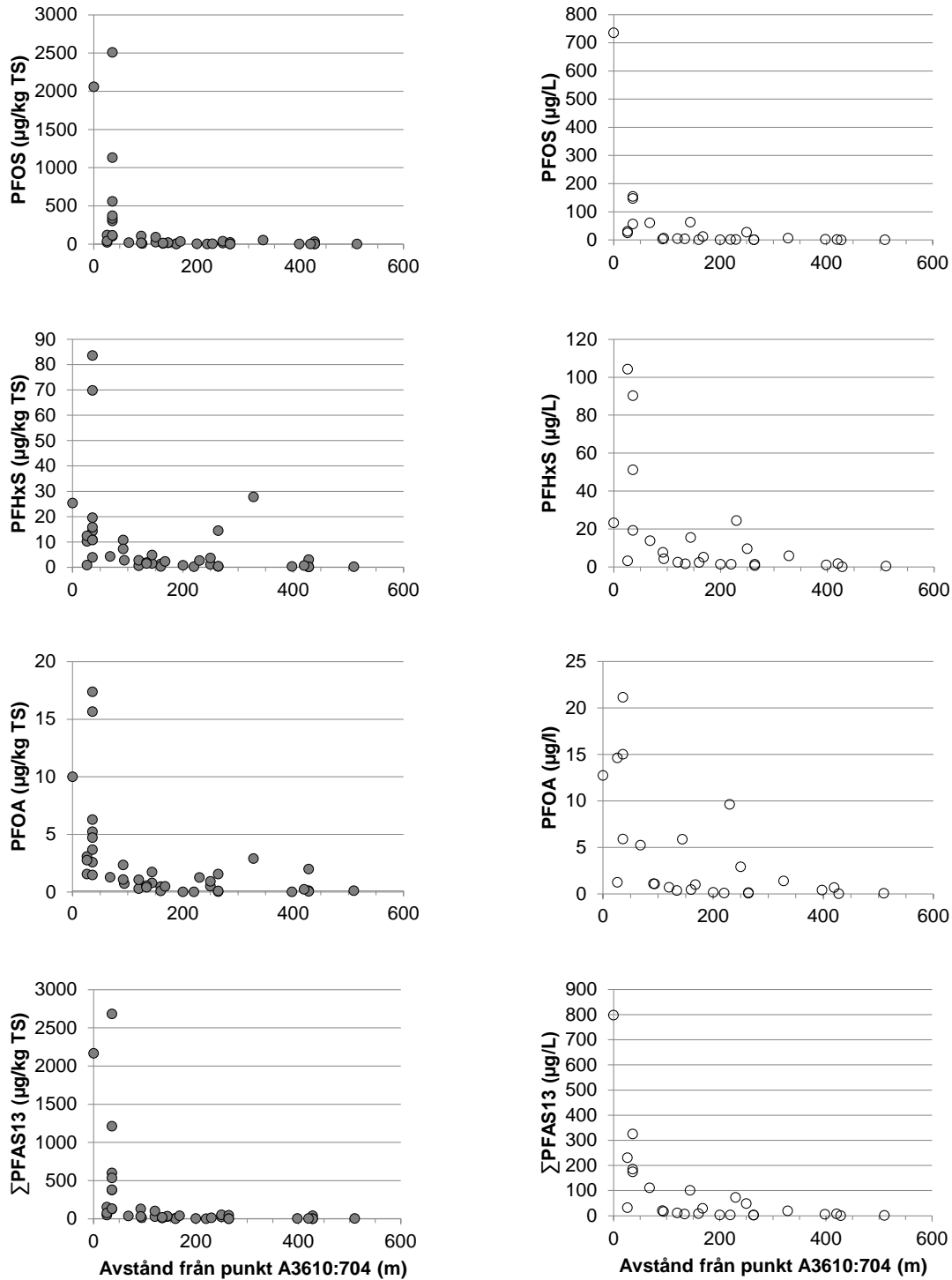
PFAS	$C_n$	Andel partikulärt bundet (% på filter)
<i>Sulfonsyror</i>		
PFBS	4	0
PFHxS	6	2
PFOS	8	17
PFDS	10	80
PFOSA	8	23
6:2 FTS	6	6
<i>Karboxylsyror</i>		
PFPeA	5	0
PFHxA	5	1
PFHpA	6	1
PFOA	7	6
PFNA	8	24
PFDA	9	73
PFUnDA	10	-



**Figur 145. Procentuell andel PFAS i ytvatten bunden till partiklar efter filtrering genom ett 1,2  $\mu\text{m}$  filter som funktion av antal perfluorerade kolatomer ( $C_n$ ) för respektive PFAS.**

## 5.3 PFAS-halternas avtagande med avståndet från brandövningsplatsen

Trots stor haltvariation i jord och grundvatten inom undersökningsområdet påvisades för majoriteten av PFAS-ämnen en tydlig gradient av avtagande halter med ökat avstånd från brandövningsplatsen (föroreningskällan). Halterna var högst närmast brandövningsplatsen och minskningen som sker beror på fastläggning (sorption) och utspädning (kap. 6.2). Som illustreras i Figur 16 avtar halterna av flera PFAS mycket snabbt och närmast exponentiellt i övergångszonen mellan brandövningsplatsen och omgivningen, för att därefter långsammare gradvis minska då avståndet från föroreningskällan ökar. Att likartade trender kan observeras för grundvatten och jord tyder på att grundvattentransporterad PFAS från brandövningsplatsen är den huvudsakliga källan till dessa ämnen i de djupa jordlagren.



Figur 156. Avtagande halter med avstånd från brandövningsplatsen (punkt A3610:704) illustrerat för tre enskilda PFAS-ämnen (PFOS, PFHxS och PFOA) och summahalten för 13 PFAS i jord (till vänster) och grundvatten (till höger). Halter anges i µg/kg TS för jord och i µg/l för grundvatten.



## 5.4 Ändrad PFAS-sammansättning med avståndet från brandövningsplatsen

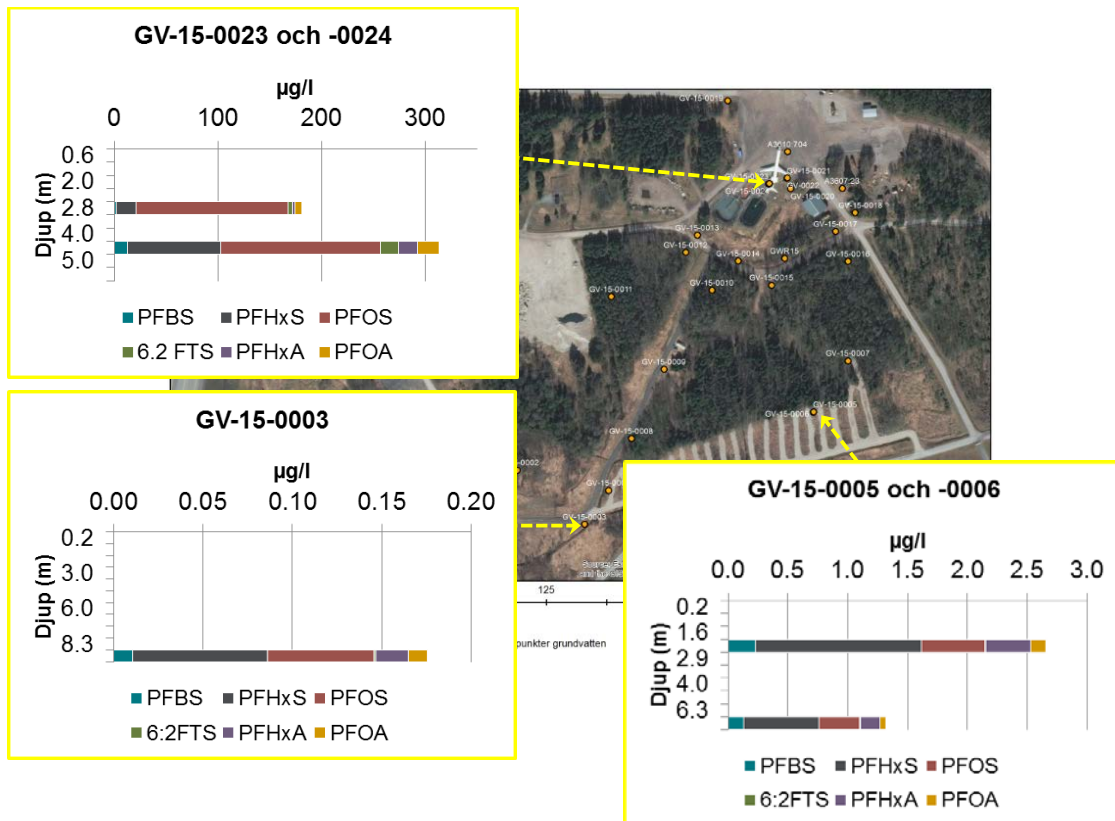
I Figur 17 och Figur 18 visas den relativa fördelningen av några utvalda PFAS-ämnen på olika avstånd från brandövningsplatsen för grundvatten respektive jord. I dessa figurer framgår att det relativa bidraget av PFAS-ämnen med kortare kolkedjor (<8 perfluorerade kol) tenderar att öka med avståndet från källan (brandövningsplatsen) samtidigt som det relativa bidraget av PFAS-ämnen med längre kolkedjor (≥8 perfluorerade kol) tenderar att minska. Detta förklaras av de kortkedjiga PFAS-ämnenas större vattenlöslighet och lägre benägenhet att fastläggas till det fasta jordmaterialet (lägre  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden, se kap. 5.5) jämfört med PFAS-ämnen med längre kolkedjor.

För PFOS (8 perfluorerade kol) i jord minskade det relativa bidraget från cirka 90 % av totalhalten PFAS ( $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>) på brandövningsplatsen till cirka 70 % av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> i den lägre liggande terrängen 4-500 m nedströms brandövningsplatsen i grundvattnets strömningsriktning. Motsvarande minskning i grundvattnet var från cirka 80 % (brandövningsplatsen) till 60 % (4-500 m längre nedströms) av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>. Längs samma koncentrationsgradient ökade det relativa bidraget av PFHxS (6 perfluorerade kol) i grundvattnet från cirka 5-15 % av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> på brandövningsplatsen till cirka 30-40 % av  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> 4-500 m längre nedströms i grundvattnets strömningsriktning.

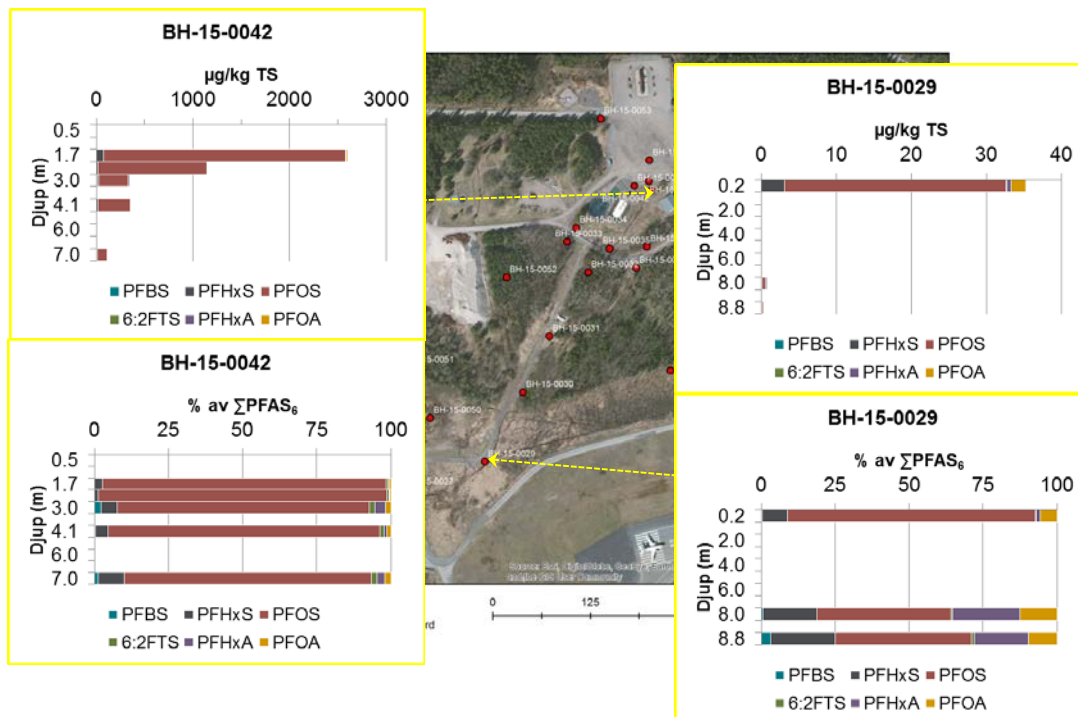
Resultaten indikerar att PFAS-ämnen med kortare kedjelängder (< 8 perfluorerade kol) kommer dominera i grundvattnet på längre avstånd från brandövningsplatsen. I denna undersökning representerades dessa av framförallt PFHxS (6 perfluorerade kol) och i mindre grad av PFHxA (5 perfluorerade kol), PFOA (7 perfluorerade kol) och PFBS (4 perfluorerade kol). PFAS-ämnen med längre kolkedjor (≥8 perfluorerade kol) tenderar att i högre grad fastläggas i jorden närmare föroreningskällan.

Samma mönster i PFAS-sammansättning och hur denna förändras med avståndet från brandövningsplatsen åskådliggörs även i resultaten från PCA-analysen. I Figur 19 visas scores plotten för jord och grundvattenproverna. De ingående PFAS-ämnena i PCA:n presenteras i loading plotten i Figur 20. Utifrån Figur 19 ses det tydligt att de absoluta halterna skiljer sig åt i jord- och grundvattenproverna. En mätpunkt som ligger långt till höger har högre uppmätta halter och vice versa. I y-led är det framförallt koncentrationen av PFOSA som utgör skillnaden där mätpunkter högt upp i Figur 19 har högre koncentrationer av PFOSA och de långt ned i figuren har lägre halter av PFOSA. Av loadingplotten (Figur 20) framgår att PFAS-ämnenas kolkedjelängd påverkar fördelningen av proverna i PCAn. PFAS-ämnen långt ner i högra hörnet har färre antal kolatomer än 8. Det är också tydligt att provpunkter i källområdet tenderar att ha högre halter av PFAS med fler än 8 kolatomer i såväl jord- som grundvattenprover.

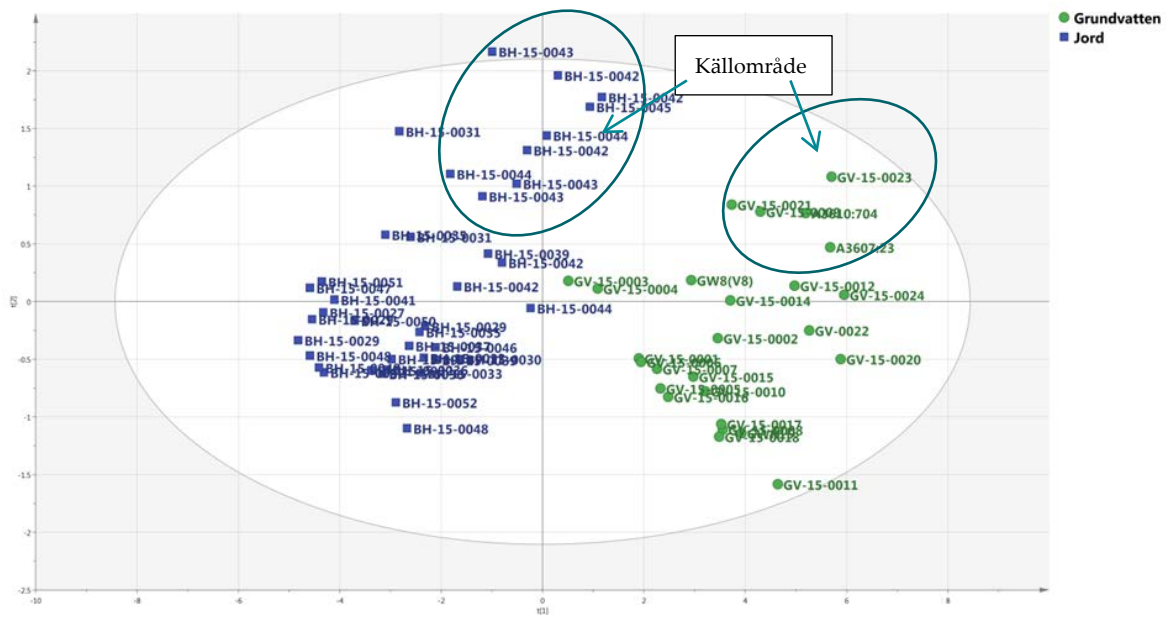
För att uttyda skillnader i mönstret mellan jord och grundvattenproverna utfördes det en liknande analys som ovan men där de relativa halterna av de olika PFAS-ämnena användes. I Figur 21 ser vi ett lite annat mönster än i Figur 19. Grundvattenproverna ligger i huvudsak längs x-axeln medan jordproverna uppvisar betydligt större spridning. Hur de ingående relativa halterna förhåller sig till varandra ses i Figur 22. Genom att tolka Figur 21 och Figur 22 tillsammans så kan man se att jord- och grundvattenprover i källområdet har en större andel PFOS än övriga prover samt att jordproverna tenderar att ha PFAS med fler kolatomer än 8 kol medan grundvattenproverna istället innehåller de kortare och mer lättlösliga PFAS-ämnena.



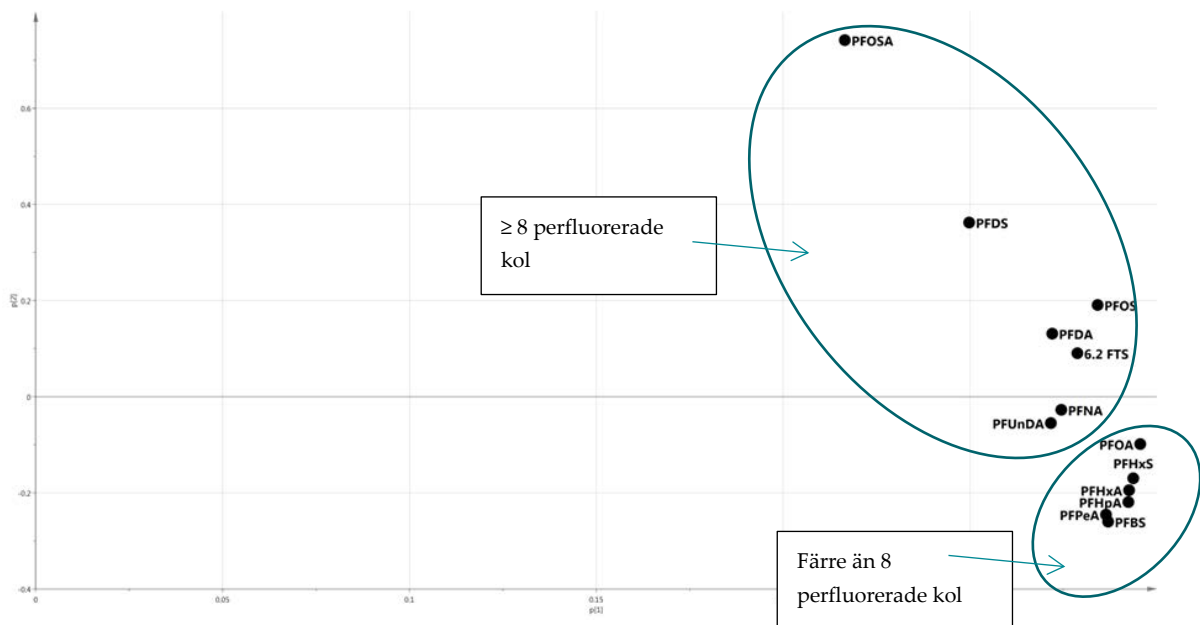
Figur 17. PFAS sammansättning (6 st. PFAS) i grundvatten på olika avstånd från källtermen (brandövningsplatsen) i grundvattnets strömningsriktning. GV-15-0023 och GV-15-0005 representerar den ytliga jordakviferen och GV-15-0024, GV-15-0003 och GV-15-0006 den djupare jordakviferen.



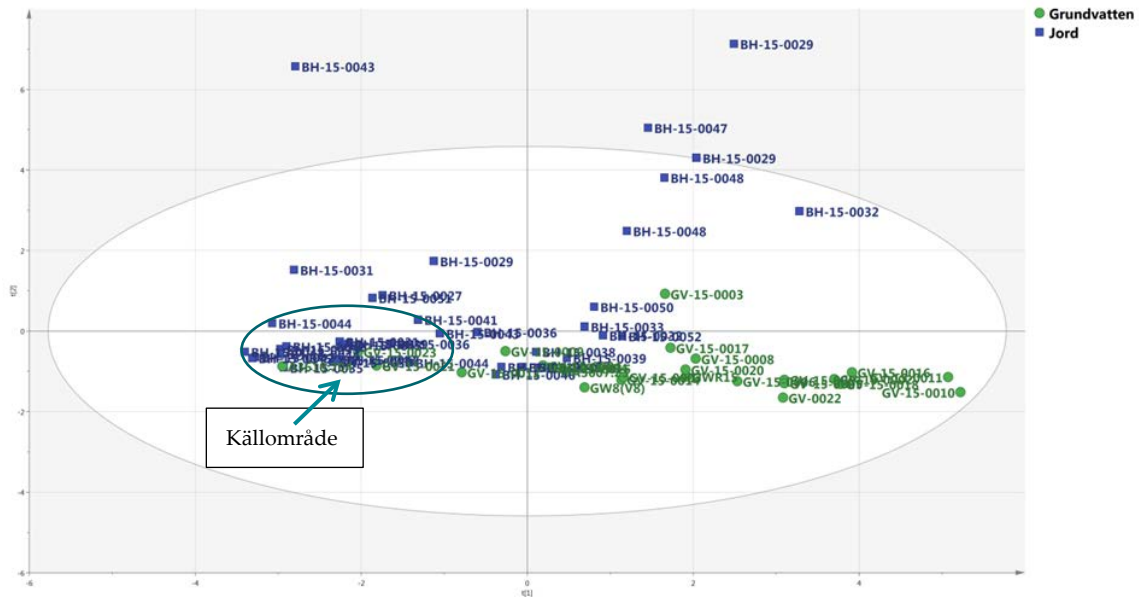
Figur 18. PFAS sammansättning i jord på olika djup och på olika avstånd från källtermen (brandövningsplatsen) i grundvattnets strömningsriktning. Absolut halt (övre diagram) och relativ halt (nedre diagram) redovisas för 6 st. PFAS.



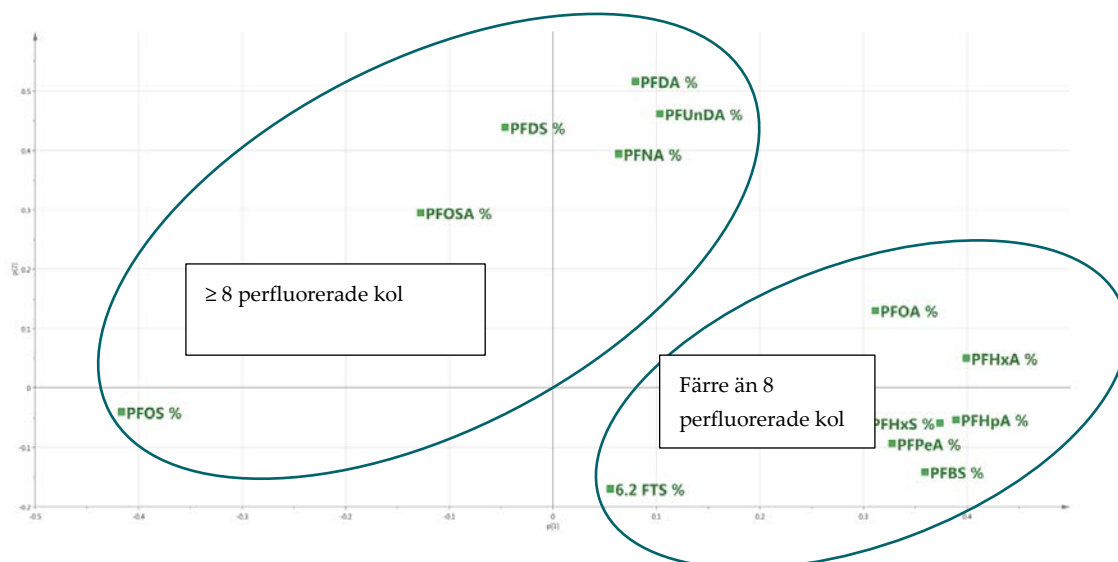
Figur 19. De uppmätta koncentrationerna av de 13 PFAS-ämnen i jord- och grundvattenproverna analyserade med PCA. Score plott där PC1 och PC2 förklarar tillsammans 92 % av variationen i data.



Figur 20. Den tillhörande loading-plotten för den genomförda PCA:n på jord- och grundvattenprover.



Figur 21. De relativa koncentrationerna av de 13 PFAS-ämnena i jord och grundvattenproverna analyserade med PCA. Score plott där PC1 och PC2 förklarar tillsammans 61 % av variationen i data.



Figur 22. Den tillhörande loading plotten för den genomförda PCA:n på relativa halter av PFAS-ämnena i jord och grundvattenprover. Figur 21 och Figur 22 tillsammans visar att PFAS med 8 eller fler perfluorerade kol tenderar att finnas i högre grad i jordproverna medan PFAS med färre än 8 perfluorerade kol finns i större utsträckning i grundvattenproverna.

## 5.5 Beräknade fältbaserade fördelningskoefficienter ( $K_d$ och $K_{oc}$ )

Fördelningen av PFAS-ämnen mellan markens partiklar och markvattenlösningen är en av de viktigaste faktorerna som påverkar deras transport och spridning i marken (Gellrich m.fl., 2012). Eftersom parade jord- och grundvattenprover togs och analyserades med avseende på PFAS kunde fältbaserade fördelningskoefficienter ( $K_d$ ) beräknas för ett antal parade prover (19 st.). Dessa värden beräknades utifrån uppmätta halter i marken (på torrviktsbasis) och uppmätta grundvattenkoncentrationer (se kap. 4.5.2). De resulterande  $K_d$ -värdena (l/kg TS) från de 19 provpunkterna normaliserades också till fraktionen organiskt kol i marken ( $f_{oc}$ ) för att erhålla  $K_{oc}$ -värden (l/kg organiskt kol). Den totala halten organiskt kol i marken ( $f_{oc}$ ) uppvisade liten variation och var förhållandevis låg (i medeltal 1 % av torrs substans) i mineraljorden, under och i nivå med grundvattenytan. Medelvärden för beräknade  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden presenteras i Tabell 10 respektive Tabell 11, liksom intervallen för de observerade värdena.  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden har inte beräknats för PFDS och PFUnDA eftersom dessa PFAS-ämnen inte detekterades i grundvatten (Tabell 5).

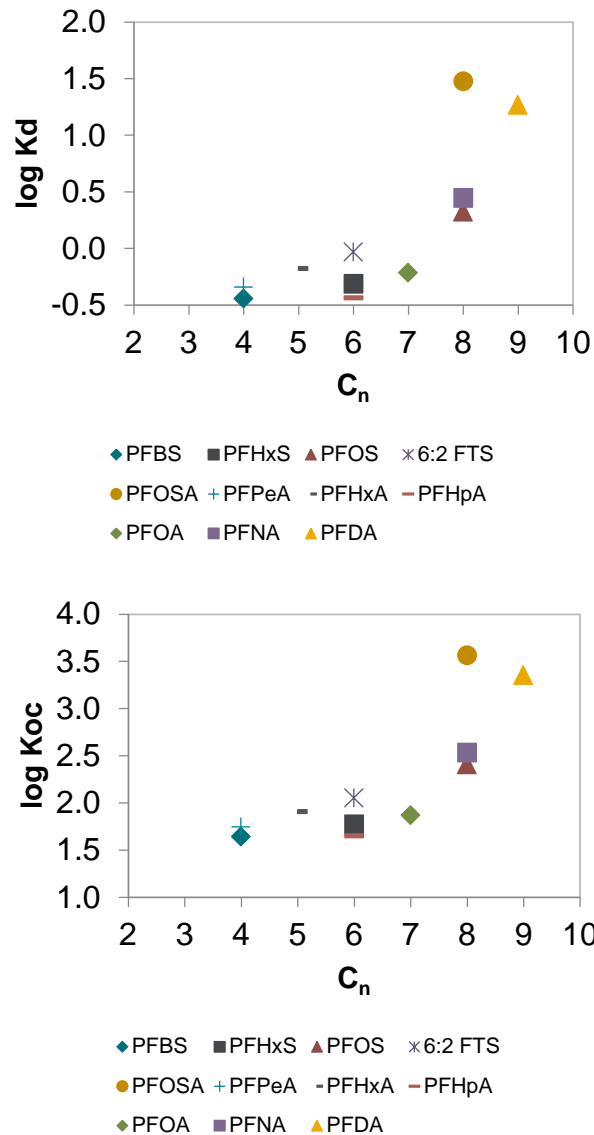
**Tabell 10. Medel- och medianvärden för beräknade  $K_d$ -värden (l/kg) för 13 st. PFAS-ämnen i 19 prov-par (jord-grundvatten).  $C_n$  är antalet perfluorerade kolatomer för respektive PFAS-ämne och SE (standard error of the mean) är standardfelet.**

PFAS	$C_n$	medel	median	SE	10-perc	90-perc
PFBS	4	0,79	0,34	0,35	0,08	1,6
PFHxS	6	0,73	0,59	0,17	0,12	1,5
6:2 FTS	6	3,0	0,65	1,1	0,18	11
PFOS	8	3,5	1,8	1,1	0,65	11
PFOSA	8	60	32	16	5,1	189
PFDS	10	-	-	-	-	-
PFPeA	4	2,1	0,49	1,5	0,09	2,4
PFHxA	5	1,3	0,71	0,38	0,14	5,2
PFHpA	6	0,77	0,44	0,26	0,06	3,0
PFOA	7	1,0	0,69	0,27	0,17	2,5
PFNA	8	41	1,9	19	0,05	178
PFDA	9	42	20	19	0,95	120
PFUnDA	10	-	-	-	-	-

**Tabell 11. Medel- och medianvärden för beräknade  $K_{oc}$ -värden (l/kg  $f_{oc}$ ) för 13 st. PFAS-ämnen i 19 prov-par.  $C_n$  är antalet perfluorerade kolatomer för respektive PFAS-ämne och SE (standard error of the mean) är standardfelet.**

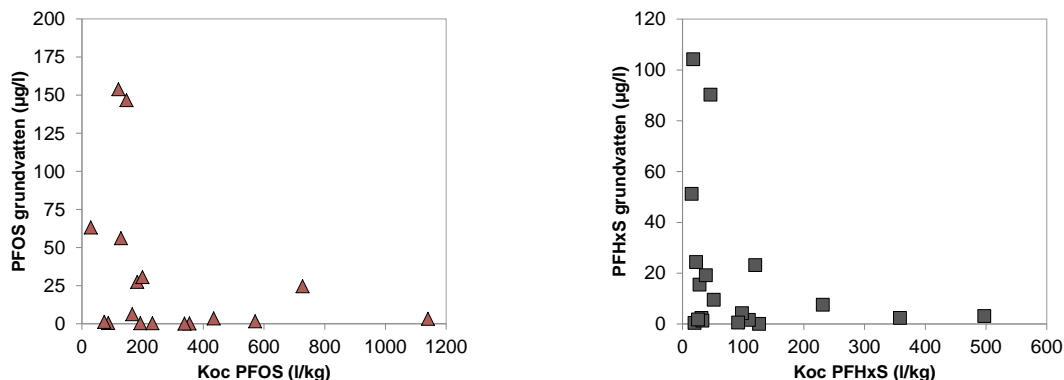
PFAS	$C_n$	medel	median	SE	10-perc	90-perc
PFBS	4	114	44	55	9,4	276
PFHxS	6	103	46	30	18	358
6:2 FTS	6	460	76	167	16	1563
PFOS	8	619	200	323	74	1140
PFOSA	8	8771	3554	3384	454	28640
PFDS	10	-	-	-	-	-
PFPeA	4	201	62	124	9,1	370
PFHxA	5	172	90	53	13	486
PFHpA	6	100	40	31	7,0	370
PFOA	7	131	48	34	23	409
PFNA	8	5863	388	2548	4,4	27435
PFDA	9	5358	2667	2155	161	18508
PFUnDA	10	-	-	-	-	-

Det framgår tydligt att de beräknade fältbaserade  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värdena tenderar att öka med ökat antal perfluorerade kolatomer i kedjan hos PFAS-ämnena (Figur 23). Detta illustrerar att de långkedjiga (mer hydrofoba, mindre vattenlösliga) PFAS-ämnena binder starkare till markens partiklar och är mindre mobila än de kortkedjiga (huvudsakligen hydrofila, mer vattenlösliga).



Figur 23.  $\log K_d$  (övre) och  $\log K_{oc}$  (nedre) värden för 11 av 13 analyserade PFAS-ämnen ordnade efter antal perfluorerade kol i den högfluorerade kedjan ( $C_n$ ).

Beräknade  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden var ofta lägre i det högförorenade området på brandövningsplatsen, där de högsta halterna av PFAS-ämnena uppmättes i jord och grundvatten (exempel ges i Figur 24). Detta tyder på ett koncentrationsberoende hos fördelningskoefficienterna, genom svagare sorption (större mobilitet) i områden med höga föroreningsnivåer (brandövningsplatsen) och starkare sorption (mindre mobilitet) i områden med lägre föroreningsnivåer nedströms brandövningsplatsen.



Figur 24. Beräknade fältbaserade  $K_{oc}$ -värden (l/kg organiskt kol) för PFOS (till vänster) och PFHxS (till höger) som funktioner av uppmätta koncentrationer i grundvatten.

## 5.6 Jämförelse mellan modellerad och uppmätt halt av PFOS i grundvatten och ytvatten

Metodiken för utvärdering av riktvärdesmodellens transportmodeller redovisas i kapitel 4.5.3.

### 5.6.1 Transport av PFOS till grundvatten

Jämförelser mellan uppmätta och modellerade grundvattenhalter gjordes dels för det av SGI (2015) definierade generella scenariot för mindre känslig markanvändning (MKM) och dels genom att justera valda modellparametrar och/eller områdesspecifika förutsättningar så att de bättre representerar platsspecifika förhållanden. Det finns möjlighet att i modellen definiera flera av de parametrar som styr utlakningen och transporten av PFOS i mark- och grundvattnet.

Ämnesspecifika parametrar som har identifierats som viktiga är  $K_{oc}$ -värdet, den totala fraktionen organiskt kol i marken ( $f_{oc}$ ) och löst organiskt kol (DOC) i grundvattnet. Dessa parametrar redovisas i Tabell 12, både de som används i det generella scenariot för MKM och de platsspecifika parametrar som erhållits från fältundersökningarna i denna studie. Även några områdesspecifika modellparametrar har ändrats för att bättre representera området medan övriga parametrars värden behållits enligt det generella scenariot för MKM (i enlighet med SGI, 2015) (Tabell 13).

Tabell 12. Valda modellparametrar styrande för utlakning av PFOS enligt det generella scenariot för mindre känslig markanvändning (MKM) och justeringar med avseende på platsspecifika förutsättningar.

Modellparametrar	Generellt scenario (MKM) <sup>(1)</sup>	Platsspecifikt scenario
$K_{oc}$	500	600 (medelvärde för hela undersökningsområdet) 200 (medianvärde för provpunkter på brandövningsplatsen)
TOC (kg/kg)	0,02	0,01
DOC (kg/dm <sup>3</sup> )	0,000003	0,00045

(2) SGI (2015)

**Tabell 13. Områdesspecifika allmänna parametrar med inverkan på transport av PFOS i mark och grundvatten och justeringar med avseende på platsspecifika förutsättningar.**

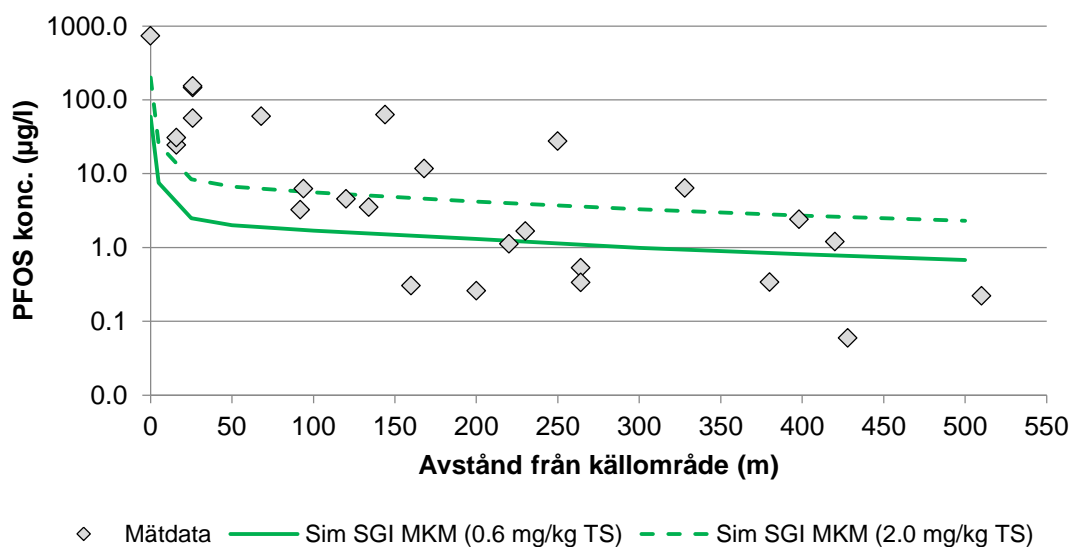
Modellparametrar	Generellt scenario (MKM) <sup>(1)</sup>	Platsspecifikt scenario
Längd på förorenat område (m)	50	50 (ingen justering)
Bredd på förorenat område (m)	50	50 (ingen justering)
Djup till förorening (m)	0,35	0,1
Grundvattenbildning (mm/år)	100	200 <sup>(2)</sup>
Hydraulisk konduktivitet (m/s)	10 <sup>-5</sup>	10 <sup>-5</sup> (ingen justering)
Hydraulisk gradient (m/m)	0,03	0,02
Akviferens mäktighet	10	5 <sup>(3)</sup>

(1) SGI (2015)

(2) Grundvattenbildning på brandövningsplatsen enligt Norström m.fl. (2015).

(3) Baserat på uppgifter i jorddjupskarta upprättad av Sveriges Geologiska Undersökning (SGU)

Figur 25 visar jämförelse mellan uppmätta och modellerade halter av PFOS i grundvatten med den parameteruppsättning som föreslagits av SGI (2015) för det generella scenariot för mindre känslig markanvändning (MKM). Observera logaritmisk skala (basen 10) på y-axeln. Modelleringar har gjorts för två fall där halten PFOS i jorden inom källområdet (brandövningsplatsen) ansatts till 0,6 mg/kg TS (medelvärde för uppmätta halter) respektive 2,0 mg/kg TS (max-värde för uppmätta halter).



**Figur 25. Simulerade (linjer) och uppmätta (punkter) halter av PFOS i grundvatten (logaritmisk skala på y-axeln) som funktion av avståndet (m) från brandövningsplatsen (föroreningskällan).**

Parameteruppsättning enligt det generella scenariot för MKM (SGI, 2015). Modellerade halter redovisas för två fall där halten PFOS i jorden i källan ansatts till 0,6 mg/kg TS (heldragen linje) och 2,0 mg/kg TS (streckad linje).

Av Figur 25 framgår att modellen med en parameteruppsättning enligt det generella scenariot för MKM tenderar att underskatta halten PFOS uppmätt i de grundvattenprover som togs på och i närheten av brandövningsplatsen. På längre avstånd från brandövningsplatsen däremot tycks modellresultaten relativt väl återspegla de uppmätta halterna i grundvattnet. För en antagen halt



om 2,0 mg/kg TS i källområdet (värsta-fall-scenario) tenderar dock modellen att överskatta den långväga spridningen av PFOS i grundvattnet.

I Figur 26 visas jämförelser mellan modellerade och uppmätta grundvattenhalter (PFOS) vid insättning av tre olika  $K_{oc}$ -värden:

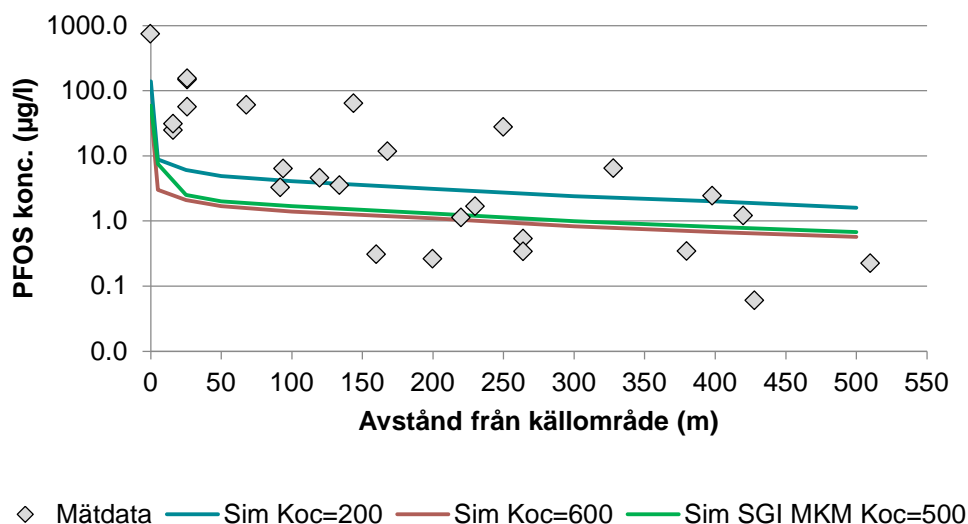
- 500 l/kg organiskt kol (föreslaget  $K_{oc}$ -värde i det generella riktvärdet för MKM).
- 200 l/kg organiskt kol (representerar medelvärde för beräknade  $K_{oc}$ -värden inom brandövningsplatsen).
- 600 l/kg organiskt kol (representerar medelvärde för beräknade  $K_{oc}$ -värden inom hela undersökningsområdet).

I Figur 27 har, utöver  $K_{oc}$ -värden, även halten organiskt kol i marken ( $f_{oc}$ ) och halten löst organiskt kol i grundvattnet (DOC) justerats till platsspecifika nivåer enligt Tabell 12. Modelleringar i Figur 26 och Figur 27 visas för ett fall där halten PFOS i marken inom brandövningsplatsen satts till 0,6 mg/kg TS.

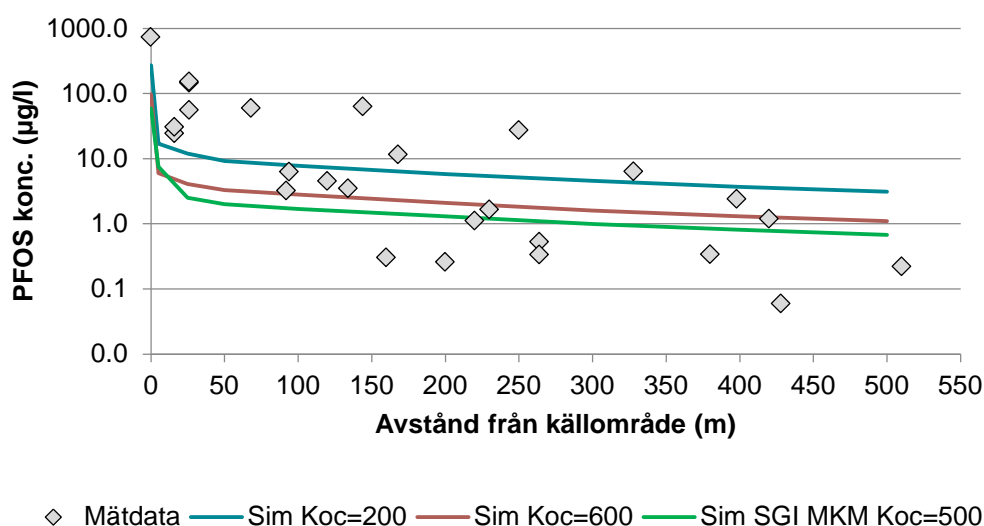
Det framgår i Figur 26 och Figur 27 att insättning av ett lägre  $K_{oc}$ -värde och lägre halt organiskt kol i marken ( $f_{oc}$ ) resulterar i bättre överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta halter i källområdet (DOC hade endast marginell effekt på den modellerade halten PFOS i grundvattnet). En sänkning av modellparametrarna  $K_{oc}$  och  $f_{oc}$  innebär minskad sorption av PFOS till markens fasta partiklar och därmed högre halter i grundvattnet. Samtidigt är det tydligt att den ökade utlakningen i källområdet även riskerar att leda till överskattning av halten PFOS i grundvatten på längre avstånd (>2-300 m) från brandövningsplatsen, och därmed överskattning av den långväga spridningen via grundvatten. Det förefaller som om transportmodellen inte tillräckligt väl återger det snabba, närmast exponentiella, haltavtagandet som sker i grundvattnet inom cirka 100 m avstånd från brandövningsplatsen.

I Figur 28 har både ämnesspecifika och områdesspecifika parametrar justerats (enligt Tabell 12 respektive Tabell 13) för att bättre representera de platsspecifika förhållandena. Det innebär att grundvattenbildningen har justerats upp från 100 till 200 mm/år, akviferens mäktighet har justerats ned från 10 m till 5 m och den hydrauliska gradienten justerats ned från 0,03 m/m till 0,02 m/m. Modellparametern för hydraulisk konduktivitet ( $10^{-5}$ ) bedöms vara representativ för aktuell jordart (sandig morän) och har inte justerats. Inte heller områdets längd (50 m) och bredd (50 m) har justerats i förhållande till det generella scenariot för MKM (enligt SGI, 2015). Modellparametrar avseende halten organiskt kol ( $f_{oc}$ ) och halten löst organiskt kol är desamma som i figur 27 ovan ( $f_{oc} = 1\%$  av TS, DOC = 0,00045 kg/dm<sup>3</sup>). Jämförelser mellan modellerad och uppmätt halt PFOS i grundvattnet visas för insättning av tre olika  $K_{oc}$ -värden som ovan.

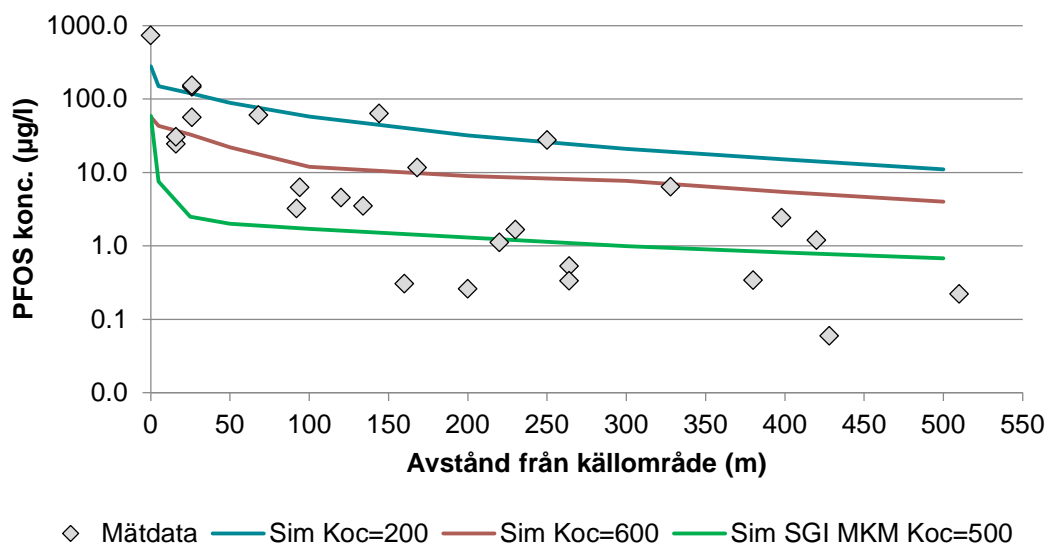
Det framgår vid en jämförelse mellan Figur 28 och Figurerna 26 och 27 att justering av de områdesspecifika parametrarna (listade i Tabell 13) har stor inverkan på modellresultatet och resulterar i ökad halt PFOS i grundvattnet. De platsspecifika justeringarna av modellparametrar resulterar i relativt god överensstämmelse mellan modellerade och uppmätta halter nära föroreningskällan (brandövningsplatsen), men riskerar samtidigt att väsentligt överskatta grundvattenhalterna längre nedströms. Detta är framförallt tydligt vid insättning av det lägre  $K_{oc}$ -värdet ( $K_{oc} = 200$  l/kg organiskt kol).



Figur 26. Simulerade (linjer) och uppmätta (punkter) halter av PFOS i grundvatten (logariterad skala på y-axeln) som funktion av avståndet (m) från brandövningsplatsen (föroreningskällan). Modellresultat visas för insättning av tre olika  $K_{oc}$ -värden (200, 500 och 600 l/kg organiskt kol). Modellerade halter redovisas för ett fall där halten PFOS i jorden i källtermen ansatts till 0,6 mg/kg TS).



Figur 27. Simulerade (linjer) och uppmätta (punkter) halter av PFOS i grundvatten (logariterad skala på y-axeln) som funktion av avståndet (m) från brandövningsplatsen (föroreningskällan). Modellresultat visas för insättning av tre olika  $K_{oc}$ -värden (200, 500 och 600 l/kg organiskt kol) och justerad halt organiskt kol ( $f_{oc}$ ) i jorden. Modellerade halter redovisas för ett fall där halten PFOS i jorden i källtermen ansatts till 0,6 mg/kg TS).



Figur 28. Simulerade (linjer) och uppmätta (punkter) halter av PFOS i grundvatten (logariterad skala på y-axeln) som funktion av avståndet (m) från brandövningsplatsen (föroreningskällan). Modellresultat visas för insättning av tre olika  $K_{oc}$ -värden (200, 500 och 600 l/kg organiskt kol) och justering av ämnesspecifika och områdesspecifika parametrar i enlighet med Tabell 12 respektive Tabell 13. Modellerade halter redovisas för ett fall där halten PFOS i jorden i källtermen ansatts till 0,6 mg/kg TS).

## 5.6.2 Transport av PFOS till ytvatten

Spridningen till ytvatten hanteras i riktvärdesmodellen genom att anta att förorenat porvatten transporteras med grundvattnet till en ytvattenrecipient. Beräkningen bygger således på den sammantagna utspädningen mellan det förorenade området och ytvattenrecipienten. Beräknade föroreningshalter i ytvatten jämförs sedan med haltkriterier för ytvatten. Som haltkriterium för ytvatten vid beräkning av generella riktvärden för PFOS i mark och grundvatten har SGI (2015) föreslagit EU:s miljö kvalitetsnorm för inlandsvatten (0,65 ng/l).

Modelleringar har gjorts för olika vattenflöden ( $m^3/s$ ) i det rinnande vattendraget (dvs. olika grad av utspädning), varefter jämförelse gjorts mellan modellerad och uppmätt halt av PFOS i ytvatten (Tabell 14). För det generella scenariot för mindre känslig markanvändning (MKM) antas vattenföringen vara 1 miljon  $m^3/år$  (cirka 30 l/s), vilket enligt Naturvårdsverket (2009) motsvarar flödet i ett vattendrag med ett avrinningsområde på 3–6  $km^2$  (en utspädning på 4 000 ggr).

Jämförelser har gjorts mellan det generella scenariot för MKM och två platsspecifika scenarier där skillnader i parametern  $K_{oc}$  (200 respektive 600 l/kg organiskt kol) har undersökts. Modell- och områdesspecifika modellparametrar framgår i Tabell 12 och Tabell 13.

Som visas i Tabell 14 erhålls överensstämmelse mellan modellerad och uppmätt halt av PFOS i ytvattnet (punkterna Sw6 och Sw7) vid ett antaget flöde på 4,5 l/s (280 ggr utspädning) vid insättning av ett  $K_{oc}$  på 200 l/kg organiskt kol, och vid ett antaget flöde på 1,5 l/s vid insättning av ett  $K_{oc}$  på 600 l/kg organiskt kol. Detta givet en antagen medelhalt på 0,6 mg PFOS per kg torrsbstans i jorden på brandövningsplatsen.

Tabell 14. Jämförelse mellan modellerad och uppmätt halt PFOS i ytvatten för olika scenarier (generellt scenario för MKM och platsspecifikt scenario) och flöde (utspädning) i det rinnande vattendraget.

Scenario	Flöde i rinnande vattendrag (l/s)	Utspädningsfaktor	Modellerad halt PFOS i ytvatten (µg/l)	Uppmätt halt PFOS i punkt Sw6 och Sw7 (µg/l)
Generellt scenario MKM ( $K_{oc} = 500$ )	30	4 000	0,015	1,0
Platsspecifikt scenario ( $K_{oc} = 200$ )	30	2 000	0,14	1,0
Platsspecifikt scenario ( $K_{oc} = 600$ )	30	2 000	0,05	1,0
Platsspecifikt scenario ( $K_{oc} = 200$ )	4,5	280	1,0	1,0
Platsspecifikt scenario ( $K_{oc} = 600$ )	1,5	95	1,0	1,0

## 6 Diskussion

### 6.1 Dominerande spridningsvägar

Spridningen av PFAS-ämnen från brandövningsplatsen sker via grundvatten och de ytvattenflöden som avvattnar området. När regn eller snö faller på markområdet där PFAS applicerats infiltrerar en del av nederbörden i marken och transporteras (perkolerar) vidare ner till grundvattnet. En mindre andel av nederbörden transporteras direkt till mindre ytvattenflöden genom ytavrinning. Ytavrinningen kan vara betydelsefull vid häftiga regn, då markens maximala infiltrationskapacitet överskrids, eller när marken är frusen.

Denna undersökning, liksom en tidigare undersökning (Vectura, 2010), indikerar att grundvattnet (i jordlagren) från brandövningsplatsen strömmar i syd/sydvästlig riktning, vilket speglar de topografiska förhållandena i området (Figur 9). Söder och sydväst om brandövningsplatsen sker grundvattentransporten i en ytlig och en djupare akvifer, skilda åt av ett lerlager med varierande mäktighet (2-8 m). På grund av det svårigenomsläppliga, tätande lerlagret bedöms strömningen (läckage) mellan de båda akvifererna vara begränsad och ställvis obefintlig. Lerlagrets mäktighet är omkring 1-3 meter i slutningen söder om brandövningsplatsen, men ökar successivt i mäktighet i riktning söderut till omkring 8 meter i den lägre liggande terrängen i höjd med landningsbanorna.

Den ytliga grundvattenakviferen består av utsvallad sand och silt som avlagrats ovanpå leran inom ett begränsat område i slutningen ner mot landningsbanorna (Figur 7 och Figur 8). Det ytliga grundvattnet står i hydraulisk kontakt med områdets ytvattendrag, vilket innebär att det rinner mot lägre tryck i områdets våtmarker och öppna dikessystem. Grundvattnets nivåfluktuation är sannolikt stor i den ytliga akviferen. Vid fältundersökningen i oktober och november 2015 påträffades ytligt grundvatten i endast några provpunkter, men troligtvis kan akviferen relativt snabbt fyllas på med grundvatten i samband med snösmältning och stora nederbördstillfällen under framförallt höst, vinter och vår. Vid sådana tillfällen sker förmodligen betydande utlakning av PFAS-ämnen från jorden och utströmning av PFAS-ämnen i områdets ytvattendrag och våtmarker.

Den djupare grundvattenakviferen återfinns i moränen under leran och påträffas inom hela undersökningsområdet. På grund av det tätande lerlagret råder ställvis artesiska förhållanden (dvs. grundvattnet står under tryck). Till skillnad från grundvatten i den ytliga akviferen bedöms grundvatten i den djupare akviferen inte stå i hydraulisk kontakt med ytvattnet de vattendrag som

avvattnar området i anslutning till brandövningsplatsen. Grundvattnet i den djupa akviferen kommer förr eller senare ut i ytvattendrag eller våtmarker, men eftersom halterna av PFAS-ämnen i grundvattnet avtar snabbt med avståndet från brandövningsplatsen (p.g.a. sorption och utspädning) är risken liten för att negativa effekter ska uppstå i nedströms liggande ytvattenförekomster. Av Figur 13 framgår att halten PFOS i grundvatten cirka 500 m sydväst om brandövningsplatsen har minskat till nivåer som närmar sig det av SGI (2015) föreslagna generella riktvärdet för PFOS i grundvatten på (0,045 µg/l) (avser skydd av grundvatten som naturresurs). Detta avspeglar nulägesbilden avseende spridningen av PFAS-ämnen i marken. Det är möjligt att föroreningsplymen kommer att förflytta sig långsamt nerför sluttningen mot landningsbanorna och att PFAS-halterna i jord och grundvatten på lång sikt kommer att öka nedströms brandövningsplatsen i grundvattnets strömningsriktning.

Det har tidigare förekommit en frågeställning huruvida det förekommer spridning från brandövningsområdet (nya brandövningsplatsen) i riktning mot Halmsjön och den isälvsavlagring som återfinns i anslutning till (öster om) densamma (se Figur 7). Grundvattnets strömningsriktningar har tidigare utretts av SWECO VBB VIAK (2002), då man konstaterade att en grundvattendelare föreligger mellan Halmsjön och nuvarande brandövningsplatsen. Detta stämmer med de resultat som erhållits i föreliggande undersökning och i utredningen av Vectura (2011) som visar att förorenat grundvatten från brandövningsplatsen inte tycks spridas i riktning mot Halmsjön och isälvsavlagringen utan västerut.

Den dominerande och mest betydande spridningsvägen för PFAS-ämnen från brandövningsplatsen är de ytvattendrag (öppna diken och erosionsfårar) som avvattnar området och leder vattnet i riktning mot Kättstabäcken och vidare mot Mälaren. Den långväga spridningen av PFAS-ämnen via ytvatten från Arlanda flygplats, via Kättstabäcken och Märstaån till Mälaren är väldokumenterad inom ramen för det tidigare RE-PATH-projektet (Norström m.fl., 2015; Ahrens m.fl., 2015). I det projektet, liksom i den nu genomförda undersökningen, framgår att halterna av olika PFAS-ämnen avtar relativt snabbt med ökat avstånd från brandövningsplatsen och att PFOS är dominerande PFAS följt av PFHxS, PFHxA och PFOA (Figur 2, kap. 3.2). I studien av Ahrens m.fl. (2015) registrerades halter på 4,0 µg/l för  $\Sigma$ PFAS, 2,3 µg/l för PFOS, 0,98 µg/l för PFHxS, 0,29 µg/l för PFHxA och 0,21 µg/l för PFOA i ett dike nedströms brandövningsplatsen innan utloppet till Kättstabäcken (sampling site 5). De av Ahrens m.fl. (2015) rapporterade halterna är något högre (men av samma storleksordning) jämfört med de halter som i föreliggande undersökning uppmättes i huvuddiket närmast utloppet till Kättstabäcken (punkterna Sw6 och Sw7 i Tabell 8). Det ska poängteras att Ahrens m.fl. (2015) redovisar medelvärden (provtagning 2-3 ggr per år) medan halterna i föreliggande undersökning representerar stickprov tagna vid ett tillfälle (november 2015).

De ytvattenprover som togs inom ramen för föreliggande undersökning ger kompletterande information gällande spridningen av PFAS via ytvatten ännu närmare föroreningskällan (brandövningsplatsen). Resultaten indikerar att transporten av PFAS företrädesvis är koncentrerad till några specifika ytvattenförande diken och erosionsfårar som avleder vatten från området nedströms brandövningsplatsen. Som visas i Tabell 8 avtar halterna snabbt med avståndet från brandövningsplatsen (från 16 µg/l  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> i punkterna Sw1 och Sw2 till 2,4 µg/l  $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub> i punkterna Sw6 och Sw7) till följd av utspädning och möjligtvis sedimentation. Intressant att notera är den stora skillnaden i summerad halt ( $\Sigma$ PFAS<sub>13</sub>) mellan punkt Sw2 i huvuddiket (16 µg/l) och punkt Sw3 i tillströmmande dikesvatten från öster (0,03 µg/l), trots att dessa provpunkter ligger på endast 30 m avstånd från varandra (Tabell 8 och Figur 14). Diket som löper parallellt med landningsbana 2 och avleder dagvatten i riktning västerut var följaktligen inte i någon beaktansvärd utsträckning förorenat av PFAS under de flödesbetingelser som rådde vid provtagningstillfället. Genom att studera den högupplösta kartan från Lantmäteriet kan man få en

relativt god bild av ytavrinningsförhållandena inom flygplatsområdet (Figur 10). I denna karta framträder de fördjupningar, erosionsrännor och dräneringsdiken i vilka ytvatten potentiellt kan transportera PFAS-ämnen från området kring brandövningsplatsen vidare i riktning västerut mot Kättstabäcken.

Transporten av PFAS via ytvattnet sker i både löst och partikulärt bunden form. Resultat från denna studie indikerar att ämnens fördelning mellan löst och partikulär form skiljer sig mellan olika PFAS och är avhängig antalet perfluorerade kolatomer (kolatomer bundna till fluor). Andelen partikulärt bunden PFAS ökar med antalet perfluorerade kolatomer och för PFAS-ämnen med fler än åtta perfluorerade kol bedöms partikelbunden transport utgöra en betydande andel (>20 procent) av den totala mängden transporterad PFAS i ytvattnet (Figur 15, Tabell 9). Detta är i linje med resultat från tidigare studier av PFAS-ämnens fördelning mellan vatten och sediment (Ahrens m.fl., 2010 & 2011). Det är således nödvändigt att beakta fördelningen av PFAS-ämnen mellan vattenfasen och suspenderat material för att uppskatta ämnens långväga transport och belastningen på nedströms liggande recipienter. Andelen suspenderat material i ytvattnet varierar sannolikt avsevärt under året till följd av variationer i nederbörd och erosion i vattendrag. I lägen med lugnare strömförhållanden sker sedimentation av suspenderat material. PFAS-ämnen bundna till partiklar kan potentiellt ackumulera inom begränsade områden med förhöjda föroreningshalter som följd, särskilt om sedimentet innehåller stor andel organiskt material (Ahrens m.fl., 2010 & 2011). Ämnena fastläggs troligen inte beständigt till sedimenten (Ahrens m.fl., 2011). Nedbrytning av organiskt material och desorption av PFAS från sediment till vattenfasen kan vara en möjlig sekundär spridningsmekanism i vattendragen nedströms brandövningsplatsen.

Området kring brandövningsplatsen har ingen naturlig avrinning till den närbelägna vattenrecipienten Halmsjön. Det har i tidigare undersökningar nämnts att dagvatten skulle kunna nå Halmsjön via avrinning till lägre liggande hårdgjorda ytor, vilka i sin tur avvattnas via kulvertar under landningsbana 2 (Norström m.fl., 2013). Föreliggande undersökning bedömer att dagvattenavrinningen är minimal till lägre liggande hårdgjorda ytor.

## 6.2 Faktorer som påverkar utlakning och transport av PFAS-ämnen

Hur PFAS-ämnen transporteras och sprids i miljön beror både på deras fysikaliska och kemiska egenskaper och olika miljöfaktorer (Higgins och Luthy, 2006; Ahrens och Bundschuh, 2014). Exempelvis varierar vattenlösligheten stort mellan olika PFAS, och generellt ökar den med minskande kolkedjelängd (Aastrup Jenssen m.fl., 2008; Rayne och Forest, 2009).

Tidigare studier av PFAS-ämnens fördelning mellan vatten och jord/sediment har visat att den perfluorerade kolkedjans längd (CF<sub>2</sub>-kedjelängd) liksom PFAS- molekylens funktionella grupp påverkar sorptionen till jorden (Higgins och Luthy, 2006; Ahrens m.fl., 2010; Gellrich m.fl., 2012; Milinovic m.fl., 2015). Det är därför intressant att det i området kring den nya brandövningsplatsen på Arlanda flygplats föreligger ett tydligt positivt samband mellan beräknade fältbaserade  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden och CF<sub>2</sub>-kedjelängd (Figur 23). Detta indikerar att de långkedjade ( $\geq 8$  CF<sub>2</sub>) PFAS-ämnena binder (sorberar) starkare till jorden än de kortkedjade (< 8 CF<sub>2</sub>), vilka är mer mobila. De kortkedjade PFAS-ämnena kommer därför i större utsträckning än de långkedjade att laka ut till grundvattnet och spridas vidare i miljön. Resultaten visar att med ökande avstånd från brandövningsplatsen så minskar den relativa andelen långkedjade PFAS-ämnen och ökar den relativa andelen kortkedjade PFAS-ämnen i jorden (Figur 18) och grundvattnet (Figur 17). Det sker

följaktligen en ämnesspecifik selektiv sorption av PFAS-ämnen i jorden längs med grundvattnets strömningsriktning i området nedströms brandövningsplatsen. Den lägre mobiliteten hos de långkedjade PFAS-ämnena (inkl. PFOS) innebär samtidigt att föroreningen kommer att finnas kvar i marken under lång tid, vilket medför ökad risk för bioackumulering i biota och långsiktigt läckage till omgivningens grundvatten och ytvatten. Modellresultat framtagna inom ramen för projektet RE-PATH indikerar att en långsam avklingning av halterna kommer att ske i närmiljön under lång tid framöver (Norström m.fl., 2015). Till skillnad från flera tidigare studier (Higgins och Luthy, 2006; Ahrens m.fl., 2010) påvisades i föreliggande studie inget tydlig inverkan av funktionell grupp på sorptionen av PFAS-ämnen.

Tidigare forskning har visat att organiskt material är en viktig sorbent för flera PFAS-ämnen i såväl jordar som sediment. I studierna av Higgins och Luthy (2006), Ahrens m.fl. (2011), Chen m.fl. (2013) och Milinovic m.fl. (2015) fann man i samtliga fall ett starkt positivt samband mellan  $K_d$  och andelen organiskt kol ( $f_{oc}$ ) i jorden (andelen organiskt kol i datamaterialet varierade mellan 0,028 och 39 procent). Trots att markytan i stora delar av området nedströms brandövningsplatsen är täckt av tjocka humustäcken och torv är andelen organiskt material i de grundvattenförande mineraljordslagren låg (medelvärde 1 % av TS, se Tabell 3). Den låga andelen organiskt material i mineraljoden kan möjligen delvis förklara varför de beräknade fältbaserade  $K_d$ -värdena i denna undersökning är betydligt lägre än de  $K_d$ -värden som normalt rapporteras i den vetenskapliga litteraturen. En litteraturgenomgång utförd av SGI (2015) påvisade ett medelvärde för  $K_d$  på  $48 \pm 15$  l/kg för PFOS i jord och sediment (20 jordar/sediment), medan motsvarande nivå för  $K_d$  i föreliggande studie ligger på  $3,5 \pm 1,1$  l/kg (19 parade jord- och grundvattenprover). Beräknade  $K_d$ -värden från skakförsök utförda på tre samlingsjordprover från brandövningsplatsen på Arlanda flygplats varierade mellan 8 och 258 l/kg, kring ett medelvärde på 95 l/kg (medianvärde, 20 l/kg) (Vectura, 2011). Även beräknade fältbaserade  $K_{oc}$ -värden för PFOS i denna undersökning är lägre än publicerade värden (sammanställda av SGI, 2015). För PFOS anges ett medelvärde för  $K_{oc}$ -värden på  $1935 \pm 680$  l/kg organiskt kol i jord (13 st. jordar) medan  $K_{oc}$  i föreliggande undersökning beräknats till  $619 \pm 323$  l/kg organiskt kol (medelvärde  $\pm$  standardfel för hela undersökningsområdet), dvs. i nivå med 10-percentilen för publicerade litteraturdata ( $K_{oc} = 685$  l/kg organiskt kol för jord).

En annan möjlig förklaring till skillnaderna mellan fältbaserade värden och litteraturdata är att litteraturgenomgången (SGI, 2015) har varit inriktad mot skakförsök där jämvikt mellan lösning och jord/sediment har verifierats, medan det i föreliggande fältstudie sannolikt inte råder jämvikt mellan halten PFOS i jord och grundvatten. Det är därför intressant att jämföra de fältbaserade  $K_{oc}$ -värden som beräknats i denna studie med de fältbaserade  $K_{oc}$ -värden som presenterades av McGuire (2013), och som grundar sig på data (parade jord- och grundvattenprover) från en f.d. brandövningsplats på en flygbas i USA (Tabell 15). Av tabellen framgår att beräknade fältbaserade  $K_{oc}$ -värden för brandövningsplatsen på Arlanda flygplats i allmänhet var något lägre (medelvärden), men inom ungefär samma intervall (min-max), som de fältbaserade  $K_{oc}$ -värden som redovisas av McGuire (2013).

**Tabell 15. Jämförelse mellan beräknade fältbaserade log  $K_{oc}$  värden (medelvärden) för nya brandövningsplatsen, Arlanda flygplats (föreliggande studie) och den f.d. brandövningsplatsen vid Ellsworth Air Force Base, USA (McGuire, 2013).**

Ämne	log $K_{oc}$ McGuire (2013)		log $K_{oc}$ Föreliggande studie	
	medel	min – max	medel	min – max
PFBS	2,06	1,11 – 3,07	1,64	0,88 – 3,02
PFHxS	2,28	1,30 – 3,22	1,77	1,18 – 2,70
PFOS	3,14	2,28 – 4,19	2,41	1,47 – 3,80
PFPeA	1,85	0,99 – 2,84	1,75	0,89 – 3,38
PFHxA	2,06	1,33 – 3,01	1,91	1,08 – 2,97
PFHpA	2,04	1,34 – 2,71	1,65	0,67 – 2,66
PFOA	2,22	1,33 – 3,13	1,87	1,09 – 2,68

Några tidigare studier föreslår att sorption av PFOS till mineralytor är av betydelse för fastläggning vid låga halter organiskt kol i jorden. Wang & Shih (2011) studerade sorptionen av PFOS till aluminiumoxid ( $Al_2O_3$ ), medan Tang m.fl. (2010) undersökte sorptionen av PFOS till götit ( $FeOOH$ ) och kolloidal kiseldioxid ( $SiO_2$ ). Johnson m.fl. (2007) studerade adsorptionen av PFOS på sand- ler- och oxidtytor och föreslog att elektrostatisk attraktion till mineralytor kan vara en dominerande mekanism vid avsaknad av organiskt material i jorden. Eftersom det i föreliggande undersökning uppmättes låga halter av organiskt kol i mineraljorden är det möjligt att adsorption av PFOS (och andra PFAS-ämnen) är en viktig mekanism för sorption av PFOS i de grundvattenförande jordlagren. Enligt Tang m.fl. (2010) och Wang & Shih (2011) är sorptionen av PFOS till aluminiumoxid ( $Al_2O_3$ ) och götit ( $FeOOH$ ) icke-linjär och beskrivs bäst med en Langmuir-modell. Detta överensstämmer med vår observation av ett icke linjärt samband mellan uppmätta halter av PFOS i parade jord- och grundvattenprover, i synnerhet vid mycket höga grundvattenhalter. I föreliggande undersökning kunde dock inga signifikanta samband säkerställas mellan beräknade fältbaserade  $K_d$ -värden och uppmätta halter av aluminiumoxid ( $Al_2O_3$ ) eller järnoxid ( $Fe_2O_3$ ) i mineraljorden under och i nivå med grundvattenytan.

Halten löst organiskt kol (DOC: *dissolved organic carbon*) i mark- och grundvattnet är ytterligare en miljöfaktor som kan ha betydelse för PFAS-ämnenas fastläggning och spridning i marken. Higgins & Luthy (2006) föreslog att en signifikant ökning av DOC i vattenlösningen skulle kunna minska  $K_d$ -värdet för PFAS, vilket skulle leda till ökad mobilitet. Ett sådant samband påvisades för PFOS och PFOA i en studie av Chen m.fl. (2013). De uppmätta halterna av DOC som i de 20 grundvattenproverna varierade från 134 till 1330 mg/l (medianvärde: 480 mg/l) och i de sju ytvattenproverna från 360 till 1620 mg/l (medianvärde: 548 mg/l) var överraskande höga. Lägre halter hade förväntats med tanke på de halter av löst organiskt kol som normalt förekommer i grundvatten i naturliga miljöer. Typiska DOC-halter i grundvatten ligger i intervallet 1-10 mg/l (Naturvårdsverket, 2009). Medelhalten organiskt kol i grundvatten i drygt 5 000 prover från SGU:s miljöövervakning är 3,5 mg/l och medianvärdet är 2 mg/l (Naturvårdsverket, 2009). Att ett eventuellt analysfel föreligger kunde uteslutas efter kompletterande kontroll på analyslaboratoriet (ALS Scandinavia), som bekräftade de höga DOC-halterna. Det finns heller inget samband mellan höga uppmätta halter av PFAS-ämnen och hög halt DOC i grundvattnet. En möjlig förklaring till de höga DOC-halterna i grundvattnet skulle istället kunna vara att det i det vatten som lakar ut och avrinner från området även finns andra organiska ämnen (t.ex. petroleumkolväten, propylenglykol och dess nedbrytningsprodukter) som ger utslag i analysen. Tidigare erfarenheter från undersökning av propylenglykol i dagvatten (Arlanda flygplats) har påvisat snabb nedbrytning och en ökning av halten löst organiskt kol (Junestedt m.fl., 2003).



Tidigare forskning har visat att transporten av PFAS i mark och grundvatten påverkas av andra föroreningar som är vanligt förekommande på brandövningsplatser, såsom bränslen (petroleumkolväten) och klorerade lösningsmedel, vilka kan förekomma i fri fas (s.k. NAPL). Guelfo & Higgins (2013) rapporterade att förekomsten av sådana föroreningar på brandövningsplatser ökade fastläggningen (sorptionen) av PFAS i jordar med lågt innehåll av organiskt material. Även Chen m.fl. (2009) rapporterade positiva samband mellan halten olja i marken och ökad fastläggning av PFOS. Det är också tänkbart att förhöjda halter av petroleumkolväten och till exempel förekomst av fri fas på brandövningsplatser skulle kunna leda till ökad rörlighet av PFAS-ämnen bundna till dessa föroreningar. Det kan till exempel spekuleras i om utsläpp av petroleumföroreningar och glykol på brandövningsplatsen är orsaken till de höga DOC-halter som uppmättes i grundvatten och ytvatten, och om detta innebär ökad mobilitet och risk för spridning för PFAS-ämnen. Petroleumkolväten, glykol m.fl. ämnen analyserades inte i de vatten- och jordprover som togs inom undersökningsområdet, men lukt- och synintryck indikerade tydligt förekomst av flygbränsle och tyngre oljor i de jord- och grundvattenprover som togs på själva brandövningsplatsen.

## 6.3 Förutsättningar för beräkning av riktvärden för mark

### 6.3.1 PFOS

I denna studie har vi tittat närmare på hur den av SGI (2015) modifierade riktvärdesmodellen för förorenad mark (Naturvårdsverket, 2009) uppskattar utlakning och transport av PFOS vid brandövningsplatsen på Arlanda flygplats, och hur justering av relevanta modellparametrar påverkar resultatet (se kap. 5.6). För scenariot för känslig markanvändning (MKM) är det skydd av grundvatten och ytvatten som är styrande för nivån på riktvärdet för PFOS i mark, medan skydd av markmiljön och hälsorisker har underordnad betydelse (Tabell 2). De delmodeller som beskriver utlakningen och transporten av PFOS till grundvatten och ytvatten har därför central betydelse vid beräkning av ett riktvärde för PFOS i mark. Hur väl utlakningen och transporten av PFOS kan förutsägas av modellen är en indikation på hur realistiska modellens parametrar och modellresultatet (riktvärdet för mark) är.

I riktvärdesmodellen för förorenad mark används  $K_d$ -värdet för att beskriva utlakningen av PFOS från jorden till markvatten i källområdet (ju mindre  $K_d$ -värde, desto större utlakning). För organiska ämnen, som PFOS, antas  $K_d$ -värdet vara proportionellt mot halten organiskt kol ( $f_{oc}$ ) i jorden (kap. 4.5.2), och beräknas enligt  $K_d = K_{oc} * f_{oc}$ . I de av SGI (2015) definierade generella scenarierna för KM och MKM, har  $K_{oc}$  och  $f_{oc}$  ansatts till 500 l/kg organiskt kol respektive 0,02 kg/kg. Med en parameteruppsättning enligt det generella scenariot för mindre känslig markanvändning (SGI, 2015) var modellerade halter av PFOS i grundvattnet 5-10 gånger lägre än de halter som uppmättes centralt på brandövningsplatsen. Det är tydligt att ett lägre  $K_d$ -värde behöver ansättas för att återge de höga halterna av PFOS som har uppmätts i grundvatten inom källområdet (brandövningsplatsen). Nedjustering av  $K_{oc}$  och  $f_{oc}$  i modellen (till 200 l/kg organiskt kol respektive 0,01 kg/kg) resulterar i bättre överensstämmelse mellan modellerad och uppmätt halt PFOS i grundvattnet på brandövningsplatsen, och innebär en sänkning av riktvärdet för PFOS i mark jämfört med det av SGI (2015) föreslagna riktvärdet för MKM. Samtidigt tenderar den platsspecifika nedjusteringen av  $K_{oc}$  och  $f_{oc}$  i modellen att leda till överskattning av halterna i grundvatten längre nedströms (>200 m avstånd från brandövningsplatsen) (Figur 27), och liknande

resultat (Figur 28) erhålls även vid justering av områdesspecifika modellparametrar enligt Tabell 13. Modellen riskerar med andra ord att överskatta risken för långväga transport av PFOS via grundvatten (i jordlagren), givet den koncentrationsgradient som påvisades vid föreliggande undersökning. Föroreningshalter i grundvatten kan dock variera över tid och halter som uppmätts vid enstaka tillfällen representerar inte alltid ett medelvärde. Ändringar av parametrarna i riktvärdesmodellen utifrån uppmätta föroreningshalter bör därför göras med stor försiktighet (Naturvårdsverket, 2009).

Delmodellen för utlakning i riktvärdesmodellen är en linjär fördelningsmodell. Det innebär att den mängd förorening som sorberas till fast material är direkt proportionell mot den mängd ämne som kvarstannar i lösning. Den linjära modellen saknar en övre gräns för den mängd ämne som kan sorberas till fast material (Naturvårdsverket, 2007). Modellen baseras på antagandet att det organiska materialet absorberar eller löser PFAS ämnena. I realiteten förekommer dock även adsorption på olika ytor i jordar eller ett sediment vilka har en begränsad sorptionskapacitet (Huang et al., 2003). Det har föreslagits att konkurrensen mellan föroreningar om lediga sorptionsplatser kan reducera sorptionen för PFOS och andra PFAS-ämnen i AFFF-påverkade områden (Guelfo och Higgins, 2013), vilket kan vara en möjlig förklaring till de höga föroreningsnivåerna i grundvattnet centralt på brandövningsplatsen (provpunkt A3610:704, se Figur 4). Resultaten från föreliggande undersökning indikerar att en linjär sorptionsmodell inte helt och hållet kan beskriva de komplexa interaktionerna mellan PFAS och jordmatrisen vid höga koncentrationer och förekomst av andra organiska föroreningar på brandövningsplatser. Vidare observerades i allmänhet lägre fältbaserade  $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden för de flesta PFAS-ämnen i det högförorenade området vid brandövningsplatsen än i nedströms liggande områden, vilket indikerar ett koncentrationsberoende hos fördelningskoefficienterna (Figur 24). Samma iakttagelser gjordes av McGuire (2013) vid en AFFF-påverkad f.d. brandövningsplats på en militär flygbas i USA. Detta innebär att olika fördelningskoefficienter skulle behöva ansättas i källområdet (lägre  $K_{oc}$ ) och nedströms liggande områden (högre  $K_{oc}$ ) för att beskriva sorptionen och utlakningen av PFOS i marken (Guelfo & Higgins, 2013).

Medan utlakningen av PFOS i källområdet styrs av  $K_d$ -värdet, beror transporten av PFOS till grundvatten längre nedströms också till stor del på den beräknade utspädningen mellan porvattnet i källområdet och grundvattnet i en tänkt brunn på specificerat avstånd från föroreningskällan. Det ska understrykas att transportmodellen gäller för brunnar i de lösa jordlagren, och inte för bergbore brunnar. Transportmodellen innehåller en rad parametrar som kan anpassas till platsspecifika förhållanden. Parametrar som i hög grad påverkar utspädning och transport av föroreningar i modellen är grundvattenbildning (mm/år) hydraulisk konduktivitet (m/s), hydraulisk gradient (m/m), akviferens mäktighet (m) och längden/bredden (m) på det förorenade området. I Tabell 16 redovisas översiktligt hur justering av olika parametrar i transportmodellen påverkar utspädningen mellan porvatten (i källområdet) och grundvatten (i en tänkt brunn 200 nedströms) jämfört med det av SGI (2015) definierade scenariot för MKM. Exempelvis framgår att justering av det förorenade områdets längd/bredd och den hydrauliska konduktiviteten har förhållandevis stor inverkan på utspädningsfaktorn, och därmed på spridningen av PFOS via grundvatten. Det har bedömts rimligt att i enlighet med SGI (2015) använda  $10^{-5}$  m/s (normaltät jordart) som ett mått på den hydrauliska konduktiviteten för den jordart (sandig morän) som återfinns i de grundvattenförande jordlagren under leran. Den hydrauliska konduktiviteten skulle kunna bestämmas noggrannare ur fältförsök med pumpning eller infiltration och/eller ur laboratorieförsök (SGI, 2008). Vad gäller det förorenade områdets storlek (längd och bredd) är det svårt att göra en distinkt avgränsning, då föroreningarna är heterogent fördelade inom ett förhållandevis stort område, och antalet provtagningspunkter relativt få.

**Tabell 16. Justering av parametrar i transportmodellen för spridning av föroreningar till grundvattenbrunnar (Naturvårdsverket, 2009) och påverkan på utspädningen i en grundvattenbrunn 200 m nedströms källområdet.**

Parameter i riktvärdesmodellen	Förändring av parametrar i förhållande till scenariot för MKM	Utspädning mellan porvatten och grundvatten 200 m nedströms (utspädningsfaktor)
Grundvattenbildning	Ökar från 100 till 200 mm/år	Minskar från 47 till 27 ggr
Hydraulisk konduktivitet	Ökar från $10^{-5}$ till $10^{-4}$ m/s	Ökar från 47 till 267 ggr
	Minskar från $10^{-5}$ till $10^{-6}$ m/s	Minskar från 47 till 12 ggr
Hydraulisk gradient	Minskar från 0,03 till 0,02 m/m	Minskar från 47 till 34 ggr
Akviferens mäktighet	Minskar från 10 till 5 m	Minskar från 47 till 27 ggr
Det förorenade områdets längd/bredd	Minskar från 50/50 m till 25/25 m	Ökar från 47 till 128 ggr
	Ökar från 50/50 m till 75/75 m	Minskar från 47 till 27 ggr

När det gäller skyddet av grundvatten verkar modellen förhållandevis väl kunna återge den långväga spridningen av PFOS från föroreningskällan (brandövningsplatsen). Det förutsätter kalibrering av modellparametrar som styr utlakning (Tabell 12) och transport/utspädning (Tabell 13) mot uppmätta halter av PFOS i grundvatten nedströms brandövningsplatsen. Med en parameteruppsättning enligt det generella scenariot för MKM (SGI, 2015) återger modellen relativt väl de halter av PFOS som uppmätts i grundvattnet på mer än 2-300 m avstånd från brandövningsplatsen (Figur 25). Det förefaller dock som om transportmodellen inte återger det snabba, närmast exponentiella, haltavtagandet som sker i grundvattnet inom cirka 100 meters avstånd från brandövningsplatsen. Den snabba avklingningen av halten PFOS i grundvattnet beror företrädesvis på fastläggning (sorption) och utspädning. I transportmodellen görs antagandet att ingen fastläggning av föroreningar sker under transporten, dvs.  $K_d$ -värdet används inte för att beskriva sorptionen under transporten (endast utspädning hanteras i modellen). Detta är en möjlig förklaring till varför modellen inte kan återge de snabbt avtagande PFOS-halterna i grundvattnet nedströms brandövningsplatsen. Det ska också poängteras att riktvärdesmodellens transportmodeller inte beaktar tidsaspekten. Långsiktig spridning kan medföra att halter i till exempel grundvatten (och ytvatten) ökar på sikt, när föroreningsplymen långsamt rör sig ner längs slutningen mot landningsbanorna.

I riktvärdesmodellen hanteras spridningen av föroreningar till ytvatten genom att anta att dessa transporteras med grundvatten till en ytvattenrecipient. En utspädningsfaktor beräknas för det grundvatten som till slut når ett ytvatten och styrs huvudsakligen av flödet i det aktuella vattendraget. Flödet i det huvuddike som avvattnar det aktuella området har inte bestämts genom vattenföringsmätning men uppskattas vara (baserat på avrinningsområdets storlek och observationer i fält) ungefär 5-10 gånger mindre än det flöde (30 l/s i rinnande vattendrag) som antagits i Naturvårdsverkets generella scenario för MKM. Om man istället skulle utgå från det av Norström m.fl. (2015) uppskattade flödet i Kättstabäcken (5 miljoner  $m^3$ /år, dvs. cirka 160 l/s) blir den beräknade utspädningen mellan källområdet och ytvattenrecipienten avsevärt högre (omkring 10 000 ggr). I föreliggande studie erhöles överensstämmelse mellan modellerad och uppmätt halt av PFOS i ytvattnet (punkterna Sw6 och Sw7) vid ett antaget flöde på mellan 1-5 l/s (utspädning 100-300 ggr), för några olika parameteruppsättningar (Tabell 14).

Av resonemanget ovan framgår att storleken på riktvärdet för PFOS i mark kommer att vara avhängig den antagna sammantagna utspädningen mellan källområdet (brandövningsplatsen) och ytvattenrecipienten. Den första frågan man bör ställa sig vid en riskbedömning är för vilken ytvattenförekomst som EUs miljökvalitetsnorm för inlandsvatten (0,65 ng/l för PFOS) ska gälla. Är det de mindre vattendragen (diken) inom flygplatsområdet, Kättstabäcken (väster om

landningsbana 1), eller kanske Märstaån närmare utloppet till Mälaren? Om ytvattenkriteriet ska gälla inom områdets dikessystem kommer riktvärdet för PFOS i mark behöva sänkas jämfört med det generella riktvärdet för MKM avseende skydd av ytvatten (Tabell 2, kap. 4.5.1). Att EUs ytvattenkriterium ska uppfyllas i dikessystemet kan dock anses vara ett orimligt högt ställt krav, givet aktuell markanvändning (flygplats) och den risksituation som föreligger för människors hälsa och miljön inom verksamhetsområdet. Det bedöms vara mer realistiskt att föra ett resonemang om vilken belastning av PFAS (ex. kg/år) på omgivningens vattendrag (*här: Kättstabäcken*) som är acceptabel ur risksynpunkt för skydd av nedströms recipienter, och med detta som utgångspunkt fastställa ett riktvärde för mark. En sådan utredning skulle kunna innebära mätningar av vattenföring ( $\text{m}^3/\text{år}$ ) och PFAS-innehåll i huvuddiket på strategiskt utvald plats nära utloppet från flygplatsen. Föreliggande undersökning visar att det är viktigt att beakta både löst och partikulärt bunden PFAS om spridningen via ytvattnet uppskattas. För PFAS-ämnen med fler än åtta perfluorerade kol (PFOS, PFDS, PFOSA, PFNA och PFDA) kan den partikelbundna transporten utgöra en betydande andel av den totalt transporterade mängden förorening i ytvattnet (Tabell 9).

## 6.3.2 Andra PFAS-ämnen än PFOS

Det är vår förhoppning att resultaten från denna undersökning ska kunna användas vid beräkning av riktvärden av andra PFAS än bara PFOS. SGI (2015) har i sitt arbete med PFAS-ämnen valt att fokusera på att i första hand ta fram ett väl underbyggt underlag för PFOS. De avser dock att i ett senare skede, när det finns tillgängliga data, komplettera med andra PFAS-ämnen.

Förhoppningsvis kan föreliggande undersökning bidra med sådana data, exempelvis de fältbaserade  $K_{oc}$ -värden som beräknats från parade jord- och grundvattenprover (Tabell 11, kap. 5.5). Det bör också påpekas att ett flertal nyligen genomförda studier har identifierat en mängd olika PFAS-ämnen i brandskum och i miljön kring brandövningsplatser (Barzen-Hansen et al. 2017). Många av dessa ämnen är så kallade "precursors" som kan brytas ned till PFASs (PFAS med sulfonsyra som funktionell grupp) eller PFCAs (PFAS med karboxylsyra som funktionell grupp) över tid (Houtz et al. 2016). Framtida studier bör även försöka inkludera mätningar av dessa ämnen och utvärdera hur de påverkar beräkningen av riktvärden för PFOS.

# 7 Slutsatser

De undersökningar som gjorts inom ramen för detta projekt ger viktig information om spridningen av olika PFAS-ämnen i mark, dels i form av data som kan användas för att uppskatta parametrar som används i spridningsmodeller, dels data som kan jämföras med resultat från modellberäkningar och fältundersökningar. De viktigaste observationerna och slutsatserna från undersökningen sammanfattas nedan.

- Föreliggande studie och tidigare undersökningar (t.ex. Vectura, 2010; Norström m.fl., 2015) visar att transport via ytvatten är den mest betydande spridningsvägen för PFAS från brandövningsplatsen på Stockholm Arlanda Airport. Spridningen till ytvatten är komplex och sker via ytligt mark- och grundvatten och ytavrinning till det nätverk av mindre vattendrag (diken och erosionsfårar) som avvattnar området kring brandövningsplatsen i riktning västerut mot Kättstabäcken och vidare mot Mälaren. Föroreningsspridning via grundvatten bedöms inte utgöra ett stort problem med avseende på långväga transport av PFOS och andra PFAS-ämnen från brandövningsplatsen, med reservation för transport via sprickor i berggrunden som inte undersöktes här. Baserat på dessa iakttagelser skulle uppsamling och rening av de ytliga

vattenflödena kunna utgöra en rimlig åtgärdsstrategi för att minska belastningen av PFAS till Mälaren. Föreliggande undersökning visade att det är viktigt att beakta både löst och partikulärt bunden PFAS om spridningen via ytvattnet uppskattas. För PFAS-ämnen med åtta eller fler perfluorerade kol (PFOS, PFDS, PFOSA, PFNA och PFDA) kan den partikelbundna transporten utgöra en betydande andel av den totalt transporterade mängden förorening i ytvattnet.

- Halterna av samtliga PFAS-ämnen i jord och grundvatten uppvisade en exponentiellt minskande trend med ökande avstånd till källtermen vid brandövningsplatsen. En principalkomponentanalys (PCA) visade signifikanta skillnader i kompositionen av olika PFAS i jord respektive vattenprover och att PFAS-sammansättningen förändrades längs med provtagningsgradienten. Långkedjade PFAS-ämnen ( $\geq 8$  perfluorerade kolatomer) sorberar starkare till jordmaterialet än kortkedjade PFAS-ämnen ( $< 8$  perfluorerade kolatomer). De kortkedjade PFAS-ämnena kommer därför att laka till grundvattnet i större utsträckning än de långkedjade. Den lägre mobiliteten hos de långkedjade PFAS-ämnena (inkl. PFOS) innebär samtidigt att föroreningen kommer att finnas kvar i marken under lång tid, vilket medför ökad risk för bioackumulering i biota och långsiktigt läckage till omgivningens grundvatten och ytvatten.
- De observerade trenderna i sammansättningen av olika PFAS-ämnen kunde förklaras av experimentellt bestämda fördelningskoefficienter ( $K_d$ - och  $K_{oc}$ -värden) från parande jord- och grundvattenprover. I överensstämmelse med tidigare studier observerades ett starkt positivt samband mellan både  $K_d$  och  $K_{oc}$  och antalet perfluorerade kolatomer (kol bundet till fluor). De fältbaserade fördelningskoefficienter ( $K_d$  och  $K_{oc}$ ) för PFOS som beräknades i denna studie är lägre än de värden som normalt rapporterats i den vetenskapliga litteraturen (sammanställd av SGI, 2015). En möjlig förklaring är att litteraturdata är representativa för skakförsök där jämvikt mellan lösning och jord/sediment har verifierats, medan det i föreliggande fältstudie sannolikt inte råder jämvikt mellan halten PFOS i jord och grundvatten.
- Tidigare forskning har visat att transporten av PFAS i mark och grundvatten påverkas av andra föroreningar som är vanligt förekommande på brandövningsplatser, såsom bränslen (petroleumkolväten) och klorerade lösningsmedel, vilka kan förekomma i fri fas. Lukt- och synintryck indikerade tydligt förekomst av flygbränsle och tyngre oljor i de jord- och grundvattenprover som togs på brandövningsplatsen. Det kan spekuleras i om utsläpp av petroleumföroreningar och eventuellt glykol är orsaken till de överraskande höga DOC-halter som uppmättes i grundvatten och ytvatten, och om detta sammantaget innebär ökad mobilitet och ökad risk för spridning avseende PFAS-ämnen. Resultaten visar att mer forskning behövs om hur andra föroreningar än PFAS som applicerats i samband med brandövningar påverkar utlakning och transport av PFAS-ämnen i mark och vatten. Framtida studier bör även försöka inkludera mätningar av s.k. "precursors" (dvs. PFAS-ämnen i brandskum som genom nedbrytning kan omvandlas till exempelvis PFOS) och utvärdera hur de påverkar beräkningen av riktvärden för PFOS.
- Utvärderingen av riktvärdesmodellen visar att denna relativt väl återger den långväga spridningen av PFOS via grundvatten från föroreningskällan med en parameteruppsättning motsvarande det generella scenariot för mindre känslig markanvändning (enligt SGI, 2015). Det förefaller dock som om modellen inte återger det snabba, närmast exponentiella, haltavtagandet som sker i grundvattnet inom cirka 100 m avstånd från brandövningsplatsen. En möjlig förklaring är att modellen inte beaktar fastläggning av föroreningar under transporten dvs.  $K_d$ -värdet används inte för att beskriva sorptionen under transporten (endast utspädning hanteras i modellen). Riktvärdesmodellens transportmodeller beaktar inte heller tidsaspekten. Långsiktig spridning kan medföra att halter i till exempel grundvatten ökar på sikt, när föroreningsplymen långsamt rör sig ner längs slutningen mot landningsbanorna.

- När det gäller skydd av ytvatten finns det många osäkerheter att beakta vid bestämning av ett platsspecifikt riktvärde för mark. Spridningen till ytvatten är komplex (kap. 6.1). Slutsatsen blir därför att de platsspecifika förutsättningarna på Arlanda flygplats skiljer sig från de i riktvärdesmodellen antagna förutsättningarna och det är tveksamt om modellen ger tillförlitliga resultat avseende bedömning av spridning till ytvatten. De framtagna platsspecifika parametrarna i denna studie (t.ex.  $K_d$ ,  $K_{oc}$ ,  $f_{oc}$ , DOC) kan användas för uppskattning av utlakning och transport av PFAS-ämnen i marken, men bör användas i kombination med ett mer empiriskt förhållningssätt när det gäller spridning till ytvatten (kap. 6.3.1).

## 8 Referenser

Aastrup Jensen, A.A., Poulsen, P.B. & Bossi, R. (2008) Survey and environmental/health assessment of fluorinated substances in impregnated consumer products and impregnating agents. *Danish ministry of the environment*. Nr 99, 1-160.

Ahrens, L., Taniyasu, S., Yeung, L.W.Y., Yamashita, N., Lam, P.K.S. & Ebinghaus, R. (2010). Distribution of polyfluoroalkyl compounds in water, suspended particulate matter and sediment from Tokyo Bay, Japan. *Chemosphere*, 79, 266-272.

Ahrens, L., Yeung, L.W.Y., Taniyasu, S., Lam, P.K.S. & Yamashita, N. (2011). Partitioning of perfluorooctanoate (PFOA), perfluorooctane sulfonate (PFOS) and perfluorooctane sulfonamide (PFOSA) between water and sediment. *Chemosphere*, 85, 731-737.

Ahrens, L., Norström, K., Viktor, T, Palm Cousins, A. & Josefsson, S. (2015). Stockholm Arlanda Airport as a source of per- and polyfluoroalkyl substances to water, sediment and fish. *Chemosphere* 129, 33-38.

Ahrens, L. & Bundschuh, M. (2014). Fate and effects of poly- and perfluoroalkyl substances in the aquatic environment: a review. *Environmental Toxicology and Chemistry*, 33 (9), 1921-1929.

Arias, V., Mallavarapu & Naidu, R. (2015) Identification of the source of PFOS and PFOA contamination at a military air base site. *Environ Monit Assess*, 187, 4111.

Award, E., Zhang, X., Bhavasar, S., Petrp, S., Crozier, P., Reiner, E., Fletcher, R., Tittlemier, S., Braekevelt, E. (2011). Long-term environmental fate of perfluorinated compounds after accidental release at Toronto Airport. *Environmental Science & Technology*, 45 (19), 8081–8089.

Barzen-Hansen, K. A., Roberts, S. C., Choyke, S., Oetjen, K., McAlees, A. Riddell, N., McCrindle, R., Ferguson, P. L., Higgins, C. P. & Field, J. A. (2017). *Environmental science and technology*, 51 (4), 2047-2057. DOI: 10.1021/acs.est.6b05843.

Buck, R. C., Franklin, J., Berger, U., Conder, J. M., Cousins, I. T., De Voogt, P., ... & van Leeuwen, S. P. (2011). Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances in the environment: terminology, classification, and origins. *Integrated environmental assessment and management*, 7(4), 513-541.

Chen, H., Chen, S., Quan, X., Zhao, Y. & Zhao, H. (2009). Sorption of perfluorooctane sulfonate (PFOS) on oil-derived black carbon: Influence of solution pH and [Ca<sup>2+</sup>]. *Chemosphere* 77, 1406-1411.

Chen, Y.-C., Lo, S.-L., Li, N.-H., Lee, Y.-C. & Kuo, J. (2013). Sorption of perfluoroalkyl substances (PFASs) onto wetland soils. *Desalination and Water Treatment* 51, 7469-7475.

Conder, J. M., Hoke, R. A., Wolf, W. D., Russell, M. H., & Buck, R. C. (2008). Are PFCAs bioaccumulative? A critical review and comparison with regulatory criteria and persistent lipophilic compounds. *Environmental science & technology*, 42(4), 995-1003.

Cousins, I. T., Vestergren, R., Wang, Z., Scheringer, M., & McLachlan, M. S. (2016). The precautionary principle and chemicals management: The example of perfluoroalkyl acids in groundwater. *Environment International*, 94, 331-340.

D'Agostino, L. and Mabury S. (2014) Identification of novel fluorinated surfactants in aqueous film forming foams and commercial surfactant concentrates. *Environmental Science and technology*, 48, 121-129.

de Solla, S.R., De Silva, A.O., Letcher, R.J. (2012). Highly elevated levels of perfluorooctane sulfonate and other perfluorinated acids found in biota and surface water downstream of an international airport, Hamilton, Ontario, Canada. *Environment International*, 39, 19-26.

Filipovic, M., Woldegiorgis, A., Norström, K., Bibi, B., Lindberg, A. and Österås, A. (2015) Historical usage of aqueous film forming foam: A case study of the widespread distribution of perfluoroalkyl acids from a military airport to groundwater, lakes, soils and fish. *Chemosphere*, 129, 39-45.

Gellrich, V., Stahl, T. & Knepper, T.P. (2012). Behaviour of perfluorinated compounds in soils during leaching experiments. *Chemosphere*, 87, 1052-1056.

Giesy, J. P., & Kannan, K. (2001). Global distribution of perfluorooctane sulfonate in wildlife. *Environmental science & technology*, 35(7), 1339-1342.

Grundvattengruppen (2012). Arlanda – Akviferlagret – Konceptuell hydrogeologisk modell.

Guelfo, J.L & Higgins, C.P. (2013). Subsurface Transport Potential of Perfluoroalkyl Acids at Aqueous Film-Forming Foam (AFFF)- Impacted Sites. *Environmental Science & Technology*, 47, 4164-4171.

Hansen, K. J., Clemen, L. A., Ellefson, M. E., & Johnson, H. O. (2001). Compound-specific, quantitative characterization of organic fluorochemicals in biological matrices. *Environmental science & technology*, 35(4), 766-770.

Herzke, D., Olsson, E., Posner, P. (2012) Perfluoroalkyl and polyfluoroalkyl substances (PFASs) in consumer products in Norway A pilot study. *Chemosphere*, 88, 980-987.

Higgins, C. P., & Luthy, R. G. (2006). Sorption of perfluorinated surfactants on sediments. *Environmental Science & Technology*, 40(23), 7251-7256.

Houtz, E.F., Sutton, R., Park, J.S. & Sedlak, M. (2016). Poly- and perfluoroalkyl substances in wastewater: Significance of unknown precursors, manufacturing shifts, and likely AFFF impacts. *Water Research*, Vol. 95, pp. 142-149.

Huang, W., Peng, P., Yu, Z. & Fu, J. (2003). Review: effects of organic matter heterogeneity on sorption and desorption of organic contaminants by soils and sediments. *Applied Geochemistry*, Vol. 18, pp. 955-972.

Johnson, R L, Anschutz, A J, Smolen, J M, Simcik, J F & Penn, R L (2007) "The adsorption of perfluorooctane sulfonate onto sand, clay, and iron oxide surfaces", *J. Chem. Eng. Data* 52, 1165-1170.

Junestedt, C., Ek, M., Solyom, P., Palm, A., Öman, C. & Ceme, O. (2003). Karakterisering av utsläpp. Jämförelse av olika utsläpp till vatten. Rapport B1544, IVL Svenska Miljöinstitutet AB.

- Järnberg, U., Holmström, K., van Bavel, B., Kärrman, A., 2001. Perfluoroalkylated Acids and Related Compounds (PFAS) in the Swedish Environment. Swedish Environmental Protection Agency (<http://goo.gl/r1y6Pr>).
- Kissa, E., 2001. Fluorinated surfactants and repellents (2nd edition revised and expanded) (Surfactant science series 97). New York, NY.
- Lau, C., Anitole, K., Hodes, C., Lai, D., Pfahles-Hutchens, A., & Seed, J. (2007). Perfluoroalkyl acids: a review of monitoring and toxicological findings. *Toxicological sciences*, 99(2), 366-394.
- McGuire, M.E. (2013). An in-depth site characterization of poly- and perfluoroalkyl substances at an abandoned fire protection training area. Master Thesis (M.Sc.). Dept. of Civil and Environmental Engineering. Colorado School of Mines. Supervisor: Dr. C.P. Higgins.
- Milinovic, J., Lacorte, S., Vidal, M. & Rigol, A. (2015). Sorption behavior of perfluoroalkyl substances in soils. *Science of the Total Environment*, 511, 63-71.
- Moody, C., Martin, J., Kwan, W., Muir D., Mabury, S. (2002). Monitoring perfluorinated surfactants in biota and surface water samples following an accidental release of fire-fighting foam into Etobicoke Creek. *Environmental Science and Technology*, 36, 545-551.
- Moody, C., Hebert, G., Strauss, S., Field, J. (2003). Occurrence and persistence of perfluorooctanesulfonate and other perfluorinated surfactants in groundwater at a fire-training area at Wurtsmith Air Force Base, Michigan, USA. *Journal of Environmental Monitoring*, 5, 341-345.
- Naturvårdsverket (2007). Modeller för transport och spridning av föroreningar, fas 2. Jonasson, S., von Brömssen, M. Gunnemyr, L. & Lindstrand, O. Rapport nr 5692.
- Naturvårdsverket (2009). Riktvärden för förorenad mark, modellbeskrivning och vägledning. Rapport nr 5976.
- Naturvårdsverket (2016). Högfluorerade ämnen (PFAS) och bekämpningsmedel. En sammantagen bild av förekomsten i miljön. Redovisning av ett regeringsuppdrag. Rapport nr 6709.
- Norström, K., Viktor, T., Palm-Cousins, A. & Benli, C. (2013). Årsrapport 2012 för projektet RE-PATH. Mätningar av PFAS i närområdet till Göteborg Landvetter Airport och Stockholm Arlanda Airport. Rapport B2148. IVL Svenska Miljöinstitutet AB.
- Norström, K., Viktor, T., Palm-Cousins, A. & Ramberg, M. (2015). Risks and Effects of the dispersion of PFAS on Aquatic, Terrestrial and Human populations in the vicinity of International Airports. Final report of the RE-PATH project 2009-2014. Report no. B2232. IVL Swedish Environmental Research Institute. [http://repath.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b557e/1443615397431/B2232\\_RE-PATH%20FINAL\\_20150923.pdf](http://repath.ivl.se/download/18.343dc99d14e8bb0f58b557e/1443615397431/B2232_RE-PATH%20FINAL_20150923.pdf)
- Powley, C.R., George, S.W., Ryan, T.W., Buck, R.C., 2005. Matrix Effect-Free Analytical Methods for Determination of Perfluorinated Carboxylic Acids in Environmental Matrixes. *Anal. Chem.* 77, 6353–6358.
- Rayne, S., & Forest, K. (2009). Perfluoroalkyl sulfonic and carboxylic acids: A critical review of physicochemical properties, levels and patterns in waters and wastewaters, and treatment methods. *Journal of Environmental Science and Health, Part A: Toxic/Hazardous Substances and Environmental Engineering*, Vol 44, 1145-1199.
- SFT (2008). Screening of polyfluorinated organic compounds at four fire training facilities in Norway No. 2444/2008.





Rapport B 2289 – Spridning av högfluorerade ämnen i mark från Stockholm Arlanda Airport – Förutsättningar för beräkning av platsspecifika riktvärden för mark

SGI (2008). Information 1. Jords egenskaper. Sveriges Geotekniska Institut (Ed: R. Larsson).  
<http://www.swedgeo.se/globalassets/publikationer/info/pdf/sgi-i1.pdf>

SGI (2015). Preliminära riktvärden för högfluorerade ämnen (PFAS) i mark och grundvatten. SGI-publikation 21.

SLV (2016). Risker vid förorening av dricksvatten med PFAS. Riskhanteringsrapport 2016-02-29.  
<https://www.livsmedelsverket.se/globalassets/produktion-handel-kontroll/produktion-livsmedel/dricksvatten/riskhanteringsrapport-pfas-160229.pdf>

SWECO VBB VIAK (2002). Stockholm Arlanda Flygplats. Grundvattenförhållanden. Göteborg 2002-07-02.

SWECO (2013). Akviferlager Arlanda – Reviderad matematisk grundvattenmodell: Kalibreringar och driftsimuleringar. Sweco Environment AB. Malmö Geoenergi. (18 s).

Tang, C Y, Fu, Q S, Gao, D, Criddle, C S & Leckie, J O (2010). Effect of solution chemistry on the adsorption of perfluorooctane sulfonate onto mineral surfaces. *Water Research* 44, 2654-2662.

Vectura (2010). PFOS-förekomst på Arlanda flygplats. Delrapport 2010-11-09. Upprättad av Axelström, K. Uppdragsnummer: 31070141.

Vectura (2011). Resultat lakförsök. Rapport upprättad av Håkansson, K. Uppdragsnr: 31070141.

Wang, F & Shih, K (2011) "Adsorption of perfluorooctanesulfonate (PFOS) and perfluorooctanoate (PFOA) on alumina: Influence of solution pH and cations", *Water Research* 45, 2925-2930.

Woldegiorgis, A., Andersson, J., Remberger, M., Kaj, L., Ekheden, Y., Blom, L. & Brorström-Lundén, E. (2006). Results from the National screening program 2005. Subreport 3: Perfluorinated alkylated substances. IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport B1698.

Woldegiorgis, A. & Viktor, T. (2008). Studie av perfluorerade alkylsulfonater (PFAS) i fisk och vatten från Västra Ingsjön. IVL Svenska Miljöinstitutet, IVL rapport U2308.



# **Bilaga 1. Sammanställning av analysresultat och information om provtagningspunkter**

**BILAGA 1.** Sammanställning av analysresultat och information om provtagningspunkter.

INFORMATION OM PROVPUNKTER							
Punktnamn Swedavia jord	Punktnamn Swedavia grundvatten	X-koordinat	Y-koordinat	Provtagnings datum	Djup från (m u m y)	Djup till (m u m y)	Jordart (SGF)
BH-15-0027	GV-15-0001	6616100	146103	2015-10-19	0.00	0.50	Let
					0.50	1.00	Let
					1.00	1.50	Let
					1.50	2.00	Le
					2.50	3.00	Le
					3.00	4.00	Le
					4.00	5.00	Le
BH-15-0028		Saknas	Saknas	2015-10-19	0.00	0.80	F: Sa gr si St
					0.80	2.00	Let
					2.00	3.00	Le
BH-15-0029	GV-15-0003	6616136	146208	2015-10-19	0.00	0.20	Mu
					0.20	1.00	Let
					1.00	2.00	Le
					2.00	3.00	Le
					3.00	4.00	Le
					4.00	5.00	Le
					5.00	6.00	Le
					6.00	7.00	Le
					7.00	8.00	Le
					8.00	8.30	Le
					8.30	8.80	Mn Sa si
BH-15-0030	GV-15-0008	6616225	146257	2015-10-19	0.00	0.30	Mu
					0.30	1.00	Sa si
					1.00	2.00	Le
					2.00	3.00	Le
					3.00	3.90	Le
					3.90		
BH-15-0031	GV-15-0009	6616297	146291	2015-10-19	0.00	0.30	Mu
					0.30	0.80	Sa si
					0.80	2.00	Le
					2.00	2.50	Le
					2.50	3.00	Mn Sa si (gr)
BH-15-0032	GV-15-0010	6616379	146341	2015-10-19	0.00	1.10	Sa si
					1.10	2.00	Let
					2.00	3.00	Let, Le
					3.00	3.70	Le
					3.70	4.10	Mn Sa si
					4.10		
BH-15-0033	GV-15-0012	6616418	146313	2015-10-19	0.00	0.10	T
					0.10	0.50	F Sa gr
					0.50	1.00	Let
					1.00	1.60	Let
					1.60	2.00	Mn Sa si
					2.00	2.70	Mn Sa si
					2.70		
BH-15-0034	GV-15-0013	6616436	146325	2015-10-20	0.00	0.30	Mu Sa si
					0.30	1.00	Let
					1.00	1.60	Let
					1.60	2.00	Mn Sa gr (si)
					2.00	2.90	Mn Sa si (gr)
					2.90		

**BILAGA 1.** Sammanställning av analysresultat och information om provtagningspunkter.

INFORMATION OM PROVPUNKTER								
Punkt Swedavia jord	Punkt Swedavia grundvatten	X-koordinat	Y-koordinat	Provtagnings datum	Djup från (m u m y)	Djup till (m u m y)	Jordart (SGF)	
BH-15-0035	GV-15-0014	6616410	146368	2015-10-20	0.00	0.50	Sa	
						0.50	0.90	Sa
						0.90	2.00	Let
						2.00	2.60	Le
						2.60	3.00	Mn Sa si (le)
						3.00	4.00	Mn Sa si
						4.00	4.60	Mn Sa si
						4.60		
BH-15-0036	GV-15-0015	6616384	146402	2015-10-20	0.00	0.20	Mu	
						0.20	1.00	Sa
						1.00	1.50	Sa
						1.50	2.00	Let
						2.00	3.00	Le(t)
						3.00	4.00	Le
						4.00	5.00	Le si
						5.00	5.80	Le si
						5.80	6.00	Mn Sa si
	6.00							
BH-15-0037	GWR15	6616412	146416	2015-10-20	0.00	0.20	Mu Sa	
						0.20	1.00	Sa
						1.00	1.10	Sa
						1.10	2.00	Let
						2.00	3.00	Let
						3.00	4.00	Le
						4.00	5.00	Mn Sa si gr
						5.00		
BH-15-0038	GV-15-0017	6616440	146469	2015-10-20	0.00	0.40	Mu Sa	
						0.40	0.70	Sa
						0.70	1.00	Let
						1.00	2.00	Let
						2.00	3.00	Le (si)
						3.00	4.00	Mn Sa si (gr)
						4.10		
BH-15-0039	GV-15-0018	6616459	146489	2015-10-20	0.00	0.70	Sa	
						0.70	1.00	Let
						1.00	1.95	Let
						1.95	3.00	Mn Sa si
						3.20		
BH-15-0041	GV-15-0016	6616409	146481	2015-10-20	0.00	0.80	Sa	
						0.80	1.00	Let
						1.00	2.00	Let
						2.00	2.20	Le(t)
						2.20	3.00	Mn Sa si gr
BH-15-0042	GV-15-0020	6616484	146422	2015-10-21	0.00	0.50	F: Sa	
						0.50	1.10	F: Sa
						1.10	1.70	T
						1.70	2.10	Sa
						2.10	3.00	Le(t) gy
						3.00	3.80	Le gy
						3.80	4.10	Sa si
						4.10	5.00	Le
						5.00	6.00	Le
						6.00	6.90	Le
						6.90	7.00	Mn Sa (le)

**BILAGA 1.** Sammanställning av analysresultat och information om provtagningspunkter.

INFORMATION OM PROVPUNKTER							
Punkt Swedavia jord	Punkt Swedavia grundvatten	X-koordinat	Y-koordinat	Provtagnings datum	Djup från (m u m y)	Djup till (m u m y)	Jordart (SGF)
BH-15-0043	GV-0022	6616496	146418	2015-10-21	0.00	1.00	F: Sa gr
					1.00	2.10	F: Sa gr
					2.10	3.20	Si
					3.20	4.00	Le si
					4.00	5.00	Le
					5.00	6.00	Le
					6.00	6.70	Le
					6.70	7.00	Mn Sa gr
BH-15-0044	GV-15-0024	6616490	146400	2015-10-21	0.00	0.60	F: Sa gr st
					0.60	1.00	T
					1.00	1.95	F: Sa gr st
					1.95	2.00	T
					2.00	2.80	Si
					2.80	3.00	Let (gy)
					3.00	4.00	Le gy
					4.00	4.70	Le gy
					4.70	5.00	Sa gr st
					5.00		
BH-15-0045	A3610:704	6616523	146419	2015-10-21	0.00	0.50	F Sa gr
					0.50	1.00	F Sa gr
					1.00	1.50	F Sa gr
					1.50	2.00	F Sa gr le
					2.00	2.30	F Sa gr le
					2.30	3.00	Si
					3.00	4.00	Le si sa
					4.00	5.00	Le
					6.00	6.60	Mn
6.60							
BH-15-0046	A3607:23	6616485	146476	2015-10-21	0.00	1.10	Sa
					1.10	2.00	Let
					2.00	3.00	Let
					3.00	3.60	Le
					3.60	4.00	Mn Sa si gr
					4.00		
BH-15-0047	GV-15-0007	6616306	146481	2015-10-22	0.00	0.30	Sa hu
					0.30	1.00	Sa
					1.00	2.00	Si
					2.00	2.50	Si
					2.50	2.70	Le gy
					2.70	3.00	Si
					3.00	3.90	Si Le
					3.90	4.00	Mn Sa si
4.00							
BH-15-0048	GV-15-0006	6616253	146446	2015-10-22	0.00	0.20	Sa hu
					0.20	1.00	Sa
					1.00	1.60	Sa
					1.60	2.20	Si
					2.20	2.90	Le gy
					2.90	3.10	Si
					3.10	4.00	Le gy
					4.00	5.00	Le (gy)
					5.00	6.30	Le (gy)
					6.30	6.70	Mn Sa si gr

**BILAGA 1.** Sammanställning av analysresultat och information om provtagningspunkter.

INFORMATION OM PROVPUNKTER							
Punktnamn Swedavia jord	Punktnamn Swedavia grundvatten	X-koordinat	Y-koordinat	Provtagnings datum	Djup från (m u m y)	Djup till (m u m y)	Jordart (SGF)
BH-15-0049		Saknas	Saknas	2015-10-22	0.00	0.80	Si
					0.80	1.50	Le gy
					1.50	5.50	Le gy
					5.50	5.70	Mn Sa si
					5.70		
BH-15-0050	GV-15-0002	6616192	146138	2015-10-22	0.00	0.10	Hu
					0.10	0.50	Sa si
					0.50	1.00	Let gy
					1.00	2.00	Le gy
					2.00	3.00	Le (gy)
					3.00	4.00	Le (gy)
					4.00	5.00	Le (gy)
					5.00	5.70	Le (gy)
					5.70	6.00	Mn Sa si gr
					6.15		
BH-15-0051	GW8 (V8)	6616257	146103	2015-10-22	0.00	0.20	Mu le
					0.20	1.00	Let gy
					1.00	2.00	Let
					2.00	3.10	Let
					3.10	4.00	Mn Sa si gr
BH-15-0052	GV-15-0011	6616372	146236	2015-10-22	0.00	1.00	Let
					1.00	1.70	Le gy
					1.70	2.00	Mn Sa si gr
					2.00	2.70	Mn Sa si gr
BH-15-0053	GV-15-0019	6616576	146357	2015-10-23	0.00	0.50	Sa
					0.50	1.20	Sa
					1.20	1.40	Let
					1.40	2.00	Mn Sa si gr
					2.00	2.70	Mn Sa si gr





























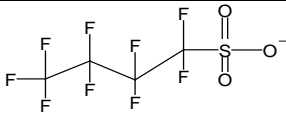
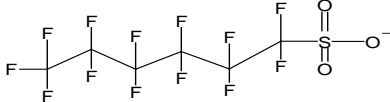
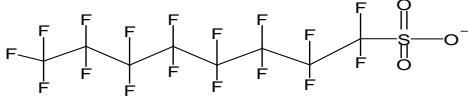
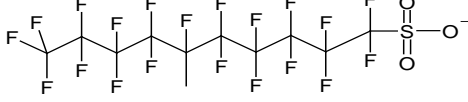
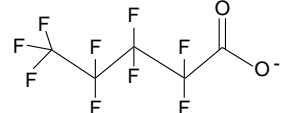
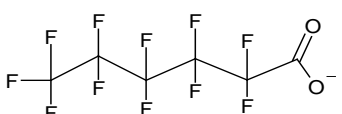
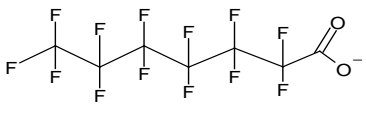
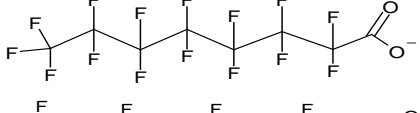
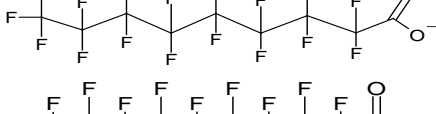
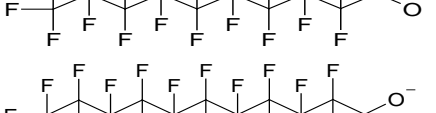
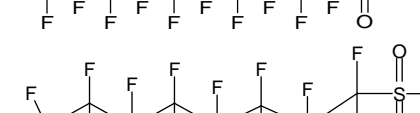
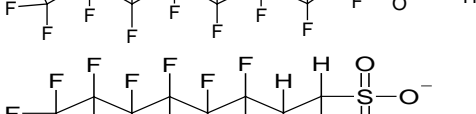







## Bilaga 2. Struktur för PFAS-ämnen

I tabellen redovisas de 13 PFAS-ämnen som har analyserats i projektet. Alla ämnen har detekterats tidigare i brandsläckningsskummet AFFF (Herzke et al. 2012).

Förkortning	Kemiskt namn	Struktur (deprotonerad form)
PFBS	Perfluorbutansulfonat	
PFHxS	Perfluorhexansulfonate	
PFOS	Perfluoroktansulfonat	
PFDS	Perfluordekansulfonat	
PFPeA	Perfluorpentansyra	
PFHxA	Perfluorohexansyra	
PFHpA	Perfluorheptansyra	
PFOA	Perfluoroktansyra	
PFNA	Perfluornonansyra	
PFDA	Perfluordekansyra	
PFUnDA	Perfluorundekansyra	
PFOSA	Perfluoroktan sulfonamid	
6:2 FTS	6:2 fluorotelomer sulfonat	



## **Bilaga 3. Analysprotokoll (ALS Scandinavia)**

# Rapport

Sida 1 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Registrerad 2015-12-15 12:42  
Utfärdad 2016-01-04

IVL Svenska Miljöinstitutet AB  
Lars Rosenqvist

Box 21060  
100 31 Stockholm  
Sweden

Projekt Re-Path 2  
Bestnr 20

## Analys av grundvatten

Er beteckning	<b>MR4530</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730126					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.4			1	1	LISO
konduktivitet	123		mS/m	2	1	LISO
DOC	361	72.2	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4531</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730127					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.7			1	1	LISO
konduktivitet	93.7		mS/m	2	1	LISO
DOC	355	71.0	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4532</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730128					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.0			1	1	LISO
konduktivitet	83.1		mS/m	2	1	LISO
DOC	420	84.0	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4533</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730129					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.2			1	1	LISO
konduktivitet	47.9		mS/m	2	1	LISO
DOC	358	71.6	mg/l	3	2	MB



# Rapport

Sida 2 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Er beteckning	<b>MR4534</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730130					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.1			1	1	LISO
konduktivitet	41.3		mS/m	2	1	LISO
DOC	502	100	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4535</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730131					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.4			1	1	LISO
konduktivitet	24.7		mS/m	2	1	LISO
DOC	471	94.2	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4536</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730132					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.0			1	1	LISO
konduktivitet	25.1		mS/m	2	1	LISO
DOC	475	95.1	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4537</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730133					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.0			1	1	LISO
konduktivitet	43.0		mS/m	2	1	LISO
DOC	576	115	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4538</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730134					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.6			1	1	LISO
konduktivitet	85.5		mS/m	2	1	LISO
DOC	451	90.2	mg/l	3	2	MB

# Rapport

Sida 3 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Er beteckning	<b>MR4539</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730135					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.3			1	1	LISO
konduktivitet	104		mS/m	2	1	LISO
DOC	460	92.0	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4540</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730136					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.8			1	1	LISO
konduktivitet	95.8		mS/m	2	1	LISO
DOC	362	72.3	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4541</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730137					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.5			1	1	LISO
konduktivitet	120		mS/m	2	1	LISO
DOC	1330	265	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4542</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730138					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.2			1	1	LISO
konduktivitet	66.4		mS/m	2	1	LISO
DOC	824	165	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4543</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730139					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.1			1	1	LISO
konduktivitet	22.8		mS/m	2	1	LISO
DOC	547	109	mg/l	3	2	MB

# Rapport

Sida 4 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Er beteckning	<b>MR4544</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730140					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.2			1	1	LISO
konduktivitet	47.2		mS/m	2	1	LISO
DOC	537	107	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4545</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730141					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.8			1	1	LISO
konduktivitet	30.6		mS/m	2	1	LISO
DOC	787	157	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4546</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730142					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.6			1	1	LISO
konduktivitet	41.2		mS/m	2	1	LISO
DOC	1010	203	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4547</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730143					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.2			1	1	LISO
konduktivitet	48.6		mS/m	2	1	LISO
DOC	294	58.9	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4548</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730144					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.9			1	1	LISO
konduktivitet	98.0		mS/m	2	1	LISO
DOC	487	97.4	mg/l	3	2	MB

# Rapport

Sida 5 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Er beteckning	<b>MR4549</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730145					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.3			1	1	LISO
konduktivitet	40.6		mS/m	2	1	LISO
DOC	134	26.8	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4550</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730146					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.8			1	1	LISO
konduktivitet	120		mS/m	2	1	LISO
DOC	440	88.0	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4551</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730147					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.5			1	1	LISO
konduktivitet	73.7		mS/m	2	1	LISO
DOC	650	130	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4552</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730148					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.7			1	1	LISO
konduktivitet	166		mS/m	2	1	LISO
DOC	569	114	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4553</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730149					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.8			1	1	LISO
konduktivitet	94.5		mS/m	2	1	LISO
DOC	422	84.4	mg/l	3	2	MB

# Rapport

Sida 6 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Er beteckning	<b>MR4554</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730150					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.9			1	1	LISO
konduktivitet	31.5		mS/m	2	1	LISO
DOC	603	120	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4555</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730151					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.6			1	1	LISO
konduktivitet	64.8		mS/m	2	1	LISO
DOC	653	131	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4556</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730152					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.1			1	1	LISO
konduktivitet	55.2		mS/m	2	1	LISO
DOC	579	116	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4557</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730153					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.1			1	1	LISO
konduktivitet	56.0		mS/m	2	1	LISO
DOC	548	110	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4558</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730154					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.1			1	1	LISO
konduktivitet	53.2		mS/m	2	1	LISO
DOC	692	138	mg/l	3	2	MB

# Rapport

Sida 7 (9)



## T1526440

1F3HYOOJIPS



Er beteckning	<b>MR4559</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730155					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.0			1	1	LISO
konduktivitet	87.0		mS/m	2	1	LISO
DOC	404	80.7	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4560</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730156					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	7.8			1	1	LISO
konduktivitet	87.8		mS/m	2	1	LISO
DOC	422	84.4	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4561</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730157					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.1			1	1	LISO
konduktivitet	51.5		mS/m	2	1	LISO
DOC	1620	325	mg/l	3	2	MB

Er beteckning	<b>MR4562</b>					
Provtagare	<b>Lars Rosenqvist</b>					
Labnummer	O10730158					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.0			1	1	LISO
konduktivitet	51.7		mS/m	2	1	LISO
DOC	360	72.0	mg/l	3	2	MB

\* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Metod	
1	<p>Bestämning av pH enligt SS-EN ISO 10523:2012 pH vid 25±2°C bestäms potentiometriskt med pH-meter och temperaturkompensering. Prov för bestämning av pH bör inkomma till laboratoriet så snart som möjligt efter provtagning då denna parameter är tidskänslig. Bestämning bör ske inom 24 timmar efter provtagning enligt standard SS-EN ISO 5667-3.</p> <p>Mätosäkerhet (k=2): Renvatten: ±0.14 vid pH 6.87 och ±0.22 vid pH 11 Avloppsvatten: ±0.14 vid pH 6.87 och ±0.22 vid pH 11</p> <p>Rev 2015-12-11</p>
2	<p>Bestämning av Konduktivitet enligt SS-EN 27888 utg 1 Direkt bestämning av vattnets elektriska ledningsförmåga vid 25°C. Prov för bestämning av konduktivitet bör inkomma till laboratoriet så snart som möjligt efter provtagning då denna parameter är tidskänslig. Bestämning bör ske inom 24 timmar efter provtagning enligt standard SS-EN ISO 5667-3.</p> <p>Mätosäkerhet (k=2): Renvatten: ±9% vid 14.7 mS/m, ±7% vid 141 mS/m och ±13% vid 774 mS/m Avloppsvatten: ±11% vid 14.7 mS/m, ±9% vid 141 mS/m och ±14% vid 774 mS/m</p> <p>Rev 2015-12-11</p>
3	<p>Bestämning av DOC med IR detektion enligt metod baserad på CSN EN 1484 och CSN 13370.</p> <p>Rev 2013-09-19</p>

	Godkännare
LISO	Linda Söderberg
MB	Maria Bigner

Utf <sup>1</sup>	
1	För mätningen svarar ALS Scandinavia AB, Box 700, 182 17 Danderyd som är av det svenska ackrediteringsorganet SWEDAC ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 2030).
2	<p>För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till.</p> <p>Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice.</p> <p>Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.</p>

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

<sup>1</sup> Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).

# Rapport

Sida 9 (9)



**T1526440**

1F3HYOOJIPS



Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats [www.alsglobal.se](http://www.alsglobal.se)

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.





Registrerad 2016-01-08 12:48  
Utfärdad 2016-01-18

IVL Svenska Miljöinstitutet AB  
Lars Rosenqvist

Box 21060  
100 31 Stockholm  
Sweden

Projekt Re-Path 2  
Bestnr 206606

## Analys av fast prov

Er beteckning	<b>MR 4501</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734336					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	61.6	3.73	%	1	1	INRO
glödförlust	5.16	0.27	% av TS	1	1	INRO
TOC*	3.0		% av TS	1	1	INRO
pH	7.8	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4498</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734337					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	71.6	4.32	%	1	1	INRO
glödförlust	10.8	0.54	% av TS	1	1	INRO
TOC*	6.3		% av TS	1	1	INRO
pH	6.5	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4499</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734338					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	65.6	3.96	%	1	1	INRO
glödförlust	5.10	0.26	% av TS	1	1	INRO
TOC*	3.0		% av TS	1	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4500</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734339					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	85.0	5.13	%	1	1	INRO
glödförlust	2.03	0.12	% av TS	1	1	INRO
TOC*	1.2		% av TS	1	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4500</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734339					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
pH	8.3	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 5417</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734340					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	89.8	5.42	%	1	1	INRO
glödförlust	0.56	0.07	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.32		% av TS	1	1	INRO
pH	7.4	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4518</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734341					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	87.6	5.29	%	1	1	INRO
glödförlust	1.28	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.74		% av TS	1	1	INRO
pH	8.6	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4496</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734342					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	91.3	5.51	%	1	1	INRO
glödförlust	0.88	0.08	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.51		% av TS	1	1	INRO
pH	6.7	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4497</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734343					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	89.4	5.39	%	1	1	INRO
glödförlust	0.75	0.08	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.44		% av TS	1	1	INRO
pH	8.4	0.2		2	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4506</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734344					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	95.0	5.73	%	1	1	INRO
glödförlust	4.62	0.24	% av TS	1	1	INRO
TOC*	2.7		% av TS	1	1	INRO
pH	7.7	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4507</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734345					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	91.4	5.52	%	1	1	INRO
glödförlust	1.88	0.12	% av TS	1	1	INRO
TOC*	1.1		% av TS	1	1	INRO
pH	8.0	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4519</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734346					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	78.8	4.76	%	1	1	INRO
glödförlust	1.53	0.10	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.89		% av TS	1	1	INRO
pH	6.8	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4520</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734347					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	87.4	5.27	%	1	1	INRO
glödförlust	0.56	0.07	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.32		% av TS	1	1	INRO
pH	8.3	0.2		2	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4512</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734348					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	73.6	4.45	%	1	1	INRO
glödförlust	3.17	0.17	% av TS	1	1	INRO
TOC*	1.8		% av TS	1	1	INRO
pH	8.4	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4516</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734349					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	78.5	4.74	%	1	1	INRO
glödförlust	1.49	0.10	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.86		% av TS	1	1	INRO
pH	8.2	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4521</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734350					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	84.3	5.09	%	1	1	INRO
glödförlust	1.14	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.66		% av TS	1	1	INRO
pH	7.5	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4510</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734351					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	95.5	5.76	%	1	1	INRO
glödförlust	0.74	0.08	% av TS	1	1	INRO
TOC*	0.43		% av TS	1	1	INRO
pH	6.7	0.2		2	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4511</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734352					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>88.3</b>	5.33	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>0.70</b>	0.08	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.41</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>7.2</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4522</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734353					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>57.7</b>	3.49	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>13.9</b>	0.70	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>8.1</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>6.7</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4523</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734354					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>74.9</b>	4.52	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>3.39</b>	0.18	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>2.0</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>6.8</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4524</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734355					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>66.8</b>	4.04	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>3.46</b>	0.18	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>2.0</b>		% av TS	1	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4525</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734356					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>83.6</b>	5.04	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>3.82</b>	0.20	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>2.2</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.0</b>	0.2		2	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4526</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734357					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>84.5</b>	5.10	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>2.46</b>	0.14	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>1.4</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.2</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4513</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734358					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>96.1</b>	5.79	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>1.30</b>	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.75</b>		% av TS	1	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4514</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734359					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>83.1</b>	5.02	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>1.12</b>	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.65</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>7.8</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4515</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734360					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>90.0</b>	5.43	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>1.16</b>	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.67</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.3</b>	0.2		2	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4527</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734361					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>84.2</b>	5.08	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>6.83</b>	0.35	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>4.0</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>7.6</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4528</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734362					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>79.0</b>	4.77	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>0.92</b>	0.08	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.53</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>7.1</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4529</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734363					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>72.3</b>	4.37	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>3.43</b>	0.18	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>2.0</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.5</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4509</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734364					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>88.7</b>	5.35	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>1.57</b>	0.10	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.91</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.1</b>	0.2		2	1	INRO



Er beteckning	<b>MR 4502</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734365					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>81.0</b>	4.89	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>9.58</b>	0.48	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>5.6</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>6.0</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4503</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734366					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>79.3</b>	4.79	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>1.30</b>	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.75</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>7.9</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4504</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734367					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>88.6</b>	5.34	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>1.30</b>	0.09	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.75</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.1</b>	0.2		2	1	INRO

Er beteckning	<b>MR 4508</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734368					
Parameter	Resultat	Osäkerhet (±)	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS 105°C	<b>67.8</b>	4.10	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>2.57</b>	0.14	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>1.5</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.1</b>	0.2		2	1	INRO





Er beteckning	<b>MR 4505</b>					
Provtagare	<b>Lars R</b>					
Labnummer	O10734369					
Parameter	Resultat	Osäkerhet ( $\pm$ )	Enhet	Metod	Utf	Sign
TS_105°C	<b>84.1</b>	5.08	%	1	1	INRO
glödförlust	<b>0.84</b>	0.08	% av TS	1	1	INRO
TOC*	<b>0.49</b>		% av TS	1	1	INRO
pH	<b>8.2</b>	0.2		2	1	INRO



\* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Metod	
1	TOC beräknas utifrån glödförlust baserad på "Van Bommel" faktorn. Glödförlustbestämning, ackrediterad, metod baserad på CSN EN 12879, CSN 72 0103 och CSN 46 5735.  Rev 2013-09-19
2	Bestämning av pH enligt metod CSN ISO 10390, CSN EN 12176.  Rev 2013-09-19

Godkännare	
INRO	Ingalill Rosén

Utf <sup>1</sup>	
1	För mätningen svarar ALS Laboratory Group, Na Harfê 9/336, 190 00, Prag 9, Tjeckien, som är av det tjeckiska ackrediteringsorganet CAI ackrediterat laboratorium (Reg.nr. 1163). CAI är signatär till ett MLA inom EA, samma MLA som SWEDAC är signatär till. Laboratorierna finns lokaliserade i; Prag, Na Harfê 9/336, 190 00, Praha 9, Ceska Lipa, Bendlova 1687/7, 470 03 Ceska Lipa, Pardubice, V Raji 906, 530 02 Pardubice.  Kontakta ALS Stockholm för ytterligare information.

Mätosäkerheten anges som en utvidgad osäkerhet (enligt definitionen i "Evaluation of measurement data - Guide to the expression of uncertainty in measurement", JCGM 100:2008 Corrected version 2010) beräknad med täckningsfaktor lika med 2 vilket ger en konfidensnivå på ungefär 95%.

Mätosäkerhet från underleverantör anges oftast som en utvidgad osäkerhet beräknad med täckningsfaktor 2. För ytterligare information kontakta laboratoriet.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet. Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats [www.alsglobal.se](http://www.alsglobal.se)

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrift från denna är att betrakta som kopior.

<sup>1</sup> Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).



Registrerad 2016-01-11 09:23  
Utfärdad 2016-01-19

IVL Svenska Miljöinstitutet AB  
Lars Rosenqvist

Box 21060  
100 31 Stockholm  
Sweden

Projekt 206606

## Analys: G2

Er beteckning	MR 4500				
Provtagare	Lars R				
Labnummer	U11160005				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
Malning stålfat*	ja	ArbMom	1	I	KG
TS*	82.5	%	2	W	TJ
SiO <sub>2</sub> *	66.9	% TS	1	S	SA
Al <sub>2</sub> O <sub>3</sub> *	12.3	% TS	1	S	SA
CaO*	3.26	% TS	1	S	SA
Fe <sub>2</sub> O <sub>3</sub> *	3.34	% TS	1	S	SA
K <sub>2</sub> O*	3.32	% TS	1	S	SA
MgO*	1.17	% TS	1	S	SA
MnO*	0.0554	% TS	1	S	SA
Na <sub>2</sub> O*	2.67	% TS	1	S	SA
P <sub>2</sub> O <sub>5</sub> *	0.0921	% TS	1	S	SA
TiO <sub>2</sub> *	0.349	% TS	1	S	SA
Summa*	93.5	% TS	1	I	SA
LOI 1000°C*	2.6	% TS	3	W	TJ
Ba*	606	mg/kg TS	1	S	SA
Be*	2.04	mg/kg TS	1	S	SA
Co*	7.19	mg/kg TS	1	S	SA
Cr*	35.0	mg/kg TS	1	S	SA
Mo*	<5	mg/kg TS	1	S	SA
Nb*	12.4	mg/kg TS	1	S	SA
Ni*	13.9	mg/kg TS	1	S	SA
Sc*	9.40	mg/kg TS	1	S	SA
Sr*	224	mg/kg TS	1	S	SA
V*	49.8	mg/kg TS	1	S	SA
W*	0.664	mg/kg TS	1	S	SA
Y*	22.3	mg/kg TS	1	S	SA
Zr*	184	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4518</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160006				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>85.6</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>68.1</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>11.5</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>3.26</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>3.14</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.94</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>1.02</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0532</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.57</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0875</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.313</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>93.0</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>2.2</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>590</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>1.89</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>5.71</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>36.5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>7.30</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>11.7</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>8.64</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>220</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>44.0</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.768</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>19.2</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>185</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4507</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160007				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>90.8</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>71.2</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>12.0</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>2.24</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>3.13</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.77</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>1.05</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0463</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.80</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0917</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.316</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>95.6</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.7</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>521</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.33</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>27.8</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>8.23</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>&lt;10</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>8.32</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>199</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>41.5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.836</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>21.6</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>193</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4520</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160008				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>89.3</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>69.6</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>10.9</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>2.11</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>2.87</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.75</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>0.916</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0461</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.55</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0858</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.283</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>92.1</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.0</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>557</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>1.66</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>5.31</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>30.8</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>6.83</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>12.1</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>8.38</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>195</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>40.9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.864</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>18.1</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>189</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4521</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160009				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>84.4</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>69.3</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>11.1</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>2.05</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>2.67</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.54</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>0.797</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0429</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.65</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0791</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.272</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>91.5</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.1</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>505</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>1.78</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>30.1</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>7.34</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>10.9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>7.20</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>221</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>38.3</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>1.74</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>20.3</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>190</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4511</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160010				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>87.2</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>72.5</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>11.0</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>1.91</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>2.97</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.74</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>0.856</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0483</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.61</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0799</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.279</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>95.0</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.2</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>554</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>1.65</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>5.26</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>31.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>6.85</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>10.7</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>7.80</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>200</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>39.6</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.658</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>21.3</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>224</b>	mg/kg TS	1	S	SA





Er beteckning	<b>MR 4523</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160011				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>79.3</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>72.6</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>10.8</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>1.82</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>2.36</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.61</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>0.630</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0404</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.62</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.129</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.209</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>93.8</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>4.0</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>534</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>1.87</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>25.3</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>4.99</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>&lt;10</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>7.14</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>203</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>30.0</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.693</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>18.2</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>161</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4526</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160012				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>84.5</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>68.1</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>12.0</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>2.92</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>3.90</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.90</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>1.20</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0579</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.68</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0888</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.332</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>94.2</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.9</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>566</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.95</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>6.59</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>39.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>7.61</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>13.9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>9.00</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>221</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>53.0</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.797</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>19.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>183</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4528</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160013				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>78.5</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>70.4</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>11.2</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>1.58</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>2.82</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>3.16</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>1.02</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0416</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.52</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0816</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.312</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>93.1</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.5</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>636</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.52</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>6.43</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>42.8</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>6.90</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>19.9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>7.39</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>178</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>43.1</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.905</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>16.6</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>174</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4529</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160014				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>71.8</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>51.8</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>11.9</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>8.21</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>5.48</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>3.33</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>2.05</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0931</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>1.82</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.135</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.554</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>85.4</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>8.5</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>497</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.38</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>12.9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>63.8</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>13.0</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>19.2</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>11.9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>168</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>85.7</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>1.37</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>28.7</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>183</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4509</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160015				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>85.5</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>74.9</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>12.6</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>2.19</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>3.04</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>3.33</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>1.07</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0497</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>3.16</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0893</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.302</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>100.7</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.9</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>672</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.37</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>33.8</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>8.11</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>&lt;9</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>7.91</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>238</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>46.6</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>2.06</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>16.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>142</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4502</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160016				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>74.3</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>67.6</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>12.5</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>1.83</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>3.79</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.86</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>0.817</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0451</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>2.79</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0853</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.222</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>92.5</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>5.7</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>625</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.58</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>5.11</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>35.3</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>6.08</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>13.5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>7.29</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>217</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>43.7</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.903</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>18.5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>118</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Er beteckning	<b>MR 4504</b>				
Provtagare	<b>Lars R</b>				
Labnummer	U11160017				
Parameter	Resultat	Enhet	Metod	Utf	Sign
<b>Malning stålfat*</b>	<b>ja</b>	ArbMom	1	I	KG
<b>TS*</b>	<b>87.5</b>	%	2	W	TJ
<b>SiO<sub>2</sub>*</b>	<b>67.6</b>	% TS	1	S	SA
<b>Al<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>12.4</b>	% TS	1	S	SA
<b>CaO*</b>	<b>2.58</b>	% TS	1	S	SA
<b>Fe<sub>2</sub>O<sub>3</sub>*</b>	<b>3.07</b>	% TS	1	S	SA
<b>K<sub>2</sub>O*</b>	<b>3.06</b>	% TS	1	S	SA
<b>MgO*</b>	<b>1.06</b>	% TS	1	S	SA
<b>MnO*</b>	<b>0.0512</b>	% TS	1	S	SA
<b>Na<sub>2</sub>O*</b>	<b>3.14</b>	% TS	1	S	SA
<b>P<sub>2</sub>O<sub>5</sub>*</b>	<b>0.0922</b>	% TS	1	S	SA
<b>TiO<sub>2</sub>*</b>	<b>0.307</b>	% TS	1	S	SA
<b>Summa*</b>	<b>93.4</b>	% TS	1	I	SA
<b>LOI 1000°C*</b>	<b>1.5</b>	% TS	3	W	TJ
<b>Ba*</b>	<b>604</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Be*</b>	<b>2.09</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Co*</b>	<b>5.50</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Cr*</b>	<b>25.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Mo*</b>	<b>&lt;5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Nb*</b>	<b>7.86</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Ni*</b>	<b>11.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sc*</b>	<b>9.07</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Sr*</b>	<b>233</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>V*</b>	<b>44.5</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>W*</b>	<b>0.727</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Y*</b>	<b>20.4</b>	mg/kg TS	1	S	SA
<b>Zr*</b>	<b>185</b>	mg/kg TS	1	S	SA



Metod	
1	<p>Provet har torkats vid 105°C. Torrsubstans har utförts enligt svensk standard SS 028113.</p> <p>0,1 g torkat prov har smälts med 0.4 g LiBO<sub>2</sub> och upplöstes i HNO<sub>3</sub>. Vid bestämning av LOI (loss on ignition) är den utförd vid 1000°C.</p> <p>Analys har skett enligt EPA –metod (modifierad) 200.8 (ICP-SFMS).</p>
2	Analys enligt TS enligt SS 02 81 13-1.
3	Analys enligt LOI 1000°C.

Godkännare	
KG	Kenneth Grape
SA	Siv Andersson
TJ	Thea Johansson

Utf <sup>1</sup>	
I	Man.Inm.
S	ICP-SFMS
W	Våtkemi

\* efter parameternamn indikerar icke ackrediterad analys.

Denna rapport får endast återges i sin helhet, om inte utfärdande laboratorium i förväg skriftligen godkänt annat. Resultaten gäller endast det identifierade, mottagna och provade materialet.

Beträffande laboratoriets ansvar i samband med uppdrag, se aktuell produktkatalog eller vår webbplats [www.alsglobal.se](http://www.alsglobal.se)

Den digitalt signerade PDF filen representerar originalrapporten. Alla utskrifter från denna är att betrakta som kopior.

<sup>1</sup> Utförande teknisk enhet (inom ALS Scandinavia) eller anlitat laboratorium (underleverantör).





**Swedavia  
Airports**



IVL Svenska Miljöinstitutet AB // Box 210 60 // 100 31 Stockholm  
Tel 010-788 65 00 // Fax 010-788 65 90 // [www.ivl.se](http://www.ivl.se)